



HAL
open science

Capital naturel, développement et durabilité à Madagascar et au Mozambique

Timothée Ollivier

► **To cite this version:**

Timothée Ollivier. Capital naturel, développement et durabilité à Madagascar et au Mozambique. Economies et finances. Université Paris Dauphine - Paris IX, 2009. Français. NNT: . tel-00489553v2

HAL Id: tel-00489553

<https://theses.hal.science/tel-00489553v2>

Submitted on 30 Aug 2010

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université Paris IX Dauphine

EDOCIF

Thèse

présentée par

Timothée OLLIVIER

pour obtenir le grade de docteur de l'Université Paris IX Dauphine

Discipline : Economie

**CAPITAL NATUREL, DEVELOPPEMENT ET DURABILITE À
MADAGASCAR ET AU MOZAMBIQUE**

**NATURAL WEALTH, DEVELOPMENT AND SUSTAINABILITY IN
MADAGASCAR AND MOZAMBIQUE**

Soutenue le 3 décembre 2009 devant le jury composé de :

Pierre-Noël GIRAUD	Directeur de thèse
Robert LIFRAN	Rapporteur
Marc BIED CHARRETON	Rapporteur
Jacques RICHARD	Examineur
Denis LOYER	Examineur
Kirk HAMILTON	Examineur

Thèse préparée au sein du CERNA (Centre d'économie de MinesParisTech)

L'université n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les thèses : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier d'abord mon directeur de thèse Pierre-Noël Giraud pour m'avoir donné l'occasion de découvrir en toute liberté quelques couleurs du continent africain. Une aventure intellectuelle passionnante qui je l'espère ne fait que commencer.

Je tiens à remercier ensuite Jacques Richard, Robert Lifran, Denis Loyer, Kirk Hamilton et Marc Bied-Charreton d'avoir bien voulu faire partie du jury de cette thèse. Un remerciement particulier à Denis Loyer, Jan Horst Keppler et Valérie Reboud qui ont guidé les derniers mois de cette recherche en me donnant les derniers conseils lors de la pré-soutenance.

A Madagascar, mes remerciements vont aux différents interlocuteurs qui m'ont aidé dans mes recherches et m'ont initié au SCV : Christian Feller, Philippe Grandjean, Olivier Husson, Rakotandramanana, Eric Andriantavy, Marie-Hélène Dabat, Stéphane Chabiersky, Jeannot Ramiamanana, Raphael Domas. Un merci tout particulier à Eric Penot.

Au Cerna, mes remerciements vont à Sesaria pour avoir résolu les questions administratives les plus ubuesques, Mathieu Glachant et Yann Ménière pour l'encadrement doctoral. Je souhaite également remercier Pierre-Alexandre et Jean-Baptiste. Leur aide a été précieuse. Et bien sûr les autres doctorants, notamment ceux qui, également dans la dernière ligne droite, ont partagé les hauts et bas d'une thèse « sportive » ces trois dernières années.

Je suis reconnaissant à l'AFD d'avoir soutenu financièrement et intellectuellement cette recherche. Je remercie plus particulièrement : Carl Bernadac, Dominique Rojat, François Jullien, Jean-François Richard, Nicolas Hertkorn, Mathilde Gasperi, Guillaume Lebris, Bruno Leclerc et Karen Colin de Verdière.

Enfin, mes derniers remerciements vont bien entendu à ma famille qui a partagé depuis le début ces aventures scientifiques et géographiques et m'a toujours soutenu.

PLAN DE LA THESE

CHAPITRE 1. INTRODUCTION GENERALE.....	9
--	---

PARTIE 1 CAPITAL NATUREL ET CROISSANCE PRO-PAUVRES : ELEMENTS DE CONTEXTE

CHAPITRE 2. LE PARADIGME ECONOMIQUE ACTUEL : LA « CROISSANCE PRO-PAUVRES ».....	19
---	----

CHAPITRE 3. LA PLACE DU CAPITAL NATUREL DANS LES STRATEGIES DE DEVELOPPEMENT EN AFRIQUE SUB-SAHARIENNE.....	31
---	----

PARTIE 2 CAPITAL NATUREL, CROISSANCE ET DURABILITE

CHAPITRE 4. INTRODUCTION : LA DURABILITE, DE LA THEORIE A LA PRATIQUE.....	57
--	----

CHAPITRE 5. INTERET DES INDICATEURS MACROECONOMIQUES AGREGES DE DURABILITE DANS L'ELABORATION DES POLITIQUES DE DURABILITE : LE CAS DE MADAGASCAR.....	79
--	----

CHAPITRE 6. CRITIQUE DE L'APPROCHE DE DURABILITE DE LA BANQUE MONDIALE: LE CAS DE MADAGASCAR.....	101
---	-----

CHAPITRE 7. VERS UNE MEILLEURE PRISE EN COMPTE DU CAPITAL IMMATERIEL : LE CAS DU MOZAMBIQUE.....	121
--	-----

CHAPITRE 8. CONCLUSION : PROPOSITION D'UN MODE DE PILOTAGE DE LA DURABILITE EN PAYS AFRICAINS.....	147
--	-----

PARTIE 3 SOLS, ECONOMIE ET AGROECOLOGIE

CHAPITRE 9. LES SOLS, COMPOSANTE CLE DU CAPITAL NATUREL DES PAYS AFRICAINS.....	163
---	-----

CHAPITRE 10. PERSPECTIVES ECONOMIQUES SUR LA RESSOURCE EN SOL A TRAVERS LE CONCEPT DE CAPITAL SOL.....	175
--	-----

CHAPITRE 11. UN EXEMPLE D'INVESTISSEMENT DE CONSERVATION DES SOLS : LES TECHNIQUES AGROECOLOGIQUES AU LAC ALAOTRA (MADAGASCAR)....	195
--	-----

CHAPITRE 12. CONCLUSION GENERALE.....	235
BIBLIOGRAPHIE	248

Chapitre 1. Introduction Générale

1. Actualité et pertinence du thème de recherche

L'Afrique Sub-saharienne concentre l'essentiel du « milliard du bas »¹. La population vivant sous le seuil de pauvreté a doublé entre 1981 et 2004. L'espérance de vie a augmenté jusqu'en 1990, atteignant 50 ans, mais a décliné depuis à 46 ans. La croissance économique du produit intérieur brut par habitant a été quasi nulle, et la production agricole par habitant a stagné sur cette même période (Kates et Dasgupta, 2007). Il ne s'agit pas de sombrer dans un Afro-pessimisme fataliste. Certains pays comme le Ghana, l'Ouganda ou la Tanzanie donnent des signes encourageants, même si encore fragiles. Mal-gouvernance et corruption, poids de l'héritage colonial, diversité ethnique, etc., nombreuses sont les thèses proposant une lecture de ce constat. Le continent s'est essayé depuis les indépendances à une diversité de stratégies de développement étonnante : des plus socialistes et planificatrices dans les années 60-70 aux plus libérales dans les années 80-90. Un pays comme Madagascar est ainsi passé, sous une même présidence, d'un régime socialiste (d'inspiration nord-coréenne) à un régime libéral (prôné par les institutions internationales).

Quelle place pour la nature et l'environnement dans ces stratégies de développement ? Très limitée. Les capitaux physiques et humains ont longtemps été privilégiés. Dans les années 50 et 60, il s'agissait d'industrialiser ces pays en construisant un noyau de capital primitif et en limitant les exportations. Des investissements massifs en capital physique (infrastructures et

¹ Expression empruntée à Paul Collier et son livre *The Bottom Billion* (Collier, 2007)

industries de base essentiellement) ont été réalisés. C'est la période des « éléphants blancs ». Les financements internationaux dans les secteurs de l'éducation et de la santé n'ont cessé de croître. L'agriculture a reçu sporadiquement une attention particulière de la part des décideurs. Néanmoins, ces vingt dernières années, les financements dans le secteur agricole ont décliné de façon régulière.

Aujourd'hui, la question de la place des ressources naturelles et de l'environnement dans le processus de développement revient sur le devant de la scène. D'abord, on voit une évolution significative dans les discours (et promesses) des dirigeants africains. Depuis le début des années 2000, les initiatives en faveur du développement durable se sont multipliées en Afrique. Le NEPAD² par exemple contient depuis 2002 un volet développement durable. Plus récemment en 2008, Denis Sassou N'Guesso, président du Congo, a proposé lors du forum international du développement durable organisé à Brazzaville la création d'un fonds africain pour le développement durable. C'est un premier pas. Ensuite, la manière dont est appréhendée et perçue la nature évolue également. La nature n'apparaît plus seulement comme source de matières premières. Les forêts du bassin du Congo sont maintenant courtisées non seulement pour leurs bois précieux, mais également en tant que stocks de carbone, purificateurs d'eaux et filets de sécurité contre les aléas climatiques et économiques. On prend progressivement conscience des nombreux liens qui existent entre pauvreté, développement et patrimoine naturel. L'analyse économique est ainsi de plus en plus utilisée pour illustrer la diversité des services qu'assure la nature. Dans le contexte des pays pauvres aux ressources financières limitées, il est indispensable de pouvoir justifier de l'intérêt économique d'investissements dans le secteur environnemental. Le principal objectif restant l'amélioration des conditions de vie des plus pauvres. On n'oppose donc plus homme et nature. Il ne s'agit pas de choisir entre le lémurien et le malgache comme s'en effraie un responsable politique malgache s'adressant aux responsables de la gestion du parc de la Montagne d'Ambre dans le nord de Madagascar : « ne pourriez-vous considérer nos enfants comme des lémuriens ? ». Enfin, on voit une évolution des outils appliqués à l'environnement. La société civile, plus particulièrement les Organisations Non Gouvernementales (ONG) environnementales, sont fortement impliquées dans le développement de tels outils, notamment économiques. Certaines ONG environnementales (bailleurs de fonds également) développent l'analyse économique de l'environnement depuis une quinzaine d'années maintenant. Le WWF³ par exemple a créé un département *Conservation Finance* où ont été développés différents outils d'inspiration économique (dette contre nature, paiements pour services environnementaux, « Trust Fund »

² Nouveau Partenariat pour le Développement de l'Afrique

³ World Wide Fund (littéralement Fonds Mondial pour la vie sauvage)

environnementaux, etc.). La nature s'insinue donc dans les instruments économiques traditionnels.

Pourquoi cette prise de conscience ? D'abord, le contexte international actuel est rempli d'exemples révélateurs quant au rôle que peuvent jouer les richesses naturelles dans le développement des pays africains. Les flambées maintenant régulières des prix alimentaires, les tensions entre productions énergétique et agricole, les pressions grandissantes sur les écosystèmes (dégradation des terres, déforestation, qui touchent plus particulièrement les plus pauvres) sont autant de défis à relever pour le continent. Une nouvelle appétence s'est donc développée ces dernières années pour les questions environnementales en Afrique. Avec une rhétorique renouvelée, inspirée des concepts économiques. On ne parle plus dans le domaine environnemental de conservation, d'aires protégées mais de croissance, de développement. La nature devient un capital générateur de croissance. Ce n'est plus une contrainte dont il faut s'affranchir.

Il existe également un ensemble de raisons structurelles poussant à s'intéresser aux liens entre ressources naturelles et développement dans le cas des pays africains. Nous entrerons plus dans le détail dans la partie 1. Mais brièvement, rappelons que les pays africains sont particulièrement dépendants de leurs ressources naturelles qui représentent une part importante de leur richesse. Les plus pauvres en sont encore plus dépendants et la nature est un filet de sécurité en cas de crise pour nombre de ruraux fragiles. Ce patrimoine naturel est souvent en voie de dégradation, posant la question de la durabilité des modes de croissance africains. Il se pourrait en effet que de nombreux pays du continent hypothèquent leur potentiel de croissance futur. Ceux-ci détruisent un actif essentiel pour eux qu'est la nature, s'enfermant alors dans une trappe de pauvreté. La nature est donc un actif clé à gérer sur le long terme pour les pays africains. Et elle devrait le rester. Pourquoi ? La plupart des pays du continent sont largement exclus du commerce international et des flux de capitaux. L'Asie est aujourd'hui le réservoir de main d'œuvre à bas coût et l'« usine du monde ». L'Afrique n'est pour l'instant pas compétitive, et il est fort probable que cela reste le cas pour les années à venir, hormis peut être quelques pays côtiers comme le Ghana ou le Kenya. Ces pays resteront donc pour un moment encore dépendants de leurs richesses naturelles pour leur développement. Il s'agira donc d'exploiter au mieux ces ressources à travers une stratégie de long terme. Cette opinion, quelque peu pessimiste, est de plus en plus répandue. Une version plus provocante étant comme l'indique Pierre-Noël Giraud que : « c'est la Chine qui industrialisera l'Afrique », lorsque les entreprises chinoises commenceront à se délocaliser. Cela commence pour les matières premières. A l'Afrique donc de gérer au mieux ses ressources d'ici là, jusqu'à ce que l'Afrique puisse passer par la « porte étroite du développement » (Giraud, 2008).

2. Problématique

Le thème de recherche est large : le rôle du capital naturel dans le développement des pays d'Afrique Sub-saharienne. Nous discutons et illustrons ce thème dans la partie 1 de notre travail. Cette partie représente en quelque sorte le canevas de notre réflexion. Deux problématiques plus précises ont émergé de cette réflexion, présentées ci-dessous.

Problématique 1 – Comment rendre opérationnel le concept de durabilité dans les stratégies nationales de développement des pays africains ?

L'entrée est la durabilité des trajectoires de croissance. La durabilité est souvent un concept flou dans les stratégies nationales de développement durable. Présentée différemment, l'idée est de se pencher sur les déterminants de long terme de la croissance. Le mode de croissance actuel des pays africains est-il durable (dans le sens ici où il peut se maintenir sur le long terme)? Traduire la durabilité en action publique nécessite deux étapes, qu'on peut traduire par deux questions successives : Comment mesurer la durabilité ? Puis, quelles politiques de durabilité mettre en place ? Nous verrons que cette entrée « durabilité » nous permettra de proposer un cadre d'analyse large de la croissance perçue comme l'accumulation de différents stocks de capitaux : physique, humain, social et naturel. Il s'agit finalement de remettre le capital naturel au cœur des théories de la croissance. Cette question fera l'objet de la partie 2 de la thèse et reposera sur deux cas d'étude : Madagascar et Mozambique.

Problématique 2 – Comment mieux prendre en compte les ressources en sols dans les stratégies de développement ?

Les ressources en sol représentent la majeure partie de la richesse naturelle de nombreux pays africains. Et dans un grand nombre de ces derniers, la dégradation de ces sols menace les perspectives de croissance future. L'analyse économique reste pourtant faiblement pourvue en outils pour étudier les sols. Plus concrètement, deux questions sont posées ici. D'abord, comment les outils économiques peuvent appréhender la complexité d'un écosystème, ici le sol ? Nous proposons différentes pistes pour mieux prendre en compte les spécificités de cet écosystème particulier (complémentarité avec les autres capitaux, externalités, dynamique des écosystèmes, résilience) en passant à une échelle plus fine. L'idée sous-jacente est de voir en quoi une meilleure compréhension économique de ses spécificités peut permettre de renouveler les outils de gestion de cette ressource, et donc in fine les stratégies de développement agricole. Ensuite, quel intérêt économique d'investir dans la conservation de la ressource en

sol? Les sols agricoles représentent une composante clé du patrimoine naturel des pays africains, souvent fragiles et en cours de dégradation comme indiqué précédemment. Dans ce contexte, il semble important et pertinent d'étudier la rationalité économique des investissements dans la conservation des sols. C'est ce que nous avons fait sur un exemple à Madagascar. Ce thème sera l'objet de la partie 3.

Le lien entre ces deux problématiques est donc le capital naturel : comment le mesurer, comment l'exploiter dans une stratégie de croissance durable, comment prendre en compte ses spécificités par rapport aux autres capitaux. La différence centrale est l'échelle : nationale versus régionale (bassin versant). Nous verrons en conclusion comment ces deux échelles peuvent se compléter.

3. Démarche de la recherche

Une entrée empirique – La recherche s'appuie sur des cas d'études. De nombreuses enquêtes ont été réalisées pour collecter les données : dans les ministères et organismes statistiques, organisations non gouvernementales, universités et centres de recherches, bailleurs de fond, bureaux d'études, et auprès des agriculteurs. Dans le contexte de pays africains, ceci était un véritable défi. Les calculs empiriques réalisés ont nourri une réflexion théorique sur les modèles sous-jacents utilisés. La thèse résulte au final d'allers-retours entre cas d'étude et modélisation théorique.

Une « recherche-action » - La recherche s'est effectuée en partenariat et interaction avec des nombreux acteurs du développement (organismes de recherches, ONG, bureaux d'études, bailleurs, ministères), et plus particulièrement l'Agence Française de Développement qui a apporté son soutien financier à ce travail. La recherche s'est ainsi nourrie des questionnements et critiques de ces différents acteurs aux stades successifs de la recherche.

4. Contributions de la thèse

Nous proposons dès ce stade un résumé des principales contributions de la thèse. Nous distinguons les niveaux théoriques et empiriques.

Sur le plan empirique

La thèse repose sur des cas d'étude réalisées dans deux pays : Madagascar et le Mozambique. Peu de travaux de ce type ont été réalisés en pays pauvres, africains notamment. Plus précisément, trois groupes d'études ont été effectués :

- le calcul de différents indicateurs de durabilité (épargne nette ajustée, empreinte écologique et indice de progrès véritable) et une estimation de la composition de la richesse de Madagascar ;
- une mesure de l'évolution des différents stocks de capitaux (naturel, humain, physique et intangible) du Mozambique ;
- une analyse coûts-bénéfices d'un programme d'agriculture de conservation à Madagascar (zone du lac Alaotra).

Par ailleurs, les analyses développées répondent à des questions concrètes de développement. Au-delà des résultats, la réflexion a également porté sur l'intérêt opérationnel et pratique des outils développés. Nous proposons en parallèle de ces applications empiriques une réflexion sur la manière dont ces différents outils peuvent être utilisés dans l'élaboration de politiques publiques. Nous positionnons ainsi les outils que nous utilisons par rapport à d'autres approches existantes. Ceci est particulièrement vrai pour les travaux sur la durabilité. Il existe en effet une multitude de cadres d'analyse de durabilité, par rapport auxquels nous nous positionnons. Nous proposons un raisonnement similaire quant à la portée opérationnelle de l'analyse coûts-bénéfices du programme de conservation des sols. Nous espérons ainsi faire le lien entre travail analytique et préoccupations opérationnelles.

Sur le plan théorique

Résumons les principaux apports théoriques de nos travaux. Nous proposons :

- un positionnement théorique au sein des différentes approches macroéconomiques de durabilité

- diverses améliorations théoriques de l'épargne nette ajustée⁴ en réponse à certaines problématiques plus particulièrement africaines : dégradation des sols, changement climatique, pollutions
- une reprise de l'approche de la durabilité développée récemment par Arrow et al (2004) et Arrow et al (2007), intégrant en plus : une dimension « santé » au capital humain ainsi qu'une réflexion sur la prise en compte du progrès technique (et les ajustements nécessaires par rapport au fait que le capital naturel n'est pas inclus dans les fonctions de production utilisées pour estimer la productivité totale des facteurs)
- une ébauche de modèle bioéconomique dynamique de capital sol avec un stock de matière organique.

5. Architecture et plan de la thèse

Le présent chapitre constitue l'introduction générale de la thèse. Suivent ensuite trois parties que nous décrivons dans les trois paragraphes ci-après. Une conclusion générale récapitule les principaux messages.

Dans la partie 1, nous positionnons la recherche dans le contexte plus général des stratégies de développement actuelles préconisées dans les pays en développement, questionnant la place du « capital naturel » au sein de ces stratégies. Dans le **chapitre 2**, nous définissons et présentons en détail le paradigme économique dominant : la « croissance pro-pauvres ». Dans le **chapitre 3**, après avoir défini ce qu'est le capital naturel, nous discutons des relations entre capital naturel et développement, utilisant comme grille de lecture le « triangle du capital naturel ». Nous donnons ainsi un aperçu des relations entre capital naturel et croissance, inégalités, pauvreté. Cette première partie est une argumentation en faveur de la nécessité d'étudier de plus près le rôle des richesses naturelles dans le développement des pays pauvres. Deux questions de recherche ont émergées de cette réflexion, traitées respectivement dans les parties 2 et 3 qui structurent le reste de la thèse.

La partie 2 porte sur la mesure de la durabilité des trajectoires de croissance des pays africains, le capital naturel ayant une place centrale. L'échelle d'étude dans cette partie est le pays. En introduction de cette partie (**chapitre 4**), nous revenons sur les différentes approches existantes en matière de développement durable. Tant sous l'angle théorique qu'opérationnel. Nous insistons plus particulièrement sur les théories économiques de la durabilité. Dans le **chapitre 5**, nous argumentons le propos à partir d'un cas d'étude sur Madagascar. Nous calculons différents indicateurs de durabilité pour ce pays (empreinte écologique, indice de progrès véritable et épargne nette ajustée). L'accent est mis sur les recommandations que ces

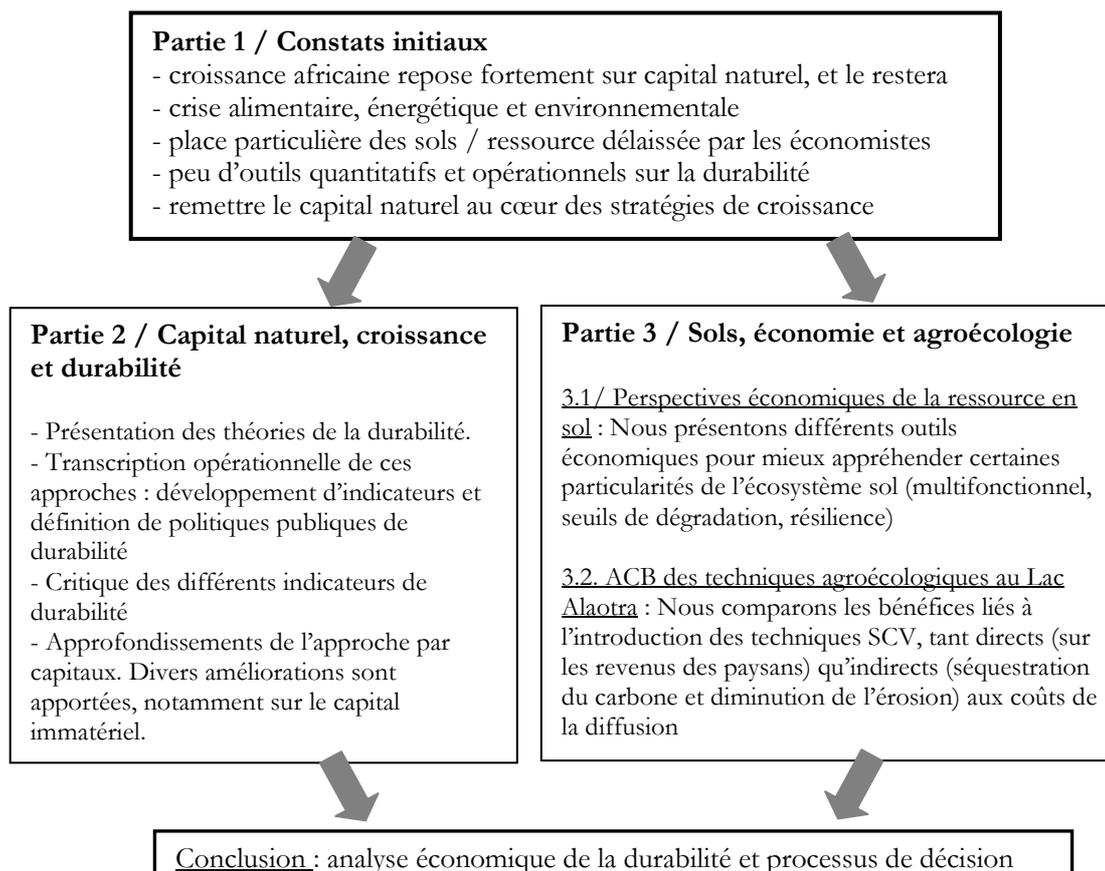
⁴ Indicateur macroéconomique de durabilité que nous étudierons en détail dans cette thèse

indicateurs fournissent en termes de politiques publiques, et donc leur utilité concrète pour le décideur. Ensuite, nous nous penchons plus en détail sur l'approche qui nous est apparue la plus prometteuse en termes d'analyse de la durabilité : l'épargne nette ajustée (ENA), autrement dit, la mesure de l'évolution des différents stocks de capitaux. Dans le **chapitre 6**, nous proposons une critique détaillée, tant sur le plan théorique qu'empirique, de l'approche développée par la Banque Mondiale (calcul de richesse et mesure de l'ENA) à partir d'un cas d'étude sur Madagascar. Dans le **chapitre 7**, nous proposons différentes extensions à partir d'un autre cas d'étude sur le Mozambique. Nous approfondissons entre autres le traitement du capital humain ainsi que celui du progrès technique. En conclusion de cette partie (**chapitre 8**), nous discutons les différentes approches, proposant le cadre d'analyse de la durabilité qui nous paraît le plus adapté en contexte Africain. Nous indiquons également une série de pistes de recherche. Mieux prendre en compte le risque et le capital immatériel nous paraissent ainsi deux axes de recherche clés.

Dans la partie 3, nous nous penchons sur une composante particulière du capital naturel : les sols. L'échelle d'étude dans cette partie est plus fine : le bassin versant et la parcelle agricole. Nous introduisons dans le **chapitre 9** la démarche adoptée. Deux angles d'attaque sont proposés. Dans le **chapitre 10**, nous proposons différentes pistes théoriques pour l'analyse économique des sols. Cette ressource, ce « capital sol », a en effet largement été ignorée par les économistes des ressources naturelles. Nous entrons ainsi dans la complexité du fonctionnement de cet écosystème particulier. Nous montrons comment différentes particularités (dynamique spécifique, multifonctionnalité, non linéarités, vulnérabilité) de l'écosystème sol peuvent être traitées par des modèles bioéconomiques. Dans le **chapitre 11**, l'entrée est pragmatique. Nous verrons que pour Madagascar les sols agricoles représentent une part conséquente de la richesse, et leur dégradation pèse fortement sur le maintien du niveau de bien-être du pays sur le long terme. Il est donc pertinent de se pencher sur une politique de durabilité possible : investir dans la préservation de ce « capital sol » à travers la diffusion de nouvelles techniques agricoles (le semis direct sous couverture végétale). Nous proposons ainsi une évaluation de la rentabilité sociale d'un programme de conservation des sols dans un bassin versant particulier de Madagascar, celui du lac Alaotra.

En conclusion générale (**chapitre 12**), nous rappelons les principaux messages et contributions de la thèse. Nous proposons ensuite une réflexion sur la manière dont peuvent s'intégrer ces travaux dans le processus de prise de décision. Il existe aujourd'hui un renouvellement des processus de prises de décision, avec une participation accrue des populations. Quelle peut alors être la place de ces travaux dans cette nouvelle perspective ? Nous proposons quelques éléments de réponse à partir des cas d'étude réalisés dans cette thèse.

Le graphique ci-après résume la logique de l'architecture de la thèse.



Cette thèse est structurée autour de cinq travaux : articles soumis ou documents de travail.

Article 1: 'The usefulness of aggregate sustainability indicators for policy making: What do they say for Madagascar?'

Apports principaux: calcul de trois indicateurs de durabilité dans le cas d'un pays pauvre, réflexion théorique et empirique sur l'articulation entre indicateurs et les implications en termes de politiques publiques

Article 2: 'A review of World Bank's sustainability approach: a case study on Madagascar'

Apports principaux: application empirique détaillée (collecte de données importante), critique théorique et empirique de l'approche développée par la Banque Mondiale, améliorations théoriques et empiriques sur les calculs de taux d'épargne véritable (exclusion des pollutions de flux, modification dommages liés au changement climatique, dégradation des sols), et de richesse (ajout des ressources halieutiques, d'une valeur 'pharmaceutique' des forêts)

Article 3: 'Assessing sustainability, A comprehensive wealth accounting prospect – An application to Mozambique'

Apports principaux: par rapport au cadre précédent sur Madagascar : évaluation directe du capital humain (de sa dimension santé notamment), du « progrès technologique et institutionnelle »

Article 4: 'An economic perspective of soil resource through the concept of soil capital'

Apports principaux: présentation de pistes théoriques pour mieux prendre en compte les spécificités de la ressource sol dans l'analyse économique : représentation du fonctionnement du sol dans les modèles bioéconomiques dynamiques, intégration des services environnementaux, perspective économique de la résilience écologique, des non linéarités dans la dégradation de la ressource. Hormis le développement d'un modèle bioéconomique à matière organique, cet article peut être considéré comme une revue de la littérature « orientée ».

PARTIE 1

CAPITAL NATUREL ET CROISSANCE PRO- PAUVRES : ELEMENTS DE CONTEXTE

Chapitre 2. Le paradigme économique actuel : la « croissance pro-pauvres »

1. Les racines de ce nouveau paradigme

Années 80 et 90 : le consensus de Washington

En 1989, l'économiste John Williamson propose une liste de dix prescriptions économiques recommandées aux économies en difficulté (notamment celles d'Amérique latine) qu'il a regroupées sous le nom de 'Consensus de Washington'. Bénéficiant du contexte de crise idéologique globale liée à l'effondrement du communisme soviétique, ces propositions ont été appliquées par de nombreux Etats (de façon sélective) avec des niveaux de réussite très divers à travers les programmes d'ajustement structurel. Les dix recommandations sont les suivantes : discipline budgétaire, orientation des dépenses publiques aussi bien vers la croissance économique que la répartition équitable des revenus, des réformes fiscales pour obtenir une large assiette fiscale et des taux maximaux d'imposition faibles, libéralisation des marchés financiers, création d'un taux de change stable et compétitif, libéralisation du commerce, abolition des barrières à l'entrée sur le marché et libéralisation des investissements internationaux, privatisations, déréglementation et protection de la propriété privée.

Le consensus de Washington fortement critiqué

La critique du consensus repose essentiellement sur le fait que nombre de pays qui se sont vus prescrire cette doctrine ne sont pas sortis de la pauvreté. De plus, les pays asiatiques, dont les résultats en matière de réduction de la pauvreté ont été remarquables, ont suivi des politiques peu conventionnelles au regard de ce que les institutions financières internationales proposent. Une étude récente critique de la Banque Mondiale a cherché à évaluer ces politiques mises en place dans les années 90⁵ et montre à quel point ce consensus a été poussé à l'extrême. Le rapport évoque cependant quelques succès pour l'Afrique : Ouganda, Tanzanie, Mozambique mais cela reste fragile. Le consensus était pourtant à la base assez souple avec des orientations relativement générales : incitations orientées par le marché, stabilité macroéconomique et ouverture sur l'extérieur, et s'est transformé en une doxa beaucoup plus rigide. Les réformes ont de plus été menées maladroitement, trop rapidement (la rapidité de l'ouverture des pays a été particulièrement critiquée), en appliquant les mêmes recettes aux différents pays, sans tenir compte des spécificités de chaque pays (notamment les institutions).

Émergence d'un nouveau modèle : la croissance pro-pauvres ?

La prise en compte des institutions - On ne peut pas en effet parler de rupture. Les préconisations faites par Williamson restent d'actualité, avec cependant plus de nuances, et des éléments de plus. La prise en compte des institutions est un pas important. La plupart des politiques préconisées par le consensus supposaient en effet des institutions fonctionnant correctement. Elles sont ainsi devenues un thème de recherche central ces dernières années, certains évoquant même le passage d'un 'market fundamentalism' (représenté par le consensus de Washington) à un 'institutions fundamentalism'. On trouve des recommandations de « bonne gouvernance » dans quasiment tous les différents documents d'orientation. Changer les institutions cependant est complexe, et nécessite de bien comprendre le contexte local. Le lien causal entre institutions et croissance est peu évident. Les travaux empiriques semblent cependant montrer que ce ne sont pas les changements institutionnels de grande envergure qui ont créé de la croissance mais des modifications marginales. La prise en compte des institutions a permis de définir ce que Rodrik appelle le « Consensus de Washington augmenté », présenté dans la Table 2.1. Ce nouveau consensus qui semble se dessiner actuellement est, pour simplifier, le consensus de Washington auquel ont été ajoutés différents éléments : lutte contre la corruption, indépendance des banques centrales, ouverture prudente

⁵ "Economic growth in the 90's : learning from a decade of reform", 2005

des capitaux, etc. ainsi que la mise en place de ‘filets de sécurité sociaux’ et surtout de stratégies de lutte contre la pauvreté.

Original Washington Consensus	“Augmented” Washington Consensus the previous 10 items, plus:
1. Fiscal discipline	11. Corporate governance
2. Reorientation of public expenditures	12. Anti-corruption
3. Tax reform	13. Flexible labor markets
4. Financial liberalization	14. WTO agreements
5. Unified and competitive exchange rates	15. Financial codes and standards
6. Trade liberalization	16. “Prudent” capital-account opening
7. Openness to DFI	17. Non-intermediate exchange rate regimes
8. Privatization	18. Independent central banks/inflation targeting
9. Deregulation	19. Social safety nets
10. Secure Property Rights	20. Targeted poverty reduction

Table 2.1: Comparison between the original Washington consensus and the ‘augmented’ Washington consensus

Le message des institutions internationales a changé : passage de la promotion de la croissance à la réduction de la pauvreté - À la fin des années 90, l’objectif passe de la promotion de la croissance avec les programmes d’ajustement structurel à la réduction de la pauvreté avec les ‘Poverty Reduction Strategic Paper’ (PRSP). Pour beaucoup, ce revirement n’est que rhétorique, les PRSP n’étant que des plans d’ajustement structurel remodelés.

La question des inégalités au cœur des débats - Les inégalités à l’intérieur des pays se sont accentuées dans les années 90. Cette montée a été perçue comme dangereuse car pouvant limiter fortement la réduction de la pauvreté permise par la croissance des revenus. Les politiques redistributives ont donc été reconsidérées, et de nombreux programmes de recherche ont cherché à analyser les interactions entre croissance et inégalités. Le ‘World Development Report 2006’ de la Banque Mondiale ‘Equité et Développement’ illustre bien ces nouvelles préoccupations.

Le contexte actuel reste finalement dans la continuité du consensus de Washington. Celui-ci a en fait été adapté aux spécificités des différents pays, prenant notamment mieux en compte les institutions, et la réduction de la pauvreté est devenue l’objectif premier. L’élément qui pourrait renouveler les stratégies de développement est la prise en compte des inégalités. La

croissance a en effet montré ses limites pour réduire la pauvreté, et des politiques redistributives apparaissent nécessaires. C'est donc dans ce contexte que s'est construit le paradigme actuel prôné par les institutions du développement : la croissance pro-pauvres.

2. Les bases théoriques

Essai de définition

La croissance pro-pauvres est définie de façon générale par les institutions internationales comme une croissance qui réduit significativement la pauvreté. A partir de cette base, deux définitions plus précises sont proposées :

- Une définition 'relative' : une croissance est pro-pauvres si les pauvres en bénéficient plus que les autres, les pauvres bénéficient donc d'une plus grande part de l'accroissement du revenu global. Ce type de croissance doit donc s'accompagner d'une réduction des inégalités. Une croissance sera donc pro-pauvres à partir du moment où la croissance réduira les inégalités. On insiste donc ici principalement sur le lien entre croissance et inégalités.
- Une définition 'absolue' : c'est cette seconde définition qui est aujourd'hui la plus répandue, c'est notamment cette approche qui est reprise dans le rapport sur le développement du monde 2006 de la Banque Mondiale « équité et développement » évoqué précédemment. L'objectif de cette croissance pro-pauvres est de réduire de façon absolue le nombre de pauvres, peu importe les inégalités. Dans ce cas là, une croissance pourra être définie de pro-pauvres à partir du moment où elle réduit le nombre de pauvres de façon absolue. On insiste ici d'abord sur le lien entre croissance et pauvreté.

Il existe une différence fondamentale entre ces deux définitions : l'une met l'accent sur la réduction des inégalités alors que l'autre met l'accent sur la réduction de la pauvreté. Ce nouveau paradigme des politiques de développement est illustré fréquemment à l'aide du triangle de François Bourguignon qui présente les relations entre croissance, pauvreté et inégalités⁶. Nous présentons ci-après les éléments théoriques illustrant les relations entre ces différents variables.

⁶ Pour plus de précisions, voir (Bourguignon, 2004)

Éléments théoriques sur les relations entre croissance, inégalités et pauvreté

Les relations entre croissance et pauvreté, et entre inégalités et pauvreté sont mécaniques. Une croissance, à distribution constante des revenus, induit une baisse de la pauvreté. Et une détérioration de la distribution des revenus, à croissance nulle, induit un accroissement de la pauvreté. La difficulté est finalement de comprendre l'interaction entre croissance et distribution des revenus, pour laquelle il ne semble pas y avoir de règle générale. Le schéma suivant reprend le triangle de Bourguignon et l'état des connaissances aujourd'hui (Figure 2.1). Nous explicitons ensuite plus en détail les canaux liant les différents angles du triangle.

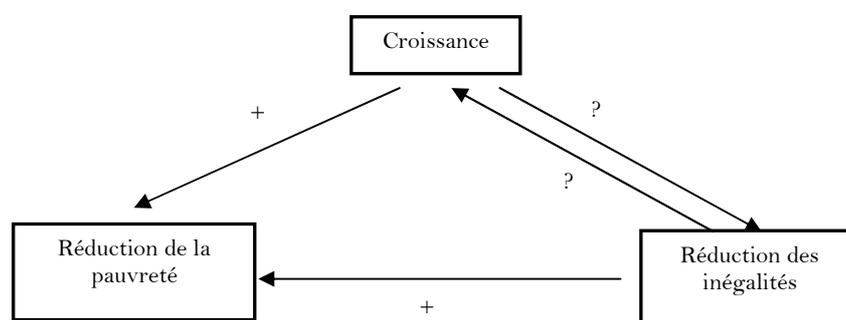


Figure 2.1 : Le triangle croissance-pauvreté-inégalités

Impact de la croissance sur la répartition des revenus – La Figure 2.2 présente l'impact de la croissance sur les inégalités. Théoriquement, il est possible d'identifier deux canaux par lesquels la croissance peut intervenir et modifier la répartition des revenus. Il est cependant difficile de connaître quel canal va l'emporter et dans quel sens.

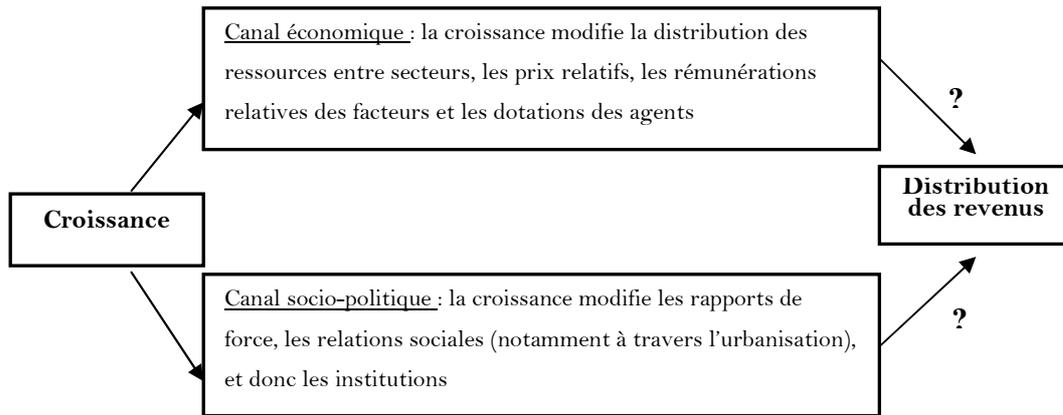


Figure 2.2 : Impact de la croissance sur les inégalités

Impact des inégalités sur la croissance – La Figure 2.3 présente l'influence que peut avoir la distribution des revenus sur la croissance. Le débat sur la question est loin d'être résolu, et là encore, il est difficile de savoir lequel des deux effets l'emporte.

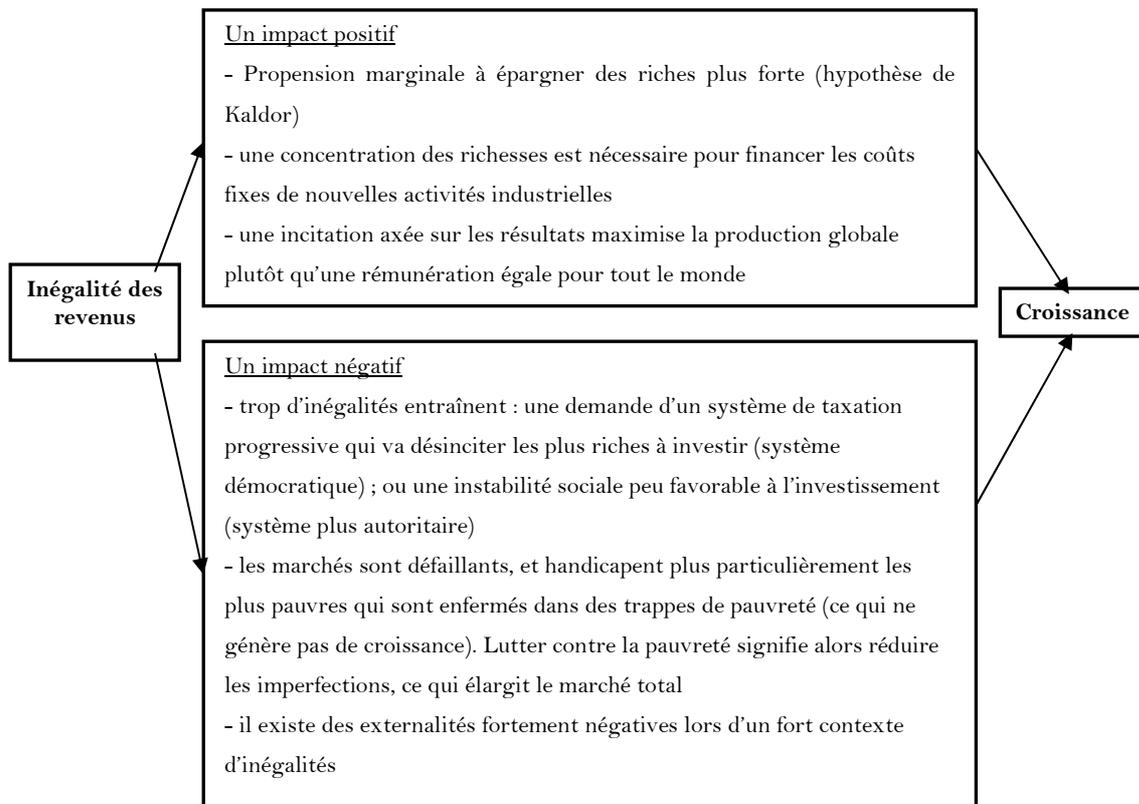


Figure 2.3 : Impact des inégalités sur la croissance

Traduction opérationnelle du paradigme

Un équilibre entre politiques pro-croissance et politiques redistributives à déterminer en fonction des spécificités de chaque pays

L'analyse théorique des liens entre croissance, inégalités et pauvreté montre qu'il n'existe pas de recette magique. Il s'agit donc, pour chaque pays, de déterminer le bon équilibre entre politiques favorisant la croissance et politiques de redistribution. Les politiques favorisant la croissance s'inscrivent dans la lignée du consensus de Washington : rigueur budgétaire, libéralisation financière, libéralisation des échanges, privatisations, dérégulation, sécurisation des droits de propriété, etc. Il s'agit globalement de favoriser le développement de marchés compétitifs. Ces politiques ont cependant été légèrement 'adoucies' depuis les années 90, avec notamment des ouvertures au commerce international moins brutales et rapides. Les politiques de redistribution sont quant à elles plus débattues, certainement car les conclusions sont moins évidentes. L'objectif de ces politiques est de permettre aux plus pauvres de participer pleinement à la croissance. Il est nécessaire de distinguer deux types de politiques de redistribution :

- Une redistribution des revenus (par des systèmes de taxes ou autres) : rarement mis en œuvre, ou de façon modérée car politiquement sensible
- Une redistribution des actifs : cela passe notamment par une redistribution de l'accès aux différents types de capitaux. Il s'agit notamment de traquer les trappes de pauvreté dans lesquelles de nombreux pauvres sont enfermés par manque d'accès à certains types de capitaux. Cela concerne essentiellement le capital financier (marché du crédit et de l'assurance), l'accès aux services d'éducation et de santé, et l'isolement géographique.

La Table 2.2 fait le bilan de cet équilibre pour arriver à une croissance pro-pauvres.

Politiques 'pro-croissance'	Politiques 'pro-redistribution'
<u>Libéralisation</u> Libéralisation des échanges, suppression des barrières, ouverture aux capitaux étrangers...	<u>Sortir les pauvres de leurs trappes de pauvreté</u> Corriger les imperfections de marché liées aux marchés : du crédit, de l'assurance Elargir l'accès à la santé et à l'éducation
<u>Réformes institutionnelles</u> sécuriser les droits de propriété, régulation des marchés, décentralisation, etc.	<u>Redistribuer plus équitablement les actifs</u> Réforme agraire par exemple
<u>Investissements publics</u> Infrastructures, recherche-développement, éducation, irrigation, santé	<u>Rééquilibrer géographiquement le développement</u> <u>Réduire les instabilités et la vulnérabilité</u>

Croissance et réduction de la pauvreté absolue

Table 2.2 : Politiques « pro-croissance » versus « pro-redistribution »

Un équilibre entre les différents secteurs qui doit prendre en compte les spécificités locales

Les deux faits suivants sont à considérer : l'essentiel de la pauvreté est dans les campagnes et les activités agricoles ont une croissance beaucoup plus faible que les activités urbaines. Ici encore, il s'agira de trouver le bon équilibre, entre soutien aux activités rurales versus soutien aux activités urbaines, en fonction des caractéristiques du pays.

Deux politiques peuvent être proposées. D'abord, accroître la productivité du secteur agricole. Cela peut se faire par différentes mesures : améliorer l'accès au marché et réduire les coûts de transaction, sécuriser les droits de propriété, créer un régime d'incitations favorable aux agriculteurs, créer un système d'assurance, encourager l'adoption de techniques plus productives, etc. Ensuite, favoriser les transferts de travailleurs vers les secteurs à plus forte croissance. Cela implique deux orientations : d'une part, stimuler et maintenir la croissance forte de ces secteurs (en prenant toute une série de mesures censées y favoriser l'investissement), et d'autre part, favoriser la migration des populations en adaptant la réglementation du marché du travail. Les secteurs à croissance forte sont essentiellement les secteurs urbains, formels ou informels, il s'agirait donc ici de prendre des mesures favorisant l'exode rural. Mais il peut aussi s'agir d'activités rurales non agricoles. Les programmes

d'infrastructures en zone rurale (électricité et routes par exemple) favorisent l'expansion d'un secteur rural non agricole qui peut tirer nombre de ruraux de la pauvreté.

Déterminer l'équilibre entre ces deux politiques doit donc passer au préalable par une analyse fine des taux de croissance des différents secteurs, des caractéristiques du milieu rural, de la localisation des pauvres par secteur, avant de proposer un équilibre entre promotion des activités agricoles et promotion des autres activités. Le contexte est donc ici encore déterminant.

3. La croissance pro-pauvres en pratique : analyse empirique

Un programme de recherche a été lancé en 2003 conjointement par l'AFD, la DFID, la Banque Mondiale et la coopération allemande (KfW/GTZ) intitulé : « Operationalizing Pro-Poor Growth ». L'objectif de cette étude était d'analyser les stratégies pro-poor qui ont pu être mises en place. L'étude repose sur 14 pays : Bangladesh, Bolivie, Brésil, Burkina Faso, Ghana, Inde, Indonésie, Ouganda, Roumanie, Salvador, Sénégal, Tunisie, Vietnam et Zambie.

Méthodologie de l'évaluation

L'analyse de la pauvreté est particulièrement délicate, et les résultats dépendent souvent des méthodologies utilisées. Deux indicateurs sont utilisés dans cette étude : la décomposition de Datt-Ravallion permettant de distinguer la réduction de la pauvreté absolue due à la croissance de celle due à la réduction des inégalités et un « taux statistique de croissance pro-pauvres » (le Watt Index) qui correspond à la moyenne de la croissance du logarithme du revenu des populations sous le seuil de pauvreté.

Les principaux résultats

Sur les liens entre croissance, inégalités et pauvreté

D'abord, la croissance est le facteur principal de réduction de la pauvreté. En moyenne, une croissance de 1% permet de réduire la pauvreté de 1,7%. L'efficacité de la croissance comme réducteur de pauvreté peut être analysée à travers l'analyse de l'élasticité croissance - pauvreté. Cette élasticité est fonction : du niveau initial des inégalités, du PIB par habitant, des changements dans la distribution des revenus, de l'efficacité générale des politiques visant à faire participer les pauvres à la croissance. Par ailleurs, Kraay (2006) a montré que sur le court ou moyen terme, 70% des variations de pauvreté sont dues à la croissance. Ce chiffre monte à 97% sur le long terme, ce qui montre l'importance de la croissance pour réduire la pauvreté. Ensuite, la croissance ne semble pas affecter les inégalités. Au niveau de la corrélation entre croissance et inégalités : les inégalités se creusent dans la moitié des cas, et diminuent dans les autres cas. Il ne semble donc pas y avoir de règle générale. La Figure 2.4 résume les principales conclusions sur les liens entre croissance, inégalités et pauvreté.

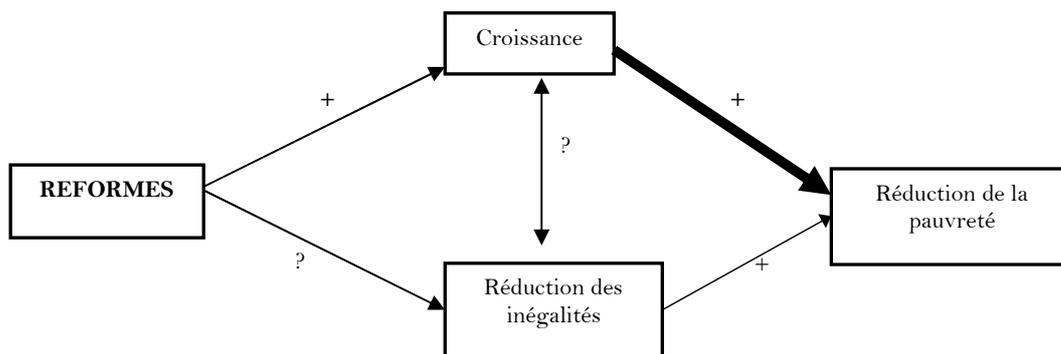


Figure 2.4 : Des réformes à la réduction de la pauvreté

Résultats plus sectoriels ou géographiques

D'abord, les disparités régionales dans la réduction des inégalités sont fortes. Le recul de la pauvreté absolue est plus important dans les campagnes, la pauvreté relative a cependant plus diminué dans les villes. Ceci reprend bien les observations faites précédemment : les secteurs non agricoles ont une croissance plus forte, mais les campagnes concentrent l'essentiel de la pauvreté. Outre la fracture villes / campagnes, on peut parfois noter des disparités régionales liées à des différentiels de croissance entre les différents bassins d'activité. Ensuite, la croissance est tirée pour l'essentiel par les secteurs non agricoles. Enfin, la mobilité des campagnes vers les villes n'a eu que peu d'influence sur le recul de la pauvreté (sauf dans

certains pays, le Ghana et le Burkina Faso notamment). Ces résultats reposent cependant sur un nombre restreint de pays et nécessite d'être étudié plus en détail.

Ayant décrit et discuté le paradigme actuel an matière de politique de développement, nous discutons dans le prochain chapitre la place que peut y prendre le capital naturel.

Chapitre 3. La place du capital naturel dans les stratégies de développement en Afrique Sub-saharienne

1. Le capital naturel : Essai de définition et principales propriétés

Un facteur largement ignoré par l'analyse économique

Au 18^e siècle, dans des économies largement dominées par l'agriculture, la terre (ensemble des ressources naturelles) est pour les physiocrates la seule source de richesse. Le système économique est alors entièrement dépendant de la nature. La révolution industrielle du 19^e siècle marquera un fléchissement de la place de la nature dans le système économique. Certes, la rareté de la terre joue un rôle important dans les théories de Malthus ou Ricardo. Ce patrimoine naturel reste cependant largement considéré comme immuable et inaltérable, et donc : « ne pouvant être ni multipliées ni épuisées, les ressources naturelles ne sont pas l'objet des sciences économiques » (J.-B. Say. 1803. Traité d'économie politique). Celles-ci seront ensuite largement ignorées par les théories utilitaristes et néoclassiques. La terre, facteur de production aux côtés du capital et du travail, disparaît des analyses. L'homme se serait donc affranchi des limites naturelles. Ce n'est qu'à partir des années 70, suite au rapport du Club de Rome 'Limits to growth' (Meadows et al, 1972) (traduit maladroitement en français par 'Halte à la croissance') et aux craintes d'un épuisement des ressources naturelles lié aux chocs pétroliers, que la nature retrouve une place dans l'analyse économique. Le traitement des ressources naturelles épuisables repose pourtant sur un article séminal central de Hotelling de

1931. Se sont ainsi développés des modèles de croissance incluant des ressources naturelles, la question étant de savoir si la croissance pouvait se maintenir avec une contrainte de rareté sur la ressource. D'un souci initial sur l'épuisement des ressources naturelles, le problème s'est déplacé petit à petit vers les pollutions et la capacité de la nature à assimiler celles-ci. La nature est aujourd'hui perçue dans un sens très large, à la fois comme fournisseur de biens (bois, minerais, etc.) et de services (assimilation des pollutions, régulation des flux solides, etc.). Différents rapports récents (comme le 'Millenium Ecosystem Assessment' dirigé par les Nations Unies) illustrent les nombreux liens existants entre nature et bien-être humain. La nature reste pourtant aujourd'hui largement absente de la plupart des indicateurs et analyses économiques.

Le capital naturel, un concept peu stabilisé

Une multitude de définitions – Les différentes définitions existantes du terme de capital naturel sont souvent floues. On se réfère parfois à un stock, à un flux, parfois à des biens produits ou bien encore à des processus écologiques. L'encadré ci-après (tiré de (England, 1998)) illustre cette confusion.

"During recent years, ecological economists have cited numerous concrete examples of what they mean by 'natural capital.' Daly (1994) mentions fossil fuel reserves and populations of fish and trees. Cleveland (1994) points to climate, soil and mineral deposits. Ayres (1996), in turn, refers to such items as aquifers and stratospheric ozone. Perhaps the most frequently cited example is biodiversity, a particular facet of ecosystems. Some authors also mention what seem to be 'processes.' Cleveland (1994), for instance, offers operation of the hydrologic cycle as an example of natural capital. Recycling of nutrients and pollination of crops have also been cited by Berkes and Folke (1994). All of these specific examples of natural capital are persuasive and instructive. At the same time, however, the sheer diversity of these examples is worrisome. One wonders whether the concept of natural capital can cover simple objects or things, states of affairs, complex systems or structures, and dynamic processes all at the same time. Instead of trying to derive a concept of natural capital inductively from a diversity of particular examples, one can, alternatively, offer a formal definition of its content. Several authors have followed this path. Natural capital, according to Daly (1994), is the stock that yields a flow of natural services and tangible natural resources. Berkes and Folke (1994) go a step further. For them, natural capital consists of three major components: Non-renewable resources extracted from ecosystems, Renewable resources produced and maintained by ecosystems, Environmental services. Although these formal definitions provide valuable guideposts as we explore the paths linking humanity and nature, they are imperfect. How, exactly, can one tell whether a particular asset is 'natural' or not? Is it proper to conceptualize services generated by ecosystems, materials extracted from those ecosystems and the ecosystems themselves as various forms of 'natural capital'? [Extrait de (England, 1998)]

On peut identifier dans cette littérature deux façons d'aborder la question du capital naturel. D'un côté, il est décrit à travers les flux de services qu'il fournit, le stock en lui-même étant difficile à distinguer. La valeur de ce capital sera donc estimée à travers les flux produits. De l'autre côté, le capital naturel est décrit à travers le stock qu'on peut quantifier et dénombrer. La valeur du capital sera ici évaluée à travers le coût de 'production' ou constitution de ce capital. Cette distinction stock/flux se retrouve dans les débats définitionnels autour de ce qu'est le capital, notion qui reste floue dans la plupart des manuels économiques. Hicks (1943) qualifie la première approche de « fundist »⁷, la seconde de matérialiste⁸. Dans le cas d'un écosystème, la difficulté est d'identifier le (ou les) stock, puis de relier stock et flux de service généré. Prenons l'exemple d'une forêt. D'un côté, on peut la décrire à travers les stocks qui la composent, quantité de bois par exemple. De l'autre, à travers les services qu'elle fournit : flux de bois ou autres flux de services environnementaux. Les deux approches peuvent être conciliées à partir du moment où on arrive à faire le lien entre stocks et flux. Nous proposons une définition de ce qu'est un capital naturel conciliant ces deux approches.

Proposition de définition - Pour être cohérent du point de vue économique, ce capital naturel doit être un stock, qui peut s'accumuler ou se déprécier selon les investissements qui sont faits. C'est un stock qui génère un flux de services. Ces services peuvent être directement des arguments de la fonction d'utilité (le stock également), ou bien des facteurs de production. La question qui se pose alors est de savoir de quel stock on parle. La réponse est relativement claire (au moins au premier abord) lorsque l'on a une ressource dont on extrait un flux (forêt donc on extrait le bois, mine, aquifère, etc.), mais bien moins lorsqu'il s'agit de services écosystémiques dépendant de caractéristiques de l'écosystème. La Figure 3.1 fait une tentative de description du concept de capital naturel.

⁷ Nous n'avons pas trouvé d'équivalent en français

⁸ Nous n'entrons pas dans les débats entre écoles de Cambridge, Américaine versus anglaise. Les premiers partent du fait que le capital est dénombrable (approche « matérialiste »). Les seconds critiquent cette approche, soulignant la « circularité » de ce propos. En effet, pour agréger les différents types de capitaux, il est nécessaire de recourir à une forme de monétarisation et de passer par un système de prix. On se sert de ce stock monétarisé pour ensuite déterminer le prix implicite du capital lorsque celui-ci varie d'une unité. Le prix déterminé est donc basé sur un système de prix implicite fixé en amont, d'où le problème de circularité. On ne pourrait donc mesurer que les flux.

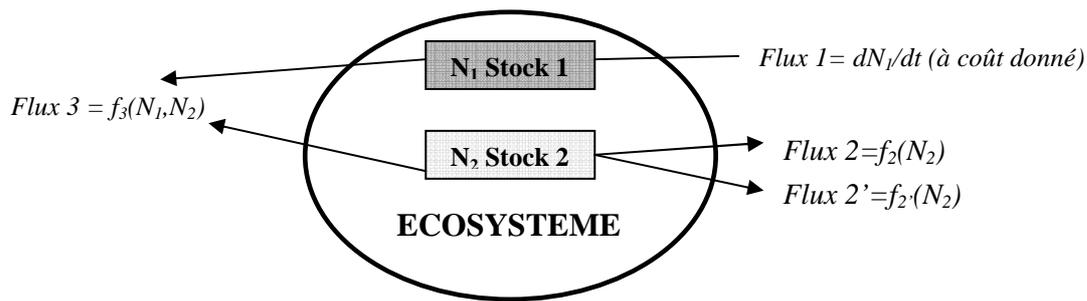


Figure 3.1 : Vision conceptuelle du capital naturel

Nous proposons donc la définition suivante : un capital naturel est un écosystème qui génère des flux de biens et services écosystémiques utilisé par l'homme⁹. Cet écosystème peut être défini par un ensemble de variables physiques, chimiques et biologiques (représentent les stocks) qui interagissent entre elles pour former des fonctions de l'écosystème qui seront à la base des services écologiques (le service n'existant que par la demande qui existe derrière). La Table 3.1 fournit une typologie relativement exhaustive des services fournis par le capital naturel (MEA, 2005). Nous discuterons plus en détail (dans le chapitre 10) la notion de service écologique (ou écosystémique).

⁹ Nous nous référons ici essentiellement au capital naturel renouvelable. Il faut en effet distinguer capital naturel renouvelable (le stock a une dynamique écologique propre, plusieurs services sont souvent générés) du capital naturel épuisable (qui ne possède pas de dynamique écologique et n'est souvent qu'une source de matières premières).

SERVICES D'APPROVISIONNEMENT
Nourriture : Cultures, élevage, prises de pêche, aquaculture, chasse et cueillette
Fibres : Bois d'œuvre, Coton, chanvre, soie
Bois de chauffage
Ressources génétiques
Constituants biochimiques, médicaments, Remèdes médicinaux naturels
Eau douce
SERVICES DE REGULATION
Régulation de la qualité de l'air et de l'eau
Régulation des eaux
Régulation de l'érosion
Purification de l'eau et traitement des déchets
Régulation des maladies
Régulation des parasites
Pollinisation
Régulation des catastrophes naturelles
SERVICES CULTURELS
Valeurs spirituelles et religieuses
Valeurs esthétiques
Loisir et écotourisme

Table 3.1 : Liste des principaux services environnementaux fournis par le capital naturel

Propriétés importantes du capital naturel

Nous proposons une liste de propriétés du capital naturel particulièrement importantes en contexte africain.

Le capital naturel représente une part importante de la richesse des pays africains – Les chiffres de l'étude 'Where is the Wealth of nations ?' de la Banque Mondiale indiquent que le capital naturel représente en moyenne 25% de la richesse des pays Africains (contre 2% dans les pays riches). Il ne faut cependant pas se tromper sur le message. Le capital naturel par habitant est en effet en valeur absolue plus important en pays riche car plus productif, la richesse totale est cependant bien plus importante. Par ailleurs, au sein de ce capital naturel, les terres agricoles et pâturages représentent souvent la majeure partie (sauf dans les pays rentiers avec d'importantes ressources épuisables).

Les pauvres sont plus dépendants du capital naturel (au moins du capital renouvelable) que les riches, et la surexploitation de celui-ci peut les enfermer dans des trappes de pauvreté – La

notion de revenu environnemental permet d'appréhender l'importance de l'environnement pour les plus pauvres. On trouve différentes illustrations dans le rapport 2005 du World Resource Institute *The Wealth of the Poor: Managing Ecosystems to fight poverty*. Par exemple, ils montrent que 66% du revenu d'un ménage rural Zimbabwéen (de la province de Masvingo) provient de la nature qui les entoure, à travers les terres agricoles, les pâturages, et les produits de la forêt. De plus, cette 'nature de proximité' dont ils sont dépendants est souvent en voie de dégradation, ce qui peut inciter les plus pauvres à exploiter encore plus ce capital, les entraînant ainsi dans des cercles vicieux appauvrissants : les trappes de pauvreté. Ce mécanisme est souvent accentué par le fait que ce capital naturel est pour les plus pauvres moins substituable que pour les plus riches, ils ont en effet un accès limité aux autres formes de capitaux. Ensuite, le capital naturel a pour les plus pauvres une fonction de filet de sécurité en cas de crise, notamment dans des environnements marqués par l'absence de marchés de l'assurance comme dans la plupart des campagnes africaines. On observe ainsi par exemple une augmentation de la consommation de produits forestiers non ligneux lors de chocs climatiques (qui affectent donc les récoltes agricoles). La forêt apparaît ainsi comme une forme d'assurance 'naturelle' contre le risque climatique. Cette fonction du capital naturel a largement été documentée dans le dernier rapport du World Resource Institute *Roots of resilience – growing the wealth of the poor* publié en 2008.

La dégradation du capital naturel peut être irréversible et non linéaire - De nombreux exemples permettent d'illustrer le caractère capricieux de ce capital : les stocks de ressources halieutiques qui s'effondrent, des blooms algaux le long des côtes, etc. Il est cependant nécessaire de faire un peu le tri dans ce qu'on appelle non-linéarités. Une dynamique non linéaire d'un stock ou autre variable caractérisant un écosystème reste relativement rare. C'est le cas par exemple des lacs eutrophiques ou autres écosystèmes qui peuvent passer d'un état d'équilibre à un autre à partir d'un moment où un seuil est franchi. C'est le cas également des effondrements des stocks de certaines ressources halieutiques, expliquées notamment par une particularité de la fonction de croissance de la ressource. Le caractère non linéaire d'une variable de flux (et non de stock) d'un écosystème peut cependant être plus fréquent. La complémentarité de deux facteurs de production peut par exemple entraîner des effets de seuils au niveau de la production, agricole par exemple. Nous ne proposons pas ici une lecture exhaustive de ces non-linéarités. Nous reviendrons sur cette caractéristique spécifique du capital naturel.

La plupart des services écologiques produits par le capital naturel ne sont pas marchands - Les écosystèmes peuvent produire des flux de services marchands tels la production de biomasse

par exemple. Un grand nombre de services ne sont par ailleurs pas échangés ou vendus sur des marchés. Ceux qui en bénéficient peuvent les recevoir gratuitement, le service n'est donc pas rémunéré. Ceci peut alors entraîner une gestion biaisée des écosystèmes en défaveur de certains services.

Le capital naturel exerce de nombreuses externalités sur les autres formes de capitaux – Le capital naturel fournit toute une série de services qui vont avoir un impact sur les autres types de capitaux. Une forêt par exemple en amont d'un bassin versant est susceptible de protéger des infrastructures en aval, donc du capital physique. Une zone humide est susceptible de tamponner les inondations, limitant là encore les dégâts. Elle peut également assimiler toute une série de polluants nocifs pour l'homme, susceptible donc de diminuer son capital humain.

Des modes de propriété fréquemment flous avec des conflits d'usage fréquent – Les ressources naturelles peuvent être des biens privés, de club ou des biens publics. Cela varie en fonction du service et de l'échelle d'analyse (locale versus globale) considérés. Ceci a des répercussions sur les différents outils de gouvernance de ces ressources. Il existe ainsi un ensemble de règles de gestion diversifiées, tant formelles qu'informelles. Ces règles vont du droit de propriété sur la ressource au droit d'usage, en passant par le droit d'accès, etc. On a ainsi fréquemment un placage d'un ensemble d'institutions dont les périmètres sont souvent mal définis. Et donc fréquemment des conflits d'usage émergent, liés au caractère multifonctionnel de ce capital naturel (avec une compétition pour les différents usages) et à la faiblesse des capacités de gouvernance.

Une ressource souvent hétérogène et isolée – L'hétérogénéité, tant spatiale que temporelle (sols ou forêts notamment) est difficile à intégrer dans les cadres d'analyse et outils de gestion. L'isolement réduit les capacités de régulation par l'Etat.

2. Le capital naturel, un facteur négligé dans les politiques de développement

Le capital naturel a longtemps été perçu au sein des théories du développement uniquement comme un producteur de matières premières (produits agricoles et produits miniers/pétroliers) destinés à l'industrie. Dès le 19^e siècle, le secteur manufacturier était perçu comme le facteur principal de développement. Les économistes classiques avaient en effet déjà mis en évidence un accroissement de la productivité de ce secteur plus rapide que dans les autres secteurs. Les explications avancées sont diverses : la division du travail pour Smith, le machinisme pour Ricardo. Cette vision « industrialisante » est encore fortement persistante dans les politiques actuelles de développement. Sur le plan théorique, le constat est identique, avec des modèles de développement peu portés sur le capital naturel. Le modèle de Lewis mettait l'industrie au cœur du développement, l'objectif étant notamment de s'affranchir de la dépendance aux matières premières. La « nouvelle économie internationale », avec Krugman, montre également qu'il existe de bonnes ou mauvaises spécialisations qui se renforcent avec le temps par des mécanismes cumulatifs liés aux effets d'apprentissage. Et la production de matières premières ne fait pas partie des bonnes spécialisations. De même, le secteur manufacturier est central dans les nouvelles théories de la croissance car il concentre l'essentiel du progrès technique. Celui-ci, facteur permettant de dépasser l'état stationnaire décrit par Solow et de lutter contre les productivités marginales décroissantes, a différentes origines dont : l'accumulation de capital physique qui génère des externalités (« Learning by doing » de Arrow, phénomènes d'imitations entre entreprises, etc.), l'accumulation de capital humain (à travers les investissements en recherche et développement, la formation, etc.) ou bien encore de capital public (les infrastructures publiques génèrent des externalités sur le développement du secteur privé). On voit qu'il n'y a que peu de place pour le capital naturel, considéré quasi uniquement comme un stock de matières premières. Les nombreux services écologiques fournis, les externalités qu'il génère sur les autres capitaux n'ont jamais réellement été pris en compte. Nous proposons dans la Table 3.2 une revue non exhaustive des paradigmes dominants en matière de politiques de développement, avec le type de capital mis en avant.

Théorie	Capital mis en avant
Modèle de Lewis (années 50)	Accumulation de capital physique à travers industrialisation et urbanisation (agriculture complètement négligée)
Consensus de Washington (années 80 et 90)	Le moins d'intervention de l'Etat possible, donc relativement peu de place pour le capital naturel qui est souvent un bien public
Théories de la croissance endogène (années 90)	Capital humain (formation et innovation), capital public et capital physique

Table 3.2 : Type de capital mis en avant au sein des différentes théories économiques du développement

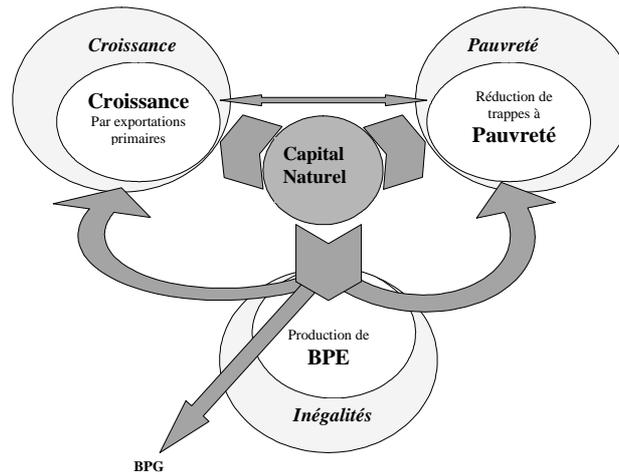
Les préconisations actuelles en termes de politiques pro-pauvres de gestion du capital naturel

Avec la mise en avant de stratégies de croissance axées sur les plus pauvres depuis le début des années 2000, les ressources naturelles, actif essentiel des plus pauvres, ne pouvaient plus être ignorées. On pense plus particulièrement à l'agriculture, parent pauvre des deux dernières décennies, qui connaît un regain d'intérêt ces derniers temps avec la flambée des prix agricoles. Nous résumons ci-dessous quelques éléments d'un rapport récent de l'OCDE sur l'importance des ressources naturelles dans le cadre de stratégies de 'croissance pro-pauvres' (OCDE, 2008). Ce document représente en quelque sorte le consensus qui se dégage actuellement sur les ressources naturelles au sein des institutions internationales, principaux producteurs de nouveaux paradigmes. On trouve dans ce document une série de recommandations : protéger et accroître le capital naturel des plus pauvres, accroître la productivité du capital naturel existant, promouvoir un mode de gouvernance adapté au contexte local et à la ressource, transformer les ressources primaires sur place, orienter les rentes issues de l'exploitation des ressources vers des investissements 'pro-pauvres', etc. On trouve ensuite des recommandations plus sectorielles. Ces quelques propositions générales représentent le courant dominant des politiques de gestion de du capital naturel actuellement. Ceci n'est que rarement précisé mais on peut voir que la définition utilisée de ce qu'est une croissance pro-pauvres est 'relative' (par opposition à la définition 'absolue' précisée plus haut). Une réflexion se développe donc rapidement afin de mieux prendre en compte le capital naturel dans les stratégies de développement. Noter travail s'inscrit dans ce mouvement.

3. Le cadre conceptuel du travail : Le « triangle du capital naturel »

La plupart des développements de ce paragraphe sont des extensions de l'article de Giraud et Loyer (2006). Ces derniers ont repris le triangle « croissance-inegalités-pauvreté » et ajouté un moteur : le capital naturel. L'encadré qui suit en présente les principaux éléments. Nous complétons et étendons l'analyse proposée. Ce cadre de réflexion nous paraît éclairant dans la mesure où celui-ci se révèle être un espace de discussion particulièrement englobant qui donne un aperçu de la complexité des interactions entre capital naturel et développement.

Le triangle du capital naturel [Extrait de (Giraud et Loyer, 2006)]



Le capital naturel est un facteur de production essentiel dans deux types d'activité :

- La production primaire : le capital naturel y est étroitement complémentaire du capital humain et technique. Ces derniers perdent une grande partie de leur valeur s'ils ne sont pas combinés à un volume suffisant de capital naturel.
- l'entretien de la capacité de la nature à fournir, au-delà des biens et services marchands de la production primaire, des services non marchands (qui n'ont pas, ou pas encore, de prix explicite sur un marché) mais qui :
 - 1) Engendrent des externalités positives (des gains) au profit d'autres activités ou directement au profit du bien être des populations (par exemple : les services hydrologiques, climatiques et de loisir rendus par une forêt)
 - 2) ont une « valeur d'option » (par exemple : la bactérie amazonienne pas encore découverte, mais qui sera le remède miracle contre le cancer, etc.)
 - 3) Ont une « valeur d'existence » aux yeux de beaucoup (par exemple : les baleines ou les gorilles).
 - 4)

La préservation ou de l'augmentation du capital naturel sur le développement a trois conséquences : la production de biens publics environnementaux locaux (BPEL) et globaux (BPEG), le développement d'un secteur primaire exportateur, facteur de croissance, la réduction de trappes de pauvreté, en particulier rurales. L'investissement dans la préservation du capital naturel agit donc directement sur : 1) la croissance, 2) la réduction de la pauvreté 3) la production de biens publics environnementaux locaux (BPEL) et globaux (BPEG). La production par le capital naturel de BPEL engendre aussi des effets bénéfiques tant sur la croissance que sur la réduction de la pauvreté. Par ailleurs, ces externalités positives peuvent s'exercer ailleurs que dans le territoire, s'il s'agit de biens publics régionaux (bassin versant par exemple) ou globaux (climat, biodiversité), notés BPEG.

Ce triangle du capital naturel est en fait une spécification du triangle croissance-pauvreté-inégalités, doté d'un moteur : la préservation du capital naturel renouvelable. C'est pourquoi nous avons fait figurer le « triangle croissance-pauvreté-inégalités » en arrière plan du « triangle du capital naturel ». La production de BPEL ne peut s'identifier exactement à une action sur les inégalités, ce que traduit dans le graphique fait que la production de BPEL agit aussi sur la croissance et peut dans certains cas n'agir que par elle. Mais dans bien d'autres cas, en particulier quand le capital naturel est massivement utilisé par les pauvres, maintenir les services « publics » que rend le capital naturel lutte effectivement contre les inégalités, les riches ayant en général des moyens privés de s'en passer en leur trouvant des substituts.

[Extrait de (Giraud et Loyer 2006)]

3.1. Liens entre croissance et capital naturel

Le capital naturel, un élément moteur pour la croissance ?

- (1) Le capital naturel comme un déterminant profond de la croissance : Jared Diamond et son « matérialisme écologique »

Diamond dans *Guns, Germs and Steel* (1997) développe l'idée selon laquelle le niveau de développement des civilisations actuelles résulte plus de déterminants écologiques profonds que de l'ingénuité humaine. Une étape clé de la naissance d'une civilisation est le passage de communautés de chasseurs-cueilleurs à celles d'agriculteurs, domestiquant certaines espèces d'animaux et cultivant certaines plantes à haute valeur nutritive. Le surplus agricole dégagé permet alors à ces sociétés de se sédentariser, développer des activités non agricoles, etc. La présence dans une région donnée de plantes cultivables ou d'animaux domesticables est donc un élément clé de son développement. Le Moyen-Orient, berceau de la civilisation mésopotamienne, comptait ainsi de nombreuses espèces de plantes (diverses variétés de blé et orge notamment) et animaux domesticables. A l'opposé, les indiens natifs d'Amérique tentaient non sans difficultés de cultiver l'ancêtre du maïs. Pour sa part, l'Afrique possédait différentes caractéristiques handicapant la possibilité du développement d'une agriculture sédentarisée. Les zèbres et gnous par exemple sont particulièrement difficiles à domestiquer (encore aujourd'hui, ceux-ci ne sont que rarement domestiqués, malgré de nombreux efforts par les colons européens tout au long du 19^e siècle). Les barrières géographiques (désert du Sahara, forêt tropicale, etc.) ont de plus freiné l'expansion et l'échange des rares espèces utilisables. L'Afrique serait ainsi le seul continent à ne pas avoir connu de développement de foyers d'une agriculture sédentarisée, ni de grandes civilisations précoces. Les quelques royaumes connus comme les royaumes d'Aksoum, du Ghana ou bien encore l'empire du Mali sont relativement récents, avec des extensions géographiques limitées. Et ceux-ci n'ont pu s'affranchir de leur dépendance à leurs ressources limitées, connaissant une série de cycles de « boom and bust »¹⁰ malthusiens (Reader, 1999). Diamond a ensuite poursuivi son analyse dans un second livre *Collapse* (2005) dans lequel il cherche à mettre en évidence le lien entre dégradation de l'environnement et effondrement de certaines civilisations (Groenland, Mayas, île de pâques, etc.). Cette perspective de l'histoire fondée essentiellement sur des déterminants écologiques a ses limites et a été critiquée entre autres par des économistes. Dasgupta (2005), dans une

¹⁰ Alternance de cycles d'expansions et de récessions

critique de ce dernier livre, en est une excellente illustration, rappelant l'importance des mécanismes économiques dans la compréhension des interactions entre activités humaines et nature¹¹. D'une part, la dégradation n'est qu'une face du problème, et il est important de mettre en parallèle les bénéfices liés à cette dégradation. D'autre part, la rareté de ces ressources liée à leur dégradation est un stimulus clé de l'innovation.

(2) Le capital naturel comme un moteur clé lors des étapes initiales ou trajectoires de développement

Le développement (compris ici dans un sens large) a longtemps été présenté comme une succession de phases : de civilisations agricoles à des civilisations industrielles, puis tertiaires, s'affranchissant progressivement de leur environnement naturel. Rostow (1960) est sans doute l'illustration phare de ces théories « séquentielles ». Les ressources naturelles ont joué un rôle clé dans les étapes initiales, notamment lors de la transition depuis des sociétés rurales vers des sociétés industrielles. Le développement de l'agriculture par exemple a été déterminant dans le déclenchement de la révolution industrielle. En Angleterre, l'« enclosure act » (l'embocagement des pâturages) aurait entraîné des gains de productivité important de l'agriculture. Les profits alors dégagés, ainsi que la main d'œuvre libérée, pouvaient être alloués au développement du secteur industriel disposant alors de suffisamment de ressources pour entamer sa révolution (Bairoch, 1993). En retour, la révolution industrielle apportait la mécanisation aux agriculteurs, et d'importants investissements ont souvent été réalisés dans la recherche scientifique agricole, les infrastructures rurales, etc. Le lien entre révolutions agricole, démographique et industrielle reste un champ de recherche à part entière. Les relations de causalité et enchaînement des étapes restent encore floues. On peut évoquer un autre canal entraînant le développement des industries extractives de charbon, apportant une énergie peu chère nécessaire au développement des activités industrielles : la déforestation. Le manque de bois en Angleterre a en effet été un facteur incitatif fort pour développer de nouvelles sources d'énergie. Le charbon était le meilleur candidat. A travers ces quelques exemples, on appréhende donc le rôle clé des ressources qui par leur rareté, et donc la nécessité de s'en affranchir (via le progrès technique ou un substitut) ou leur abondance, et donc les

¹¹ On trouve ainsi des jugements très tranchés : « The many people who will be reading Diamond's book will be fascinated by the historical case studies, but they will also be left with the impression that there is still no intellectual toolkit with which to deliberate over the most significant issue facing humanity today ». Dasgupta souligne en réponse la nécessité d'analyser l'évolution des différents stocks de richesses des pays. C'est cette approche que nous privilégions dans notre analyse de la durabilité.

rentes générées qui peuvent être affectées à d'autres secteurs, ont contribué à passer d'une phase à l'autre¹².

On peut apporter quelques éléments de réflexion supplémentaires en rentrant dans le détail de la structure des secteurs liés aux différentes ressources (nous nous concentrerons ici essentiellement sur les ressources renouvelables : forêt, agriculture et pêche). On trouve en effet fréquemment une dichotomie : secteur industriel avec produits échangeables versus secteur de subsistance avec produits non échangeables, avec une trajectoire interne de ces secteurs allant fréquemment vers une industrialisation accrue. Le lien capital naturel - croissance peut alors être décrit plus finement à travers différents canaux. Investir dans le secteur de subsistance améliore la sécurité alimentaire et permet de baisser les prix (dont l'effet net dépend du statut des agriculteurs ou pêcheurs : acheteur net ou vendeur net du produit concerné). Les produits exportés quand à eux apportent des devises ou peuvent avoir des effets d'entraînement sur un secteur de transformation de la ressource. Malgré des coûts de transport important, les produits primaires peu transformés représentent sans doute un avantage comparatif important des pays africains, au moins en relatif par rapport au secteur manufacturier écrasé actuellement par les pays asiatiques. La structure du secteur aura donc un effet important sur la trajectoire de croissance considérée.

- (3) Le capital naturel comme un actif peu générateur de croissance, une spécialisation risquée, pouvant enfermer les pays dans des trappes de pauvreté

Les secteurs liés aux ressources naturelles sont fréquemment considérés comme peu générateurs de croissance. La hausse de la productivité des secteurs liés au capital naturel serait en général plus faible que dans les secteurs manufacturiers. Ces secteurs seraient ainsi une mauvaise stratégie de spécialisation, secteurs par ailleurs fortement vulnérables aux aléas et chocs externes. Investir dans les secteurs liés au capital naturel serait donc peu pertinent, et enfermerait le pays dans une spécialisation primaire risquée, alors que les secteurs manufacturiers seraient bien plus dynamiques. Il est important d'apporter quelques nuances à ces propos. D'une part, on ignore trop souvent les effets d'entraînements importants que peuvent générer ces secteurs, par exemple : sur les prix des ressources alimentaires en ce qui

¹² Ces interprétations négligent cependant les capacités de l'homme à « penser son développement ». Les grandes ruptures technologiques et historiques sont-elles toujours liées à une contrainte (une rareté par exemple) dont il faut s'affranchir ? C'est ce que réfute Jacques Cauvin dans *Naissance des divinités, naissance de l'agriculture* (1994). S'appuyant sur des datations au carbone 14, il montre que la sédentarité a précédé le développement de l'agriculture. Le développement de l'agriculture ne serait donc pas dû à une brusque pénurie alimentaire (liée à un changement climatique brutal qui aurait entraîné une diminution rapide des stocks de gibier). L'homme aurait modifié ses « cadres de pensée ».

concerne l'agriculture, sur le développement d'une filière spécifique (agroalimentaire, transformation du bois, etc.). D'autre part, comme le souligne les auteurs du *World Development Report 2008* de la Banque Mondiale, l'étude détaillée des données contredit fréquemment ce lieu commun d'une agriculture comme secteur à faible croissance : « for 50 low and middle income countries during 1967-92, the average growth in total factor productivity was 0.5 to 1.5 percentage points higher in agriculture than in nonagriculture » (World Bank, 2008).

Il existe ensuite une littérature abondante sur les liens entre capital naturel épuisable et croissance. En Afrique, les pays fortement dotés en ressources épuisables ont connu en moyenne des croissances plus faibles que les autres pays. C'est pourquoi on parle de malédiction des ressources naturelle (ou syndrome hollandais). Différents canaux sont explicités dans la littérature : des plus économiques (appréciation du taux de change) aux plus politiques (cette manne alimente et incite des comportements rentiers, décourageant l'entrepreneuriat et les activités productives). Le Botswana fait figure d'exception sur le continent africain. C'est en effet l'un des rares pays à avoir réussi à transformer sa rente diamantifère en capitaux physique et humain. Il n'y a donc pas de fatalité. On peut séparer le problème en trois niveaux. Comment maximiser la rente dégagée par la ressource ? Comment l'Etat (ou autre institution publique propriétaire de la ressource) peut-il capter cette rente ? Comment gérer et utiliser au mieux cette rente ?

Quel effet de la croissance sur le capital naturel et l'environnement en général?

Différents outils en économie ont été utilisés pour étudier les relations entre croissance et environnement. On peut distinguer des modèles empiriques (on n'explicité pas réellement les mécanismes à l'œuvre, on cherche plus à trouver des régularités entre différentes variables) et des modèles théoriques (les mécanismes sont explicités, ce sont fréquemment des modèles de croissance dans lesquels on intègre des variables environnementales). L'effet de la croissance sur l'environnement est souvent débattu et présenté à travers la courbe de Kuznets environnementale (extension de la courbe liant croissance et inégalités à l'environnement). Dans ce cadre, la qualité de l'environnement (dégradation du capital naturel ou niveau de pollution) augmente dans un premier temps avec le niveau de développement, puis diminue dans une seconde phase, formant ainsi une courbe en U inversée. Cette courbe est généralement interprétée à travers la combinaison de trois facteurs : un effet d'échelle (une croissance de l'activité économique accroît la demande de ressources et les pollutions) ; un effet de composition (la structure de l'économie évolue, passant successivement d'une économie rurale, à une économie de services, en passant par une économie industrielle) ; un effet technologique (amélioration des procédés et meilleure efficacité dans l'utilisation des

ressources). L'inversion de la courbe se fait à partir du moment où les effets technologiques et de composition l'emportent sur l'effet d'échelle. Différents économètres ont testé cette relation. Les conclusions sont nuancées. Pour les polluants locaux, la relation semble vérifiée. Ce serait moins le cas pour les polluants globaux (émissions de CO₂ par exemple). En ce qui concerne la dégradation des ressources naturelles, on ne trouve pas non plus de conclusions nettes. Il est difficile de savoir quel effet, entre l'effet d'échelle et l'effet technologique, l'emporte sur le long terme. On pourrait également ajouter dans le cadre un quatrième effet : l'exportation des industries polluantes et le report de l'extraction des ressources vers d'autres pays. Nous résumons sur la Figure 3.2 les différents canaux évoqués liant capital naturel et croissance.

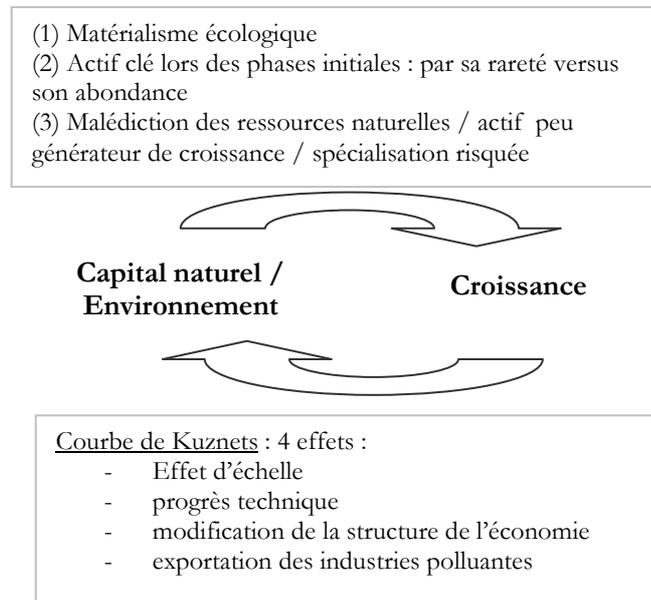


Figure 3.2 : Canaux existants entre capital naturel et croissance

3.2. Liens entre inégalités et capital naturel

Les inégalités favorisent-elles une gestion efficace du capital naturel ?

On observe fréquemment des corrélations entre niveau d'inégalités et dégradation des ressources ou pollutions. Mikkelson et al (2007) par exemple observent une corrélation entre coefficients de Gini sur les revenus et perte de biodiversité. Nous explicitons ci-dessous deux canaux liant inégalités et ressources naturelles. Le premier canal peut être considéré comme « mécanique », à travers la propension à consommer des utilisateurs de la ressource. Pour un niveau moyen de revenu identique, la propension à polluer ou consommer des biens environnementaux sera d'autant plus importante que le niveau d'inégalités est important. Le deuxième canal est plus institutionnel. Il correspond à la plus ou moins grande difficulté de trouver des solutions coopératives en fonction du niveau d'inégalités. La littérature économique n'apporte que peu d'éléments de réponse sur ces questions. Les sciences de gestion, ou la sociologie des organisations entre autres apportent quelques éléments de compréhension. On peut caricaturer l'effet des inégalités sur la gestion des ressources à travers deux courants opposés. D'un côté, Olson (1978) considère que de plus fortes inégalités favorisent une gestion de la ressource par un petit nombre d'acteurs, ce qui rendra les efforts

de coordination et de contrôle plus efficaces, évitant ainsi une dégradation de la ressource de type « tragédie des communs ». De plus, ce groupe de propriétaires, plus riche, aura un taux d'actualisation plus faible, favorisant ainsi une gestion de plus long terme. De l'autre côté (Ostrom, 1990, 2001) considère que l'action collective est rendue plus difficile dans un contexte de fortes inégalités, les acteurs ayant alors des priorités et besoins différents. Ils n'arriveront alors pas à dégager de consensus et de règles facilitant la gestion commune de la ressource. Le caractère plus ou moins concentré de la ressource sera important car jouant sur le nombre d'acteurs impliqués. De plus, on peut imaginer qu'une société fortement inégalitaire soit moins à même de protéger ses ressources dans la mesure où les plus riches ne voudront pas payer pour le reste de la société¹³. On retrouve ici les problèmes de financements de biens publics dans des contextes fortement inégalitaires. Les facteurs institutionnels sont donc centraux dans l'analyse de la gestion du capital naturel. Il existe une littérature empirique abondante sur l'efficacité des différentes modes de gestion collective. Différents facteurs semblent ainsi améliorer l'efficacité de la gestion comme par exemple : un faible nombre d'utilisateurs, un haut niveau de dépendance à la ressource, de faibles coûts de contrôle, des règles de sanction bien établies (Sethi et Somanathan, 2004). Les relations entre ces différents facteurs restent cependant mal connues et il n'existe que peu de modèles génériques explicitant ces relations.

Les remarques précédentes sont surtout valables à une échelle locale. Il est ensuite possible de s'intéresser à l'effet des inégalités à des échelles supérieures. Les inégalités régionales, ou la polarisation villes-campagnes, peuvent expliquer certaines dégradations. La vitesse des migrations des campagnes vers les villes dépend fortement de ces inégalités. Et les villes n'ayant pas les capacités d'absorber ces flux de migrants ont souvent d'importants problèmes de pollution et de pressions sur les ressources (aquifères urbains notamment) liés au développement de bidonvilles et autres formes d'habitats illégaux. Une urbanisation galopante non contrôlée peut en effet un coût environnemental important. Enfin à l'échelle internationale, les inégalités peuvent se traduire sur l'environnement à travers un certain mimétisme et une uniformisation des comportements de consommation, les plus pauvres aspirant à copier les modes de vie des plus riches. On peut citer l'exemple de la déforestation amazonienne liée à la demande de viande des nouvelles classes aisées en Chine.

La présence d'un capital naturel abondant entraîne-t-elle un effet sur les inégalités ?

Il paraît nécessaire ici de distinguer ressources localisées (gisements miniers par exemple) et ressources diffuses (ressources agricoles par exemple). Dans le premier cas, différents travaux

¹³ Maguani (2000) par exemple montre une relation négative entre inégalités et dépenses publiques dans le secteur de la protection de l'environnement.

d'économie politique montrent que le caractère localisé de la ressource tend à concentrer la rente entre peu de mains, favorisant ainsi clientélisme et corruption. La plupart des pays rentiers sont en effet fortement inégalitaires, la rente étant, surtout en Afrique, souvent mal utilisée en ce qui concerne la réduction de la pauvreté. Dans le cas des ressources diffuses, la question est moins évidente, les rentes étant dispersées. De façon générale, les plus pauvres sont bien souvent les premières victimes de la dégradation de ces ressources. Celles-ci assurent toute une série de services environnementaux dont sont fortement dépendantes ces populations et les pollutions les affectent bien souvent de façon plus importante. Enfin, ceux-ci étant le plus souvent mal représentés au sein des institutions en charge de la gestion de ces ressources, ils sont les plus facilement expropriés et marginalisés sur des terres fragiles. Une dégradation de l'environnement aura donc pour effet d'accroître les inégalités, ce qui peut alors accroître la dégradation sur les terres marginales et alors les inégalités. On parle d'« inégalités écologiques », terme porté par le courant de la société civile « Environmental Justice », développé notamment dans le livre *The Environmentalism of the Poor* de Joan Martinez-Alier (2002).

Nous résumons sur la Figure 3.3 les différents canaux évoqués liant capital naturel et inégalités.

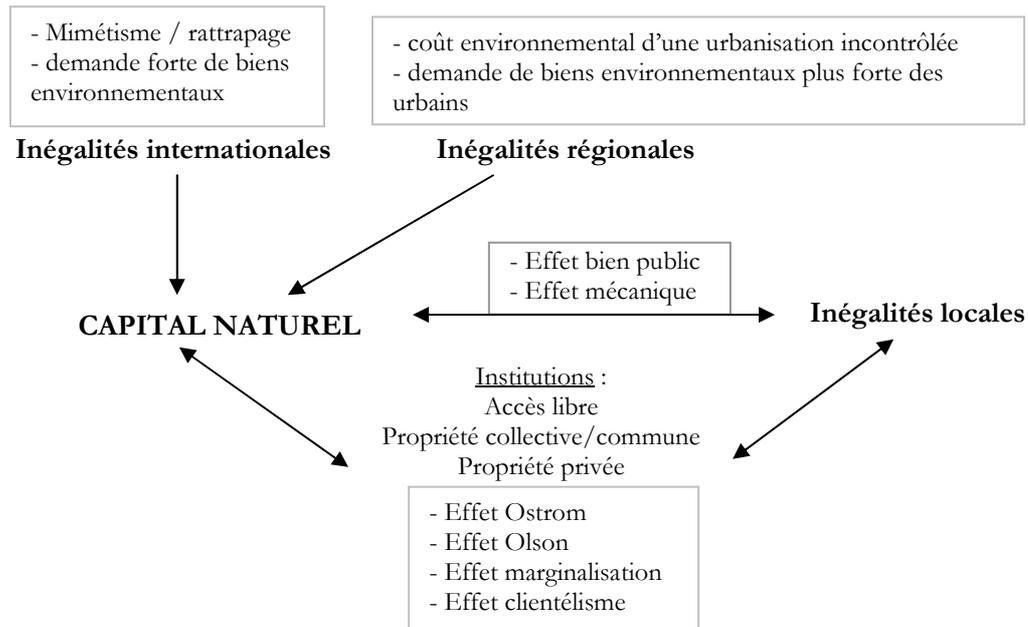


Figure 3.3 : Canaux liants capital naturel et inégalités

3.3. Liens entre pauvreté et capital naturel

Dans la description de ce qu'est une croissance pro-pauvres, nous avons vu que la réduction de la pauvreté résulte de politiques de croissance et de politiques redistributives. La pauvreté est donc présentée comme une conséquence, il n'existerait donc pas réellement de politiques de lutte contre la pauvreté qui seraient donc un mélange entre politiques de croissance et politiques redistributives. Il existe cependant une littérature abondante sur les liens environnement-pauvreté (également appelé 'nexus environnemental') dont nous présentons les principaux éléments.

Comme indiqué précédemment, de nombreuses observations montrent que les plus pauvres sont très dépendants des ressources naturelles (à la fois comme contributeur à leur revenu que comme filet de sécurité lors des crises) et les premières victimes de sa dégradation. La démographie joue un rôle central dans les différentes théories liant environnement et pauvreté, nous l'ajoutons à notre analyse. La description des différents canaux se fait en effet généralement à travers des cercles de relations s'auto-entretenant dont il est difficile d'extraire une causalité initiale.

On oppose souvent deux effets, sous-tendus par deux 'écoles' différentes. D'un côté, un accroissement de la population a un effet de dissipation (ou malthusien) sur la richesse des individus, donc également sur les actifs naturels. Cet effet est prédominant dans les thèses néo-malthusiennes. De l'autre, l'accroissement démographique a l'effet inverse en stimulant le progrès technique ou institutionnel, conduisant à une gestion plus efficace de la ressource. Ce

sont les thèses néo-boseruptiennes, dont certains travaux représentatifs sont les articles suivants : Tiffen (1992), Blaikie et Brookfield (1988), Fairhead et Leach (1994). La réalité est sans doute quelque part entre les deux, résultant de cette opposition entre dissipation de la richesse et stimulus technologique¹⁴. Le lien entre pauvreté et croissance de la population se fait à travers le fait que les enfants représentent souvent pour les plus pauvres une forme d'assurance pour les parents, et une main d'œuvre essentielle. A travers ces différents canaux transitant par la variable population, on voit bien les cercles vicieux qui peuvent être déclenchés.

La relation entre capital naturel et pauvreté peut ensuite être plus directe, sans passer forcément par la variable population. En effet, la pauvreté est susceptible de favoriser des comportements court-termistes qui vont affecter la ressource. Le taux d'actualisation des plus pauvres est fréquemment élevé, notamment à cause d'une forte aversion au risque. Ils sont ainsi peu incités à investir dans la conservation des ressources, et choisissent des projets peu risqués, avec des espérances de rendement limitées. En retour, la dégradation ou dépréciation du capital naturel diminue la base productive des plus pauvres.

Voici donc un rapide résumé de cette littérature du 'nexus environnemental'. Une critique générale de cette littérature est que la pauvreté est plus une conséquence, une résultante qu'une variable de contrôle. Lier pauvreté et environnement revient donc à nier les causes de la pauvreté, cette dernière n'étant finalement qu'un facteur proximal de dégradation de l'environnement. La pauvreté résulte en effet d'un ensemble de facteurs qui affectent également l'environnement. Ainsi par exemple, le manque d'accès au capital a à la fois un effet sur la pauvreté mais également sur l'environnement.

Pour finir, il ne faut cependant pas oublier que les plus riches restent, par leur mode de consommation, les premiers consommateurs de biens environnementaux, exerçant ainsi l'essentiel de la pression sur les écosystèmes. Il existe pourtant une forte tradition de culpabilisation des plus pauvres, considérés comme principaux destructeurs de

¹⁴ Evoquons les travaux de thèse de Bruno Locatelli qui s'intéresse aux liens entre pression démographique et dégradation du couvert boisé dans la région de Mananara sur la côte Est de Madagascar (Boisseau et al., 1999 ; Locatelli, 2000). Dans cette zone, l'agriculture sur brûlis est la principale source de déforestation. Un tel système de culture est souvent considéré comme viable pour des pressions démographiques faibles. Locatelli observe deux phases. D'abord une phase d'extensification. La terre est abondante, le travail est le facteur limitant. La meilleure stratégie est donc celle qui minimise le travail, c'est à dire celle des migrations sur des terres inoccupées ou boisées. Cette phase est associée à une déforestation, à la formation d'un bush et à une dégradation de la qualité des terres. Vient ensuite une phase d'intensification. La terre devient le facteur limitant par rapport au travail, et dans une logique Ricardienne d'avantages comparatifs, le travail est concentré sur les terres les plus fertiles et le reste est parfois replanté ou laissé à l'abandon. La relation liant pression démographique et couvert boisé devient au final une courbe en U inversé dans le même esprit que la courbe de Kuznets. Se succèdent ainsi une phase malthusienne et une phase boseruptienne.

l'environnement. On retrouve cela dans les recherches coloniales sur l'environnement où l'idée est de protéger l'environnement des comportements destructeurs et irrationnels des paysans (Humbert (1948) à Madagascar a ainsi par exemple popularisé l'idée de l'impact négatif des feux de brousse). On se rend compte pourtant aujourd'hui de plus en plus de l'effet bénéfique de ces modes de gestion traditionnels et savoirs locaux. (Kull, 2004) a ainsi étudié la diversité des usages des feux de brousse à Madagascar et ainsi montré leur rôle central, dans la gestion des pâturages notamment.

Nous résumons sur la Figure 3.4 les différents canaux évoqués liant capital naturel et pauvreté¹⁵.

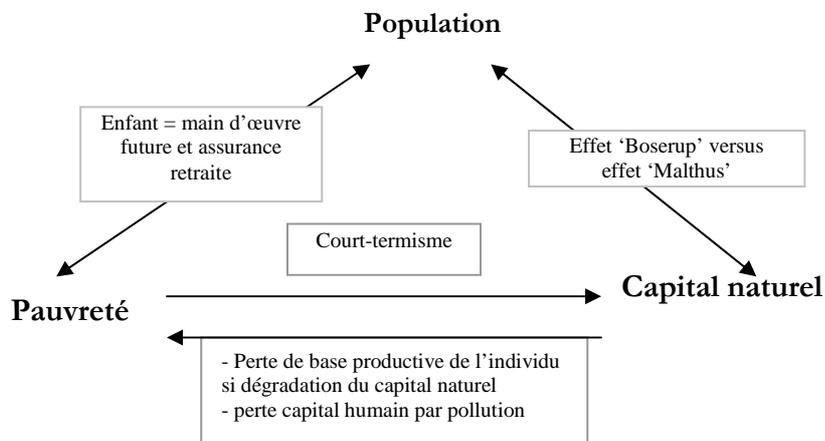


Figure 3.4 : Canaux existants entre capital naturel et pauvreté

¹⁵ La plupart des éléments présentés ici sont issus de l'excellent rapport : 'Investing in Natural Wealth for poverty reduction' (2006) écrit par D. Pearce.

TRANSITION

Nous avons proposé dans cette partie une description des principaux mécanismes et théories reliant capital naturel et développement. Nous avons ainsi pu observer le rôle central que peut jouer le capital naturel. De plus, l'un de ses composants, les sols agricoles, représente l'immense majorité du capital naturel renouvelable.

Pour étudier les déterminants d'une croissance de long terme, l'étude du capital naturel, et les sols agricoles plus particulièrement, est donc centrale. Les deux prochaines parties seront consacrées : au capital naturel dans son ensemble (à l'échelle des pays) dans la partie 2, puis aux sols agricoles (ou « capital sol ») dans la partie 3 (à une échelle plus fine). Dans la partie 2, nous abordons les liens entre capital naturel et croissance à travers une entrée « durabilité ». Nous verrons en quoi cette entrée peut être pertinente pour l'analyse des stratégies de croissance. Dans la partie 3, nous abordons la question des sols et descendons d'une échelle. Il s'agit de voir comment l'analyse économique peut intégrer les spécificités du fonctionnement de cet écosystème particulier. Ce qui pourrait in fine permettre de développer des outils de gestion de cette ressource plus adaptés. Nous analysons également un programme de conservation des sols plus particulièrement, à Madagascar.

PARTIE 2

CAPITAL NATUREL, CROISSANCE ET DURABILITE

Chapitre 4. Introduction : La durabilité, de la théorie à la pratique

1. Le développement durable : des définitions multiples

Le concept de développement durable s'inscrit dans un contexte historique. Rappelons quelques dates clés. D'abord, le rapport *Halte à la croissance* du Club de Rome en 1972. Celui-ci souligne les limites environnementales de la croissance. Il prophétise une diminution brutale de la population accompagnée d'une dégradation importante des conditions de vie d'ici 2100. Ensuite, la conférence des Nations Unies sur l'environnement humain à Stockholm en 1972. Ignacy Sachs et Maurice Strong mettent en avant le concept d' « Ecodéveloppement » et la nécessité (déjà à l'époque) d'articuler le social, l'écologique et l'économique. C'est à la suite de cette conférence qu'est créé le PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement), ainsi que la plupart des ministères de l'environnement. La *Stratégie Mondiale de la Conservation* de l'UICN¹⁶ en 1980 est également une date clé. Ce programme vise à concilier les objectifs de protection de la nature et de développement des sociétés humaines, objectifs longtemps considérés comme incompatibles. Vient ensuite la commission mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED), créée en 1983, qui produira le fameux rapport *Notre Avenir à Tous* qui aboutira entre autres à l'organisation du « sommet de la Terre » à Rio en 1992. C'est l'un des plus gros sommets de l'histoire des Nations Unies. Sont initiées à Rio la plupart des grandes conventions (climat, biodiversité) sont initiées à Rio, l'Agenda pour le 21^e siècle (Agenda 21). C'est aussi à Rio que Georges Bush déclare que « le mode de vie des américains

¹⁶ Union mondiale pour la nature

n'est pas négociable ». La diplomatie environnementale va s'intensifier tout au long des années 90. Le développement durable est alors complètement entré dans le champ du politique.

La quasi-totalité des définitions s'appuient sur la définition du rapport de la Commission Brundtland (WCED, 1987) : est durable « un développement qui répond aux besoins des générations du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs ». Définition pourtant vague. Les termes de « besoins » et de « capacité » sont au cœur des différentes interprétations. La référence aux « besoins » est délicate, ceux-ci étant historiquement définis. Nombre de nos besoins paraîtraient ainsi superflus pour des habitants des siècles précédents, y compris des besoins considérés comme « universels » comme l'accès à l'éducation. De même, cette « capacité » est un terme ambigu. Parle-t-on de la capacité de l'environnement à répondre à ces besoins, donc finalement d'une forme de capital naturel ? Ou bien de la capacité des individus eux-mêmes à travers leur état de santé ? De ce flou résulte un grand nombre de définitions. Pezzey (1989) en dénombrerait près de 60 définitions, on en compterait plus de 300 aujourd'hui¹⁷.

Toute une série de slogans ont également émergé, contribuant à façonner le concept. Le développement durable, c'est : articuler l'environnement, l'économie et le social ; une approche transversale et systématique ; une harmonisation entre le court et le long terme ; penser globalement, agir localement ; de nouvelles formes de gouvernance visant un renforcement de la démocratie ; etc¹⁸. Toutes les échelles de gouvernance sont impliqués : les collectivités locales, l'État, les institutions internationales, mais bien sûr les individus eux-mêmes.

¹⁷ Le lecteur pourra se référer aux excellents ouvrages synthétiques suivants : (Vivien, 2005), (Brunel, 2004) ou (Flipo, 2007) pour un aperçu plus exhaustif de ce « paysage définitionnel »

¹⁸ Voir le dernier livre de Gilles Rotillon *Faut-il croire au développement durable ?* pour une critique grinçante de ces différents slogans et plus généralement du concept de développement durable (Rotillon, 2008)

2. Le développement durable : un choix éthique

Un concept normatif

Un développement durable est finalement un choix éthique. Est durable un développement qui respectera un certain nombre de critères d'ordre éthique. Ce choix peut porter sur le niveau des inégalités intragénérationnelles, sur le niveau d'utilisation des ressources naturelles, sur la pondération entre objectifs économiques, sociaux et environnementaux, etc. On « matérialise » finalement à travers ce concept un ensemble de jugements normatifs. Un développement durable sera un développement « juste » selon différents critères. Pour le définir, il faut donc rentrer dans la description de ces jugements dont on a entrevu la diversité précédemment. Cela conduit à une variété considérable des définitions qui peut laisser perplexe.

Les débats qui sous-tendent ce choix éthique

Ces choix sont finalement un positionnement par rapport aux grands débats éthiques de notre temps. Reprenons quelques un des débats qui structurent et sous-tendent les réflexions sur le développement durable.

D'abord, les modes de consommation sont généralement au cœur des critiques. Cela fait référence à différentes dimensions. La pression sur les écosystèmes liée à ces modes de consommation serait trop forte, et pourrait restreindre fortement l'utilisation de ceux-ci par les générations futures. On rejoint donc ici les débats sur la rareté croissante des ressources naturelles mis en avant par le club de Rome. L'alimentation est également un point clé. La critique porte ici sur l'agriculture industrialisée et les risques associés. Plus généralement, un ensemble de valeurs touchant au quotidien sont remises en question : sur la place du travail, du temps libre, de la famille, etc.

Ensuite, la place de la nature dans le système économique est également l'un des enjeux éthiques importants du développement durable. Doit-on protéger la nature indépendamment de son utilité pour l'homme ? Sachant que sa protection a un coût. Se pose également la question de son exploitation et de ce qu'on doit léguer aux générations suivantes. Quel arbitrage entre satisfaction des besoins aujourd'hui et ceux des générations futures qui dépendent de cette même nature qu'on exploite ? Ces réflexions sous-tendent des visions plus profondes sur notre rapport à la nature. Faut-il par le « progrès » maîtriser la nature et s'en affranchir progressivement ? Que penser par exemple des OGM ? On voit poindre ici la problématique des risques environnementaux. Quelle gestion de ces risques mal connus de faible probabilité ? Le risque choisi devient là encore un choix de société.

La dimension culturelle intervient également de plus en plus dans les débats. Le développement doit s'accompagner d'un « progrès » des libertés civiles et individuelles, c'est-à-dire finalement des droits de l'homme. Mais comment définir ces droits qui sont là encore historiquement et sociologiquement définis ? On voit poindre les débats entre universalisme et diversité. Le processus de globalisation tend à remettre en cause de nombreux systèmes de valeurs. C'est un danger pour certains, car une extension de ces valeurs « universelles » définies en occident. De nombreux mouvements de protection des cultures et savoirs locaux se développent. Les débats sont parfois contradictoires. On ouvre ici une boîte de pandore opposant relativisme et universel que nous ne creuserons pas plus ici.

Enfin, les inégalités intragénérationnelles sont bien entendues au cœur des revendications sur ce que devrait être une société « juste ». Au cours de la seconde moitié du 20^e siècle, les inégalités internes aux pays ont augmenté. Les rapports sociaux se durcissent dans de nombreux pays devant ce fossé qui se creuse. Nous avons discuté des relations entre croissance et inégalités dans le chapitre 2. Toujours est-il que se pose la question normative du niveau d'inégalités justifié et souhaité.

Ce court résumé des débats liés au « développement durable » quoique sommaire illustre cependant la diversité de ces choix éthiques à faire.

Le développement durable : contenu ou contenant ?

Le développement durable est donc un concept normatif. Comment le rendre opérationnel ? Nous voyons deux orientations complémentaires. D'un côté, le développement durable est un « contenant ». C'est un moyen de créer et définir des préférences collectives, à travers un processus participatif par exemple. Le développement durable devient alors un mode de gouvernance à part entière, permettant de définir ces normes éthiques. De l'autre côté, le développement durable est un concept technique, un « contenu ». Le débat pour fixer la norme de durabilité a déjà eu lieu. L'objectif est alors fixé. Il s'agit ensuite de développer des indicateurs permettant de mesurer comment on se situe par rapport à cet objectif pour ensuite mettre en place des politiques de durabilité. Ces orientations sont finalement les deux étapes qui se suivent d'un même processus.

3. Proposition de classification

La diversité des choix éthiques à réaliser et donc des définitions existantes est un obstacle certain pour rendre opérationnel le concept de développement durable. Il devient nécessaire de bien expliciter les choix qui sont faits. Plus qu'un positionnement sur un débat précis, le choix d'un développement durable se réfère finalement plus à une « orientation éthique », synthèse d'un ensemble de valeurs. Toujours est-il qu'il devient indispensable selon nous de classer ces orientations, de les expliciter avant de les rendre opérationnelles. Nous proposons une classification à travers les deux approches qui selon nous structurent le paysage des différentes définitions du développement durable. Nous forçons volontairement les traits caractéristiques de chacune de ces approches, quitte à les caricaturer.

Approche A : un développement durable est un développement équilibré entre piliers social, environnemental et économique

Dans la stratégie nationale de développement durable¹⁹ mise au point par la France, on trouve la définition suivante : « Répondre aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs, résume une exigence, celle de préparer l'avenir en conciliant le développement économique, la justice sociale et la protection de la santé et de l'environnement ». Le développement durable est donc interprété comme la nécessité de concilier objectifs économiques, environnementaux et sociaux. Ce sont les trois « piliers » du développement durable. Cette approche est la plus répandue. On la retrouve dans la quasi-totalité des « stratégies nationales de développement durable ».

Dans cette approche, l'exigence centrale (et le choix éthique à faire) est de clarifier ce qu'on entend par « équilibré ». L'idée sous-jacente est que le développement est biaisé en faveur du pilier économique et que les différents piliers sont conflictuels. Il s'agit donc de mieux prendre en compte les dimensions sociales et environnementales du bien-être des individus. Traduit en termes économiques, cela revient à ajouter dans la fonction d'utilité des arguments autres que purement économiques tels le niveau de consommation de biens matériels. Dans ce cadre, un développement durable est donc un accroissement du bien-être présent défini de façon élargie. Il existe différents outils économiques pour voir comment les dimensions environnementales ou sociales, et plus généralement non marchandes affectent le bien-être des individus. La norme éthique est donc ici plutôt intragénérationnelle. Et finalement, on ne dit rien sur cette « capacité » à maintenir ce niveau d'utilité dans le futur.

¹⁹ <http://www.ecologie.gouv.fr/-La-SNDD-.html>

Approche B : est durable un développement qui maintient les « capacités » sur le long terme (théories économiques de la durabilité)

L'accent est mis ici sur l'interprétation de ces « capacités » qu'il faut maintenir sur le long terme. L'intuition sous-jacente est que les actions prises par les générations actuelles vont affecter les opportunités des générations futures. Par exemple, si la génération présente consomme au-delà de ses moyens (c'est à dire qu'elle consomme son capital), la génération suivante ne pourra maintenir le même niveau de vie. Les générations sont dépendantes. Il s'agit finalement de conserver quelque chose pour que les générations suivantes puissent satisfaire leurs besoins. Toute la difficulté est de définir ce « quelque chose », ce qu'il faut léguer aux générations suivantes. Est-ce un niveau de bien-être au moins égal, la capacité à produire du bien-être (donc les capitaux productifs), des opportunités identiques ? Le plus souvent, un développement dit durable sera interprété comme un développement qui peut se maintenir, qui est pérenne. Dans cette approche, on distingue clairement la dimension « développement » (accroissement du niveau de vie) de la dimension « durabilité » (capacité à maintenir ce niveau de vie dans le futur).

La durabilité est donc ici un jugement normatif sur ce qu'est une société « juste » du point de vue des inégalités intergénérationnelles. Cette approche constitue l'immense majorité de la littérature économique sur le sujet. Au sein de cette littérature, on distingue deux démarches différentes pour intégrer ce souci de durabilité, de justice intergénérationnelle. Dans la première démarche dite « heuristique », la durabilité est introduite à travers une contrainte du type : les générations suivantes doivent avoir au moins le même niveau de consommation. C'est celle qui est la plus répandue dans la littérature. Dans la seconde démarche, dite « axiomatique », la contrainte est introduite directement dans la « fonction objectif » des individus. Différents critères de durabilité existent : utilitariste actualisé (on maximise la somme intertemporelle des utilités actualisées), Maximin (on maximise l'utilité de la génération la plus pauvre, ce qui revient in fine à égaliser le niveau d'utilité pour toutes les générations), règle d'or verte (on maximise l'utilité de la génération à l'infini), critère de Chichilinsky (somme pondérée entre critère utilitariste actualisé et règle d'or verte), etc. Ces différents critères donnent chacun plus ou moins de poids aux générations futures. Le critère utilitariste actualisé donne le plus de poids aux générations présentes (on parle alors de dictature du présent) alors que la règle d'or verte donne le plus de poids aux générations les plus éloignées (on parle de dictature du futur). On définit donc a priori ce qu'est une société durable. Cette définition gouvernant la « fonction objectif » des individus, leurs comportements seront donc par définition « durables ». Ces deux approches restent similaires

sur le fond. On pourrait en effet en théorie (il existe certainement des difficultés mathématiques) faire correspondre un sentier de consommation particulier à n'importe quelle norme de durabilité donnée a priori, et réciproquement²⁰. Elles reposent toutes deux sur des fondements théoriques similaires que sont les théories économiques de la durabilité.

Rappelons l'intuition centrale de ces théories. Le bien-être futur dépend de la richesse actuelle (c'est à dire les différents stocks de capitaux d'une économie). Une population qui vit au dessus de ses moyens en consommant son capital le paiera plus tard en termes de réduction de bien-être. Autrement dit, un déclin de la richesse aujourd'hui conduira à une diminution du bien-être dans le futur. La mesure de la variation de richesse est donc une indication clé des variations du bien-être futur. L'idée est donc de mesurer l'évolution des différents stocks de capitaux d'un pays. C'est ce que mesure l'épargne nette ajustée (ENA) introduite précédemment. On mesure donc l'évolution des stocks de capitaux physique, humain, social et naturel. Une norme de durabilité à minima est de transmettre aux générations suivantes un stock de capital total au moins équivalent. La durabilité est alors dite faible. D'autres préconisent de transmettre un capital naturel au moins équivalent. On parle alors de durabilité forte. Les débats économiques sur la durabilité se sont rapidement cristallisés et structurés autour de ces deux visions. Nous présentons les principaux éléments des débats dans l'encadré ci-après.

Ces idées sont formalisées et explicitées plus en détail dans l'annexe 4.1. Nous rappelons les origines théoriques de l'approche, le cadre éthique (anthropocentrique et utilitariste), les théorèmes fondamentaux ainsi que les principaux débats théoriques. Nous n'entrons pas à ce stade plus en détail dans cette approche qui sera largement présentée et discutée dans les prochains chapitres.

²⁰ Par exemple, une norme de durabilité de type Maximin équivaut à maintenir le niveau de consommation (ou le stock de capital) constant

Durabilité faible / forte : les éléments du débat

Ces deux courants s'opposent par les hypothèses sur le niveau de substituabilité entre capital naturel et autres capitaux, et plus généralement sur la place de la nature dans le système économique. Dans un cadre de durabilité faible, il s'agit de transmettre aux générations futures un stock de capital total au moins identique. L'environnement est donc un actif comme les autres, substituable aux autres formes de capitaux (tant comme facteur de production que comme source d'utilité). C'est le niveau de richesse totale qui compte, non sa composition. Dans le cadre de la durabilité forte, il s'agit de transmettre aux générations suivantes un capital naturel au moins équivalent (ou au moins de ne pas descendre sous un certain niveau dit 'capital naturel critique'). La nature a donc une place centrale et est traitée à part. Différentes justifications sont proposées. D'ordre économique : la nature assure des fonctions irremplaçables à l'homme, elle n'est donc pas substituable et nécessite une protection spécifique en tant qu'actif complémentaire. D'ordre pratique : on connaît encore trop mal le fonctionnement des écosystèmes et les incertitudes sont omniprésentes. On risque de franchir des seuils sous lesquels on ne connaît pas le comportement de la ressource. Le stock de ressource risque par exemple de s'effondrer. D'ordre éthique : la nature a des droits, ou une valeur intrinsèque propre (on sort donc d'un cadre purement anthropocentrique). Une approche de durabilité forte conduit à des recommandations du type : exploiter les ressources naturelles à un rythme égal à leur rythme de reproduction (se pose donc tout naturellement la question de l'utilisation des ressources épuisables), ne pas polluer au-delà des capacités d'assimilation des écosystèmes, etc. On peut critiquer la durabilité forte sur différents points. D'abord se pose le problème de la définition des seuils d'exploitation des ressources, des niveaux de pollution à maintenir ou ne pas dépasser. Qui les choisit ? Selon quels critères ? La justification peut bien entendu se faire selon des critères autres qu'économiques. Ces choix ont cependant un coût (pour leur maintien ou d'opportunité). On se retrouve donc devant un problème d'allocation des ressources. On retrouve ici des problèmes de choix social, avec en plus le fait qu'un groupe d'acteurs est absent : les générations futures. Les problèmes normatifs sont forts, et il nous paraît difficile à travers ce cadre d'arriver à une approche opérationnelle de la durabilité.

Les débats entre partisans de la durabilité faible et forte sont parfois féroces. Il faut selon nous distinguer deux niveaux de discussion. Sur le plan théorique, les deux approches peuvent être conciliées sur de nombreux points. Ainsi, il est théoriquement possible d'intégrer l'incertitude, les risques de non linéarités, les irréversibilités, ou la faible substituabilité d'un actif naturel dans l'évaluation de sa valeur. Sur le plan pratique, notre connaissance des écosystèmes est trop imparfaite. Il devient alors nécessaire de définir des contraintes exogènes, ce qui est finalement une réponse aux trop grandes incertitudes qu'on a quant au fonctionnement des écosystèmes et l'évolution future de l'économie. Le problème est alors transféré d'une incertitude sur ces prix à un choix normatif de contraintes exogènes par rapport à l'utilisation des capitaux.

Approche A versus B : un bilan

Nous pouvons dès ce stade proposer une lecture critique de ces deux approches. L'approche A est centrée sur le bien-être présent, élargi aux dimensions sociales et environnementales. Un développement durable correspond à un accroissement de ce niveau de bien-être présent. L'approche B est centrée sur l'évolution des stocks de capitaux de l'économie, sur la capacité de l'économie à maintenir un certain niveau de vie donc sur le niveau de bien-être futur. Ces deux approches sont donc finalement complémentaires.

Illustrons cette complémentarité à travers le schéma simple suivant (Figure 4.1). L'axe horizontal représente le souci pour les générations futures et correspond donc au choix d'une norme d'équité intergénérationnelle. Nous représentons ainsi trois « normes » différentes (il en existe d'autres) : aucun souci pour les générations futures (repose largement sur l'idée que le progrès technique permettra de s'affranchir des contraintes environnementales), durabilité faible et durabilité forte. L'axe vertical représente un choix éthique relatif au bien-être présent. Nous prenons ici l'exemple du niveau des inégalités intragénérationnelles. On peut dire que cet axe correspond au « pilier social ». Les théories de la justice sociale permettent de définir différentes normes d'équité intragénérationnelle. Nous indiquons ainsi pour illustration quelques noms de théoriciens de la justice sociale reflétant différentes positions. Nous avons vu qu'on peut multiplier à l'infini ces choix éthiques, ajoutant par exemple un pilier économique et un pilier social. Par souci de clarté, nous nous limitons à un choix et donc un seul axe. Un développement durable sera donc dans cet exemple caractérisé par le choix d'un couple du graphique de la Figure 4.1.

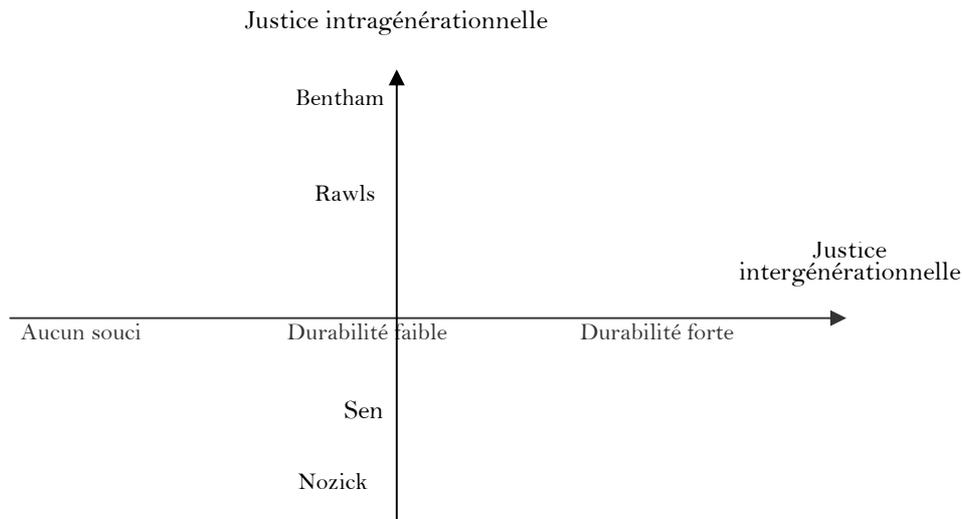


Figure 4.1 : Le développement durable comme le choix d'un couple de normes d'équité

4. Durabilité et décision publique

Le concept défini, il s'agit ensuite de le traduire en action publique. Un premier pas est le développement d'indicateurs mesurant la durabilité. Le deuxième pas est la mise en place des politiques pour tendre vers cet objectif de durabilité. Nous reprenons ces deux étapes dans le cadre de chacune des approches présentées précédemment.

4.1. Les indicateurs de durabilité

De nombreux indicateurs ont été développés pour essayer de mesurer la durabilité²¹. On peut même parler de foisonnement plus que de pénurie. Ce qui est lié en partie à la diversité des définitions entrevue précédemment. Nous nous concentrons dans cet aperçu sur les indicateurs à l'échelle nationale dont nous proposons un résumé dans la Table 4.1²².

²¹ Le lecteur pourra se référer à l'excellent rapport (UNECE, 2009) pour une description plus exhaustive des différentes approches.

²² Nous reprenons ici la classification du rapport de la commission 'Sen-Stiglitz-Fitoussi'

Approche	Exemples
Batteries d'indicateurs	Différents organismes ont mis en place des batteries : IFEN ²³ , OCDE, Eurostat ²⁴ par exemple.
Indices composites	Indice de Osberg et Sharpe, Index de soutenabilité environnementale (ESI) et Index de performance environnementale (EPI) (développés par les universités de Columbia et Yale)
PIB ajustés et étendus	Indice de bien-être véritable (Nordhaus et Tobin, 1973), Indice de bien-être durable (Cobb et Cobb, 1994), système intégré de comptabilité économique de l'environnement (SEEA, comptes satellites), PIB vert, etc.
Indices de surconsommation ou sous-investissement	Epargne nette ajustée, empreinte carbone, empreinte écologique

Table 4.1 : Les différentes approches en matière d'indicateurs de durabilité

Les classifications se structurent généralement autour des points suivants. D'abord, le niveau d'agrégation. On a tout un spectre entre indicateurs composites et batteries d'indicateurs. Ensuite, les indicateurs sont monétarisés ou non. Notons ici que toute agrégation, monétaire ou non introduit une valeur relative des différents items. Les implications normatives de la monétarisation sont plus explicites que dans la plupart des autres cas. Enfin, le point qui nous paraît essentiel est la définition de la durabilité sur laquelle repose l'indicateur. Les batteries d'indicateurs et indices composites sont le plus souvent basées sur une définition dérivée de l'approche A. Les indices de surconsommation sont le plus souvent ancrés sur l'approche B.

Au niveau des pays se développent plutôt des approches de type batteries d'indicateurs avec des indicateurs traquant les dimensions sociales, environnementales et économiques du développement durable. On est donc plutôt dans la logique de l'approche A. Par opposition, les indicateurs mesurant la capacité d'une économie à maintenir un certain niveau de bien-être (indices de surconsommation) restent marginalement développés.

²³ Institut français de l'environnement

²⁴ Département statistique de la Commission Européenne

4.2. Des indicateurs aux politiques publiques de durabilité

Les indicateurs peuvent avoir différentes utilités : informer, évaluer, piloter une politique, etc. Nous partons de l'idée qu'un indicateur alimente par différents canaux la prise de décision publique. Les indicateurs présentés mesurent en quoi les pays se rapprochent de la durabilité. L'étape suivante est de voir en quoi ces indicateurs peuvent aider à définir et suivre des politiques de durabilité. Revenons d'abord sur ce qu'est une politique de durabilité.

Avec l'approche A - Une politique de durabilité sera une politique faisant accroître de façon « équilibrée » composantes sociales, environnementales et économiques du développement. Ceci recouvre ainsi un large spectre de politiques publiques. Les politiques environnementales et sociales seront ainsi généralement considérées comme des politiques de durabilité. Il reste à définir ce qu'on considère comme « équilibré », ce qui dépend du poids que nous accordons à ces différentes dimensions et le degré de substituabilité entre ces objectifs. Dans un cadre éthique utilitariste, les pondérations reflètent les préférences des agents.

Avec l'approche B - Une politique de durabilité est une politique de redistribution intertemporelle visant à garantir une « juste » distribution des capacités productives entre générations présentes et futures. En quelque sorte, on corrige une externalité « trop faible prise en compte des générations futures ». Concrètement, ce sont des politiques qui vont affecter le choix entre consommation et investissement (dans tous les types de capitaux). Ce peut être une taxe sur la consommation, des subventions à l'investissement, etc. On voit donc que ce ne sont pas nécessairement des politiques environnementales ou sociales, même si politiques de durabilité et environnementales peuvent se recouper.

Nous l'avons dit plus haut, les deux approches sont différentes et complémentaires. Elles conduisent donc à des politiques distinctes. C'est pourquoi il est nécessaire de bien préciser ce qu'on entend par développement durable. Nous insisterons tout au long de cette partie sur le fait que développement et durabilité sont deux concepts différents, à ne pas mélanger. Il existe pourtant une confusion dans les indicateurs développés, certains mélangeant la dimension développement (variation des flux) et la dimension durabilité (variation des stocks). Nous le verrons notamment dans le chapitre 5. Nous traiterons dans cette partie essentiellement la durabilité à travers le prisme de l'équité intergénérationnelle.

5. Sommaire

Nous proposons dans le chapitre 5 une comparaison des différentes approches en matière d'indicateurs de durabilité. Nous nous limitons aux indicateurs agrégés à l'échelle nationale : épargne nette ajustée, empreinte écologique et indice de bien-être véritable. Nous ne traitons ainsi pas de la durabilité à l'échelle sectorielle. L'un des enjeux est de proposer une approche pragmatique de la durabilité appliquée aux pays africains, en articulant la réflexion aux questions de croissance.

Dans les chapitres 6 et 7, nous nous concentrons sur l'ENA et la mesure de l'évolution de la richesse des pays. Il existe peu d'applications empiriques, notamment en pays pauvres et plus particulièrement en pays africains. Ces derniers sont pourtant particulièrement dépendants de leur capital naturel. On peut cependant citer les efforts du CEEPA (Centre en économie de l'environnement basé à Pretoria) dans le domaine des « comptes satellites »²⁵ en Afrique Australe et de l'Est notamment (travaux d'Eric Mungatana, Rashid Hassan, Glenn-Marie Lange, etc.). Nous proposons deux applications : à Madagascar (chapitre 6) et au Mozambique (chapitre 7). La démarche a été de remonter aux aspects théoriques des modèles sous-jacents en adaptant, calibrant et élargissant les modèles par rapport à des problématiques particulièrement aiguës en pays africains comme par exemple la dégradation des sols agricoles ou l'évolution rapide des indicateurs de développement humain.

²⁵ En marge des comptabilités nationales, on mesure l'évolution de certains stocks de ressources naturelles, de façon physique ou monétaire.

Annexe 4.1 : point méthodologique sur la durabilité faible : cadre théorique et revue de la littérature

1. Les origines théoriques : de Paul Samuelson à David Pearce

Mäler (2007) retrace le cheminement intellectuel qui a conduit à l'élaboration de cette approche. Nous reprenons ci-après certains de ses développements. En 1961, Samuelson souligne les limites de l'utilisation d'un indicateur de flux de type PIB comme mesure de bien-être, proposant intuitivement d'utiliser une mesure de richesse (ce qu'il appelle 'wealth-like magnitude'). C'est sur cette base que s'est appuyé Weitzman en 1976 pour proposer une interprétation formalisée du PIB en tant qu'indicateur de bien-être²⁶. Il montre que le PIB est égal à la consommation maximum qu'on peut maintenir sur le long terme (sous réserve que la fonction d'utilité soit linéaire, ce qui est rarement le cas). Les bases du raisonnement sont posées. Il ne reste plus qu'à faire explicitement le lien avec les stocks. Pearce prolonge la réflexion, et introduit dans son livre *Blueprint for a green economy* (1989) l'idée qu'un développement est durable à condition que la génération présente transmette un stock de capitaux identique à la génération suivante. Il formalisera ces idées dans (Pearce et Atkinson, 1993), article de référence qui pose les bases de l'ENA (mesure de la variation de la richesse d'un pays). De nombreux auteurs ont ensuite complété ce cadre théorique initial. Citons notamment sans être exhaustif les auteurs et articles suivants : (Hartwick, 1990, 1995), (Asheim, 1994), (Hamilton, Atkinson et Pearce, 1997), (Aronson, Johannsson et Lofgren, 1997), (Hamilton et Clemens, 1999), (Dasgupta et Mäler, 2000), (Asheim et Weitzman, 2001). Une communauté scientifique importante s'est donc construite autour de ces thématiques depuis le début des années 90.

²⁶ Cette contribution de Weitzman s'inscrit dans un contexte porteur de ces idées. Quelques années plus tôt, (Dasgupta et Heal, 1974; Solow, 1974; Stiglitz, 1974) publiés dans 'The Review of Economic Studies' ont posé les bases des modèles de croissance à capital naturel. Hartwick (1977), sur la base des travaux de Solow (1974), a établi une règle afin de maintenir un niveau de consommation constant. Il s'agit de réinvestir les rentes issus de l'exploitation des ressources naturelles dans le capital physique afin d'obtenir un sentier de consommation constant (la fameuse règle d'Hartwick).

2. Le cadre éthique : anthropocentrique et utilitariste

Discutons le cadre éthique adoptée, qui représente finalement la manière dont la nature est appréhendée dans notre travail. Nous ne considérons ici les ressources naturelles, les écosystèmes, qu'à travers leur capacité à fournir du bien-être aux hommes. L'approche est donc dite anthropocentrique. On donne donc une valeur à la nature à travers ce qu'elle fait, et non ce qu'elle est. On se situe donc dans la lignée du conséquentialisme (on ne juge les activités qu'en fonction de leurs conséquences). Par opposition à des approches mettant la nature au centre comme l'écocentrisme par exemple, qui sont plus dans la lignée Kantienne du déontologisme (la nature a une valeur intrinsèque). Dans ce dernier cas, on ne peut pas hiérarchiser ou mettre en balance la nature avec d'autres éléments autrement qu'en construisant une éthique a priori, une échelle de valeurs indépendantes des calculs utilitaires. Le cadre éthique est utilitariste²⁷. Les actes d'un individu sont donc jugés bons ou mauvais à partir des conséquences de ceux-ci. On peut opposer à cette approche une approche basée sur la définition de droits, de principes, qui seront des fins en soi (J. Locke). Dans la pratique, il existe une tension continue entre respect des droits versus conséquences de ceux-ci.

Ces deux approches (utilitarisme versus définition de droits) peuvent conduire à deux interprétations différentes de la durabilité. Dans le cadre du développement durable se pose la question de ce qu'il faut transmettre. Dans un cas, on transmet donc une série de droits (portant sur les intérêts des minorités, la liberté, les droits individuels, etc.). Cela aurait l'avantage de pouvoir prendre en compte certains conflits moraux liés aux moyens utilisés pour arriver à une certaine fin, l'approche utilitariste s'intéressant aux fins uniquement. On peut par exemple faire référence à des philosophes comme A. Sen ou M. Nussbaum, qui conçoivent le développement comme une amélioration des 'capabilités'²⁸ des individus (Sen, 1999). S'est développé autour de ces idées tout un courant autour de la notion de 'durabilité sociale' et présentant la durabilité comme la transmission équitable de ces 'capabilités' d'une génération à l'autre (Dubois, 2002). L'accent est alors mis sur l'exclusion sociale, la vulnérabilité ou bien les inégalités intragénérationnelles. Dans l'autre cas, celui développé dans le cadre de ce travail, on transmet un patrimoine garantissant un maintien du niveau d'utilité ou de consommation. Ces deux théories pourraient cependant se rejoindre dans la mesure où ces 'capabilités' pourraient être comprises comme un stock de capital, avec un rôle central du capital social.

²⁷ On peut rappeler que toute approche anthropocentrique n'est pas nécessairement utilitariste

²⁸ Les « capabilités » d'une personne représente l'ensemble des fonctionnements effectifs ou potentiels qu'elle peut ou pourrait accomplir sur la base de ses caractéristiques propres et des opportunités ou contraintes économiques et sociales.

Différentes raisons nous ont amenées à choisir un cadre utilitariste. D'abord, il repose en effet sur des bases théoriques établies, l'économie du bien-être. C'est ce qui explique que ce cadre est de loin le plus utilisé à ce jour. Ensuite, il semble difficile, même dans un cadre éthique basé sur la définition de droits, d'échapper à la hiérarchisation des préférences. Comme Dasgupa (2007) l'explique bien, le débat sur la comparaison, hiérarchisation des capacités a longtemps été ignoré. Nussbaum (1999) par exemple propose une liste de neuf 'capacités humaines centrales' (dont le droit à la vie, la santé physique, le droit aux émotions, etc.), chacun étant non négociable au dessous d'un certain seuil. Le fait de déclarer ces 'capacités' non négociables élude la question du coût d'assurer ceux-ci. Que peut faire un pays pauvre qui ne peut pas s'offrir ces neuf 'capacités' ? Ensuite, c'est sans doute le cadre le plus opérationnel. L'approche utilitaire est en effet plus aisée pour développer des outils quantitatifs. La transcription opérationnelle des 'capacités' est peu évidente. Une littérature importante se développe, proposant des indicateurs permettant de mesurer l'évolution de ces 'capacités'. La démarche se heurte cependant à la définition concrète de ces droits ou 'capacités' qui peut vite devenir subjective, certains insistant sur des aspects locaux (Sen), d'autres sur les aspects plus globaux et universels (Nussbaum).

3. Les théorèmes fondamentaux

Nous posons quelques définitions et résultats importants pour la compréhension de l'approche économique de la durabilité. Nous insistons sur l'ENA, son interprétation en terme de durabilité et les principaux débats théoriques qui l'entoure.

Quelques définitions de base

Il est important de préciser quelques éléments de vocabulaire, parfois flous dans la littérature. Le terme de bien-être par exemple a été introduit parfois précédemment de façon vague.

Bien-être instantané (welfare ou well-being indifféremment) – le bien-être instantané d'un individu est une fonction de l'ensemble des biens et services (marchands ou non, matériels ou non) qu'il consomme, de la forme $U(x_1, x_2, \dots, x_n)$ où les x_i sont les constituants du bien-être instantané.

Bien-être intertemporel (intertemporal welfare) – Il correspond à la version intertemporelle du bien-être instantané, selon la formule suivante :

$$V_t = \int_t^{\infty} u[x_1(s), x_2(s), \dots, x_n(s)] e^{-\delta(s-t)} ds$$

où u est toujours l'utilité instantanée fonction des constituants du bien-être et δ le taux d'actualisation qui est une variable clé de tout calcul intergénérationnel ²⁹.

Capital – Un capital est un stock qui engendre un flux de biens et services. Ceux-ci peuvent être des arguments des fonctions d'utilité des consommateurs ou des fonctions de production des producteurs. La valeur d'un capital est donc égale à la valeur actualisée nette des flux de services générés par l'utilisation de ce capital.

Richesse (ou capital total d'une économie) – La richesse est définie ici comme la somme des capitaux de l'économie. Hamilton et Hartwick (2005) ont montré sous certaines conditions (économie compétitive, rendements d'échelle constants) que cette richesse est égale à la valeur actualisée nette de la consommation future :

$$W_t = \sum_{i=1}^n K_i(t) = \int_t^{\infty} c(s) e^{-\delta(s-t)} ds$$

où K_i est le stock du capital i , c la consommation et δ le taux d'actualisation.

²⁹ Déterminer un taux d'actualisation pour une période s'étendant sur plusieurs générations exige de se donner des hypothèses sur : le taux de croissance de la consommation sur la période, l'évolution de l'utilité marginale de la consommation, l'évolution de la préférence des générations futures, autrement dit le prix relatif qu'elles accorderont aux biens environnementaux par rapport aux autres biens, et enfin le taux de préférence pure pour le présent (qui correspond à une norme d'équité intergénérationnelle). Or, même dans l'hypothèse d'un monde d'acteurs parfaitement informés des conséquences de leurs actes, les trois premières données sont difficilement prévisibles. Nous ne savons pas en effet ce que sera le progrès technique qui détermine la croissance donc l'évolution de la consommation des générations à venir, ni ce que sera leur rapport à la richesse matérielle et à la nature. De plus, le choix d'une norme d'équité intergénérationnelle ne relève en rien de l'économie. Différentes méthodes permettent d'avoir une idée de l'ordre de grandeur de ces différents paramètres. Il n'existe pas aujourd'hui de consensus sur leurs valeurs. Pour une revue critique des débats sur l'actualisation et l'estimation pratique des différents paramètres, nous renvoyons le lecteur aux excellents documents (Zhuang et al, 2007) et (Gowdy et al, 2009). Ces derniers discutent notamment les apports de récents travaux d'économie comportementale à ces débats.

L'intuition centrale : épargne et perspectives futures de développement sont liés

Modifier la composition de la richesse aujourd'hui affectera le sentier de consommation (ou bien-être au sens large) futur. C'est cette intuition qui a été formalisé par exemple dans (Hamilton et Clemens, 1999) à travers l'équation suivante :

$$\sum_{i=1}^n \dot{K}_i = \lambda^{-1} \dot{V}$$

où K_i est le stock du capital i , V le bien-être intertemporel défini précédemment (i.e. la valeur actualisée nette du sentier d'utilité future) et λ l'utilité marginale de la consommation. La variation des stocks de capitaux de l'économie est donc égale à la variation du bien-être intertemporel. La variation des capitaux donne donc des indications sur les perspectives futures de croissance et donc sur la durabilité des trajectoires.

4. Les principaux débats théoriques

Nous proposons ci-dessous une revue des principales critiques qui ont pu être faites au modèle initial (Pearce et Atkinson, 1993) ou (Hamilton et Clemens, 1999) et les extensions proposées en retour. Nous distinguerons trois groupes d'extensions et/ou jeux d'hypothèses.

(a) Sur le caractère optimal de l'économie

La plupart des modèles reposent sur l'hypothèse d'économie optimale (i.e. le gouvernement met en place les politiques qui maximisent le bien-être social intertemporel). C'est le cas de Hamilton et Clemens (1999). Dasgupta et Mäler (2000) montrent que l'équation liant variation du stock de capitaux et bien-être intertemporel reste valable dans une économie non optimale. (Arrow et al, 2003) explorent certains mécanismes d'allocation des ressources particuliers. Le lien entre épargne nette ajustée et bien-être intertemporel reste donc valable dans des cas assez généraux. Plus récemment, Vouvaki (2008) introduit différentes caractéristiques non optimales dans l'économie à travers des « boucles de rétroactions » qui sont des règles non déterminées par des comportements optimaux des agents mais par l'observation empirique de régularités entre variables économiques.

(b) Economie ouverte / fermée et prise en compte des échanges internationaux

Le modèle initial a été développé en économie fermée. Vincent (1997) s'intéresse à l'impact de variations exogènes de prix d'une ressource donnée sur l'épargne et la richesse de petits pays (donc preneurs de prix) exportateurs d'une ressource (s'appuyant sur le cas du pétrole indonésien). Hamilton et Bolte (2004) ont formalisé et étendu ces réflexions, montrant que prendre en compte cette dimension peut provoquer des réajustements conséquents des calculs de variation de richesse. Se pose alors la difficulté de prévoir des sentiers de prix.

L'autre point délicat est l'interdépendance entre les économies des pays riches et les économies pauvres riches en ressources naturelles. On peut observer que la plupart de ces pays pauvres ont des épargnes nettes ajustées négatives, bien que la plupart de ces ressources soient consommées dans les pays riches. Certains considèrent donc que les pays riches (qui ont des ENA souvent positive) « achètent » en quelque sorte leur durabilité en n'exploitant pas les ressources sur leur territoire mais important d'autres pays. Le problème vient au final du fait que les ressources naturelles des pays exportateurs sont sous-évaluées. Le pays importateur bénéficie donc d'une subvention implicite. La durabilité du pays importateur est donc surestimée et celle du pays exportateur surestimée. Ce point est souligné par différents auteurs (Stiglitz, 2009 ; Atkinson et Hamilton, 2003) mais reste difficile à étudier empiriquement.

(c) Sur l'exhaustivité des capitaux considérés

Le modèle de départ était centré uniquement sur capital physique et capital naturel. D'autres capitaux ont ensuite été ajoutés. Nous présentons les principales recherches par type de capital considéré, traitant successivement le capital humain, naturel, le progrès technique (qui peut être considéré comme l'accumulation d'un capital technologique ou de connaissances) et la population.

Le capital humain - Hamilton et Clemens (1999) ont été les premiers à intégrer le capital humain, à travers les dépenses d'éducation. C'est un « proxy » limité de la hausse de capital humain. En effet, on ne considère pas la dépréciation du capital humain lié à la mortalité ou à la dégradation du système éducatif. On ne considère aucunement l'efficacité de ces dépenses pour accroître le capital 'éducation'. On ignore les autres dimensions du capital humain : la santé, la formation professionnelle, l'expérience acquise, le savoir faire, etc. Arrow (2007) propose une évaluation directe de la variation de capital humain à partir de l'évolution du niveau de scolarisation de la population. La prise en compte du capital humain reste cependant grossière.

Le capital naturel – Nous reviendrons sur ce point dans le chapitre 5. Les estimations dépendront notamment des hypothèses sur l'optimalité du sentier d'extraction ou de forme de la fonction de coût de production, ou la non exhaustivité en termes de ressources considérées. De plus, les évaluations ne sont jamais exhaustives et on peut bien entendu toujours inclure de nouvelles ressources sous réserve que les données soient disponibles.

Il existe une autre dimension que n'avons pas traité : les changements d'usage des terres. Quelques auteurs traitent cette question en se focalisant sur la déforestation : Hartwick (1992), Vincent (1997) et plus récemment Hamilton et Hartwick (2006). Dans des économies africaines où les changements d'usage des sols sont rapides, cette dimension peut être importante. Transformer une forêt en un terrain agricole peut en effet correspondre à une perte de richesse pour un pays.

Le progrès technique - Le progrès technique peut également être représenté par l'accumulation d'un capital, un capital de « connaissances » (accumulé à travers des investissements en recherche et développement par exemple). Il existe une littérature importante sur l'intégration du progrès technique dans les modèles de croissance. Le progrès technique étant introduit de façon exogène (Solow) ou endogène (Romer, Lucas, etc.). Quelques travaux de comptabilité verte ont pris en compte ce progrès technique. (Weitzman et Lofgren, 1997) montrent qu'introduire l'accroissement de la productivité lié au progrès technique peut changer significativement le message en terme de durabilité, ces gains de productivité pouvant compenser les pertes en ressources naturelles et autres capitaux. Plus récemment, Hamilton et Atkinson (2006, chap. 8) comparent l'effet de l'introduction d'un progrès technique exogène versus endogène. Ils montrent que l'introduction d'un progrès technologique exogène dans le modèle entraîne l'apparition d'une prime technologique ('technological premium') dans la formule de variation de richesse, égale à la valeur présente actualisée du surplus de croissance généré par ce progrès technique (estimé empiriquement à l'aide de la croissance de la productivité totale des facteurs, du revenu national et du taux d'actualisation). Dans le cas du modèle endogène cette prime technologique dépend des investissements en recherche et développement. Les différences entre les deux cas sont souvent conséquentes. Se pose alors la question de comment modéliser le progrès technique dans le cas d'économies africaines. Arrow et al (2004) proposent une prise en compte d'un progrès technique exogène à travers la productivité totale des facteurs. La méthode est proche de la précédente et le progrès technique est considéré exogène et gratuit. On peut en effet imaginer que le progrès technique dans les pays pauvres résulte plus de transferts de technologies à travers les investissements directs étrangers que d'investissements en recherche et développement. Il est important d'intégrer ce

progrès technique au cadre d'analyse car il est bien souvent au cœur des oppositions entre les différentes « idéologies » du développement durable.

La population – Dans la plupart des modèles, la population est considérée constante, ce qui est peu réaliste dans le cas de pays en voie de développement. Il est possible d'intégrer simplement l'effet de la population sur l'évolution de la richesse à travers la formule suivante :

$$\frac{d(W/P)}{dt} = \frac{\dot{W}}{W} - \frac{\dot{P}}{P} \text{ où } W \text{ est la richesse et } P \text{ la population. Cette expression est cependant}$$

valable sous certaines conditions : un taux de croissance de la population constant (croissance donc exponentielle), une consommation par habitant indépendante de la taille de la population et des rendements d'échelle constants. Hamilton (2005) montre que cet ajustement « malthusien » tend à surestimer l'impact de la croissance de la population sur les variations de consommation future. (Dasgupta et Mäler, 2003) et (Arrow et al., 2003) proposent de traiter la population comme un stock de capital, dont la dynamique pourrait être « endogénéisée », plutôt que de simplement diviser la richesse par la population. Peu d'articles traitent de ce problème.

Chapitre 5. Intérêt des indicateurs macroéconomiques agrégés de durabilité dans l'élaboration des politiques de durabilité : le cas de Madagascar

“The usefulness of aggregate sustainability indicators for policy making: What do they say for Madagascar?”

1. Introduction

There is a growing literature on how to measure development, and how to assess the sustainability of that development. The limitations of the gross domestic product (GDP) as a welfare indicator were pointed out many years ago by welfare economists, and there is now consensus in the political sphere on the need to develop other indicators to measure the evolution of present welfare and the sustainability of the actual development paths. The most recent example is the ‘Sen-Stiglitz’ Commission set up by the French President Nicolas Sarkozy, whose report is expected in 2009.

The existing literature on aggregate sustainability indicators tends either to calculate, improve or criticize one specific indicator (see for example (Talberth et al, 2007) for the Genuine Progress Indicator or (Fiala, 2008) for the Ecological Footprint), or else concentrates on comparing the validation (or not) of a specific sustainability criterion (see for example (Nourry, 2008; Siche et al, 2008; Hanley, 1999)). The issue is however rarely policy recommendations and how to translate the information provided by these indicators into political action. This is the focus and key insight of our work.

Our work has been driven by one pragmatic question: what is the use of these aggregate indicators in terms of policy recommendations? We focus more specifically on aggregate indicators on a country scale. The chosen indicators are: the Adjusted Net Saving (ANS), the Genuine Progress Indicator (GPI) and the Ecological Footprint (EF). Although we are aware of many limitations of the chosen indicators, the idea is to test their usefulness in policy debates by trying to derive and compare the main messages that they deliver. Are these indicators substitutes for one another because they provide the same information and policy recommendations? Or are they complementary because each one provides specific information? Although our main question is practical, our work contains some discussions on the theoretical and methodological limitations of the three chosen indicators.

We propose a case study on a specific country: Madagascar. It is an interesting case for several reasons. First, it is heavily dependent on its natural capital, and the population strongly relies on its renewable natural resources. 75% of the population works in the agricultural sector, which contributed to 25% of the GDP in 2005. Environmental degradation of the island is however severe. Deforestation rates are high in some parts of the island, soils are being eroded, and many ecosystems have been damaged. Second, most of the detailed empirical studies on aggregate sustainability indicators have been undertaken primarily in rich or emerging countries and there has been very little focus on African countries.

In Section 2 we analyse the three indicators through an identical analytical grid: first, we present the definition of the sustainability that the indicator claims to measure, and the indicator itself with its theoretical framework; second, we briefly review the main criticisms in the existing literature; and finally, we present the kind of information that the indicator can ideally provide to policy makers when applied to a specific country. In Section 3 we present the calculations of the three indicators made for Madagascar (several adaptations had to be made to adjust to data availability) and the policy implications that can be derived from the results. Section 4 concludes on the usefulness of these indicators for policymakers in the context of Madagascar.

2. Analysis of the three indicators

2.1. Adjusted Net Saving (ANS)

An economy's productive base is the set of four different capital stocks: produced capital, human capital (education level, knowledge, health, etc.), social capital (institutions, level of trust, etc.) and natural capital (mineral resources, soil resources, forests, fish resources, etc.). Capital-based indicators such as green national product or ANS are built on this framework. The definitions of sustainable development that these indicators are supposed to assess are economic transcriptions of the Brundtland Commission's definition. Two variants exist. On the one hand, the sustainability dimension is introduced through a constraint on the utility of consumption over time. A development path will be considered sustainable as long as the utility of consumption is not declining over time. This variant draws on the philosophical theory of justice developed by Rawls. In the other one, the constraint is on changes in opportunities, rather than change in outcomes. The development path will be sustainable as long as total wealth or aggregate capital, defined as the monetary sum of the four types of capital, is non-declining. The two approaches are linked but not equivalent (Pezzey, 2006). In this section we present a capital-based indicator: the ANS.

The ANS can be understood as a measure of the variation of the wealth (or aggregate capital) of a country, as indicated in equation 1.

$$ANS = \dot{K}_p + \dot{K}_N + \dot{K}_H + \dot{K}_S \quad (1)$$

where K_p is physical capital, K_N is natural capital, K_H is human capital and K_S is social capital. ANS is rooted in an optimal growth model. It is quite straightforward that a positive (negative) ANS ensures sustainability (unsustainability) as defined as non-declining wealth (which corresponds to the second variant). However, this does not necessarily ensure that utility will not decline (first variant). Hamilton and Clemens (1999) show that a negative ANS implies that future levels of utility over some period of time will be lower than current levels, which means unsustainability regarding the first variant. A positive ANS signals sustainability (defined through a non-declining utility), provided that the growth rate of ANS does not exceed the interest rate (Hamilton and Withagen, 2007). Thus, the interpretation of ANS depends on the sustainability definition used, the non-declining utility definition being a bit more restrictive than the non-declining wealth one.

The main criticisms levelled at capital-based indicators are the following. The first is theoretical. It claims that most of the green accounting literature relies on a set of critical assumptions such as: constant population, no technological change, closed economy, economy

at a full optimum, and convex commodity transformation possibility (Dasgupta, 2008). These may seem unrealistic and very crude, but there is continuous progress towards relaxing these assumptions. The second criticism is also theoretical. ANS is said to be a weak-sustainability indicator since it relies on the assumption of perfect substitutability between the different assets. It is just a first step towards assessing sustainability. A country which is not weakly sustainable will not be strongly sustainable, as this requires a non-declining natural capital (or at least a 'critical natural capital'). However, many of the concerns voiced by strong sustainability proponents can be introduced theoretically into a weak sustainability framework. Shadow prices should reflect the possibility of crossing a threshold or the rates of substitution between the different forms of capital. In the real world, ecosystems have highly complicated dynamics, often non-linear with threshold effects (Muradian, 2001), whereas the dynamics of natural capital in economic models remain very simple. For example, in Madagascar such ecological shifts could occur in the dry spiny forests of the Androy region. As there is a fragmentation of the forest area, this could induce a rapidly reduced connectivity between the forest patches, with consequences on pollination and thus on crop production (Bodin, 2006). The determination of these shadow prices is a difficult exercise and there is room for collaborative work between ecologists and economists. Thirdly, and these are empirical criticisms, some critics claim that there is reason to be concerned about the comprehensiveness of the capital assets considered in the different empirical applications. For example, in World Bank calculations (World Bank, 2006), human capital is poorly integrated into the ANS calculation as only education expenditures and air pollution damage to health are considered. Health expenditures should be considered as investments, increasing life expectancy and workers' productivity in the long term, like research and development expenditures which build a form of 'knowledge capital'. Moreover, there is actually no consensus on the different required adjustments such as, for example, on how to include defensive expenditures and pollution in the accounting framework (Hamilton, 1996) or on how to value natural capital depletion as several competing methods exist (Atkinson and Hamilton, 2007). In the end, one wonders if the ANS is still useful as a sustainable development indicator, considering the theoretical restrictive framework and the poor treatment of some of the capital assets, like intangible capital. But one considerable strength of the ANS compared to many other indicators is that it can be empirically tested. Several authors have been testing the empirical relationship between ANS and trends in future consumption or welfare (Hamilton, 2005; Ferreira et al, 2008; Gnegne, 2009). Results show that, even with all the imperfections stressed above, the ANS can be used as a proxy of future welfare change, particularly in developing countries.

What is the use of the ANS indicator in the policy debate on sustainability?

If the development process is conceived of as the management of a portfolio of assets, and growth occurs through the accumulation of the different forms of capital, it is possible to identify different policy levers which can be inferred from the components of ANS (which correspond to the variations of the different capital assets). To give valuable information to policy makers, these different policy options should be prioritized by means of social cost benefit analysis. It would give a framework on how to balance investments between the different capital assets (through macro or more sectoral policies) so as to achieve sustainable growth. Therefore, the ANS is thus a tool which helps to focus on long-term determinants of development, and raises the awareness of politicians (particularly those not involved in environmental management, such as finance ministries) on key environmental issues.

2.2. Genuine Progress Indicator (GPI)³⁰

The GPI is an indicator which combines two tasks: “to define and measure ‘consumption’ in a way that provides a better approximation of actual welfare than the simple measure of marketed goods and services that appears in the national accounts; and to account for the sustainability of consumption by incorporating measures of changes in the value of capital stocks” (Hamilton, 1997). Equation 2 gives the general structure of the indicator:

$$GPI = C_p + F + \Delta K \quad (2)$$

The starting item is private consumption expenditures C_p (which is adjusted with an index of inequality to account for the fact that one more unit of consumption yields a greater marginal utility for the poor than for the rich). It is completed to account for F , which is all the other flows of services (or disservices) contributing to present welfare: non-marketed services (derived from unpaid household labour value, volunteering, etc.), services provided by durable goods, services provided by public capital, defensive private expenditures (which offset environmental degradation but do not improve welfare), social problems which affect present welfare (such as crimes, divorces, underemployment, etc.) and some environmental degradations which affect present welfare. Finally, several capital stock variations ΔK are

³⁰ We focus here on the GPI instead of the ISEW (Index of sustainable welfare) which belongs to the same family of indicators. The main differences are the exclusion of both public and private defensive expenditures on health and education, and the inclusion of deductions of cost estimates for loss of leisure time, underemployment, and loss of forests.

added, such as natural capital depletion. Some additional adjustments are made to account for net capital growth and net foreign lending or borrowing³¹.

The interpretation of the indicator in terms of sustainability is not straightforward, as the actual meaning of sustainability is not very clear. Hanley et al. (1999) consider that “a rising path of ISEW over time would indicate that an economy was becoming more sustainable”. We see this as reflecting the vision of sustainability as an equilibrium between economic, social and environmental factors. But it gives no information on the ability of the society to maintain this level of present welfare. Lawn (2003) proposes a theoretical framework based on the Fisherian income concept, which can be described as the services or ‘psychic income’ enjoyed by the ultimate consumers of human-made goods. This would be some form of utility-based measure of income, as opposed to a production-based measure which would correspond to the Hicksian income. There is much confusion regarding the terminology used and the difference between Hicksian and Fisherian income. In the end, the link with sustainability remains unclear.

The GPI has been criticized for its lack of theoretical foundations, particularly in terms of sustainability interpretation. First, Neumayer (2004) considers that it is a present welfare indicator and cannot be considered as a sustainability indicator. Harris (2007) likewise considers that “Fisher's concept says nothing at all about sustainability”. The GPI is indeed a mix between a present welfare indicator (based on current flows of utility) and a sustainability indicator (based on stock variations, producing utility in the future). The interpretation of the GPI (particularly the natural capital stock variation) in terms of sustainability policies is thus quite ambiguous, and the GPI must not be confused with some form of Hicksian income. Second, the chosen adjustments and contributors to present welfare can seem arbitrary and subjective, reflecting mainly a specific idea of how the society should be. Finally, because of data limitations, many technical assumptions are made to calculate the GPI. Several competing methods exist, for example concerning the valuation of the depletion of natural resources, the deduction of defensive expenditures, or the cumulative cost of long-term environmental damage³².

³¹ The theoretical ancestor of the GPI is the ‘Measure of economic welfare’ (MEW) developed by Nordhaus and Tobin (1972). The idea is to add (or deduct) every service flow providing utility (or disutility) to personal consumption. Daly (1989) and Cobb and Cobb (1984) upgraded it with several adjustments regarding environmental and social dimensions, as shown above.

³² It is not within the scope of this paper to enter into a detailed criticism of these adjustments but some of them are questionable (see for example (Neumayer, 2004)).

What is the use of the GPI in the policy debate?

“By defining development more widely than simply income, the value of the GPI in terms of its policy implications lies in its questioning of development orthodoxy and creation of a space in which alternative development prescriptions are encouraged” (Clarke, 2008). Daly and Cobb (1989) consider that the ISEW highlights policy areas which are usually poorly integrated, such as income inequality reduction or pollution. As indicated before, we consider that the GPI does not say anything in terms of sustainability and can be used mostly as a descriptor of the evolution of current welfare. However, if we consider that the societal objective is to increase the GPI so as to balance economic, social and environmental policies, it is possible to derive several policies limiting negative contributors and improving the positive ones. This should also be completed with cost-benefit analysis. From our point of view this is the best way to link the GPI with policy recommendations. As such, we consider that it is more valuable to compare the evolution of the GPI with private consumption, as the GPI is a broader descriptor of present welfare than of consumption (although it is usually compared with GDP, which is not a current welfare indicator).

2.3. The Ecological Footprint

In the most recent report of the Global Footprint Network on Africa (Global Footprint Network, 2008), sustainable development is presented as “a commitment to improving the quality of human life while living within the carrying capacity of supporting ecosystems” (quoted from (IUCN, 1991). Here again, we have the development dimension, “improving the quality of human life”, distinct from its sustainability: “living within the carrying capacity of supporting ecosystems”. This dichotomy is often represented as a graph with the human development index as an indicator of current welfare (quality of human life) on the x-axis versus the EF as a measure of human demand on the biosphere on the y-axis. Specific thresholds regarding HDI (human development index) (above 0.8) and the EF (below 1.8 per capita) characterize a sustainable development quadrant. We focus hereafter on the sustainability dimension, through the analysis of the EF.

The Ecological Footprint was introduced by Wackernagel and Rees (1996) as a simple measure of the sustainability of a population's consumption. It compares the actual human consumption of natural resources with the carrying capacity of the earth. This human consumption (mainly energy, food and timber) is translated into the amount of productive land required to produce this consumption (it is called the ecological footprint, like the indicator itself). It can be compared with the existing land area to assess the sustainability of the actual

consumption pattern. The ideas transmitted by the EF are clear and easily understandable. “Having a global Ecological Footprint lower than the global biocapacity has been proposed as a minimum criterion for sustainability, not a guarantee of it. A global Ecological Footprint higher than global biocapacity (which means harvesting resources or emitting wastes faster than the planet can produce or absorb them, respectively) ensures unsustainability” (Kitsez et al, 2009).

There are several criticisms of the indicator, presented below. In this respect we rely mainly on (Bergh and Verbruggen, 1999; Neumayer, 2003; Fiala, 2008). First, it is a static indicator. It does not consider long-term effects and the stock dimension of natural capital. It is based on flow accounts and not stock accounts, for the bioproductivity of land can increase at the expense of long-term impacts. For example, mechanized agriculture will increase land yields in present times, leading to a greater biocapacity. However, it can lead to soil degradation with impacts on long-term yields. Second, the EF neglects comparative advantages of countries rich in natural resources. Trade can spatially distribute the environmental burden. Many refer to an anti-trade bias of the indicator. This point can be taken further, to take into consideration the fact that the EF can be interpreted only at global level. At country level, the variations of the different parts of the footprint over time are the only useful information. Third, the EF cannot cover impacts for which no regenerative capacity exists (for example pollution in terms of waste generation, toxicity, etc.). Fourth, the EF is claimed to be a strong sustainability indicator because it somehow insists on preserving natural capital. This is true, irrespective of how important substitutability between the different components of natural capital is assumed to be. Finally, two important disputed methodological issues are: the choice of the conversion factors used to convert consumption into global hectares, and the way energy consumption is included. For many countries, the EF is dominated by energy, translated into global hectares through the amount of land necessary to sequester greenhouse gases emitted to produce energy.

What is the use of the Ecological Footprint in the policy debate?

The Footprint Network website claims that: “National governments using the Footprint are able to: (1) Assess the value of their country’s ecological assets; (2) Monitor and manage their assets; (3) Identify the risks associated with ecological deficits; (4) Set policy that is informed by ecological reality and makes safeguarding resources a top priority; (5) Measure progress toward their goals”. Table 5.1 presents more specifically the framework used to interpret the EF in terms of policy implications, distinguishing the supply side (how to increase the biocapacity) and the demand side (how to decrease the EF).

	Policy levers	Derived policies
Supply side	Quantity of biologically productive area	- Good land management (to limit degradation and thus loss of bioproductive land)
	Bioproductivity of these land	- Good land management - Technology
Demand side	Population	- Women education, economic opportunities, health care, family planning to reduce family size
	Per capita consumption	- Need to increase for African countries
	Resource intensity	- Technical innovation to: waste reduction and material and energy in production processes limitation

Table 5.1: Policy implications derived from ecological footprint interpretation

2.4. Comparative synthesis of the different indicators

Table 5.2 presents a synthesis of the main issues tackled for each indicator, summarizing the results of the analytical grid that we used.

	ANS	EF	GPI
Theoretical framework	Neoclassical growth models	Carrying capacity (Rees, 1992) (Wackernagel, 1994)	Measure of economic welfare (Nordhaus, 1972) Fisherian income (Lawn, 2003)
Sustainability definition	non declining utility or non declining capital stock (weak sustainability)	Natural capital non declining (strong sustainability)	A development which increases present welfare
Unsustainability condition	ANS<0	EF>Biocapacity	- decreasing GPI (for GPI proponents) - no indication
Advantages	- Theoretically consistent - Empirically testable	- Easy to understand - Intuitive	- Exhaustive - social adjustments
Main limitations	- No consensus on all adjustments - unrealistic assumptions - not exhaustive	- static - no technological change - externalities not considered	- Normative - No agreed theoretical foundations - not a sustainability indicator

Table 5.2: Synthetic comparison of the different indicators

3. Results

3.1. ANS

To compute ANS, we adjust GDP by subtracting final consumption (to obtain gross saving), physical capital depreciation (gross saving minus physical capital depreciation), natural capital depletion (subsoil assets, forests and soils), pollution damages and human capital increase (education expenditures). Compared to previous World Bank calculations (World Bank, 2005), we improve on the data used, add soil degradation and indoor air pollution, and change the methodology to assess carbon dioxide damages. In the end, ANS = gross saving – physical capital depreciation – natural capital (cropland and forest) depletion +

education expenditures – air pollutions damages³³ – CO₂ damages. Details are given in Appendix 5.1 and explained further in chapter 8.

The evolution of the ANS is presented in Figure 5.1, and its composition in Table 5.3 (for the year 2005). First, it shows that the ANS has been negative throughout most of the period, indicating an unsustainable growth trend. However, since the early nineties, it has been on an upward curve and even becomes positive after 2000 (except in 2002 because of political unrest). Madagascar can therefore be said to be on a weakly sustainable growth path since 2000. This upward trend is mainly driven by an increase of the net savings (gross savings minus physical capital depreciation). As shown in Figure 5.1, the ANS is strongly dependent on gross saving rates. Education expenditures are an important positive contributor to the human capital stock increase. The other components are depleting total wealth. Physical capital depreciation and soil degradation have a strong downward effect on the ANS.

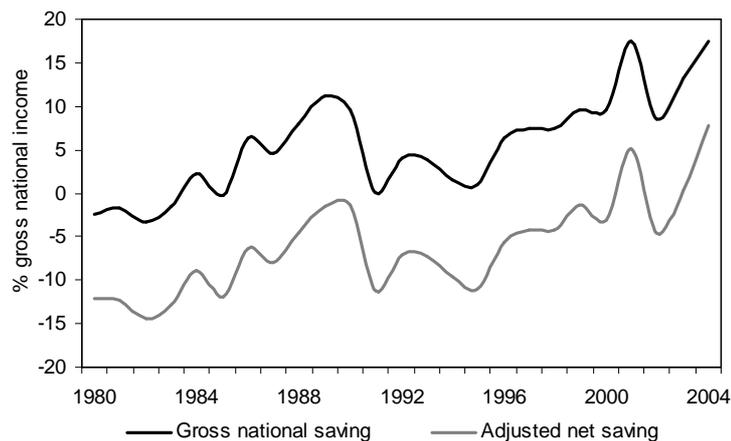


Figure 5.1: ANS and gross saving between 1980 and 2004 for Madagascar

³³ On the contrary to next chapter, we decided here to keep air pollution damages (submitted like this). This issue remains controversial. We argue in chapter 6 why these should not be included.

Gross national saving	+9.56
Consumption fixed capital	-8.11
Education expenditure	+1.80
Net forest depletion	0
Soil depletion	-2.36
CO ₂ damage	-1
PM ₁₀ urban pollution	-0.41
Rural air indoor pollution	-1.7
ANS	-2.2

Table 5.3: ANS components for the year 2005 [% of gross national income]

The main policy recommendations that can be derived for each type of capital are presented in Table 5.4.

Asset considered		Main results	Policies involved – How to boost investment in this asset?
Physical capital		- low national gross saving - high depreciation	- What monetary and fiscal policies boost gross saving rates and limit produced capital depreciation?
Natural Capital	Exhaustible	- important non renewable resources depletion	- Do fiscal policies capture well the rent? - What about the reinvestment of the rent? (Hartwick rule)
	Renewable	- low renewable capital depletion	- Do existing natural resource policies encourage over-exploitation? - How to boost the productivity of these assets?
Human Capital	Education	- important investments in education	- Are enough resources reinvested into education? - Are these expenditures effective?
	Health	- high human capital depletion because of air pollution /unsafe water supply	- Are pollutant emissions beyond the socially optimal levels? (level where marginal damages = marginal abatement costs) - What are the most cost-effective policies to reach this level?

Table 5.4: Main policies implications derived from ANS interpretation

Limitations of ANS in terms of policy implications

The interpretation of the ANS indicators has several interesting messages regarding Madagascar's actual development path. First, to some extent, it is a tool to prioritize environmental issues and balance investments between natural, reproducible and human capital. But it is important to bear in mind that the ANS computation has to be completed with cost-benefit analysis to be really useful in terms of policy recommendations. There is no direct link between the relative importance of one specific capital depletion and the need to invest in the restoration or protection of that resource. Second, the ANS can be interpreted as an extended Hartwick rule. A possible implication of a negative ANS is that actual consumption is too high compared to the actual level of investments needed to maintain the productive base. This raises ethical debates for a country such as Madagascar where consumption levels are particularly low. The ANS moreover focuses attention on inter-generational equity, dealing with average consumption levels, whereas intra-generational issues are also critical. Third, the portfolio of assets considered here is not exhaustive, as health or knowledge capital for example are not considered. But, as noted above, the ANS can be used even at this imperfect stage as a sustainability indicator. Thus, policy recommendations remain valid.

3.2. Genuine Progress Indicator

Methodologies to calculate the GPI (or ISEW) are widely diverse. In this section we apply the methodology developed in (Talberth et al, 2007) although, due to data limitations, we could not be as exhaustive for Madagascar. We adjust for: inequalities (adjusting consumption by means of Gini coefficients), domestic, informal and volunteer works, non-defensive public expenditures (health and education), services from the road network, indoor air pollution, loss of primary forest, commuting time lost, and the net change in international position. In the end, we have: $GPI = \text{final consumption (adjusted for inequalities)} + \text{domestic and volunteer work value} + \text{public non-defence expenditures (health and education)} - \text{indoor air pollution cost} - \text{water pollution cost} - \text{loss of primary forest} - \text{commuting cost} - \text{CO}_2 \text{ damages} - \text{net capital investment}$. The detailed assumptions and calculations are presented in Appendix 5.2.

The evolution of the per capita GPI between 1982 and 2004 is presented in Figure 5.2. Figure 5.3 shows the relative importance of the main contributors of the GPI.

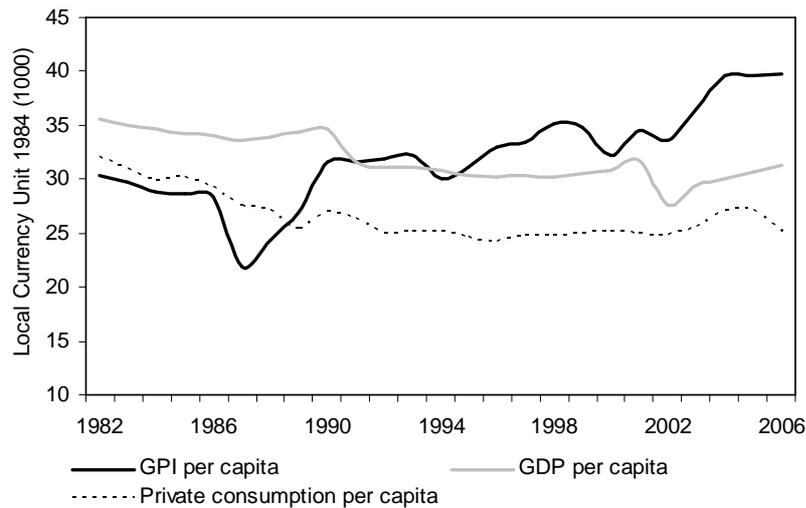


Figure 5.2: Per capita GPI, private consumption and GDP between 1982 and 2000

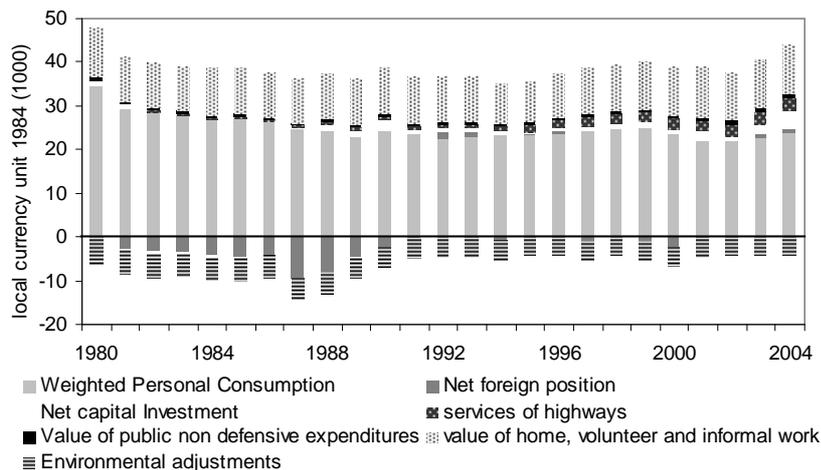


Figure 5.3: Decomposition of economic, social and environmental adjustments of the GPI between 1980 and 2004

One can see that per capita GDP, private consumption and the GPI have different trends. The introduction of social and environmental adjustments thus gives quite a different picture of Madagascar's development path. We can distinguish two different periods. Before 1987, the GPI decreased sharply, mainly because of the country's debt which increased threefold during the 1980s, and a decrease of per capita private consumption. From 1987 to 2004 the GPI increased steadily for several reasons. The debt burden was decreasing, large investments were made in reproducible capital (net capital investment), and inequalities decreased in the nineties (although they increased again after 2000). Social adjustments are also significant.

Domestic work and time spent on transportation account for a large share of the GPI. On the other hand, environmental adjustments are quite low. These are mainly air and water pollution costs. If we stick to the interpretation of the GPI in terms of sustainability made by its proponents, Madagascar can be considered to be on a sustainable development path as the GPI has been rising since 1987.

The interpretation of the GPI would tend to focus policy debates on recent rising inequalities, the high cost of water and air pollution, and the need to be cautious about the net foreign position (mainly the external debt). Naturally it stresses the importance of increasing final consumption, which is the main contributor of GPI. It would be necessary to complete the investigation with a cost-benefit analysis in order to obtain the most socially profitable trajectory and evolution of these different components.

Limitations of the GPI in terms of policy implications

The policy-guiding value of the GPI in terms of sustainability is disputable, as explained above. However, it can be considered as an attempt to obtain a comprehensive measure of current welfare. As such, it gives some information on the evolution of social, environmental and economic contributors to present welfare. We have already discussed several items driving the GPI trend. Like the ANS, there is no direct relationship between the relative importance of a specific item (or its evolution over time) and the social profitability of investing in it. The GPI stresses social or environmental problems usually not considered in traditional indicators. These adjustments are however sometimes quite disputable and normative, reflecting mainly what an idealistic society should be. The indicator therefore becomes highly sensitive to political objectives. An interesting fact is that the evolution of GPI is to some extent in contradiction with the recurrent negative indications of the ANS, which means that consumption should decrease over time. The evolution of per capita consumption over time is indeed decreasing, whereas GPI per capita is increasing. Here, we stress the need to have a good understanding of current welfare, not only based on marketed consumption, before investigating its sustainability.

3.3. The Ecological Footprint

We have not made any calculations or adjustments for the EF calculation and have used data from the 'Africa Factbook' (Global Footprint Network, 2006). The evolution of the Ecological Footprint between 1980 and 2004 is presented in Figure 5.4. First, the ecological footprint of

Madagascar, like many African countries, is very small. The biocapacity of the country, although shrinking because of population growth, remains much larger than its actual use. In 2000 the supply of biologically productive land per capita was 3.15 global hectares, which is fairly substantial. This has to be balanced with the average demand for ecological services of 0.7 global hectares, which is very low and is consistent with the low consumption levels. Agricultural activities (0.29 for crops and 0.15 for pastures) and fuel-wood collection (0.12) account for the largest share of the ecological footprint. This means that the country could be on a sustainable development path although if this trend continues, the footprint could overpass biocapacity. If we look at per capita results, the ecological footprint was slightly lower in 2004 than it was in 1960.

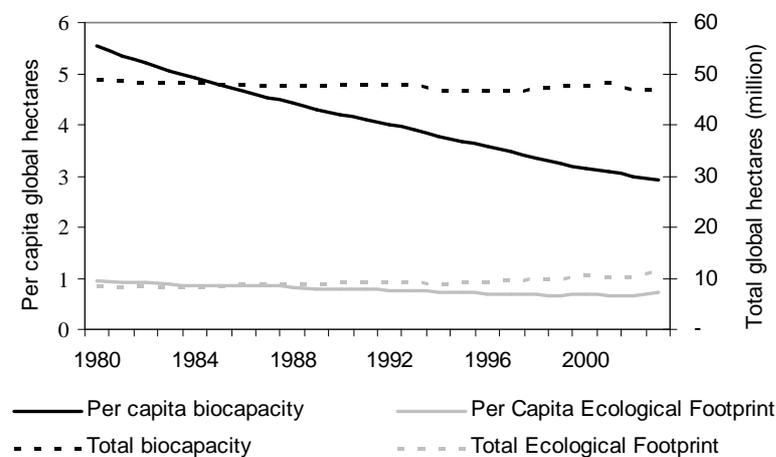


Figure 5.4: Biocapacity versus ecological footprint (total and per capita) between 1980 and 2004 for Madagascar

Thus, Madagascar's biocapacity is still much greater than its footprint. The country's population growth and age distribution suggest that its total Ecological Footprint is going to increase rapidly, but it still has large ecological reserves. There is no constraint on natural resources to provide environmental goods and services to meet the population's demand. As emphasized in the Africa Factbook: "Poverty and unmet needs can exist even with an ecological reserve, particularly if a county's biocapacity is not well managed (...). If local overharvesting leads to liquidation and collapse of productive ecosystems, revenue streams that might have come from the renewable resources produced by these ecosystems may be permanently lost." If we use the analytical grid provided in Table 4.1, the need to improve the management of ecological assets seems to be the main policy implication for poor countries such as Madagascar. Rapid population growth, which is the major driver of EF increase, is of course also a major concern.

Limitations of EF in terms of policy implications

The policy implications derived from the EF interpretation for Madagascar are broad and general. They highlight the need to improve the management of its bioproductivity and to curb population growth. This is somewhat disappointing and not particularly informative for the policy debate. The use of the EF for Madagascar, and more generally for poor countries rich in natural resources, may not be very appropriate. Moreover, these countries' priority is to increase their consumption level, rather than promoting a consumption pattern which uses very little biocapacity, and we are far from the overshoot for Madagascar. Another major concern for policy implications is that natural capital is disconnected from other capital assets. It is analysed independently of other types of capital, which can be misleading. For example, there is a large quantity of land available in Madagascar, but farmers need to invest human or physical capital to use this natural capital. Farmers in Madagascar have very little access to physical (or financial) capital, and their human capital is very low so that natural capital, which is a complementary asset, has a very low value. The huge amount of natural capital suggested by the amount of biocapacity is thus misleading. Moreover, as for the other indicators, there is no direct relationship between the relative importance of the share of one specific consumption or biocapacity and the social profitability of policies focusing on this item.

4. Conclusions

In this paper we have presented a comparative analysis of three aggregate sustainability indicators: the ANS, the EF and the GPI. After having described and criticized their theoretical foundations, we have insisted on the policy messages that can be derived from their calculation. This work has been undertaken for a specific country: Madagascar.

In terms of sustainability indication - In Table 5.5 we present a synthesis of the main messages that can be drawn from the three indicators in terms of sustainability. The most striking message is that the three indicators give very different results. The ANS indicates that Madagascar's development path was mostly unsustainable in the eighties and nineties, whereas the EF does not indicate any cause for alarmed. Finally, the GPI can hardly be considered as a sustainability indicator. We nevertheless note that the growth trend of the GPI is in contradiction with the negative ANS sign.

	ANS	EF	GPI
Physical capital	- Low gross saving - high physical capital depreciation	No information	It provides information on the evolution of present welfare but nothing on the sustainability of the level of it
Natural capital	- High cost of soil degradation - Low forest depletion	- small footprint - Biocapacity much higher than actual use	
Human capital	- High indoor air pollution impact - Important investments in education	No information	
Social capital	No information	No information	
Development path sustainable?	Not sustainable except after 2000	It could be as the biocapacity is much higher than actual use (minimum requirement)	

Table 5.5: Main information on the sustainability of Madagascar's growth derived from the interpretation of the three indicators

In terms of policy recommendations to achieve sustainable development - The three indicators provide a very broad range of policy implications. The ANS highlights soil degradation and low net savings (because of low gross savings and a high physical capital depreciation) whereas the EF insists on the need to improve the management of ecological assets and GPI on the issues of rising inequalities, water and air pollution costs and the need to control the external debt. One could consider that the three are complementary, as they highlight different issues with different perspectives. This is usually the conclusion found in the literature on sustainable development indicators. However, this is not our conclusion here. First, although we consider the GPI to be interesting, as it contributes some elements on the social dimension of development, it cannot be considered strictly as a sustainability indicator. It does nevertheless expand on the description of current welfare, and focuses attention on issues that are rarely treated, such as inequalities. In the context of this study, it stresses the need to broaden the description of current welfare, before wondering if this level of welfare can be sustained or not. This is particularly true for a country such as Madagascar with limited monetization, which makes consumption a particularly inadequate present welfare indicator. Second, the usefulness of the EF calculation is very limited for a country such as Madagascar. It yields implications which are too broad and general in terms of policy recommendations to

be really useful to policy makers, and does not seem to be appropriate for poor countries with low consumption levels and an abundance of largely untapped natural resources. It is nevertheless a particularly instructive indicator for raising the awareness of people not involved in environmental management. In the final analysis, the ANS is in our opinion the only indicator that can help policy makers to build sustainable development policies. It provides a valuable framework for monitoring the evolution of a country's wealth and balancing investments between the different forms of capital. It is of course still evolving, and can be improved by adding other capital assets or relaxing some of the assumptions used. There is much left to be done, but the theoretical roots of this framework are strong, so that capital-based indicators may be less subject to change by successive governments than indicators closely linked to policy processes.

Appendix 5.1: Detailed methodology for the ANS calculation

Adjustments	Methodology	Details and sources
+ Gross national saving - Physical capital depreciation	Derived from national statistics	We use data already processed in (World Bank, 2005)
- Net forest depletion	Forest rent*net forest depletion (net price method)	Timber wealth depreciation equals the average unit rent multiplied by net wood depletion (quantity harvested minus natural growth). However, (Meyers et al, 2006) report that there is no sign of roundwood stock depletion. The total wood consumption will nevertheless exceed total production in 2010, which means that wood capital stock should then decrease.
- Soil degradation cost	Nutrient loss replacement cost	We use Drechsel and Gyiele (1999), based on the national nutrient balance predictions for the year 2000 from Stoorvogel (1990). They obtain a range of \$US 90 to 127 million for the replacement cost of annual nutrient depletion.
+ Human capital formation	Education expenditures	We use data already processed in (World Bank, 2005).
- Urban pollution damages (PM ₁₀)	WTP* disability adjusted to life year lost due to emissions	We use the results compiled by the World Bank (World Bank, 2005).
- Indoor pollution damages	Damages to humans in terms of mortality (human capital approach)	11,690 people die each year from indoor smoke because of the use of traditional fuels (1,420 adults over 30 years old, from acute respiratory illness and 10,270 children under 5 years old from chronic obstructive pulmonary disease) (WHO, 2007). We assume that 38% of children between 5 and 15 years old are working (INSTAT, 2001). Their annual wage is around \$74. Above 15 years old they are all working, earning an annual wage of \$233 (INSTAT, 2001). Their life expectancy at birth is around 54 years. We use a 4% discount rate and a 3% annual growth rate of wages.
- CO ₂ damages	(carbon value*global emissions)*(% of the global cost carried by Madagascar)	We use the methodology developed in (Arrow, 2007). Nordhaus and Boyer (2000) estimate that African countries (thus Madagascar) will suffer losses of 3.5% of their GDP while the entire world will suffer 1.5% of global GDP. We can conclude that the climate change cost for Madagascar will be 0.026% of the total cost for the world. Then, if we consider that carbon emissions in the world in 2000 are 7 billion tons (World Bank, 2005), with a marginal damage cost of \$50 per ton of carbon (Tol, 2005), we have a global damage for 2000 of 6,696 billion dollars. The climate change cost for Madagascar is then 92 million dollars.

Appendix 5.2: Detailed methodology for the GPI calculation

Adjustments	Methodology	Details and sources
+ Final consumption	Private final consumption expenditure	Taken from the (WDI, 2005)
Weighted personal consumption	Personal consumption weighted by index of changing income distribution	We took Gini coefficients for the years 1980, 1993, 1997, 1999 and 2001 from WDI and UN School WIDER. These were extrapolated linearly for the other years.
+ Domestic and volunteer work value	Hours of household chores performed each year valued by the housekeeper replacement cost	(Charmes, 2005) has estimated the per capita amount of time used for domestic chores, water and fuel-wood collection and volunteer work. Children above 5 were included as they contribute to most of these chores. The adult agricultural wage was used for the economic valuation. It is considered that children's productivity is 30% of that of adults.
+ Public expenditures (health and education) non-defensive	Value of non-defence government consumption spending	We consider 75% of public health and education expenditures. These were taken from the WDI.
- Indoor air pollution cost	Damage to humans from indoor air pollution	Same methodology as for the ANS.
- Water pollution cost	Damage to humans from water pollution (water-borne diseases)	Morbidity cost: damages are valued on a yearly basis (long-term effects on morbidity and mortality are not considered) through revenue losses and defensive healthcare expenditures for an average rural household. We consider: 88% of diarrheal illness cases are linked to unsafe water supply, sanitation and hygiene (WHO, 2002), a 12% 2-week prevalence rate, an average duration of a diarrheal episode of four days (2 hours per day lost to illness per diarrheal case). The treatment (oral re-hydration salt) costs \$1. Mortality cost: We use the human capital approach to estimate the social cost of these premature deaths. From (WHO, 2002), 3.1% of deaths are due to unsafe water supply and sanitation in Sub-Saharan countries (children under 5).
- Loss of primary forest	Net present value of one hectare of forest multiplied by the deforested area	We use deforestation rates from the FAO Forest Resource Assessment 2005. The only values considered are the net present value of roundwood logging (assumed to be \$150 per hectare, based on (USAID, 2001)) and non-timber forest products (assumed to be \$15 per hectare, based on (Andrianjaka, 2001)).

- Commuting cost	Time spent commuting valued at opportunity cost	(Charmes, 2005) provides information on daily time spent in transportation. The average wage is used for the economic valuation.
- Carbon damages	Damages from annual global emissions for the country	Same methodology as for ANS.
+ Net capital investment	Annual capital growth minus the amount of investments necessary to compensate for capital depreciation and population growth	Physical capital value is assessed with the perpetual inventory method, using gross capital formation from WDI (World Bank, 2005)
+ Net foreign lending/borrowing	Change in net foreign liabilities (mainly evolution of the external debt)	We obtained data on external debt from WDI (World Bank, 2005).

Chapitre 6. Critique de l'approche de durabilité de la Banque Mondiale: le cas de Madagascar

"A Review of World Bank's Sustainability Approach through a Case Study on Madagascar"

1. Introduction

Sustainability is most often introduced through Brundtland commission's definition: "a development that meets the need of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs" (1987). One difficulty is to define the needs. For economists, this can be evaluated through the level of utility (or consumption), or the stock of capital assets for example. Sustainability would then require a non declining utility or stock of assets. Several approaches have been developed to translate broad objectives of sustainability into action. For example, indicators have been developed to track sustainability and help policy making: aggregate indicators as well as list of indicators, rooted in economic theory as well as natural sciences. The World Bank played a pioneering role in this debate, promoting actively one specific approach, based on environmental economics. It proposes the measurement of the composition of total wealth (with a focus on natural capital) in nearly every country of the World, as well as adjusted net savings (ANS) which is the sustainability indicator actively promoted by the World Bank. The aim of our work is to propose a appraisal of this approach, illustrating our argumentation through one specific case study: Madagascar. Madagascar is an interesting case for several reasons. First, it is heavily dependent on its natural capital, and the population strongly relies on its renewable natural resources. 75% of the population works in the agricultural sector, which contributed to 25% of the GDP in 2005. Second, most of the detailed empirical studies on aggregate sustainability indicators have been undertaken

primarily in rich or emerging countries and there has been very little focus on African countries.

Our departure point is the World Bank publication *Where is the wealth of nations?* (2006). It is an impressive study, built on several years of effort. David Pearce, among others, laid the theoretical foundations (Pearce and Atkinson, 1993). Kirk Hamilton and his team at the World Bank continued the work and made major improvements over the last ten years. *Where is the wealth of nations?* presents natural capital (and total wealth) estimates and calculates ANS for 210 countries. Many assumptions and simplifications had to be made and the work is still in progress.

This approach is rooted in natural resource economics, growth and green accounting theories, and the productive base (or wealth) of a country is central in the analysis. A society's productive base is the source of its well-being. It has to be understood in a broad sense that considers not only produced capital. But also human (education level, knowledge, health, etc.), social (institutions, level of trust, etc.) and natural (mineral resources, soil resources, forests, halieutic resources, etc.). The ANS introduced previously is a measurement of the variation of this wealth. It belongs to the broader category of capital based indicators, derived from national accounts. Through this approach, the development process is conceived of as the management of a portfolio of assets, and growth occurs through the accumulation of the different forms of capital. It is thus possible to identify different policy levers which can be inferred from the components of ANS. It gives a framework on how to balance investments between the different capital assets (through macro or more sectoral policies) so as to achieve sustainable growth. The ANS is thus a tool which helps to focus on long-term determinants of development.

There has been much theoretical debate on natural capital valuation and ANS calculations (see for example Atkinson and Hamilton (2007) for a recent review). Yet apart from the World Bank's work, there have not been many detailed empirical applications.³⁴ For Africa, again except for the World Bank's work, there has not been any attempt at valuating the natural capital and ANS of any country, even though natural capital is very often an essential part of their total wealth. Moreover, poor populations, especially in rural areas, are highly dependent on their natural assets for their subsistence. The assessment of natural capital trends is thus of crucial importance in the actual pro-poor growth strategies context advocated by international organizations.

The aim of our work is to propose an extended appraisal of World Bank 'sustainability approach' thanks to a particular case study on an African country: Madagascar. We review and

³⁴ See for example Lin and Hope (2007) for Taiwan, Brown et al (2005) or Asafu-Adjaye et al (2005) for Australia, Alisjahbana et al (2004) for Indonesia.

discuss the theoretical background of the approach as well as the computation methodology. We improve World Bank calculations with respect to two dimensions: we use better data and complete with new assets (bioprospecting value of forests and fisheries for natural capital valuation, soil degradation, climate change and PM₁₀ pollution³⁵ for ANS). We test the robustness of the results proposed by the World Bank by comparing their figures with results from our own calculations. We have collected extended datasets and numerous studies from international organisations, national ministries, non-governmental organizations and Antananarivo University. We have discussed with experts the reliability of the data collected.

The paper is organised as follows. Section 2 recalls the theory of wealth accounting and the importance it has for sustainability issues. In Section 3 we detail the methodology used to estimate Madagascar's natural capital and ANS. We present the results in Section 4, assessing the robustness of ANS with respect to data used. Finally, we propose a concluding discussion in Section 5.

2. The theoretical framework: wealth, adjusted net saving and sustainable development

2.1. Sustainability definitions

One can distinguish two variants used for capital-based indicators and more generally in welfare economics. On the one hand, the sustainability dimension is introduced through a constraint on the utility of consumption over time. A development path will be considered sustainable as long as the utility of consumption is not declining over time (we will call it the 'Hamilton-Clemens-Pezzey' definition as it builds on (Hamilton and Clemens, 1999) and (Pezzey, 1997)). On the other hand, the constraint is on changes in opportunities (rather than change in outcomes). The development path will be sustainable as long as total wealth or aggregate capital, defined as the monetary sum of the four type of capital, is non-declining (we will call it the 'Arrow-Dasgupta-Mäler' definition as it relies on (Arrow et al, 2003)). The two approaches are linked but not equivalent (Pezzey, 2005).

2.2. ANS theoretical foundations

Let us define intertemporal social welfare V_t at t as:

³⁵ Particulate less than 10 microns in diameter

$$V_t = \int_t^{\infty} u(c(s))e^{-\delta(s-t)} ds$$

where u is a utility function, t is time, c is a vector including marketed goods consumption flow, but also non-marketed goods or services consumption such as ecosystem services, and δ is the discount rate. The consumption path, and thus intertemporal welfare, is determined by the evolution of the economy's productive base. At any given time, the output generated by this productive base is allocated between consumption and investment in the different capital stocks. The rules governing the allocation of the different resources are the resource allocation mechanism. It can be governed by optimizing behaviours or by more exogenous rules that make it non-autonomous. If we assume that the resource allocation mechanism is non-autonomous, it means that V_t is an explicit function of time. Thus we have:

$$V_t = V[K_1(t), \dots, K_n(t), t] \quad (1)$$

The allocation rules can be non-autonomous for several reasons. Dasgupta (2009) gives five examples: an exogenous technological or institutional change, global public goods, capital gains, population change, and uncertainty. If we differentiate (1) with respect to time, we obtain:

$$\frac{dV_t}{dt} = \frac{\partial V}{\partial t} + \sum_{i=1}^n \frac{\partial V}{\partial K_i} \frac{dK_i}{dt}$$

where $\frac{\partial V}{\partial K_i}$ is the marginal increase in intertemporal welfare from one unit increase of the capital stock (shadow price of the capital stock). Thus, intertemporal welfare V_t variation results from the evolution of the capital stocks and exogenous factors described by $\frac{\partial V}{\partial t}$. In this context, ANS is defined as the variation of the capital stocks. In previous equation, it corresponds to the right term:

$$ANS = \sum_{i=1}^n \frac{\partial V}{\partial K_i} \frac{dK_i}{dt}$$

At this stage, we can say that the ANS is built in an autonomous context (the drift term is not included). And it is equal to intertemporal welfare variation.

2.3. ANS and sustainability

It is quite straightforward that a positive (negative) ANS ensures sustainability (unsustainability) as defined as non declining wealth (which corresponds to the second Arrow- Dasgupta-Mäler variant). However, this does not necessarily ensure that utility will not decline (first variant). Hamilton and Clemens (1999) show that a negative ANS implies that future levels of utility over some period of time will be lower than current level, which means unsustainability regarding the first variant. A positive ANS signals sustainability (defined through a non-declining utility) provided that the growth rate of ANS does not exceed the interest rate (Hamilton and Withagen, 2007). Thus, the interpretation of ANS depends on the sustainability definition used, the non-declining utility definition being a bit more restrictive than the non-declining wealth one. Nevertheless, a negative ANS signals unsustainability in both cases.

2.4. Theoretical caveats of ANS

First, most of the results from the green accounting (to which ANS belongs) literature relies on a set of critical assumptions such as: constant population, no technological change, closed economy, economy at a full optimum and convex commodity transformation possibility. These are unrealistic. But there is a continuous progress to relax these assumptions. Second, the ANS is a weak sustainability indicator since it relies on the assumption of perfect substitutability between the different assets. It is just a first step to assess sustainability. A country which is not weakly sustainable will not be strongly sustainable, as it requires non-declining natural capital (or at least 'critical natural capital'). However, many of the concerns from strong sustainability proponents can be introduced theoretically into a weak sustainability framework. Indeed, shadow prices should reflect the possibility of crossing a threshold or the rates of substitution between the different forms of capital. In the real world, ecosystems have highly complicated dynamics, often non-linear with threshold effects (Muradian, 2001), whereas the dynamic of natural capital in economic models remain very simple. For example, in Madagascar such ecological shifts could occur in the dry spiny forests of the Androy region. As there is a fragmentation of the forest area, this could induce a rapid reduced connectivity between the forest patches, with consequences on pollination services and thus on crop production (Bodin et al., 2006). The determination of these shadow prices is a difficult exercise and there is room for collaborative work between ecologists and economists. Third, the World Bank approach relies on a value-based framework, as opposed to a rights-based approach.

Thus, individual rights, interests of minorities or freedom could be sacrificed for the sake of social welfare. The transcription of a rights-based approach into action remains ambiguous, and the choice of the rights to transmit to future generation remains subjective with a high normative content. The strengths of the utilitarian framework are that: the normative implications used for asset valuation and aggregation procedures (from individual to social well-being) are explicit and it is an easier framework to develop quantitative tools.

3. Computation methodology

3.1. Measuring the value of Madagascar's natural capital

The value of a capital is the present value of the stream of benefits from its future use. This definition holds for natural capital. Natural capital includes exhaustible resources, renewable resources (forests, land resources) and environmental services produced by ecosystems (water filtration, waste assimilation, etc.). Most of the time, renewable resources are multifunctional: they provide goods as well as environmental services. The whole ecosystem can then be considered as a capital. Market prices for natural assets are often missing. As a consequence, the different resources are valued as the present value of resource rents during the asset's lifetime. For each natural resource, the World Bank applies the following assumptions: a constant rental rate over time³⁶, a 25-year accounting period (2005-2030), the value of the resource at the end of the discounting period is zero and a 4% discount rate³⁷. This methodology is applied to the following stocks of natural capital: agricultural land (cropland and pastureland), forest resources (wood, NTFR, pharmaceutical value of forests, and protected areas) and fish resources.

³⁶ Rental rate = economic rent / output *100

³⁷ This choice is critical. We use the marginal social rate of time preference (which is the rate at which society is willing to postpone a marginal unit of current consumption in exchange for more future consumption) as social discount rate. To estimate it, we use the Ramsey formula: $\delta = r + \sigma \cdot \Delta$ with r the utility discount rate (reflects the pure time preference depending on individual's impatience and the risk of death or human race extinction), σ the elasticity of marginal utility of consumption and Δ the expected annual rate of per capita real consumption growth. We use 1.2% for Δ which is the average annual growth rate of per capita GDP from 1981 to 2006 (excluding 2002). We use 2.5% for σ which is a high estimate of usual ranges in the existing literature (for example (Evans, 2005)). Populations in Madagascar are very poor so that σ should be high. The choice of r depends on ethical considerations regarding intergenerational equity. We use 1%, including also the fact that people in Madagascar are under severe stress. In the end, we obtain a 4% discount rate. A criticism on using this method is that it ignores the fact that public projects could displace or crowd out private sector investment if they cause the market interest rate to rise. See (Gowdy et al, 2009) and (Zhuang et al, 2007) for excellent reviews on the discounting issue.

Proposed improvements

This is the framework developed by the World Bank. It can be criticized on several aspects. As a consequence, we propose improved calculations. One important point is that we assume a competitive economy so that rents reflect the ‘contribution of nature’ (if we disregard externalities) and are used to value flows from natural capital stocks. However, especially in a country such as Madagascar, prices are highly distorted and rents also reflect market power effects. First, we use local prices instead of world prices, which makes sense as most goods are consumed locally and are not exported. Second, whereas rental rates in the World Bank study are crude, whenever possible we use local production cost studies to estimate rental rates. This reflects local production conditions more accurately. And because some of the data are not reliable (for wood production for example), we use better data according to local experts, whenever possible. We also new resources: fisheries and some form of genetic diversity value of forests (based on pharmaceutical companies’ willingness to pay and the probability to find new drugs). This work is of course not exhaustive. The details of the methodology for each resource, data (prices, production costs, production volumes) and sources are reported in Appendix 6.1.

Remaining caveats in natural capital computation

First, an economic scenario of the future is needed to estimate our values. Future projections of the rents are very crude and account very poorly for management regimes (except the possible exhaustion of the resource if the regeneration exceeds extraction) as unit rents are supposed to be constant and future productions extrapolated linearly from today’s production growth. More sophisticated scenarii could feed the valuation process. Second, we do not value every natural resource and ecological service, and have to be cautious not to double-count some services. One important point is that we do not really value ecosystems as separate assets. For example, we may think that mangroves are not valued. But the two main services they produce, wood for the local population and a habitat for fish nurseries, are valued through wood resources and fisheries. We therefore compile our results by categories of service produced and not by ecosystems. Finally, another issue is that the rents calculated are the sum of different environmental services. For example, cropland rent is not only the service produced by the soil ecosystem, it also includes externalities from the forest cover in the upper watershed which regulates water and sediment flows. As a consequence, these kinds of services are counted through the cropland value and not in the forest value. Externalities (or indirect use values of ecosystems) are thus not really considered in this framework (although should be

included in the social shadow prices of assets) and it is difficult to account for the diversity of ecosystems functions. Most of our calculations are in the end based on marketed goods and direct use values. Moreover, these rents also often include services from public infrastructures, social rules, etc.

3.2. Measuring ANS

The ANS definition was introduced in section 2. For the computation, three capital assets are considered: physical, human and natural. To estimate empirically ANS, we use the 'Hamilton-Clemens' growth model and add soil capital dynamics.³⁸ The model and the hypotheses are detailed in Appendix 6.2. Appendix 6.3 presents the main steps and formulae for the practical calculation of ANS.

Proposed improvements

We improve World Bank's methodology on several aspects. First, as for natural capital estimate, we use improved data. Second, we include soil capital which degradation is a major environmental issue in Madagascar. Soil erosion and degradation reduce soil fertility and thereby future agricultural productivity. We consider only on-site costs and cropland soils. Off-site costs are too difficult to assess and are often already included in standard national accounting as they affect marketed assets. And we do not have any information on pastureland degradation. Various authors try to include soil depletion in natural resource accounting (Adger, 1992; Crowards, 1994; Hrubovcak et al., 2000). Although soil is a complex and heterogeneous ecosystem difficult to describe through one single proxy, we model the soil resource as a nutrient stock because of data constraints at the national scale (see Appendix 6.2 for a formal explanation on how we include soil capital depletion in the 'Clemens-Hamilton' model). Soil depletion is valued as net nutrient depletion multiplied by the price of lost nutrients. For Madagascar there are several studies of soil nutrient depletion on a national

³⁸ Theoretical criticisms have been raised by different authors on the model. Dietz and Neumayer (2004) underline that ANS is built on a model based on an intertemporally efficient economy. This condition seems unrealistic for a country such as Madagascar where markets are highly imperfect. They also point out that ANS is vulnerable to exogenous shocks such as term of trade effects or a non-constant discount rate. Asheim (2003) shows that the interpretation of ANS becomes ambiguous when considering a non-constant discount rate.

scale (Rakotandramanana, 1995; Drechsel and Gyiele, 1999; Henao and Baanante, 2004)³⁹. We use Drechsel and Gyiele (1999), based on the national nutrient balance predictions for the year 2000 from Stoorvogel (1990). They obtain a range of \$90 to 127 million for the replacement cost of annual nutrient depletion, which represents 6 to 9% of the agricultural GDP. We include only private costs here. However, fertilizers are not easily available everywhere in Madagascar so that the replacement cost should also include the social cost to implement a sustainable fertilizer industry. Third, we consider that damages on human capital from flow pollutants should not enter the calculation of ANS unless it changes (or is expected to change). Indeed, a constant pollution flow keeps constant the stock of human capital. Only an increase in the flow of pollution reduces it. That is why we exclude PM₁₀ pollution from the computation, and do not include air or water pollutions (although air indoor pollution is a major environmental issue in the country)⁴⁰. Finally, we change the methodology to assess carbon dioxide damages (which is a stock pollutant). We do not use the World Bank methodology which has one major shortcoming: CO₂ damages are introduced as proportional to the country emissions. Madagascar clearly suffers more from other countries' emissions than from its own. We therefore use the methodology developed in Arrow et al. (2007) presented in Appendix 6.3.

Remaining caveats in ANS computation

First, one can be concerned regarding the comprehensiveness of the capital assets considered in the empirical applications. In World Bank calculations (World Bank, 2006), human capital is poorly integrated into the ANS calculation as only education expenditures are considered. This includes both capital expenditures and current expenditures that are usually counted as consumption rather than investment in traditional national accounts. It is certainly not a perfect proxy for human capital formation, as we assume that a one-dollar investment in education produces the same amount of human capital. Thus, we do not consider the efficiency of the investments, nor human capital losses through death or a degradation of the school system. Health expenditures could be considered as investments, increasing life expectancy and workers' productivity in the long term. So as research and development expenditures which build a form of 'knowledge capital'. The treatment of this intangible capital remains an entire research area. Technological progress, although ignored here, is a key issue in

³⁹ Obtaining soil nutrient depletion figures on a national scale is a very ambitious and uncertain task. Extrapolations from field plot data to watersheds or regions are highly complicated. And soil nutrient budgets are often based on models which do not model non-linear processes of soil degradation.

⁴⁰ On this specific point, we differ from chapter 5

sustainability debates. Attempts have been made to include some form of technological and institutional progress. These works are however in their infant (see for example (Arrow et al. 2007) for a preliminary inclusion of technological and institutional progress through the growth of total factor productivity). ANS would thus underestimate sustainability in most cases, ignoring the possibility of future increased productivity. Second, there is much work to be done regarding the drift term (section 2.2) to expand ANS calculations to non-autonomous economies. Capital gains (exogenous price variations) and demographic changes are two issues particularly relevant. Third, there is actually no consensus on the different required adjustments such as for example on how to include defensive expenditures and pollution in the accounting framework. In our work, we consider that flow pollutant should not be always included (on the contrary to (Hamilton, 1996)). There exist several competing methods to value natural capital depletion. Atkinson and Hamilton (2007) propose a clear classification of these: total rent, marginal rent, exhaustion, simple present value and quasi-optimal. Each one relies on different assumptions regarding the optimality of the extraction path or the specification of the cost function. The authors conclude that the 'quasi-optimal' approach is the most appropriate as it provides somehow a compromise. Finally, land use changes are not included in the framework, which is a major caveat for developing countries. For example, deforestation can lead to a loss of wealth if not optimal, and it is in theory possible to assess the cost of excess deforestation (net present value of forested land minus agricultural land). This was however not possible for Madagascar because of data constraints.

4. Testing the robustness of World Bank calculations

As said before, we improved World Bank's methodology with respect to several points. First, we use much better data (detailed in Appendices 8.2 and 8.3). Second, we expand the scope of assets considered. For the natural capital valuation, we add fisheries and the genetic value of forest biodiversity. For the ANS calculation, we add soil degradation, exclude PM₁₀ pollution and change the methodology to assess damages from climate change. In this section, we compare our results with World Bank's.

4.1. Natural capital valuation

		Net present value ⁴¹	
		This study	World Bank
Forest land	Timber	192	174
	NTFR	80	171
	Protected area	7	36
	Bioprospecting value	197	---
Agricultural land	Cropland	1318	955
	pastureland	192	345
Sea resources	fisheries	70	---
Total		2056	1681

Table 6.1: Value of Madagascar's natural capital

We can see from Table 6.1 that land resources are the most important part of Madagascar's natural wealth, with cropland constituting more than half of its total natural capital value. The importance of forest and fish resources is understandable, given their share in the GDP, but the relatively weak importance of NTFR is more surprising. What is interesting here is that World Bank calculations, although very rough, are not so much different than ours, obtained with the best available specific data. There are some differences regarding NTFR and cropland, but the magnitudes are very much similar. Fisheries do not really change natural capital composition. Their value is very low, mainly because rents in the artisanal sector are very low. We present on Table 6.2 the share of natural capital with respect to total wealth, physical and intangible capital⁴².

⁴¹ Results have to be compared carefully as our results are for 2005, and World Bank's for 2000.

⁴² The methodology used to assess physical, intangible and total wealth is similar to the World Bank: physical capital is estimated through the perpetual inventory method (PIM), which derives capital stocks from the stream of

	Net present value (\$2005)
Natural capital	2056
Produced capital	804
Intangible capital (social + human)	1331
Total wealth	4191

Table 6.2: Breakdown of Madagascar's total wealth

These results confirm the importance of natural capital in Madagascar's wealth. It accounts for around 50% of the total wealth. The other interesting fact is the relatively small share of produced capital which accounts for only 19% of the total wealth.

4.2. ANS

Our calculations are more complete than those of the World Bank (2006) as we add cropland soil depletion, give a new estimate for carbon dioxide damages and exclude damages from PM₁₀ pollution. Figure 6.1 present ANS calculations (ours and World Bank's) from 1980 to 2004.⁴³

investments; total wealth is calculated as the net present value of sustainable consumption overtime (consumption is adjusted to a sustainable level by subtracting the amount of negative savings); intangible capital is considered as a residual, and therefore measured as the difference between total wealth and the sum of natural and physical capital.

⁴³ To extrapolate ANS calculation from year 2000 over the period 1980-2004: for national saving, produced capital depreciation, education expenditures data from World Bank website; for soil depletion, we transformed our global cost into a per hectare cost and indexed it on the arable area; for rural pollution, for CO₂ damages, it is indexed on global emissions.

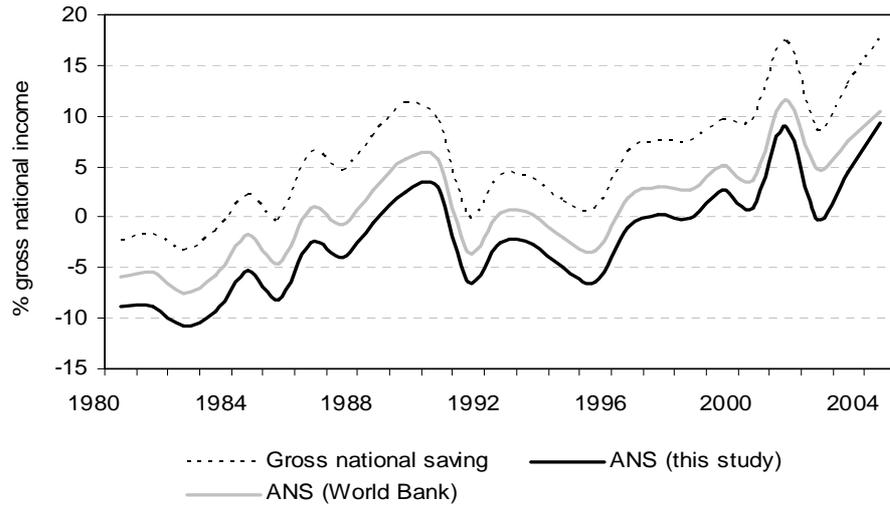


Figure 6.1: ANS evolution between 1980 and 2004

These calculations provide several insights on Madagascar's growth path. Since the early nineties, ANS has been on an upward trend and even becomes positive after 2000 (except in 2002 because of political unrest). Madagascar can therefore be said to be on a sustainable growth path since 2000. As shown on Figure 6.1, this upward trend is mainly driven by an increase of gross saving.

	This study	World Bank (2005)
Gross national saving	+9.56	+9.56
Consumption fixed capital	-8.11	-8.11
Education expenditure	+1.80	+1.80
Net forest depletion	0	0
Soil depletion	-2.36	---
CO ₂ damage	-0.09	-0.35
PM ₁₀ urban pollution	---	-0.41
ANS	+0.8	+2.9

Table 6.3: ANS results for the year 2000

[Percentage of gross national income]

Compared to World Bank calculations, our ANS is a bit lower. This can be explained through Table 6.3 which shows the relative contribution of the different components of ANS (for the year 2000 only). Net saving and human capital investments (education expenditures) are

positive contributors. They increase respectively the physical and human capital stocks. The other components are decreasing total wealth. Soil degradation has a strong downward effect on ANS. We can see the absence of net forest depletion. A recent study (Meyers et al., 2006) does not show any depletion of the wood stock. However, the total wood consumption will exceed total production in 2010, which means that wood capital stock should then decrease. Our modification regarding climate change and PM_{10} do not change the results significantly neither the sign of ANS. In the end, compared to World Bank, our ANS is 2% lower, mainly because soil degradation. This stresses the need to integrate soil degradation into ANS calculations for African countries which are particularly vulnerable to those factors. One has to be also aware that we could not include deforestation (not to be confused with the previous forest degradation we accounted for) because of data constraints, as well as underground water, fisheries or biodiversity depletion.

5. Discussion and conclusions

Through this article, we have pointed out several theoretical as well as empirical shortcomings of the World Bank's approach. We have proposed several improvements. We have shown that World Bank's results are quite robust with respect to data used but that there remain many caveats in the approach. Indeed, one could wonder if the ANS is still useful as a sustainability indicator when considering the restrictive theoretical framework and the poor treatment of some of the capital assets such as the intangible capital. But one considerable strength of the ANS compared to many other indicators is that it can be empirically tested. Several authors have been testing the empirical relationship between ANS and trend in future consumption or welfare (Hamilton, 2005; Gnegne, 2009). Results show that the ANS, even with all the imperfections stressed above, can be used as a proxy of future welfare change, particularly in developing countries. Moreover, the ANS is in our opinion an interesting indicator that can help policy makers to build sustainable development policies. It provides a valuable framework for monitoring the evolution of a country's wealth and balancing investments between the different forms of capital. It is of course still evolving, and can be improved by adding other capital assets or relaxing some of the assumptions used. There is much left to be done, but the theoretical roots of this framework are strong, so that capital-based indicators may be less subject to change by successive governments than indicators closely linked to policy processes.

In our sense, there are two major research orientations for the future. First, the treatment of intangible capital. This asset represent a major share of total wealth, although it is poorly treated in the present ANS calculation. There is an important existing literature in the field of human capital as well as technological change and growth, which can be

incorporated to the framework. Social capital is also a challenge, as it is very much immaterial, and difficult to proxy. Second, another major issue is the introduction of risk and uncertainty in the framework. Especially in developing countries, natural assets for example are vulnerable to climate or economic shocks. Debates have just started on how to include stochastic processes into the framework (Dasgupta, 2009; Lofgren, 2009; Marsili, 2008; Weitzman, 2003).

Appendix 6.1: Data and sources natural capital valuation

Cropland - Main crops are: rice, maize, cassava, sweet potatoes and coffee. We do not consider crops which do not cover significant areas. We assess rental rates with specific production cost studies and local market prices. Total rent in 2005 for each crop is estimated with the following formula: $Total\ rent\ (crop\ i) = mean\ yield\ (crop\ i) * local\ market\ price * rental\ rate * crop\ i\ area$. To project those rents in the future, we use current production trends (over the last five years). A disputable point is the way to include unused lands. Uncultivated lands do not have a price at present, but do have an option value as they could be used in the future. They are in a way included in our accounting as we consider a growth of the production (resulting from productivity growth and cropland extension).

Crops	2005 area (Ha)	Yield (tons/Ha)	Producer price (Ar2005/kg)	Rental rate (%)	Production growth rate (%)
rice	1250000	2.5	481	60	6.6
maize	252838	2.1	310	39	13.7
cassava	388779	32	153	50	-5
Sweet potato	123913	5	949	40	1.6
coffee	115020	0.35	1300	8	0

[Sources: (MAEP, 2005), FAOSTAT]

Pastureland - Pasturelands are used mainly for zebu grazing and wool production (we do not consider milk production which is not significant). As we found no comprehensive data on production costs, we use a 45% rental rate from (World Bank, 2006). Future rent projections are forecast using current production volume trends.

Output	Price	2005 production (tons)	Rental rate (%)	Total rent production growth trend (%)
Zebu	3432 Ar/Kg	535000	45	2.95
Milk	426 Ar/Liter	146625		

[Sources: (MAEP, 2006), FAOSTAT, (World Bank, 2006)]

Timber resources - We distinguish industrial roundwood from fuelwood. We use (Meyers et al., 2006) which is the most complete attempt to assess wood production sustainability (thus we do not use FRA data). The sustainability of wood production is introduced through the lifetime of the resource. We evaluate the time to exhaustion with current production trends, annual regeneration, and total wood stock. Rental rates are assumed to be 30% for roundwood (World Bank, 2006) and 50% for fuelwood (Carret and Loyer, 2003).

	2005 Production (1000m ³)	Price (Ar)	Rental rate (%)	Production growth rate (%)
Charcoal	8575			
fuelwood	9026	2.5	0.5	0.10
Total fuelwood	17600			
Industrial Roundwood	4127	91	0.3	3

[Sources: (USAID, 2006), (FRA 2005), (Carret and Loyer, 2003), (World Bank, 2006), (Meyers, 2006)]

Non-timber forest resources - We use (Andrianjaka, 2001). He considers direct values (in Ambohitantely, a village in the northern forest): fruits, wild animals, medicinal plants, honey,

raffia and bark. The production cost is the time spent to collect those products. He get a value of \$13 per year per hectare. We assume that 50% of the forest area is exploited. We do not add indirect values as they are included in the market value of the asset that benefits from the service.

	Value
Annual rent per hectare (\$/Ha)	13
Total forest area (1000 hectares)	11378
Forest area exploited for NTFR (%)	50

[Sources: (Andrianjaka, 2001), World Resource Institute]

Bioprospecting value of forests - Madagascar is well known for its endemic species and its impressive biodiversity. We use results from (Rausser and Small, 2000). They elaborate a model to estimate pharmaceutical companies' willingness to pay to buy forest lands, depending on assumptions such as the number of endemic species, new annual drug approvals and probability of a hit. This model gives a value of \$2,961/ha for Madagascar's forests.

Protected areas - Carret and Loyer (2003) calculate the net present value of the network of protected areas for Madagascar. See the table after.

		\$2003/Ha/year	Evolution (per year)	Net present value (\$/ha)
Benefits	Hydrological	1.3	+5%	38
	Water filtration	1.7	+5%	50
	ecotourism	4	+5%	117
Costs	Biodiversity conservation	3	-5%	31
	Maintenance	5	constant	83
	Opportunity cost	1.8	+\$0.27	81

[Source: (Carret and Loyer, 2003)]

Fisheries - We distinguish shrimps, tuna (mainly for export) and other marine fisheries. For shrimps, we have precise data on rents, production volumes and prices (from the economic observatory for shrimp fishing). Data on production costs for tuna and other marine fisheries do not exist. We therefore use a 30% rental rate (from (Lange, 2004) for fisheries in Botswana and Tanzania). We assume fisheries are sustainable, with the same production every year. This assumption is tolerable for shrimps because many investments have been made over the last years to make this industry sustainable. It is disputable for tuna and other fisheries, but we do not have any data on stock size trends.

	2004 Production (tons)	Producer price (\$/kg)	Export price (\$/kg)	Rental rate (%)
Shrimps	11315	---	5	50
Tuna	10000	---	6	30
Other marine fishes	59283	0.96	---	30

[Sources: Economic Observatory for shrimp fishery, World Resource institute, FAO Fishstat, (Marie Lange, 2003), MAEP]

Appendix 6.2: Soil capital in the ‘Hamilton-Clemens’ model

The model is an extension of the ‘Hamilton-Clemens’ model (Hamilton and Clemens, 1999). The dynamic optimization program is the maximization of the intertemporal social utility function:

$$\text{Max} \int_t^{\infty} u(c(s), B(s)) e^{-\delta(s-t)} ds$$

under a set of constraints on the dynamics of the different stocks which are explained in the table:

Produced capital K	$\dot{K} = F(K, H, A, d) - \zeta K - c - x - a - m$
Soil capital A (nutrient stock)	$\dot{A} = b(A) + j(x) - \delta.F(K, H, A, d)$
Timber resource N	$\dot{N} = -d + g(N)$
Pollution stock X and related flow of environmental service related B	$\dot{X} = e(F, a) - t(X)$ and $B = \alpha(X)$
Human capital stock H	$\dot{H} = q(m)$

where F is the production function ; c is consumption; ζ is produced capital depreciation rate; x are soil improvement expenditures; a are pollution abatement investments; m are education expenditures; b is soil regeneration rate (depending on the nutrient stock); j(x) is the effect of soil improvement expenditures on soil capital; δ is a factor of degradation due to agricultural activity; d is wood extracted; g is natural wood regeneration; e(F,a) is the pollutant flow; t is pollution natural dissipation function; q(m) is transformation function from education expenditure to human capital formation. The current-value Hamiltonian function is given by (for simplicity, the subscript t is dropped) $H = u(c, B) + \lambda \dot{K} + \mu \dot{A} + \eta \dot{N} + \pi \dot{X} + \sigma \dot{H}$, where $\lambda, \mu, \eta, \pi, \sigma$ are respectively the shadow prices of produced, soil, forest, pollution stock and human capital. The standard first-order conditions for this optimal control problem are:

$$\frac{\partial H}{\partial C} = u'(c) - \lambda = 0 \Leftrightarrow \lambda = u'(c)$$

$$\frac{\partial H}{\partial x} = -\lambda + \mu \cdot j'(x) = 0 \Leftrightarrow \mu = \frac{u'(c)}{j'(x)}$$

$$\frac{\partial H}{\partial d} = (\lambda - \mu \delta) \frac{\partial F}{\partial d} - \eta + \pi \frac{\partial e}{\partial F} \frac{\partial F}{\partial d} = 0 \Leftrightarrow \eta = (\lambda - \mu \delta) \frac{\partial F}{\partial d} + \pi \frac{\partial e}{\partial F} \frac{\partial F}{\partial d} = u'(c) \left[\left(1 - \frac{\delta}{j'(x)}\right) \frac{\partial F}{\partial d} + \frac{1}{\partial F / \partial d} \frac{\partial e}{\partial F} \frac{\partial F}{\partial d} \right]$$

$$\frac{\partial H}{\partial a} = -\lambda + \pi \frac{\partial e}{\partial a} = 0 \Leftrightarrow \pi = \frac{u'(c)}{\partial F / \partial d}$$

The Hamiltonian may thus be written as:

$$H = u(c, B) + u'(c) \left[\dot{K} + \frac{1}{j'(x)} \dot{A} + \left[\left(1 - \frac{\delta}{j'(x)}\right) \frac{\partial F}{\partial d} + \frac{1}{\partial F / \partial d} \frac{\partial e}{\partial F} \frac{\partial F}{\partial d} \right] \dot{N} + \frac{1}{\partial F / \partial d} \dot{X} + \frac{1}{q'(m)} \dot{H} \right]$$

Thus, ANS is:

$$ANS = \dot{K} + \frac{1}{j'(x)} \dot{A} + \left[\left(1 - \frac{\delta}{j'(x)}\right) \frac{\partial F}{\partial d} + \frac{1}{\partial F / \partial d} \frac{\partial e}{\partial F} \frac{\partial F}{\partial d} \right] \dot{N} + \frac{1}{\partial F / \partial d} \dot{X} + \frac{1}{q'(m)} \dot{H}$$

$$\Leftrightarrow ANS = \dot{K} + \frac{1}{j'_x} \dot{A} + \left[\left(1 - \frac{\delta}{j'_x}\right) + \frac{e'_F}{F'_d} \right] F'_d (-d + g) + \frac{1}{F'_d} (e - t) + \frac{q}{q'_m}$$

$$\Leftrightarrow ANS = GNP - C - \zeta K - m - a - x + \frac{1}{j'_x} \dot{A} + \left[1 - \frac{\delta}{j'_x} + \frac{e'_F}{F'_d} \right] F'_d (-d + g) + \frac{1}{F'_d} (e - t) + \frac{q}{q'_m}$$

Different hypotheses are used in this model presented above. Pollution abatement expenditures and soil conservation investments are usually intermediate expenditures, so that they are already included in standard national accounting. Thus they are deducted from ANS calculation. Education expenditures are used as a lower limit for human capital investment (Hamilton and Clemens, 1999). We introduce $z = 1/F'_d$ which is the marginal cost of pollution abatement (the economy is on an optimal trajectory so that this social marginal cost equals the social benefits from one more pollution unit). $1/j'_x$ is the marginal cost per unit improvement in soil capital. As we consider that soil capital is defined by the nutrient content, $1/j'_x$ equals the nutrient price. We introduce w as the fertilizer price. For CO_2 which can be considered as a pure cumulative stock pollutant, natural dissipation is considered as zero. We consider that the terms $w \cdot \delta$ and $z \cdot e'_F$ are negligible compared to 1, so that the accounting price for wood resources equals its marginal rent. In the end, the ANS expression is:

$$ANS = GNP - C - \zeta K + w[b + j(x) - \delta \cdot F] + F'_d (-d + g) + z(e - t) + m$$

Appendix 6.3: Summary of the steps to compute ANS

Adjustments	Methodology	Details and sources
+ Gross national saving	Derived from national statistics	We use data already processed in (World Bank, 2005)
- Physical capital depreciation		
- Net forest depletion	Forest rent*net forest depletion (net price method)	Timber wealth depreciation equals the average unit rent multiplied by net wood depletion (quantity harvested minus natural growth). Meyers (2006) report that there is no sign of roundwood stock depletion. The total wood consumption will nevertheless exceed total production in 2010.
- Soil degradation cost	Nutrient loss replacement cost	We use Drechsel and Gyiele (1999), based on the national nutrient balance for the year 2000 from Stoorvogel (1990). They obtain a range of \$US 90 to 127 million for the replacement cost of annual nutrient depletion.
+ Human capital formation	Education expenditures	We use data already processed in (World Bank, 2005).
- CO ₂ damages	World CO ₂ damages (carbon value*global emissions)*(% of the global cost carried by Madagascar)	We use the methodology developed in (Arrow, 2007). Nordhaus and Boyer (2000) estimate that African countries (and thus Madagascar) will suffer losses of 3.5% of their GDP while the entire world will suffer 1.5% of global GDP. Thus, the climate change cost for Madagascar will be 0.026% of the total World cost. Then, if we consider that carbon emissions in the world in 2000 are 7 billion tons (World Bank, 2005), with a marginal damage cost of \$50 per ton of carbon (Tol, 2005): the global damage for 2000 is 6,696 billion dollars and 92 million dollars for Madagascar.

Chapitre 7. Vers une meilleure prise en compte du capital immatériel : le cas du Mozambique

“Assessing Sustainability, A Comprehensive Wealth Accounting Prospect – An Application to Mozambique”

1. Introduction

There is a growing literature on how to assess the sustainability of this development. David Pearce, among others, laid the theoretical foundations of wealth accounting (Pearce and Atkinson, 1993). Other contributions were Asheim (1994), Hamilton and Atkinson (1996), Hamilton and Clemens (1999) and several others after. Kirk Hamilton and his team at the World Bank made also an impressive work on the issue, theoretical as well as empirical, which has been summed up in the book *Where is the Wealth of Nations?* published in 2006. They provide natural capital, total wealth and adjusted net saving estimates for 210 countries. Arrow et al. (2004) introduce technological progress in their green accounting exercise through the growth of total factor productivity (TFP). It is a key contribution as technological and institutional progress is a key aspect of sustainability issues. Arrow et al. (2007) refine the treatment of human capital. They combine mortality tables with values of statistical life years to estimate the shadow price of increase in life expectancy. They also include capital gains in

non renewable resources which appear in open economies because of international prices increases.

At present stage, there is an urgent need to put light on empirical difficulties and demonstrate the relevance of these analyses for policy making. This is particularly true for Sub-Saharan countries as there have been very few empirical applications on the continent. Moreover, Sub-Saharan countries' growth heavily relies on natural resources, which makes this framework particularly relevant for policy purposes. For example in Mozambique, gas exploitation is going to be a key challenge in coming years and there is a need for the country to build tools so as not to become a Dutch disease victim.

This paper is in line with those contributions. It is a detailed empirical application of the above-mentioned framework in the case of Mozambique between 2000 and 2005. This is especially important for Mozambique and other The main contribution of our work is thus on the empirical side, building on Arrow et al. (2004 and 2007). We gathered an important quantity of data which are quite sparse in Mozambique, discussing the robustness of our conclusions with respect to data and assumptions used. Compared to (Arrow et al., 2007) and thanks to existing information and national particularities, we improve the empirical treatment of the health dimension of human capital by including the variation of life expectancy in our calculations and we correct the available TFP growth estimate, which is estimated through a production function without natural capital, in order to take account of the natural capital variation that we estimate separately.

Before entering the thick of things, it might be useful to draw a brief overview of the situation in Mozambique. Since peace came in 1992, Mozambique has been one of the world's fastest growing economies with an average growth rate of 8% over the past decade. It is often presented as an African "success story". Nevertheless poverty remains widespread. GDP per capita was \$397 in 2007, among the lowest in the world. Economic growth is driven mainly by foreign financed "mega-projects" and large aid inflows. It is also very dependent on its natural capital, for at least two reasons. On the one hand, most current mega-projects involve exhaustible natural resources (mainly gas, coal and heavy sands). On the other hand, the population strongly relies on its renewable natural resources since 75% of the population works in the agricultural sector, which contributed 26% of GDP in 2005. Social indicators have been on an upward trend in Mozambique with, for example, a significant increase in the number of children in lower primary grade. As regards to health, most indicators – infant mortality rate, maternal mortality rate, malnutrition – have improved significantly. However, mortality rates are still high, and AIDS is a critical problem, having a significant adverse impact on life expectancy.

In order to assess the sustainability of Mozambique's development path, we collected extended datasets and numerous studies from international organizations (World Bank, Food and Agricultural Organization, French Agency for Development, etc.), national ministries (agriculture, fisheries, environment and forestry, national institute of statistics, health, finance, etc.), non-governmental organizations (World Wide Fund for Nature, Justice Ambiental) and Eduardo Mondlane University. We have also had in-depth discussions with experts on the reliability of the data collected. This work thus relies on a comprehensive compilation of almost all existing studies and databases on Mozambican natural, human and physical capital.

The paper is organized as follows. Section 2 recalls the theory of wealth accounting and the importance it has for sustainability issues. In Section 3 we detail the methodology used to estimate the different assets and include technological progress, population growth and climate change into the accounting. Then we present the results. In Section 4, we carry out a sensitivity analysis and conclude in section 5.

2. Theoretical framework

We present in this section the overall theoretical framework and the assumptions used in this work. We start with a precise definition of the sustainability criterion used (2.1). Then we present how intertemporal social welfare variations are assessed, and the link with capital assets variations (2.2).

2.1. Which sustainability criterion?

It is not the scope of the paper to give an overview of economic approaches to sustainability. However, it should be mentioned that various approaches exist, since the choice of a sustainability criterion is partly exogenous to economics. First, it relies strongly on assumptions on the technical progress available to future generations as well as on their preferences. Second, choosing a sustainability criterion implies to choose an intergenerational equity criterion, measuring the desired distribution of productive capacity between present and future generations. It is thus an ethical criterion, crucial for the choice of accounting rates. For example, such an ethical criterion could be: "maximizing the wealth of the poorest generation", thus expanding Rawls' theory of justice to intergenerational equity. In this paper, we have rather chosen a commonly used sustainability criteria described thereafter.

Let us define intertemporal social welfare V_t at t as:

$$V_t = \int_t^{\infty} u(c(s))e^{-\delta(s-t)} ds \quad (1)$$

where u is a utility function, t is time, c is a vector including marketed goods consumption flow, but also non-marketed goods or services consumption such as ecosystem services, and δ is the discount rate. Economic growth will be considered sustainable at time t as long as $dV_t/dt \geq 0$. To assess the sustainability of a country's development, one has thus to estimate dV_t/dt . This is what we indirectly do for Mozambique between 2000 and 2005.

2.2. How is calculated intertemporal social welfare variation?

In the following, we borrow from (Dasgupta, 2009). To assess V_t and its variation over time, we need to know the state of the productive base of the economy at time t , and we need also to assume a resource allocation mechanism to forecast the evolution of these stocks. We describe the economy's productive base by distinguishing three different capital assets: produced capital K (buildings, machines, roads, etc.), human capital H (education, health, etc.) and natural capital N (exhaustible and renewable natural resources, ecological services). The consumption path, and thus intertemporal welfare, is determined by the evolution of the economy's productive base. At any given time, the output generated by this productive base is allocated between consumption and investment in the different capital stocks, according to a given resource allocation mechanism. This mechanism can be governed by optimizing behaviours or by exogenous rules that make it non-autonomous. We assume that the resource allocation mechanism is non-autonomous, it means that V_t is an explicit function of time. Thus we have:

$$V_t = V[K(t), N(t), H(t), t] \quad (2)$$

The allocation rules can be non-autonomous for several reasons. Dasgupta (2009) gives five examples: an exogenous technological or institutional change, global public goods, capital gains, population change, and uncertainty. If we differentiate (2) with respect to time, we obtain:

$$\frac{dV_t}{dt} = \frac{\partial V}{\partial t} + \frac{\partial V}{\partial K} \frac{dK}{dt} + \frac{\partial V}{\partial N} \frac{dN}{dt} + \frac{\partial V}{\partial H} \frac{dH}{dt} \quad (3)$$

$\frac{\partial V}{\partial K_i}$ is the marginal increase in intertemporal welfare from one unit increase of the capital stock, and can thus be interpreted as the shadow price of the capital stock. Intertemporal welfare V_t variation results from the evolution of the three capital stocks defined previously – we will call them ‘comprehensive wealth’, a term coined by (Arrow et al., 2007) – and exogenous factors described by $\frac{\partial V}{\partial t}$. For the latter, in this study, we assess technological and

institutional change through the growth of the total factor productivity (TFP). We add the impact of climate change on the Mozambican economy. Finally, we make an adjustment to account for demographic change in order to obtain an estimate of the change of the productive base relative to population.

3. Methodology and results

In this section we present the methodology used and give our estimate of the physical (3.1), human (3.2), and natural capital (3.3). Section 3.4 deals with the calculation of the exogenous factors. Section 3.4 compiles the results and assesses the sustainability of Mozambique development path.

3.1. Physical capital

3.1.1. Methodology

We use the perpetual inventory method, which derives capital stocks from the accumulation of investment series. The aggregate capital stock value in period t is given by:

$$\sum_{i=0}^{25} I_{t-i} (1 - \alpha_i)^i \quad (4)$$

where I is the value of past investment at constant prices (gross capital formation from (World Bank, 2005)) and α_i the depreciation rate. We derive depreciation rates over time from Jones (2006). These figures may be upward biased as the quality of investment is often very low in Sub-Saharan African countries (leading to so called ‘white elephants’). As a consequence, the cumulated investment flows could be a poor proxy for physical capital stocks. A variety of calculations suggest that in developing countries, less than 50% of capital were created for each public dollar invested (Pritchett, 2001). We use the same assumption. As in World Bank (2006), we assume that urban land value represents 24% of produced capital (Kunte, 1998). Moreover, we are interested in capital owned by Mozambicans, not capital owned by foreign. In the same way, Mozambican residents own some physical capital outside the country. As in Arrow et al. (2007), our notion of sustainability focuses on the changes in the productive base owned by a given country’s residents. We use Lane (2006) which constructs net holdings of international assets to calculate physical capital adjusted for international holdings in 2000 and 2005.

3.1.2. Results

Table 7.1 shows the value of physical capital in 2000 and 2005.

	All physical capital (\$ million)	Mozambican owned physical capital (\$ million)
2000	7,621	3,712
2005	12,292	8,541

Table 7.1: Physical capital in 2000 and 2005

We see a large increase in physical capital in Mozambique between 2000 and 2005. Another significant characteristic is the relatively high share of foreign capital, linked to the large number of megaprojects (especially in the mining sector) in the country.

3.2. Human capital

3.2.1. Methodology

The OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1998) defines human capital as “the knowledge, skills, competences, and other attributes embodied in individuals that are relevant to economic activity”. In this study, we focus mainly on the educational and health dimension of human capital. During the colonial era, education of the indigenous population in Mozambique was neglected, with resulting low literacy rates. Even after the abolition of the *indigenato* in 1961, education was limited to primary schooling, so as not to produce educated opponents of the colonial power. After independence, education became a priority for FRELIMO (Frente de Libertação de Moçambique) (Jones 2006). Basic education indicators have only recently begun improving. For example, the number of children in lower primary grades rose from 1.7 million in 1997 to 2.8 million in 2003. The number of schools has been increasing, and the net enrolment rates for lower primary grades reached 69% in 2003 compared to 44% in 1997. Nevertheless the quality of education remains low. Completion of primary schooling is low and the number and qualifications of teachers have not increased proportionally.

The method used to assess human capital is similar to Arrow et al. (2007), which itself build on the seminal work of Mincer (1974). The idea is that a human being, like other kinds of capital asset, generates a stream of income over time. A person’s human capital stock depends on the average educational attainment and the return to education. We assume here a perfect

labour market, so the marginal productivity of human capital equals wages. The value of human capital is estimated through the formula $p_H * H$ in which:

- the stock of human capital H equals $P.e^{\delta A}$, where P is the working population, δ the rate of return on education and A the average educational attainment of the working population
- the shadow price p_H of one unit of human capital equals $\int_t^{t+m} w.e^{rt} dt$, where w is the annual rental value of one unit of human capital (equals total wages divided by the total stock of human capital), r the discount rate, and m the average remaining working years until retirement or death

The annual rental value of human capital is assumed to be constant between 2000 and 2005. The evolution of human capital value will then result from the evolution of the stock (thus the evolution of the educational attainment of the population) and the evolution of the shadow price of human capital (not the rental value, because this is assumed to be constant, but through the average remaining working years, which is closely linked to life expectancy in Mozambique).

3.2.2. Results

The first step is to assess the total stock of human capital. Because of data limitations, we were obliged to focus on the population aged over 15 in constructing the working population. From Jones (2006) we obtain a distribution of the average educational level for the working population into four categories: skilled workers subdivided into those with primary, secondary or higher education as against unskilled workers⁴⁴. From data on consumption and educational level in the Mozambican population, we derive a 12.5% rate of return on education⁴⁵. This figure is consistent with other regional studies such as (Psacharopoulos, 2004). Results are shown in Table 7.2.

	Average educational level	Average per capita human capital	Active population (over 15)	Human capital stock
2000	2.2	1.32	7459000	9818592
2005	2.6	1.38	7765000	10707736

Table 7.2: Human capital stock in 2000 and 2005

⁴⁴ We assume that primary education correspond to 7 years of schooling and secondary or higher education to a minimum of 11 years of schooling at least

⁴⁵ We obtain this rate through a linear regression between consumption level (not wages) and logarithm of educational level, using data from (Jones, 2006)

The second stage is to assess the value of one unit of human capital. One major problem is that people in Mozambique are mostly self-employed, so that it is difficult to obtain an average annual wage or the total wage bill for the country as a whole. We therefore take the labour share from the growth accounting framework of Jones (2006). One of the baseline cases involves a simple Cobb-Douglas production function with constant returns to scale. The labour share is assumed to be 60% of total output. From the Cobb-Douglas properties and assuming that wages reflect the marginal product of labour, we can conclude that the total wage bill amounts to 60% of GDP. This is rather crude, but more consistent than any of the surveys on incomes that we found. We derive average remaining working years for the age 30-35 population segment – which corresponds to the average age of the working population both in 2000 and 2005 – from WHO life tables and population pyramids (US Census Bureau database). Data used and results are shown in Table 7.3.

	2000	2005
Rental value of one unit of human capital (\$2005)	396	372
Remaining working years	34.1	31.9
Shadow price of one unit of human capital (\$2005)	7379	7178

Table 7.3: Computation steps of the shadow price of human capital

Results from Table 7.2 and Table 7.3 are then used to assess human capital value and compiled in Table 7.7. It reveals a significant increase in human capital between 2000 and 2005. This evolution is driven by two opposing factors. On the one hand, there was a significant increase in the overall educational level. Indeed, investments in the education sector have been important during the nineties in Mozambique. On the other hand, the shadow price of human capital decreased, mainly a result of a fall in life expectancy, probably due to AIDS (the prevalence rate is around 16% for adults) and tuberculosis.

3.3. Natural capital

3.3.1. Methodology

Natural capital includes exhaustible resources, renewable resources (forests, land resources) and environmental services produced by ecosystems (water filtration, waste assimilation, etc.). Market prices for natural assets are often missing. Thus, the different natural resources are valued as the present value of resource rents during the asset's lifetime:

$$\sum_{i=t}^T \frac{p_i q_i - C(q_i)}{(1+r)^i} \quad (5)$$

where p_i is the price at time i , q_i is production, C the production costs and r the discount rate. For each natural resource, we apply the following assumptions: a constant rental rate over time⁴⁶, a 25-year accounting period (2005-2030), the value of the resource at the end of the discounting period is zero, and a 4% discount rate. The latter is of course critical. By choosing a discount rate reflecting both a potential GDP per capita rate of growth and a long term real interest rate, we implicitly consider an intergenerational equity criterion which favour heavily the already born generations. With such a rate, the net present value of the revenues yield by a natural resource after 25 years can be neglected. The methodology we use for natural capital calculation is similar to that of the World Bank (2006). We consider the following resources: cropland, pastureland, forests (timber, non timber forest resources NTFR), protected areas, fish and mineral resources. The detailed calculations, data (on prices, production costs, production quantities) and sources are reported in the Appendix 7.1.

3.3.2. Results

3.3.2.1. Value of natural capital for 2005

Table 7.4 presents the composition of natural capital for the year 2005 (as a comparison we also include World Bank's figures⁴⁷).

	Net present value		
	Present study per capita (\$2005)	World Bank per capita (\$2000)	Present study (\$2005 million)
Mineral resources	940	---	17,860
Forest land			
Timber	347	340	6,593
NTFR	133	392	2,527
Protected area	30	9	570
Agricultural land			
Cropland	694	261	13,186
Pastureland	109	57	2,070
Marine resources			
Fisheries	19	---	361
Total	2,272	1,059	43,168

Table 7.4: Breakdown of natural capital

⁴⁶ Rental rate = economic rent / output *100

⁴⁷ Care should be taken in comparing since our figures are for 2005 and those of the World Bank for 2000.

Land resources are the most important part of Mozambique's natural wealth, with cropland constituting around a third of its total natural capital value. Mineral resources (especially through gas, coal and heavy sands) represent also an important share, accounting for more than 40% of the natural capital. The importance of forest is understandable, given its share in the GDP, but the relatively weak importance of NTFR is more surprising. Fisheries are also a small part of the natural wealth, mainly because rents are low.

3.3.2.2. Value of changes in natural capital between 2000 and 2005

Having calculated the value of Mozambique's natural capital for 2005, it is possible to derive the value of the different natural capital stocks in 2000 by tracing back the evolution of these stocks. We focus on subsoil assets (mainly natural gas), cropland and forest resources.

Subsoil asset depletion – To assess the depreciation of subsoil resources, we use a method developed in (Vincent, 1996), coined “quasi-optimal approach” by Atkinson and Hamilton (2008). Bucuane and Mulder (2006) use the same method to value Mozambican sub-soil assets (see Appendix 7.1). This method assumes constant prices and an isoelastic extraction cost function with increasing marginal costs. The expression of the depletion cost is:

$$\frac{\varepsilon(pq - c)}{1 + (\varepsilon - 1)(1 + r)^N} \quad (6)$$

where p is the price of the resource, q its production, c its extraction cost, $\varepsilon = 1.15$ is the curvature of the cost function, $r=4\%$ the discount rate and N the resource lifetime. As discussed in (Atkinson and Hamilton, 2006), the quasi optimal approach provides interesting results because it is a compromise between other existing accounting methods and relies on more realistic assumptions. We use data from World Bank datasheets (compiled for the calculation of genuine savings and available on the World Bank website). Natural gas and hardcoal depletion are assessed here.

Cropland degradation – Soil erosion and degradation reduce soil fertility and thereby future agricultural productivity. To estimate the cost of soil degradation on cultivated areas, we use the net nutrient replacement cost method. Folmer (1998) provides figures on nutrients (nitrogen, phosphorus, potassium) depletion on a national scale. These are converted into fertilizers bags (see Table 7.5)⁴⁸.

⁴⁸ The coefficients used to convert the nutrient content of the soil into forms in which they exist as fertilizers (N, P₂O₅, K₂O) are: kg P*2.29=kg P₂O₅, kg K*1.2=K₂O and a bag contains 15%N, 15% and 15%K

N	P	K	P ₂ O ₅	K ₂ O	NPK	Fertilizers	Cost
(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)	(kg/ha)	(\$/ ha)
33	6.4	25	15	30	77	172	72

Table 7.5: Nutrient balance for cultivated fields and associated per hectare cost

Some important limitations drove us to consider only the relatively small permanent crop area of around 235.000 hectares⁴⁹. Assuming a \$0.42 per kg fertilizer price, we obtain in the end a low annual cropland capital depletion of around \$17 million per year.

Forest stock depletion – We distinguish two different stocks: the roundwood stock (of commercial value) and the woody biomass stock (mainly for fuelwood). We assess the evolution of each stock, balancing annual wood harvest against annual regeneration. On a national scale, there is no depletion of these two stocks. For roundwood stock, quantities harvested each year (135000 m³), even if we assume high rates of illegal logging, are below annual regeneration (500000 m³) as reported in the last National Forest Inventory (Marzoli, 2008). For the woody biomass stock, the annual potential biomass productivity on a national scale (47 million tons) remains much higher than current fuelwood consumption (14 million tons) (Drigo 2008). As a consequence, we do not consider any depletion of these two stocks⁵⁰.

One shortcoming of these calculations is that we consider one service provided per natural asset although these can provide several services. For example, cropland degradation not only reduces agricultural productivity but also affects soil erosion (which can impact downstream dams). Externalities and more generally interlinkages between the different assets are poorly included in this work. The aggregate results for natural capital depletion (mineral and cropland resources) are compiled on Table 7.6.

	Depletion value (\$2005 million)
Subsoil assets	-588
Wood capital	0
Soil degradation	-85
Natural capital	-673

Table 7.6: Natural capital depletion between 2000 and 2005

⁴⁹ First, the nutrient depletion assessed is on a yearly basis although there may not be any depletion of nutrient stocks on a longer time scale (because of fallows and rotations), but only for cultivated fields. Second, chemical fertilizers may not be the cheapest substitute (organic fertilizer or new lands would be certainly more appropriate).

⁵⁰ For the roundwood stock, there may not be a significant depletion of the overall stock (including all commercial species), but many local observers point to a rapid degradation of the quality of the forest. There would be a depletion of the most valuable roundwood species.

3.4. Exogenous factors

Having presented how to assess the value of natural, physical and human capital stocks, we now describe successively three exogenous factors: technological and institutional progress which enhances the overall productivity (3.4.1), the growth of population to obtain per capita figures (3.4.2) and damages from carbon emissions (3.4.3).

3.4.1. Technological and institutional progress

Technological change has to be understood in a broad sense. It concerns every change which enhances the productivity of the different production factors. It can involve new technologies as well as better performing institutions. We assume technological change to be exogenous and costless. The costless hypothesis seems reasonable for Mozambique, since we can assume that most technological progress in Mozambique results from technology transfers from foreign direct investments. Arrow et al. (2004) demonstrate under a set of assumptions (such as a Hicks neutral technology, an elasticity of output with respect to all forms of capital equal to one and a Cobb-Douglas production function) that the growth rate of intertemporal social welfare V_t is proportional to the growth rate of comprehensive wealth plus the TFP growth rate. We use TFP calculations from a recent growth accounting exercise (Jones, 2006), in which TFP growth rate is measured through a Cobb-Douglas production function that includes produced capital, labour force and human capital (measured through a human capital quality index based on the mean years of schooling, which is surely a shortcoming of this estimate as its specification is not exactly the same as our). In this case, growth is explained by the accumulation of physical capital, the labour force and 'educational capital'. TFP captures the accumulation of others types of capital (the residual), mainly: natural, social (through institutions), and knowledge (technological progress). It is thus broad and heterogeneous. Since this specification of the production function does not include natural capital, the TFP growth rate produced by Jones (2006) may provide a biased estimate of the growth of intangible capital. As a consequence, we propose in Appendix 7.2 a correction of the TFP growth rate.

This method suffers from several limitations. First, TFP growth is a very rough proxy of intangible capital variations, relying on the assumption of a closed economy. Indeed, in an open economy, the growth of TFP can be driven by other factors such as the openness of the economy, the terms of trade variability or the financial depth. Second, the TFP growth estimate that we use relies on a set of restrictive assumption. The interpretation of measured TFP growth can be problematic as it can reflect factors other than purely technological change such as increasing returns to scale, mark-ups due to imperfect competition or gains

from sectoral reallocations. The specification of the production function (Cobb-Douglas or Constant Elasticity of Substitution for example), factor weights or the growth rates of these factors of production are thus critical in the analysis. More generally, any growth accounting exercise is highly sensitive to the quality of underlying data as well as the specification of the economy. However, since many of these factors can be supposed constant for the relatively short period of five years we are looking at, this remains the best available methodology, taking into account the existence and quality of data.

3.4.2. Population growth rate

We assume that population growth is exogenous. In our study, we are interested in the growth of real wealth per capita V/P (P is the population and V the total wealth). To obtain the per capita wealth growth rate, the wealth growth rate has to be adjusted downward by subtracting population growth rate as shown in the equation below.

$$\frac{d(V/P)}{dt} = \frac{\dot{V}}{P} - \frac{V}{P^2} \dot{P} = \frac{\dot{V}}{V} - \frac{\dot{P}}{P} \quad (7)$$

Under a set of conditions (constant growth rate, per capita consumption independent of population size, and transformation possibilities among goods and services exhibit constant returns to scale), non declining wealth per capita can be used as a criterion for sustainable development). The assumptions are somewhat unrealistic, although widely used. It is not however within the scope of this paper to refine the introduction of population growth in wealth accounting exercises, a far from easy task (see (Arrow et al., 2003; Asheim et al., 2007; Ferreira et al., 2008)). The considered annual population growth rate over the 2000-2005 period is 2.4% (CIA, 2006).

3.4.3. Carbon damages

We use the methodology developed in Arrow et al. (2007). We subtract from growth in comprehensive wealth the damages (now and in the future) due to CO_2 emissions over the 2000-2005 period. To assess these damages on the Mozambican wealth, we estimate the share of the global climate change cost that Mozambique should undergo. Nordhaus and Boyer (2000) estimate that global warming will cost 1.5% of World GDP, and 3.5% of the GDP for African countries (we use the most conservative IPCC⁵¹ scenario (IPCC, 2007), corresponding to a doubling of CO_2 emissions). We use this approximation for Mozambique. Thus we can conclude that the climate change cost for Mozambique will represent 0.027% of the world cost. Then, if we assume CO_2 emissions in the world from 2000 to 2005 to be equal to 6.6 billion

⁵¹Intergovernmental Panel on Climate Change

tons (WDI, 2005) and a marginal damage cost of \$50 per ton of carbon dioxide (Tol, 2005), this gives a global damage of \$545 billion for the period 2000–2005. The climate change cost for Mozambique is thus \$41 million.

3.5. Compilation of the results

First, we present the evolution of natural, physical and human capital assets (previously named ‘comprehensive wealth’). Damages from global carbon emissions are also subtracted. Second, we account for population growth and technological change to obtain the change of per capita total wealth including the effect of technological progress (4.4.2).

3.5.1. Evolution of comprehensive wealth

	2000 (\$2005 million)	2005 (\$2005 million)	Variation (\$2005 million)
Human capital	72,448	76,857	+4,409
Natural capital	43,708	43,168	-540
Physical capital	3,712	8,541	+4,829
Carbon damage	---	---	-41
Comprehensive wealth	119,869	128,565	+8,656

Table 7.7: Change in comprehensive wealth

We can observe from Table 7.7 that there has been an important increase of both human and physical capital stocks. Human capital increased because of the increase of the average educational level, physical capital certainly because of large scale projects. Gas stocks depletion accounts for most of natural capital depletion which appears to be relatively low⁵². In the end, the stock of comprehensive wealth has been increasing.

3.5.2. Accounting for population growth and technological change

As indicated before, we correct the TFP growth rate estimated by Jones (2006). Following the formula in Appendix 7.2, we get to a growth rate of 1.46%. Results are compiled in Table 7.8.

⁵² The exploitation of gas started only in 2004, so that its contribution to natural capital depletion should increase significantly in the future. Coal and heavy sands extraction has also not started.

	Growth rate (%)
Comprehensive wealth growth rate	+1.2
TFP growth rate	+1.46
Population growth rate	-2.4
Per capita comprehensive wealth growth rate accounting for TFP growth	+0.26

Table 7.8: Per capital comprehensive wealth growth rate adjusted for TFP growth

The conclusion here is that Mozambique has been on a sustainable development path between 2000 and 2005, mainly thanks to human and physical capital accumulation as well as the growth of TFP.

4. Sensitivity analysis

Our results rely on a set of critical assumptions and data used can be sometimes disputable. As a consequence, we propose in this section several robustness checks on critical parameters and alternative calculations to challenge our previous conclusion regarding the sustainability of Mozambique development path. First, we propose new estimates of the three assets, their variation between 2000 and 2005 and TFP growth rates using alternative parameters. Then, we build three scenarii with these results to test the robustness of our overall conclusion.

4.1. Testing the robustness of the capital assets and TFP growth estimates

4.1.1. Physical capital

For physical capital, the methodology used is standard and usual caveats apply. The calculations are particularly sensitive to depreciation rates. We use rough figures from (Jones, 2006) but it is highly possible that our calculation overestimate physical capital stocks as shocks (economic or climatic such as the 2000 floods which have destroyed many infrastructures) are poorly accounted for. Results also depend critically on the quality of investment as previously discussed. We propose in Table 7.9 alternative estimates of physical capital depending on these two parameters: the depreciation rate and the quality of investment.

		Depreciation rate			
		5%	(Jones 2006)	10%	
Quality of investment	50% of investment	2000	4,602	3,712	2,700
	creates capital	2005	9,199	8,541	6,259
	100% of investment	2000	9,205	7,425	5,400
	creates capital	2005	18,399	17,082	12,519

Table 7.9: Robustness checks on physical capital

[Note: the depreciation rate in (Jones, 2006) varies over time between 5% and 13%, with different rates for public and private investments]

Both parameters are sensitive in the analysis. More particularly, it stresses the need to assess the quality of investments in physical capital.

4.1.2. Human capital

Two important parameters were critical in our human capital estimate and difficult to assess: the share of total wage bill in GDP and the rate of return on education. Table 7.10 proposes crossed robustness checks on these two parameters.

		Share of total wage bill in GDP			
		50%	60%	70%	
Return on education	8,5%	2000	60,812	72,975	85,137
		2005	63,559	76,271	88,983
	12,5%	2000	60,374	72,449	84,524
		2005	64,047	76,856	89,666
	15%	2000	60,104	72,125	84,146
		2005	64,355	77,227	90,098

Table 7.10: Robustness checks on human capital

One can observe that results are not very sensitive to the rate of return of education considered. The share of total wage bill in GDP is on the contrary very sensitive.

4.1.3. Natural capital

For natural capital, data are particularly constraining and our accounting is not exhaustive. For example, we could not consider groundwater depletion or rangeland degradation. The

limited scope of natural assets considered should be kept in mind. We concentrate the sensitivity analysis for natural capital on gas depletion which is a critical resource for the development of the country.

Previously, we used the “quasi-optimal” approach to estimate the natural gas depletion cost. In table 7.11, we propose some other estimates using four alternative accounting methods: the marginal rent, exhaustion, simple present value and quasi optimal approaches (see (Atkinson and Hamilton, 2008) for a description of these). These are based on different assumptions regarding the evolution of extraction costs and prices.

Method	Depreciation cost (M€)
Net price	585
Marginal rent	562
Exhaustion	226
Simple present value	180
Quasi optimal	452

Table 7.11: Robustness checks on natural gas depletion cost

Results are quite divergent, and confirm that the quasi-optimal approach can be considered as a compromise between the net price and the simple present value approaches which yield polar estimates.

4.1.4. TFP growth

The TFP growth rate used as a proxy for technological progress is a key parameter in our work. As said before, TFP estimates from growth accounting exercises are highly sensitive to the underlying data and assumptions regarding the production function. The adjustment proposed to correct the TFP estimate to account for natural capital omission in the production function relies also on several assumptions. We concentrate the sensitivity analysis on the latter. We test two parameters: the share of natural resources in production and the growth rate of natural resource use. Results are presented in Table 7.12. We can see that both parameters are sensitive.

		Growth rate of natural resource use (%)		
		2	3.3	5
Share of natural resources in production (%)	10	1.66	1.53	1.36
	20	1.72	1.46	1.12
	30	1.77	1.38	0.87

Table 7.12: Robustness checks on TFP growth rate

Our robustness checks are not exhaustive as we did not test every parameter. However, a first conclusion here is that all estimates are highly sensitive to the chosen underlying assumptions.

4.2. Testing the robustness of the sustainability conclusion

We compile previous sensitivity analysis to test the robustness of the overall conclusion of section 3 regarding the sustainability of Mozambique's development path between 2000 and 2005. We build three scenarii to frame the results, which parameters are described in Table 7.13.

		Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Physical capital	Quality of investment	Poor	Poor	High
	Depreciation rate	10%	(Jones, 2006)	5%
Human capital	Return on education	8.5%	12.5%	15%
	Share of total wage bill in GDP	50%	60%	70%
Natural capital	Method used to assess gas depletion	Total rent	quasi optimal	Net price
TFP estimate	Share of natural resources in GDP	10	20	30
	Growth rate of natural resource use	2	3.3	5

Table 7.13: Parameters used to build the scenarii

Scenario 1 can be considered pessimistic as it is built on the assumptions of high wealth depreciation and low TFP growth. Scenario 2 relies on the assumptions used in section 3 and is in our sense the most reasonable. The third one is optimistic, assuming low wealth depreciation and high TFP growth. Table 7.14 presents the results for each scenario.

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Comprehensive wealth growth rate (%)	+0.9	+1.2	+1.8
TFP growth rate (%)	+0.87	+1.46	+1.66
Population growth rate (%)	-2.4	-2.4	-2.4
Per capita comprehensive wealth growth rate accounting for TFP (%)	-0.63	+0.26	+1.06

Table 7.14: Comprehensive wealth growth rate adjusted for TFP growth for each scenario

The results are in this case more ambiguous. Results from scenario 1 even indicate that, despite positive comprehensive wealth and TFP growth rates, the development path of Mozambique could have been not sustainable between 2000 and 2005. It shows how sensitive are the results to the assumptions used and stresses the need to improve the quality of data.

5. Conclusions and perspectives

This paper is an empirical contribution to the wealth accounting exercises building on the work carried out by Arrow et al. (2007). The paper offers material for analyzing and characterizing Mozambique's current development path and assessing its sustainability. We cannot conclude at this stage on the sustainability of the development path of Mozambique. Indeed, results are ambiguous, depending strongly on assumptions used. However, several important insights can be said from this analysis on the development path of the country between 2000 and 2005. First, the wealth of Mozambique is increasing, mainly through human and physical capital accumulation while the pressure on renewable natural capital remains relatively low. Second, compared to most sub-Saharan African countries in which TFP growth is often negative, TFP growth in Mozambique is positive, indicating that there could be accumulation of technological and social capital. Third, the increase of comprehensive wealth in Mozambique is however offset by population growth so that per capita comprehensive wealth is not growing much. It is even declining in scenario 3.

Further work is needed to refine the interpretation of the growth of TFP and assess the composition of this intangible capital or residual which is a key parameter in our analysis. The impact of exogenous factors such as world price increases should be also further investigated. Moreover, we had to neglect the depletion of several natural capital stocks, such as fisheries and pastureland, because of lack of data. Nor did we take into account water and air

pollution, which could be important issues. The study could be improved in several key areas and further work is called for. However, it represents a first step toward a tool for accurately and comprehensively assessing the dynamics of Mozambique's growth path.

Appendix 7.1: Details, data and sources for natural capital calculations

Cropland - Main crops in Mozambique are maize, cassava, mapira, various kinds of beans, peanuts, rice, cotton, cashew nuts, potatoes and tobacco. We consider crops covering more than 60,000 hectares. We assess rental rates (economic rent / output) on the basis of various agricultural production cost (mainly fertilizers and labour) studies and local market prices (Gergely, 2005; FAO producer prices). Total rent in 2005 for each crop is estimated through the formula: $Total\ rent\ (crop\ i) = mean\ yield\ (crop\ i) * local\ market\ price * rental\ rate * crop\ i\ area$. To project total rents into the future, we use current production trends (over the last five years) for each crop.

Crop	2005 area (Ha)	Yield (tons/Ha)	Producer price (\$/tonne)	Production growth rate
Maize	1,749,534	1,004	153	0.0186
Cassava	1,038,851	7341	113	0.1603
Sorghum/mapira	364,370	637	146	0.0616
Beans (all types)	659,151	500	441	---
Peanuts (all types)	433,092	341	475	-0.0206
Pumpkin	103,413	1,831	164	0.0193
Rice	278,368	902	296	-0.0177
Cashew	54,616	1,193	238	0.0289
Potatoes	78,938	13,046	352	0.0043
Tobacco	85,234	1,388	1,671	0.0444
Sesame	65,027	661	129	0.0954

[Sources: TIA 2005, FAOSTAT, SIMA, Gergely (2005), Arlindo (2007), Coughlin (2006), Benfica (2005)]

Pastureland – Beef, goat meat and milk constitute the main output from pastureland in Mozambique. As we found no comprehensive data on production costs, we use the rental rate from the World Bank (2006) of 45%. Future rent projections are forecast using current production volume trends.

Output	Price (\$/ton)	2005 production (tons)	Rental rate (%)	Total rent production growth trend (%)
Beef	4,052	38,100	45	0
Sheep meat	6,931	768		
Milk	518	68,765		

[Sources: FAOSTAT, (World Bank, 2006)]

Timber resources - We distinguish industrial roundwood from fuelwood production. For legal logging, we use national statistics from the forest ministry. We assume illegal logging is 40% of legal logging (MacKenzy, 2006). The sustainability of wood production is introduced through the lifetime of the resource (assessed with current production trends, annual regeneration, and total wood stock). The table thereafter summarize data used.

	2005 Production	Rental rate	2005 producer price	Available annual increment
Fuelwood	14.10 ⁶ tons	50%	47 \$/ton	47. 10 ⁶ tons
Roundwood	180.10 ³ m ³	40%	350 \$/m ³	500.10 ³ m ³

[Sources: (Bila, 2003), (DNTEF, 2008), (Marzoli, 2008),(World Bank, 2006)]

Non-timber forest resources - We use two studies valuing NTFR: Suich (2006) in Bazaruto, Vilanculos and Chirendzene districts and Lizon (2002) in the Gilé district. These consider direct values only: fruit, wild animals, honey, raffia and bark, etc (first table thereafter). As we have no information on the time spent collecting these products (which is the main production cost), we use a 50% rental rate (based on figures from other southern African countries). We do not add indirect values (such as watershed protection) because it is already included in cropland (or other types of activity) downstream value (if we consider the environmental service 'protection against erosion'). To extrapolate from these household surveys to a country-wide scale is a risky task as we have data from only 4 sites all in the central part of the country. We combine the average NTFR value consumed per household derived from these studies with a qualitative assessment of the importance of NTFR in the different provinces from the last national forest inventory (second Table thereafter) to derive an average per household NTFR value for northern and southern provinces. To obtain the total value at the country scale, we multiply these per household value by the number of rural households in the north, centre and south of Mozambique (from population census).

	Lizon (2002)	WWF (2006)			Averag e
		<i>Bazarut</i>	<i>Chirindzen</i>	<i>Vilanculo</i>	
Unit: \$/household/year		<i>o</i>	<i>e</i>	<i>s</i>	
Food	58	27	20	0	30
Medicinal plants	---	---	---	---	---
Material and construction wood	11	46	173	91	65
Wood fuel	44	126	170	132	123

[Adapted from Lizon (2002) and WWF (2006)]

% use of NTFR for rural			
households	North	Centre	South
Food	21%	38%	52%
Fodder	2%	1%	4%
Medicinal plants	29%	20%	32%
fuel	19%	18%	1%
Construction wood and ustensils	25%	21%	8%

[Adapted from Marzoli (2008)]

Protected areas - In World Bank (2006), protected areas are valued at the lower end of per-hectare returns to pastureland and cropland - a quasi-opportunity cost. Instead, we propose a rough estimate of the net present value of the network of protected areas. IUCN (2008) suggests some of the principal benefits from the main protected areas are: ecotourism profits (net revenues from the tourist industry amount to \$45 million) and the existence value of the parks through environmental NGO investments (it reflect the willingness of people in rich countries to pay for the protection of biodiversity). WWF (2008) give an indication of the operating costs of the parks, around \$5.3 per hectare per year. This figure is based on three national parks and thus does not reflect the heterogeneity of the parks (national parks, reserves and hunting reserves). To obtain the net present value of the protected areas, we assume that: their opportunity cost is low (mostly because of the quantity of land available) and profits from ecotourism growth at 5% per year (which is conservative in view of the projections for tourism by the Ministry for Tourism).

Fish resources - Production data and prices are from Wilson (2008), based on statistics from the Instituto de Investigacao Pesqueira and Instituto Nacional de Desenvolvimento da Pesca de Pequeno Escala. We upwardly adjust catches by artisanal fisheries, since official statistics do not cover the whole coastal area. In accordance with local experts, we add 40,000 tons to recorded catches. The table thereafter summarises data used.

	2005 production (tons)	2005 prices (1000\$/ton)	Rental rate (%)
Industrial and semi-industrial production	31644	3.4	10
Artisanal production (official statistics)	57748	2.4	5

[Sources: (Wilson, 2008), consultation with local experts]

Mineral resources - We use results from (Bucuane and Mulder, 2007). Resources considered are natural gas, coal and heavy sands. Calculations are based on the method developed in

Vincent (1996). It is assumed that the unit rent grows at rate g defined by:

$$g = \frac{r}{1 + (\varepsilon - 1)(1 + r)^T}$$

where $\varepsilon = 1.15$ is the curvature of the cost function, assumed to be isoelastic

(as in Vincent, 1996), r the discount rate and T the lifetime of the resource. The effective

discount rate is then $r^* = \frac{r - g}{1 + g}$ and the value of the resource stock can be expressed as:

$$V_t = \pi_t * q_t * \left(1 + \frac{1}{r^*}\right) \left(1 - \frac{1}{(1 + r^*)^T}\right)$$

where π is the unit rent and q the production. The authors use three

scenarios which differ with respect to assumed prices. We take results from their medium scenario (which consider a 1500\$/TJ price for natural gas).

Appendix 7.2: Derivation of the adjustment of the TFP estimate to account for natural capital omission in the production function

We use the TFP estimate derived in (Jones, 2006) which is the most recent work we could find. To fit our framework, we use the Cobb-Douglas production function case. The production technology is described through the following production function:

$$Y_t = A_t K_t^a (h_t L_t)^b \text{ with } a+b=1 \quad (\text{A1})$$

where A is an Hicks-neutral technological change, K_t the physical capital, L_t the working population and h a human capital quality index. Let us define $g(x)$ as the growth rate of x . The growth rate of the production Y_t is thus:

$$g(Y_t) = g(A_t) + a.g(K_t) + b.[g(h_t) + g(L_t)] \quad (\text{A2})$$

Let us add the flow from natural capital N_t , the production function becomes:

$$Y_t = A_t K_t^{a(1-r)} (h_t L_t)^{b(1-r)} N_t^r \quad (\text{A3})$$

where r is the share of natural resources in production. The growth rate of production becomes:

$$g(Y_t) = g_c(A_t) + a(1-r)g(K_t) + b(1-r)[g(h_t) + g(L_t)] + r g(N_t). \quad (\text{A4})$$

Equalizing (A2) and (A3), we obtain an expression of the corrected TFP growth rate:

$$g_c = g + a.r.g(K_t) + b.r.[g(h_t) + g(L_t)] - r.g(N_t) \quad (\text{A5})$$

For the computation, we assume that: $a=0.4$, $b=0.6$, $g(K)=0.45$, $g(L)=0.01$, $g(h)=0.018$ (from (Jones, 2006)). For the flow from natural resources, we assume that $r=0.2$ and $g(N)=0.033$. 0.2 correspond to the share of agriculture in the GDP (thus it includes agricultural land (pastureland as well as cropland), fisheries and forests resources)⁵³. 3.3% is the growth rate of cropland through extensification (according to data from Aviso Previo in (World Bank, 2007)). We use it as a proxy for the rate of change of the flow derived from the renewable resources. Exhaustible resources are not included here as the exploitation (of gas) started only really in 2005 and the TFP growth rate estimate was assessed for the 1999-2005 period. We made sensitivity analysis on r and $g(N)$.

⁵³ The share of natural capital in comprehensive wealth in 2005 was around 30%, so that 20% might be an underestimate

Chapitre 8. Conclusion : Proposition d'un mode de pilotage de la durabilité en pays africains

1. Principales contributions de la partie 2

Dans le chapitre 5, nous avons comparé trois indicateurs agrégés de durabilité sur le cas de Madagascar. Nous avons présenté le cadre théorique sous-jacent de chaque indicateur ainsi que la définition de la durabilité sur laquelle ceux-ci reposent. Nous avons ainsi pu voir que ces indicateurs ne mesurent finalement pas la même chose. L'indice de progrès véritable est un mélange entre un indicateur de bien-être présent élargi à des dimensions sociales et environnementales et un indicateur de bien-être futur. L'ENA est une mesure de l'évolution du stock de capital d'un pays, et donc des perspectives futures de bien-être. Il montre en quelque sorte le coût d'opportunité de nos actions aujourd'hui en terme de pertes de consommations futures. L'empreinte écologique indique une éventuelle surconsommation de la nature. Nous avons souligné les limites et avantages de chacun et conclu sur le fait que l'ENA est l'indicateur le plus adapté pour mesurer et définir des politiques de durabilité. Durabilité définie comme la capacité à maintenir un niveau de vie identique pour les générations futures. C'est pourquoi nous avons insisté plus en profondeur sur cette approche dans les deux chapitres suivants.

Dans le chapitre 6, nous proposons une critique de l'ENA, tant sur le plan théorique qu'empirique. Nous proposons également diverses améliorations de l'indicateur, adaptées au contexte malgache. Ainsi, nous avons affiné l'évaluation du capital naturel de Madagascar, en ajoutant notamment la biodiversité (à travers sa composante « pharmaceutique »), les ressources halieutiques, et améliorant considérablement les données utilisées. En ce qui concerne l'étude de la variation de cette richesse (le calcul de l'ENA), nous avons ajouté la prise

en compte de la dégradation des sols agricoles et avons également modifié la manière dont sont pris en compte les dommages liés au changement climatique. Nos résultats montrent que : le capital naturel (et plus particulièrement les terres agricoles) représente une richesse considérable de Madagascar, et la dépréciation du capital physique ainsi que la dégradation des sols ont un impact négatif significatif sur la variation de richesse.

Dans le chapitre 7, sur le cas du Mozambique, nous avons amélioré l'estimation du capital naturel en utilisant des données plus précises et en intégrant de nouvelles ressources (ressources halieutiques et minières). Mais surtout, la variation de capital humain a été évaluée de façon directe à travers l'évolution du niveau d'éducation de la population et de l'espérance de vie. Cela permet de caractériser plus finement la trajectoire de croissance du Mozambique. On voit ainsi que l'accumulation de capital humain croît sous l'effet d'un accroissement du niveau d'éducation de la population mais décroît du fait de la diminution de l'espérance de vie (entre 2000 et 2005). Un second nouvel élément par rapport au cas d'étude malgache est l'introduction d'un « progrès technique et institutionnel ». Ce dernier modifie de façon significative la variation de richesse. Ceci n'est finalement pas une surprise quand on voit la part du capital immatériel dans la richesse des nations.

2. Proposition d'un mode de pilotage de la durabilité en contexte africain

2.1. Positionnement critique dans le débat sur les différentes approches de la durabilité

Pour une approche de la durabilité basée sur la mesure des stocks de capitaux...

Nous avons discuté dans cette partie différents cadres de pilotage de la durabilité (chapitre 5). Par pilotage de durabilité, nous entendons : sa mesure (avec l'aide d'indicateurs) et la mise en place de politiques de durabilité. Nous nous sommes concentrés sur les indicateurs agrégés. Nous avons présenté dans le chapitre 4 deux « visions » du développement durable : l'une reposant sur les trois « piliers » et la définition d'un bien-être présent élargi aux dimensions sociales et environnementales (approche A), l'autre sur la capacité de l'économie à maintenir un certain niveau de bien-être (approche B). Nous avons argumenté en faveur de l'approche B. Une norme à minima de durabilité pouvant être de transmettre aux générations futures un capital total au moins équivalent. L'autre approche peut être finalement considérée comme une mesure de développement élargie.

... à travers une définition heuristique de la durabilité...

Dans nos travaux, nous sommes partis d'une définition heuristique (plutôt qu'axiomatique) de la durabilité. Il s'agit par exemple de transmettre aux générations suivantes un stock de richesses plus grand. La justification est pragmatique. Le débat de société nécessaire au choix d'un critère d'optimalité (nécessaire dans l'approche axiomatique) semble bien illusoire et en contradiction avec la vision que se font les décideurs de la durabilité : une contrainte perceptible et « matérialisable » plus qu'une contrainte sur une « fonction objectif » bien théorique⁵⁴. Définir a priori une norme de durabilité semble peu opérationnel. Une norme de durabilité va donc correspondre au final au choix d'une trajectoire d'accumulation de richesse.

... mais complétée par des indicateurs physiques de stocks

Nous avons souligné différentes limites de l'approche par capitaux. Nous en récapitulons quelques-unes ci-dessous, importantes d'un point de vue opérationnel.

Non exhaustivité des capitaux considérés - De nombreuses composantes du capital naturel ne sont ou ne peuvent pas être considérées. Souvent par manque de données. Les ressources exploitées de manière artisanale (et souvent illégale) sont notamment difficiles à prendre en compte. Les aquifères, certaines ressources minières, la dégradation des pâturages ne sont ainsi pas pris en compte. Les chiffres sous-estiment certainement la dépréciation du capital naturel. Le capital immatériel est également rarement inclus dans l'évolution de la richesse alors qu'il représente la majeure partie de la richesse d'un pays.

Des incertitudes omniprésentes - L'un des points centraux de l'analyse reste les prix implicites. Ceux-ci reposent sur la construction de scénarii sur le futur (ils correspondent à l'effet d'une perturbation aujourd'hui du stock de capital considéré sur la trajectoire de croissance future et le bien-être qui en découle) qui reposent sur une modélisation de l'économie et de ses relations avec l'environnement. Cette modélisation dépend d'un grand nombre de paramètres : le mode de gestion, l'évolution des prix, les volumes de production, etc. Dans la pratique, dans des économies largement imparfaites telles celles que nous avons étudiées, avec de plus peu d'informations disponibles, l'estimation de ces prix reste un défi.

⁵⁴ Les théories de la justice sociale de la philosophie politique pourraient éventuellement nous donner des éléments quant au critère à choisir.

La difficile prise en compte des caractéristiques de la nature – Nous l'avons dit précédemment, on connaît souvent mal le fonctionnement des écosystèmes ainsi que le degré de substituabilité entre composantes du capital naturel et autres capitaux. Sur ce dernier point, il existe encore trop peu d'études pour trancher⁵⁵. La représentation de la nature introduite dans les modèles est donc généralement très réductrice.

C'est pourquoi il est nécessaire de compléter cette approche de mesure monétaire des variations des capitaux par des mesures physiques de l'évolution des capitaux (ou propriétés de capitaux tels le risque d'effondrement) non ou mal couverts par l'indicateur. Différents indicateurs peuvent ainsi être proposés : sur la qualité de l'eau et de l'air (la concentration en ozone, en particules), sur le climat (la déviation des températures par rapport à la norme historique), sur la biodiversité (fragmentation des habitats naturels), sur le capital social (bénévolat dans associations locales, niveau de confiance, niveau d'adhésion à des normes collectives). Il pourrait également être nécessaire d'ajouter des indicateurs d'alerte qui correspondent à des sortes d'indicateur de résilience des écosystèmes, pointant un risque de franchir un seuil. Cette dimension risque reste mal appréhendée dans cette approche. Il peut être pertinent de faire des tests de sensibilité, afin d'appréhender et de décrire un peu plus ces risques. La gestion de la durabilité correspond également à une gestion des risques à venir, en les anticipant. On entre donc dans une démarche de type principe de précaution. Il s'agit de construire des sociétés résilientes face à des risques sans cesse croissants, qu'ils soient financiers ou écologiques. Cette conclusion est ainsi proche de deux rapports récents : celui de la commission Stiglitz-Sen-Fitoussi (2009) et (UNECE, 2009), dont nous nous sommes inspirés pour les quelques indicateurs physiques proposés.

2.2. Que faire concrètement

Qu'en est-il au niveau des pays ? L'approche dominante, reflétée dans la plupart des stratégies nationales de développement durable, est de développer des tableaux de bords composés d'une batterie d'indicateurs décrivant les trois « piliers » du développement durable : social, environnemental et économique. L'encadré ci-après présente le cas malgache.

⁵⁵ Par exemple (Markandya et Pedroso-Galinato, 2007) pour les ressources naturelles commerciales

Exemple du cas Malgache : approche richesse dans le discours, approche tableau de bord dans la pratique

Madagascar a développé sous la présidence de Marc Ravalomanana (après la république « humaniste et écologique » de Didier Ratsiraka !) le Madagascar Action Plan, équivalent de stratégie de développement pour les 5 années à venir. Le document fait explicitement référence à une approche par les capitaux : « Le MAP crée du capital pour la nation ». Différents types de capitaux sont évoqués : humain, infrastructures publiques, secteur privée, naturel, leadership, savoir, institutionnel. Dans la pratique cependant, on a plus affaire à un tableau de bord conséquent, et la durabilité y est présentée comme l'équilibre entre dimensions sociales, environnementales et économiques. Des indicateurs objectifs à atteindre d'ici 2012 sont ainsi fixés, aussi divers que : le pourcentage de ménages utilisant des énergies alternatives, les superficies reboisées, le nombre de vols de zébus, ou bien encore le nombre d'athlètes de niveau international.

Un rapport du Conseil économique, social et environnemental publié en juin 2009 argumente dans ce sens (Le Clezio, 2009). Les indicateurs retenus sont déterminés au cours d'un processus participatif rassemblant les principaux acteurs concernés. Le développement durable devient ainsi un outil de gouvernance participative d'un champ complexe de la vie sociale mal appréhendé par les indicateurs traditionnels. En pratique, on parvient vite à une prolifération d'indicateurs, évoluant au fil des priorités du moment, reflet des rapports de force entre acteurs. Les tableaux de bord ainsi développés se réfèrent plutôt à l'approche A. On négocie finalement cet équilibre entre dimensions social, économique et environnemental (on peut noter cependant qu'on trouve parfois des indicateurs de variation de stock dans ces tableaux de bords, se rapprochant donc plutôt de l'approche B). Ceux-ci sont une mesure du développement élargie mais ne mesurent en rien si ce développement peut se maintenir.

L'apport principal de la démarche par les capitaux est de réintroduire l'équité intergénérationnelle au cœur de la durabilité. Développement (en tant qu'amélioration de la qualité de vie) et durabilité (maintien de la capacité à produire ce niveau de vie) sont donc deux questions différentes, à mesurer à part.

Nous rappelons les avantages et inconvénients de chacune de ces approches : approche « capitaux » versus « tableaux de bords » dans la Table 8.1.

	Approche « capitaux »	Approche « tableau de bord »
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> - consistance théorique - comparaisons internationales - puissance de communication car agrégé - dérivé des comptabilités nationales - quantification 	<ul style="list-style-type: none"> - processus délibératif et consultatif - concret - proche des objectifs politiques - on rentre dans la complexité
Inconvénients	<ul style="list-style-type: none"> - complexité conceptuelle - fort niveau d'abstraction - équité intragénérationnelle non traitée - trop simplificateur - parle peu aux décideurs car éloigné des politiques sectorielles - trop peu de thèmes traités 	<ul style="list-style-type: none"> - souvent trop de thèmes couverts - s'intéresse à la fois au bien-être présent et futur (repose sur approches A et B) - caractère arbitraire et normatif des choix de certains indicateurs ou des pondérations choisies - lié aux politiques, instable - forte hétérogénéité (tant sur des objectifs politiques que sur des instruments)

Table 8.1 : comparaison entre approche capitaux et approche intégrée

Que préconiser ? Les pays sont largement engagés dans une approche du suivi de la durabilité de type batterie d'indicateurs ou tableau de bords. Il ne s'agit pas de remettre cette dynamique en question. Louable car véritable plate-forme de négociation et discussion entre les différents acteurs. Les principaux inconvénients de cette démarche sont présentés dans la Table 8.1. Il nous paraît important cependant de compléter les démarches actuellement mises en œuvre. Concrètement, il s'agit d'intégrer dans ces tableaux de bords des indicateurs d'évolution des stocks de capitaux. Les indicateurs monétaires (ENA) y ont toute leur place. Il faut cependant clairement distinguer au sein de ces tableaux de bord la dimension « développement » (flux) de la dimension « durabilité » (stocks).

2.3. Utilisation pratique de l'approche de la durabilité de type « richesse » dans le cas des pays africains

Le débat sur la durabilité pour les pays africains se pose en des termes particuliers. Plus qu'une entrée « durabilité », l'entrée doit être une entrée « croissance ». Il faut accumuler du capital. Il

est donc nécessaire d'avoir une ENA strictement positive⁵⁶ (une ENA nulle maintiendrait l'ensemble des générations dans la pauvreté). Il s'agit donc de consommer moins aujourd'hui pour épargner et consommer plus par la suite. Cet arbitrage est particulièrement délicat dans la mesure où les populations de ces pays ont déjà des niveaux de consommation très bas. Il devient nécessaire d'introduire dans le cadre de réflexion les inégalités intragénérationnelles. Il existe en effet une épargne dans les pays pauvres, consommée bien souvent par les couches aisées de la population (notamment dans le cas des pays rentiers).

Discutons les différents leviers disponibles pour relever l'ENA et faire en sorte que le pays entre dans une spirale vertueuse d'accumulation de richesse. La Figure 8.1 présente les principaux leviers existants. Ceux-ci sont repris en détail ensuite. Ces leviers sont bien entendu interdépendants, la distinction choisie est donc parfois un peu arbitraire.

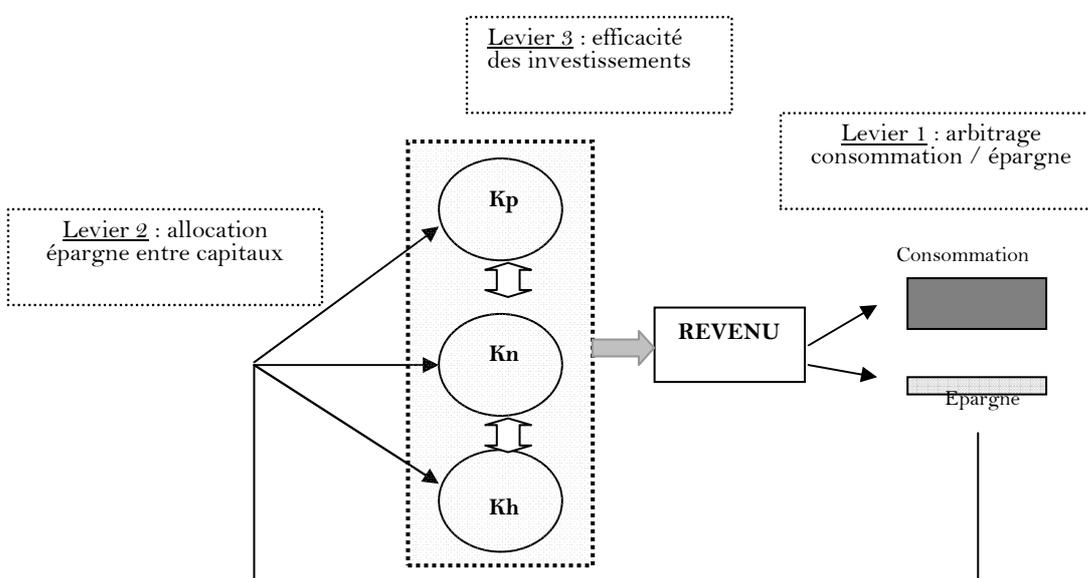


Figure 8.1 : ENA et leviers de politiques disponibles

Levier 1 : Éviter la surconsommation

Comme indiqué plus haut, dans le cas des pays africains où les niveaux de consommation moyens sont faibles, cela passe nécessairement par une réduction de la consommation des plus riches. Cela peut se faire à travers une taxation importante des biens consommés par les plus riches ou autres politiques fiscales. On ne peut passer outre la question des inégalités

⁵⁶ (Hamilton et Withagen, 2007) ou (Hamilton, Ruta et Tabibaeva, 2006) montrent que maintenir une ENA constante (en pourcentage du PIB ou en niveau) génère un sentier de consommation croissant et non borné.

intragénérationnelles. On entre également dans une problématique de type « dutch disease »⁵⁷. Les rentes sont insuffisamment captées par l'Etat, donc consommées et non réinvesties.

Levier 2 : Modifier l'allocation de l'épargne entre les différents capitaux

Nous distinguons ici deux types de politiques. D'un côté, les politiques macroéconomiques, fiscales et monétaires notamment. Dans la plupart des pays, il existe fréquemment un biais en faveur du capital physique lié à diverses distorsions et défaillances de marché : faibles taux d'intérêt, ressources naturelles sous-évaluées, long terme mal reflété. Capital naturel et capital humain sont ainsi négligés⁵⁸. Une réforme de la fiscalité (et plus généralement la lutte contre les différentes défaillances de marché qui font que les marchés ne reflètent pas correctement les « valeurs » des capitaux naturel et humain) peut conduire à un rééquilibrage. De l'autre côté, il s'agit des volumes d'investissements dédiés aux différents capitaux. Une analyse de la rentabilité des investissements dans les différents stocks de capitaux peut aider à définir les priorités, c'est à dire les investissements qui vont générer le plus de richesse. Dans ces deux cas, l'ENA apporte des éléments sur un éventuel biais en faveur d'un capital à travers l'étude de ses composantes. On peut ainsi suspecter qu'il peut être rentable d'investir dans un capital qui se déprécie fortement (même si comme nous l'avons vu dans le chapitre 5, il n'y a pas nécessairement de lien entre l'importance de la diminution d'un stock de capital et la rentabilité d'investir dans ce même stock). On peut également replacer ici la question de l'équité intragénérationnelle dans ce cadre, ne serait-ce que qualitativement. Lopez et al (2008) ont montré qu'une trajectoire de croissance biaisée en faveur du capital physique tend à accroître les inégalités ce qui en retour est susceptible de favoriser une surconsommation et donc une baisse de l'ENA.

Levier 3 : Accroître l'efficacité des investissements

Nous avons parlé précédemment de quantité. Il est clair que la qualité de l'investissement importe également. Le capital social est critique dans les pays africains et peut dans bien des cas être un facteur limitant.

⁵⁷ Malédiction des ressources naturelles

⁵⁸ Une autre explication de ce biais est qu'il est politiquement plus « rentable » d'investir dans le capital physique, rapidement matérialisable, que dans les capitaux humain ou naturel dont les bénéfices se feront sentir bien plus tard, au-delà du « temps électoral ».

3. Pistes pour un programme de recherche

Le domaine étudié évolue rapidement. Des travaux pertinents ont été publiés durant cette thèse. Nous proposons ci-dessous un ensemble de questions de recherche s'inspirant de ces nouvelles avancées et de nos réflexions personnelles.

Le capital immatériel

Comme nous l'avons vu, le capital intangible (social et humain) représente la majeure partie de la richesse des pays. Il n'est pourtant que partiellement introduit dans le calcul de variation de richesse. Il est donc important d'aller plus loin dans la décomposition de ce « résidu ». En ce qui concerne le capital humain, il existe en parallèle une littérature importante sur son évaluation depuis les travaux séminaux de Becker (1964), Mincer (1974), Schultz (1981). On peut évaluer le capital humain de différentes façons : par ses coûts de production ou par les revenus qu'il génère. Chaque méthode a ses limites. Il est également important d'aller plus loin que la seule dimension « éducation » de ce capital. Nous avons proposé des éléments pour inclure la dimension « santé ». Mais bien d'autres facteurs sont importants tels le savoir faire, la formation professionnelle, etc.

Le traitement du capital social, et donc des institutions (au sens large, intégrant les institutions formelles et informelles, les normes sociales, les réseaux sociaux, etc.), est plus délicat car difficilement quantifiable et la littérature sur le sujet est plus récente. Le lien entre qualité des institutions et croissance est de plus complexe. Comme le rappelle Dani Rodrik sur son blog⁵⁹ : « il est plus facile de lister les fonctions qu'assurent de bonnes institutions que de décrire la forme que celles-ci devraient prendre ».

On peut élargir la réflexion sur la composition de ce capital immatériel à d'autres dimensions comme le capital de « connaissances » (ou progrès technique) par exemple. Là encore la littérature sur les modèles de croissance à progrès technique est conséquente. C'est un champ de recherche prometteur et essentiel dans la mesure où le progrès technique est au cœur des débats sur la durabilité.

Intégrer une dimension risque et incertitude

Les calculs effectués ne prennent pas en compte de dimension risque ou incertitude. Elle est pourtant omniprésente. Nos calculs reposent sur des perspectives d'évolution de l'économie.

⁵⁹ <http://rodrik.typepad.com/>

De nombreux paramètres sont ainsi difficiles à estimer. On ne sait pas comment évoluera le progrès technique, les préférences des individus, les prix, etc. Les actifs évalués peuvent avoir une productivité plus ou moins risquée, ou être plus ou moins vulnérable à des chocs. Par exemple, le capital naturel renouvelable, à travers les activités agricoles notamment, est particulièrement dépendant des aléas climatiques. Le capital naturel épuisable est pour sa part vulnérable à des chocs sur les prix internationaux. Il existe également de nombreuses incertitudes sur le fonctionnement des écosystèmes. Comment donc intégrer une dimension de risque et d'incertitude dans les théories de la comptabilité verte ?

Nous avons identifié différentes pistes qui pourraient constituer un point de départ pertinent. Dasgupta (2009), s'appuyant sur (Marsili, 2008), résume les principaux débats qui entrent en ligne de compte dans les calculs de variation de richesse⁶⁰. En temps discret, l'incertitude est reflétée dans les prix. En temps continu, le problème est plus délicat. Un nouveau terme (appelé « terme d'Ito ») apparaît en effet dans la variation de richesse comme indiqué dans la formule ci-dessous :

$$\text{Expression utilisée dans les chapitres précédents} \quad \frac{dV_t}{dt} = \frac{\partial V}{\partial t} + \frac{\partial V}{\partial K} a + \frac{1}{2} \frac{\partial^2 V}{\partial K^2} b^2 \quad \text{Terme d'Ito}$$

où a est la valeur espérée de variation du stock de capitaux et b est « l'intensité totale du bruit » (intensité de l'effet des fluctuations aléatoires sur le stock de capital).

Nous épargnons au lecteur les sophistications mathématiques utilisées pour arriver à ce résultat. Ce troisième terme est lié à l'intégrale utilisée pour les calculs, dite d'Ito. Dasgupta (2009) interprète ce terme comme « the magnifying effect of risk over time ». Löfgren (2009) parle de « variance component » interprétant $\partial^2 V / \partial K^2$ comme le « prix du risque » et $b^2/2$ comme la « quantité de risque ». Ce résultat pourrait modifier l'interprétation théorique de la variation des stocks de capitaux en tant que variation du bien-être intertemporel. Différentes questions se posent cependant. Le processus stochastique utilisé (dit de Wiener⁶¹) est-il adapté ? Quelle intégrale utiliser dans les calculs ? Pourquoi ne pas utiliser une « intégrale de Stratanovich » ? Ainsi, Weitzman (2003) montre que ce troisième terme n'apparaît pas lorsqu'il utilise cette dernière intégrale. Nous n'entrons pas plus en profondeur dans ces débats complexes qui ne font sans doute que commencer.

⁶⁰ Plus récemment, Löfgren (2009), tentant de construire un ENA dans un contexte stochastique, souligne des questions très proches.

⁶¹ Une caractéristique importante de ce processus est que la volatilité augmente avec le temps, ce qui pourrait en faire un outil adapté pour introduire le changement climatique dans l'analyse.

Concilier durabilités faible et forte : la notion de résilience

L'évaluation du capital naturel repose encore largement sur les flux commerciaux qu'il produit. De plus en plus, les actifs naturels, plus qu'un rôle de production primaire de biens commerciaux, jouent un rôle de tampon face aux chocs, qu'ils soient climatiques ou économiques. La résilience écologique est un concept permettant de prendre en compte certaines des particularités des écosystèmes. Rappelons que la résilience d'un écosystème peut être définie comme la capacité d'un écosystème à absorber un choc. Des travaux intéressants portent sur la résilience écologique⁶² considérée comme un stock (Mäler et al., 2007). Walker et al. (2008) proposent une application sur le cas du bassin versant de Goulburn-Broken. Le stock de résilience est défini comme la différence entre le niveau de la nappe d'eau souterraine et un niveau de profondeur du sol particulier défini comme suit. A partir de ce niveau ou seuil, l'eau qui est fortement chargée en sel remonte par capillarité et salinise de façon irréversible les terres agricoles. Il est possible de donner une valeur à ce « stock » de résilience et donc lui donner un signal prix. Accroître la résilience d'un écosystème et donc limiter le risque qu'il passe dans un état moins favorable, devient ainsi un investissement à part entière. Les écologues tentent d'identifier des seuils de ce type pour de nombreux écosystèmes. Et il apparaît de plus en plus évident que cette capacité de résilience d'un écosystème est souvent liée au niveau de biodiversité⁶³ de l'écosystème. Par exemple, un sol riche en microorganismes sera certainement plus résilient qu'un sol avec une flore et une faune limitée.

On peut relier ces réflexions aux « seuils critiques » prônés dans le cas de la durabilité forte. L'approche proposée ici pourrait ainsi être un outil pour concilier durabilité faible et forte. Cependant dans la pratique, ces seuils restent délicats à déterminer étant donné l'état actuel des connaissances. Encore plus à l'échelle nationale, ces travaux étant essentiellement conduits à l'échelle d'écosystèmes particuliers.

Ces dimensions risque, incertitude et résilience nous paraissent essentielles. Il ne s'agit pas de transmettre aux générations futures une société riche mais fragile et vulnérable à n'importe quel choc. Investir dans l'atténuation des risques, dans la résilience de l'économie est un investissement pour l'avenir qu'il faut pouvoir prendre en compte. L'approche richesse peut ainsi devenir un instrument de gestion des risques de long terme, éclairant les conséquences de nos actions présentes. On n'est peut être finalement pas si loin d'une démarche de type « catastrophisme éclairé » chère à Jean-Pierre Dupuy (Dupuy, 2002).

⁶² On pourrait également parler de résilience institutionnelle, centrale pour de nombreux pays africains. La plasticité des institutions communautaires permet en effet d'absorber de nombreux chocs.

⁶³ Tant génétique, que spécifique, ou écosystémique

Prise en compte de l'équité intragénérationnelle

On se concentre dans nos travaux sur les questions d'équité intergénérationnelle. On ne s'intéresse pas aux problèmes d'équité intragénérationnelle pourtant centraux dans les pays africains étudiés et dans un contexte de croissance pro-pauvres.

Une première piste serait de d'estimer l'évolution de la richesse par catégorie de population. Notre travail donne en effet une idée du patrimoine transmis aux générations futures de façon agrégée pour un individu moyen. Or, il se pourrait que les sentiers d'accumulation des riches et pauvres soient très différents. Nous avons envisagé un tel travail à une échelle locale (celle d'un bassin versant à Madagascar). À de telles échelles, les comptabilités sont cependant délicates à reconstituer. Connaître les sentiers d'accumulation des différentes catégories de population permettrait de mieux cibler les politiques de durabilité.

Une seconde piste serait d'entrer dans la modélisation des interactions entre inégalités intragénérationnelles et croissance. Le sentier d'accumulation est en effet dépendant des inégalités au sein d'une génération. Un fort niveau d'inégalité au sein d'une génération peut par exemple conduire à une forte dégradation des ressources naturelles. Certains considèrent ainsi que le meilleur moyen de préserver l'environnement est de réduire les inégalités au sein d'une même génération. On retrouve ici la complexité des relations entre capital naturel et « croissance-inégalités-pauvreté » introduites dans le chapitre 3.

Modélisation numérique

Comme indiqué précédemment, les modèles utilisés comportent un grand nombre d'hypothèses parfois peu réalistes. Il est possible d'introduire des boucles de rétroaction représentant des caractéristiques non optimales des économies (voir par exemple (Vouvaki, 2008)). Cela peut permettre par exemple de prendre en compte des dépendances de sentier. Les trajectoires futures sont en effet dépendantes des trajectoires passées. Il existe à ce jour peu de travaux empiriques intégrant ces caractéristiques non-optimales. La modélisation numérique peut permettre d'affiner l'estimation des prix implicites des ressources en utilisant des projections des sentiers de prix et de productions futurs moins « triviaux ».

Elargir la description du bien-être présent

À travers l'approche développée, nous cherchons à savoir dans quelle mesure le niveau de bien-être présent peut-être maintenu dans le futur. La description du bien-être retenu est cependant

réductrice, quasi uniquement centrée sur la consommation. Il pourrait donc être intéressant de connecter ces travaux à la littérature existante sur les mesures du bien-être présent afin d'élargir les constituants du bien-être considérés. Introduire de nouveaux arguments dans la fonction d'utilité rend cependant l'optimisation bien plus complexe.

Transition – Du capital naturel au capital sol

Dans cette partie 2, nous avons mis en évidence entre autres choses la part considérable des ressources en sols agricoles (terres cultivées et pâturages) dans la richesse des pays africains. La dégradation de ce patrimoine sol pèse de plus lourdement sur les perspectives futures de croissance (au moins dans le cas de Madagascar). Dans cette partie 3, nous focalisons l'analyse sur la ressource en sol. De plus, nous passons à l'échelle du bassin versant et de la parcelle agricole, ce qui nous permet d'entrer plus en profondeur dans les spécificités de cet écosystème.

PARTIE 3
SOLS, ECONOMIE ET AGROECOLOGIE

Chapitre 9. Les sols, composante clé du capital naturel des pays africains

« N'emprunte pas à la terre, car elle se remboursera avec des intérêts » Proverbe africain

1. Du capital naturel au capital sol

Le sol comme un capital naturel

Le sol peut être considéré comme un capital. C'est un stock qui génère un flux de services et qui varie dans le temps. Il se déprécie (par son usage ou divers facteurs externes) et peut s'apprécier (par divers investissements dans sa restauration). La question se complique lorsqu'on cherche à définir de quel stock on parle. Parle-t-on du stock de matière organique ? De son épaisseur ? De sa concentration en nutriments ? Encore plus lorsqu'on cherche à lier ces stocks à des flux de services. Nous avons discuté ce point lors de la définition du capital naturel. Certains considèrent ce « capital sol » comme un capital naturel renouvelable, d'autres comme un capital épuisable. Cela dépend finalement du stock considéré. Une perte physique de sol est irréversible, au moins à l'échelle humaine étant donné les temps de formation des sols. Ce qui fait donc du sol un capital naturel épuisable. Une perte de matière organique du sol par contre est réversible. Par exemple, une jachère suffisamment longue permet de régénérer le sol. Le sol devient donc une ressource renouvelable. Ciriacy-Wantrup (1968) considère pour sa part que le sol est une ressource renouvelable jusqu'à un certain seuil de qualité au-dessous duquel il peut être considéré comme non-renouvelable.

Un capital naturel qui se dégrade dans de nombreux pays Africains

Nous avons vu précédemment sur les cas du Mozambique et de Madagascar que les sols agricoles et pâturages représentent la majeure partie du capital naturel renouvelable⁶⁴. Cette observation peut être généralisée à l'ensemble des pays pauvres. Le sol est donc un actif incontournable dans toute stratégie de développement. De plus, les ménages ruraux les plus pauvres dépendent fortement de leur sol, notamment pour se nourrir. Il en résulte souvent une pression importante sur cette ressource, susceptible d'enfermer ces populations dans des trappes de pauvreté. La dégradation des sols est particulièrement importante dans de nombreux pays africains⁶⁵. Nous avons vu l'exemple de Madagascar dans le chapitre 6. Cela a conduit de nombreux gouvernements africains à mettre en place des programmes de conservation des sols. Ceux-ci ont adopté des législations, réglementations ou systèmes de subventions afin de limiter les pratiques agricoles dégradantes et/ou inciter les paysans à adopter des pratiques conservatrices des sols. Les résultats ont souvent été mitigés. L'usage des sols s'est avéré extrêmement difficile à contrôler, notamment à cause du caractère géographiquement dispersé de l'activité agricole et de la faiblesse des institutions en charge du foncier.

Les causes de la dégradation sont souvent mal comprises, reposant souvent sur une interprétation « néo-malthusienne » : des pratiques culturelles inadaptées associées à une démographie galopante. Une forte pression démographique peut à l'inverse stimuler l'intensification et l'adoption de techniques visant à minimiser les pertes en terre (effet « boseruptien »). Sur les hauts plateaux malgaches, Rakoto-Ramiarantsoa (1995) observe ainsi que le souci de limiter l'érosion s'accroît avec la densité de population. Les explications de la dégradation des sols restent souvent proximales, on ne cherche pas les déterminants profonds des comportements paysans permettant d'expliquer la dégradation. Les réponses apportées sont souvent techniques, alors que dans de nombreux cas, les causes sont plus profondes et d'ordres sociales ou économiques, comme par exemple : une inégalité forte dans la répartition des terres (les plus pauvres étant marginalisés sur les terres les plus fragiles), une précarité foncière, diverses imperfections de marché (accès limité au crédit, aux intrants, etc.) qui favorisent une gestion court-termiste de la ressource.

⁶⁴ Le capital naturel considéré va dépendre de l'échelle choisie. A l'échelle macroéconomique, le capital sol dont nous parlons correspond aux terres cultivées qui sont elles-mêmes constituées d'un sol avec de nombreux constituants (matière organique, argiles, sables, etc.). A l'échelle locale, le capital sol sera uniquement le sol à proprement parler (qui peut cependant être composé de différents stocks).

⁶⁵ Requier-Desjardins et Bied Charreton (2006) proposent une revue des études de coût de dégradation des sols et de désertification en Afrique.

2. Démarche proposée : entre théorie et pragmatisme

Dans la partie 2, l'échelle d'analyse était nationale et portait sur l'ensemble des composantes du capital naturel. L'idée dans cette troisième partie est de se focaliser sur une ressource en particulier et une échelle plus locale. Cela nous permet de modéliser plus en détail les interactions entre capital naturel et activités humaines. La démarche a été d'adopter deux angles d'attaques quasi opposés. Dans le chapitre 10, l'entrée est théorique. On cherche à modéliser les interactions entre activités humaines et sols. L'objectif est explicitement la modélisation du comportement des paysans sous une contrainte de dynamique du sol. On peut alors essayer de comprendre les incitations et contraintes de ceux-ci : pourquoi ont-ils des comportements miniers avec leur sol ? Sont-ils dans une trappe de pauvreté ? Pourquoi n'adoptent-ils pas une technique qui leur est proposée d'intensification de tel ou tel facteur ? La compréhension de leurs contraintes et stratégies est un premier pas pour développer des politiques de conservation des sols adaptées. On rentre ainsi dans des explications plus distales de la dégradation des ressources. Plus généralement, nous entrons dans le détail de certaines particularités du capital naturel non abordées précédemment, donnant un peu de relief à l'analyse de la nature dans ces travaux. Ce travail reste théorique et non spécifiquement lié à Madagascar.

Dans le chapitre 11, l'entrée est pragmatique. On s'intéresse à la rentabilité sociale d'un programme de conservation des sols en cours à Madagascar. Après avoir montré précédemment le coût important de la dégradation des sols agricoles, on analyse les bénéfices qu'on pourrait retirer de leur conservation. On étudie donc un exemple concret d'investissement dans le capital sol. On ne rentre pas dans l'explicitation des mécanismes et la compréhension des comportements des cultivateurs. On se borne au constat de mettre en parallèle les coûts et les bénéfices du programme étudié.

3. Etat de l'art et positionnement par rapport à la littérature existante

Les deux contributions étant différentes, nous proposons ci-dessous un état de l'art distinct pour chacune de ces questions. Une revue de la littérature plus technique et précise est proposée dans chacun des deux chapitres qui suivent. L'idée ici étant de positionner les approches adoptées dans un contexte plus large.

3.1. Sur la modélisation des interactions homme - ressource en sol

Nous nous intéressons dans ces travaux uniquement aux approches économiques modélisant les interactions entre écosystèmes et activités humaines qui intègrent une dimension temporelle : les modèles bioéconomiques dynamiques. Ceux-ci représentent une partie importante des modèles en économie des ressources naturelles. Dans le domaine agricole, cette approche reste marginale, les modèles utilisés pour comprendre les comportements des paysans étant essentiellement statiques (des modèles économétriques pour comprendre par exemple les déterminants de tel ou tel comportement du paysan; des modèles de ménage statiques; des modèles sociologiques ou anthropologiques, etc.). La modélisation nous paraît ici importante pour comprendre les interactions entre un nombre important de variables, ce que ne permet pas l'analyse qualitative⁶⁶. Pourquoi utiliser ce type de modèles ?

D'abord car ils permettent de prendre en compte la « dimension stock » de la ressource en sol. Le sol a longtemps été représenté comme un facteur de production fixe, indestructible⁶⁷. C'est le cas des modèles statiques au sein desquels la ressource en sol ne peut être altérée ou affectée par les pratiques agricoles. Ce n'est que récemment que les interactions dynamiques entre pratiques agricoles et fertilité ou qualité du sol ont été introduites dans ces modèles. Les pratiques agricoles ont en effet un impact sur l'épaisseur du sol, sa chimie, sa structure, son activité biologique, etc. Le sol devient ainsi un capital à part entière, un stock qu'il faut gérer au même titre qu'une parcelle de forêt ou un stock de ressource halieutique.

Ensuite car ils permettent d'intégrer le caractère multifonctionnel des sols. On trouve dans la littérature différents articles évaluant tel ou tel service à l'aide de la « boîte à outils » de l'économiste de l'environnement. Les modèles intégrant les liens entre ces flux de services, les variables de stocks (ou caractéristiques du sol) les produisant, et les variables de contrôle

⁶⁶ Ces modèles sont bien souvent plus des béquilles pour comprendre la réalité plus qu'une représentation fine de celle-ci. Encore plus dans le cas des modèles dynamiques.

⁶⁷ Citons en France les efforts de Claude Reboul pour remettre au goût du jour les interactions entre pratiques agricoles et fertilité des sols (Reboul, 1989)

modifiant ces dernières, sont par contre bien plus rares. (Ekbohm, 2008) s'est par exemple intéressé aux effets hors-site de l'érosion et de la pollution. (Antle, 2003) s'est intéressé à la séquestration du carbone. De plus, ces modèles traitent rarement de différents services en même temps. Nous proposons dans le chapitre 10 une revue de la littérature plus détaillée de ces modèles à capital sol.

3.2. Sur la rentabilité sociale des investissements dans la conservation des sols

Petite histoire de la dégradation des sols à Madagascar

La dégradation (l'érosion notamment) des sols est un sujet particulièrement sensible à Madagascar. Les « lavakas » (gouffres béants éventrant les collines) sont généralement présentés comme le stade ultime du processus érosif. Nous ne nous lancerons pas dans un inventaire exhaustif des données existantes sur la dégradation des sols à Madagascar, exercice particulièrement délicat étant donné la diversité écologique et climatique de l'île (voir (Cox, 2009) pour un essai d'inventaire). Nous insistons par contre sur différents points qu'il nous paraît important d'avoir en tête.

La plupart des données caractérisant cette dégradation sont des mesures physiques de taux d'érosion, à l'échelle de la parcelle et en station expérimentale (on mesure les flux physiques de sédiments en aval de cette parcelle). Celles-ci indiquent des taux d'érosion à Madagascar parmi les plus élevés du monde, de l'ordre de 20000 tonnes.km⁻².an⁻¹ (Randrianarijaona, 1983; Lal, 1988). L'extrapolation de ces données à des échelles plus larges reste cependant délicate. Et on ne dispose que de peu de données à l'échelle des bassins versants, malgré des efforts conséquents du CTFT⁶⁸ dans les années 70 (Bailly, 1976). Des travaux récents, basés sur de nouvelles méthodes de mesures, remettent en cause la gravité de ces taux reportés dans la littérature. Ainsi, Cox (2009), par des techniques géochimiques de mesure du Béryllium, suggère des taux d'érosion bien plus faibles, de l'ordre de plusieurs dizaines de tonnes par kilomètre carré et par an. Ceci est trois ordres de grandeur plus faible que le chiffre précédent. On voit ici les dangers de l'extrapolation.

Les pratiques paysannes, à travers l'abattis-brûlis, le surpâturage et les feux de brousse sont généralement présentées comme la principale cause de cette dégradation. Il est clair que les pratiques, en plus de conditions climatiques particulièrement agressives, ont un impact significatif sur le processus érosif. Différentes expérimentations en station ont été menées, comparant pratiques traditionnelles et pratiques « améliorées » conservatrices des sols. Celles-

⁶⁸ Centre technique forestier tropical (ancêtre des départements forêts du CIRAD actuel)

ci concluent généralement au caractère destructeur des pratiques traditionnelles. Les « parcelles témoins » utilisées ne représentent néanmoins que grossièrement les pratiques paysannes, les désavantageant le plus souvent. Par exemple, les systèmes de jachères ou de cultures temporaires sont souvent mal représentés dans ces dispositifs, alors qu'ils sont parfois des réponses adaptées à des contextes érosifs. L'érosion est parfois même accélérée pour favoriser la fertilisation des bas-fonds en aval (Serpantié, 2007 ; Locatelli, 2000; Brandt et Pfund, 1998).

Nous ne trancherons pas ici le débat de la qualité des données sur l'érosion, son intensité ainsi que le poids de l'impact anthropique par rapport aux facteurs 'naturels'. Nous rappelons juste pour conclure que plus de 50% des principaux intéressés, les agriculteurs, perçoivent une perte de fertilité⁶⁹ de leurs parcelles sur tanety⁷⁰ (calculs effectués à partir de l'Enquête privée des ménages 2001 par (Minten et Ralison, 2003)). Cette incertitude sur les données est symptomatique des débats sur la dégradation de l'environnement à Madagascar (et plus généralement dans les pays en développement), opposants schématiquement « négationnistes » et « catastrophistes ». Rappelons pour exemple le cas de la déforestation, sans doute le plus populaire. L'idée reçue est que Madagascar était entièrement couverte de forêts dans le passé (le 12^e siècle selon (Boiteau (1958)). Ces forêts auraient été largement transformées en savanes depuis du fait d'un déboisement conséquent. Cette idée repose sur les écrits des premiers missionnaires découvrant ces hautes terres sans forêts après avoir traversé les forêts tropicales de la côte est durant plusieurs jours. Différentes études palynologiques contredisent cependant ces évidences largement admises et montrent que Madagascar était une mosaïque forêts - savanes depuis le quaternaire (Dewar, 1989).

Les programmes de conservation des sols à Madagascar

De nombreux projets de conservation des sols ont été menés à Madagascar. On peut en effet imaginer un éventail conséquent de politiques possibles : de nouvelles lois ou réglementations (par exemple des normes ou réglementations sur les temps de travaux, les pentes utilisables, etc), des mesures économiques (subventions à des pratiques moins dégradantes), de nouvelles techniques agricoles (non labour par exemple), des programmes pour limiter les imperfections de marché (améliorer l'accès au capital financier par exemple diminue le taux d'actualisation des agriculteurs), etc. Nous nous concentrons ci-dessous sur quelques exemples de projets de la zone du lac Alaotra. Besse (1994) propose une analyse historique des projets de conservation

⁶⁹ Le terme de fertilité est ambigu. Une baisse de fertilité peut en effet être due à bien d'autres facteurs que la dégradation du sol.

⁷⁰ Les tanety sont les collines. Nous garderons ce terme en malgache dans la suite du texte.

des sols (d'aménagement des bassins versants de façon générale) sur les 40 dernières années autour du lac Alaotra. Une série de projets se sont ainsi succédés :

- des aménagements en courbes de niveau : on retrouve aujourd'hui encore dans le paysage ces aménagements qui ont parfois près de 40 ans. Les parcelles mises en valeur ne sont cependant que rarement encore utilisées aujourd'hui, pour différentes raisons dont : une minorité aisée qui a adopté une stratégie d'accaparement foncier plutôt que de valorisation des terres, le déclin des cours du manioc et de l'arachide qui a entraîné un attrait des rizières relativement aux tanety
- des projets de reboisement domaniaux (de gros chantiers de plantations d'eucalyptus dans les années 60) : l'exploitation a été et reste anarchique, sans réelle régulation. De nombreuses plantations sont de plus situées sur des terres de parcours, donc régulièrement parcourues par les feux
- des projets d'embroussaillage des zones dégradées (avec de l'acacia, devenu une plante envahissante aujourd'hui) : la régénération des sols a été peu manifeste
- différents systèmes de gestion de la fertilité (rotations culturales, utilisation de fumier)
- des projets de production fourragère avec des prairies artificielles : ces dernières ne se sont souvent maintenues que quelques années lorsque les ventes de semences étaient garanties auprès de services agricoles

On retrouve donc sur cette zone un échantillon de la palette des différentes approches qui se sont succédées à Madagascar en matière de conservation des sols. Ce qui n'apparaît pas dans cette description plutôt technique est le transfert progressif d'une gestion étatique dans les années 60 à une gestion plus communautaire dans les années 1990-2000 avec une participation croissante des populations accompagnée d'un mouvement de décentralisation significatif.

Rentabilité économique de programmes de conservation des sols

Nous ne proposons pas ici une revue exhaustive de la littérature des analyses coûts-bénéfices de programmes de conservation des sols qui s'avèrerait rébarbative et sans réel intérêt. Pearce (2005) propose une revue d'une série d'évaluations de programmes de conservation des sols (reprenant (Lutz, 1994)). Il met en évidence une grande variété des niveaux de rentabilité, avec des ratios bénéfiques sur coûts allant de 1,5 à 3,3. Bied-Charreton et al. (2006) proposent également une revue de différents programmes de conservation des sols⁷¹. Leurs conclusions sont identiques. Les investissements en conservation des sols apparaissent particulièrement rentables, par rapport aux autres ressources naturelles, mais également par rapport aux autres

⁷¹ Repris dans (Requier-Desjardins, 2007) et (Bied-Charreton, Brahimi et al, 2007)

types de capitaux (infrastructures notamment). De plus, ces chiffres sont certainement des sous-estimations dans la mesure où de nombreuses externalités positives ne sont pas comptabilisées : séquestration de carbone dans le sol, limitation des effets hors-site de l'érosion, limitation des migrations, tampon hydrologique qui atténue la variabilité des flux hydriques, etc. Ces externalités peuvent être significatives et il est important de les renseigner. Rappelons enfin que les projets de conservation des sols génèrent toute une série d'externalités sociales (amélioration de la sécurité alimentaire, diminution des conflits liés au foncier, régulation des migrations, etc.) particulièrement difficiles à intégrer dans ce cadre d'analyse⁷².

Les techniques agroécologiques : l'exemple des SCV

Dans notre travail, nous étudions de plus près un exemple de solution proposée : les techniques agroécologiques de SCV (Semis Direct Sous Couverture Végétale), forme particulière d'agriculture de conservation. Le SCV peut être présenté à travers trois idées agronomiques majeures : non labour du sol, sol couvert en permanence et successions ou rotations culturales en association avec des plantes de couverture. Le SCV est donc plus un principe agronomique qu'une technique. C'est en effet un « melting pot » de différentes idées agronomiques, avec pour objectif de profiter le plus possible des services fournis par cet « écosystème cultivé ». C'est pourquoi on parle d'intensification écologique. Pour une description plus détaillée, voir l'encadré ci-dessous plus technique⁷³.

⁷² Voir également (Lacombe et Aronson, 2008) pour un argumentaire économique sur la nécessité d'investir dans la restauration du capital naturel en zones arides

⁷³ Voir également (AFD, 2006) ou bien (Raunet et Naudin, 2006) qui sont des documents très complets

Les principes des SCV

L'agriculture conventionnelle, qui s'appuie sur la tradition du labour (désherbage, mise à nu et retournement des sols avant semis), conduit en milieu tropical à une dégradation rapide des sols qui sont particulièrement fragiles et soumis à une érosion intense. (...) L'agroécologie ou « semis direct sur couverture végétale permanente » (SCV) est une nouvelle approche de l'agriculture qui s'inspire de l'écosystème forestier pour privilégier la production alimentaire, la gestion des ressources (stockage de l'eau, fertilité des sols), la lutte contre la désertification (réduction de l'érosion) et l'accroissement du bien-être (réduction du temps de travail). Ces techniques permettent de s'affranchir du labour, de maintenir la matière organique des sols et d'arrêter leur érosion grâce aux deux principes suivants :

- Un maintien du couvert végétal des champs en gardant les chaumes ou résidus de cultures qui protègent la surface du sol et dont les racines « cousent » le sol en le maintenant ainsi en place. L'ensemble protège de l'érosion hydrique et les résidus nourrissent l'activité biologique intense des premiers centimètres du sol qui sont essentiels pour l'alimentation des racines des cultures.
- Une succession de cultures privilégiant les plantes à enracinement profond qui réalise un « labour biologique » du sol et remontent les éléments chimiques qui sont en profondeur (pompe biologique).

Le passage au SCV est un changement de paradigme important pour les paysans, plus particulièrement dans des contextes d'agriculture familiale car : l'arrêt du labour est une remise en cause de la plupart de ce qui leur a été enseigné, cela nécessite l'utilisation d'herbicides qui sont généralement peu répandus, et ils passent d'une logique de cultures temporaires à permanentes. Le SCV comporte cependant une flexibilité importante, et de nombreuses variantes et itinéraires techniques sont envisageables, adaptables aux contraintes et pratiques paysannes. L'objectif à travers ces techniques est de concilier en même temps accroissement de la productivité agricole et conservation du sol (et autres ressources naturelles), pour in fine briser un cercle vicieux d'appauvrissement lié à la dégradation des ressources (représenté sur la Figure 9.1).

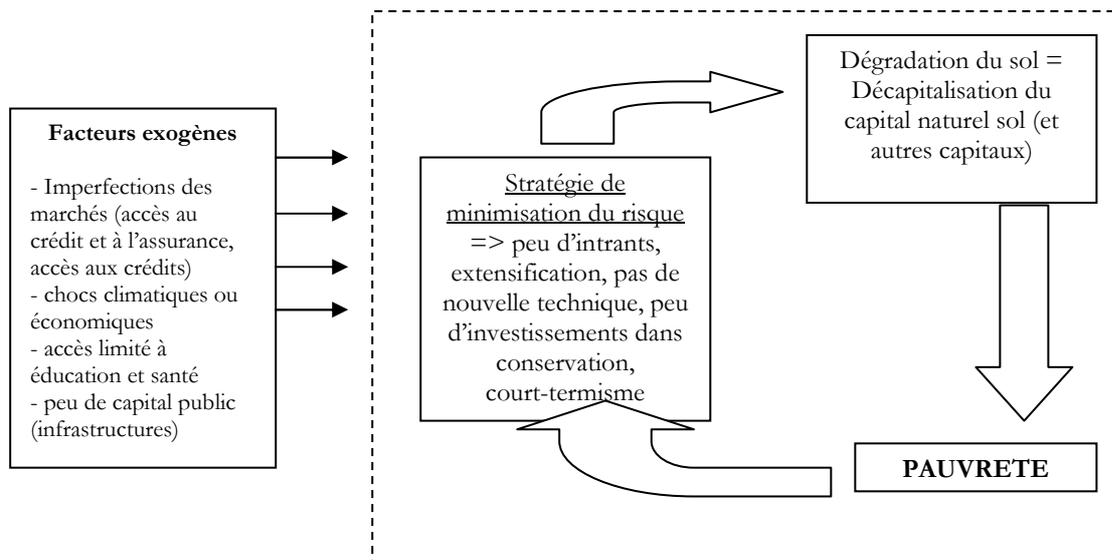


Figure 9.1: Représentation simplifiée d'une trappe de pauvreté liée à la ressource en sol

Les problématiques soulevées par l'introduction des SCV sont nombreuses. Nous n'en effleurons qu'une partie à travers nos travaux. Il est important de façon générale de bien comprendre les stratégies des ménages ruraux, de voir dans quelle mesure leurs systèmes de production sont adaptés aux réalités du milieu, pour que toute nouvelle technique (associée à une rationalité qui lui est propre) puisse se diffuser. Rappelons que l'objectif est l'amélioration du bien-être des paysans plus que la diffusion d'une nouvelle technique. La modélisation à l'échelle des ménages est importante pour comprendre ces stratégies et contraintes. L'échelle de la communauté villageoise est également déterminante. De nombreuses contraintes sont liées à des règles de gestion à cette échelle. La gestion de la biomasse par exemple dépendra de règles négociées entre agriculteurs et éleveurs. Enfin, les incitations des producteurs seront dépendantes également de facteurs régionaux, nationaux ou internationaux.

4. Sommaire

Cette partie est composée de deux chapitres. Dans le chapitre 10, nous proposons une série de réflexions théoriques à l'interface entre sciences du sol et économie, centrées autour d'un modèle bioéconomique de capital sol. Nous montrons comment différentes particularités de l'écosystème sol (dynamique spécifique, multifonctionnalité, non linéarités, vulnérabilité) peuvent être traitées à travers une perspective économique. Cet article peut être considéré comme une revue de la littérature orientée. Nous reprenons différentes idées issues de littératures parfois éloignées afin de proposer un cadre d'analyse original de cet écosystème

sol. Certaines réflexions plus personnelles alimentent cet article et feront l'objet de développements ultérieurs (nous pensons notamment au modèle de capital sol à matière organique)⁷⁴.

Dans le chapitre 11, nous proposons un calcul de rentabilité sociale d'un programme de conservation des sols d'un bassin versant de Madagascar (le Lac Alaotra, dans le Nord-Est de l'île). Nous mettons en parallèle les bénéfices de ce projet, tant directs (pour les paysans) qu'indirects (limitation des effets hors-site de l'érosion et stockage du carbone) avec les coûts de la diffusion de ces techniques agroécologiques.

⁷⁴ Cette partie a également alimenté la rédaction de l'article suivant: 'Organic matter knowledge and management in soils of the tropics related to ecosystem services' qui sera publié dans la revue *Advances in Soil Sciences* (avec C. Feller, E. Blachart, M. Bernoux, R. Lal, R. Manlay). Etant de nature essentiellement technique, il n'est pas reproduit dans cette thèse.

Chapitre 10. Perspectives économiques sur la ressource en sol à travers le concept de capital sol

“An economic perspective of soil resources through the concept of soil capital”

1. Introduction

Recent World Bank estimates (World Bank, 2006) indicate that about 70% of natural capital in low income countries is found in agricultural and pasture lands. Another important fact is that within these countries, the poorest depend more heavily on natural assets than do the richest (WRI, 2005). These figures should emphasize the importance of soil resources, particularly in the actual context of ‘pro-poor growth’ advocated by international organizations. Nevertheless, soil resource remains poorly studied by natural resource and environmental economists (compared for example to forests or fisheries). And soil degradation is rarely at the top agenda of environmental problems, even in Sub-Saharan regions where the degradation is severe in many countries (Scherr, 2003).

The complexity of the soil ecosystem is certainly one reason of this lack of interest. During the last decades, soil scientists improved significantly their understanding of soil functioning. Soil is more than dirt, it is a living ecosystem made up of weathered rocks, decaying plants and animals, roots, earthworms, etc. However, economists still treat soil as a thin layer of dirt, or a nutrient stock. There is an important gap between soil in economic models and the realism of soil functioning. The aim of this work, at the crossroad of soil sciences and economics, is to provide ideas on how soil science can feed and improve economic models. This paper can be considered as an oriented literature review. We propose some

original ideas on how soil organic matter can enter into bioeconomic models but the rest of the paper comes mainly from existing literature, although not necessarily from the field of agricultural economics. The paper focuses on soil resources in croplands. But these reflections could be extended to forest and pastureland.

The paper is organized as follow. In section 2, we present a simple dynamic bioeconomic model with a soil component to introduce the main concepts and present why it is a relevant framework. In section 3, we propose some elements to improve the way soil is represented in bioeconomic models. In section 4, we discuss the multifunctional characteristic of soil capital, incorporating environmental services to the framework. In section 5, we insist on one particularity of soil ecosystems: the possibility of thresholds effects and non linear processes. Finally, in section 6, we discuss how the ecological resilience of an agroecosystem can be analysed through an economic perspective.

2. Dynamic bioeconomic models as a tool promoting interaction between soil scientists and economists

2.1. An introduction to dynamic bioeconomic models

Bioeconomic models are used to get a better understanding of the interactions and feedback effects between human activity and natural resources or ecosystems. We are interested more specifically here in dynamic models, over time. This is important as soil degradation has long-term consequences and static models, which form the bulk of studies on the question, do not account for the intertemporal dimension of natural resources management. Moreover, the dynamics of the ecosystem is dependent on human behaviour. Thus, functional relationships between farm management choices (control variables) and soil attributes (state variables) are introduced. In this framework, soil can be considered as a capital stock, shaped by the hand of the farmer. It is an asset among others (such as human or physical capital) in a farmer's portfolio, and to invest in soil capital is one strategy among others. The models used are derived from the theory of optimal resource management, mainly used in fisheries and forest economics. They can be understood as an intertemporal extension of traditional agent behaviour optimization programs, with mainly two additions: the dynamic of the ecosystem is introduced and the optimization is made over a period of time.

2.2. An example of dynamic bioeconomic models with a soil component

Dynamic bioeconomic models are based on an intertemporal optimizing framework. An objective function (most often consumer's utility or producer profit) is intertemporally maximized under a set of constraints on the assets' dynamics. The latter result mainly from management choices (which are the control variables) and the dynamic of the ecosystem (its regeneration rate for example). To introduce the main concepts, we present below a simple model. The objective function to maximize is the incomes (present and future) of a farmer. The crop production function F depends on labour L_q and soil capital S . S is represented through a single stock variable, which can be interpreted in our example as the soil depth. Soil capital stock dynamic depends on: soil conservation investments $g(L_c)$ which increase the stock (depends on labour used for conservation L_c), natural regeneration σ (which is negligible at a human time scale for most of soils) and crop harvesting $h(L_q)$ which erode the soil (depends on labour used for production L_q). Labour is thus allocated between production L_q and soil conservation L_c . The optimization program is then:

$$\begin{aligned} & \text{Maximize}_{\{L_c, L_q\}} \int_t^{\infty} [pF(L_q, S) - w(L_c + L_q)] e^{-r(t-s)} ds \\ & \text{subject to } \frac{dS}{dt} = g(L_c) - h(L_q) + \sigma, S(0) = S_0 \end{aligned}$$

where p is the crop price, w the market labour cost, r the social discount rate, and S_0 the initial soil depth. The optimizing problem can be intuitively described through the following story. A cultivator has initially a soil capital stock S_0 and is wondering how to derive maximum profits from the cultivation of his soil capital stock. His only inputs available is labour than can be used in production (tend as a result to deplete S) or conservation (to rebuild S).

We do not detail the mathematical technique used to solve this type of problem: the optimal control theory (based on the Pontryagin maximum principle). Tables 10.1 and 10.2 present the main outputs of the optimizing program.

Main conditions	Interpretation
$\frac{\partial \lambda}{\partial t} - r\lambda = -pF'_s$	This is the standard arbitrage equation in capital theory: the competitive rate of return r earned for holding any other asset of equivalent risk should at all times equal the return on soil capital due to price appreciation or depreciation $1/\lambda \cdot d\lambda/dt$ plus the real yield from soil capital in production (pF'_s / λ)
$\Leftrightarrow \frac{\dot{\lambda}}{\lambda} + \frac{pF'_s}{\lambda} = r$	
$w = g'(Lc)\lambda$	the marginal effect of on site soil capital conservation equals the market wage rate
$pF'(Lq) = w + h'(Lq)\lambda$	the value of the marginal product of labour equal the wage rate w plus the shadow value of soil depletion (foregone benefits in future because of soil depletion)

Table 10.1: Optimality conditions

Steady state conditions	Interpretation
$g(Lc) = h(Lq)$	Soil erosion from cultivation is compensated by soil conservation
$\lambda^* = \frac{pF'_s}{\delta}$	the shadow price of soil capital equals the capitalized value of the productive future use of this soil (pF'_s / r)

Table 10.2: Steady state conditions

The solution of this optimal program is characterized by a long term optimum (a steady state when $dS/dt = d\lambda/dt = 0$) (Table 10.2) and a stable transition path from the initial soil capital stock S_0 toward the steady state (Table 10.1)⁷⁵. We can derive from these equations the optimal soil management strategy which can be described by the optimal levels of labour used in conservation $L_c(t)$ and production $L_q(t)$ at any time. We then obtain the evolution of the soil capital stock $S(t)$ at any time between the initial stock S_0 and the optimal stock S^* .

Let us continue with our story to explain these results. Our cultivator, at any time, is going to balance the marginal cost to conserve his soil capital stock with the benefits he would derive from it. The marginal cost to conserve soil capital depends on the stock of soil capital. It will be more expensive to conserve a soil capital stock which is high. In the beginning, the cultivator has a high stock of soil capital stock S_0 . At this stock level, the cost to conserve soil is much higher than the expected benefits of using it. Therefore, it is economically rational to let the soil capital stock decrease (it is the transitory period, described by the equations in

⁷⁵ λ is the shadow price (also named user cost or accounting price) of soil capital. It corresponds to the marginal contribution of soil capital to the objective function. Other definitions are: the maximum price the producer is willing to pay for an extra unit of soil capital or the (opportunity) cost of using now an extra unit of soil capital instead of later.

Table 10.1). The decrease can continue for several cultivation seasons until a steady state is reached at which the marginal conservation cost equals the marginal damage cost (it is the steady state described by equations in Table 10.2). The optimal level of soil capital (at the steady state) is thus the output of a rational decision process and not an exogenous data. It is the soil capital stock at which the present value of the additional income derived from soil conservation just equals the additional costs of soil conservation. At this point, intertemporal farm profit (or total cost) is maximized (minimized).

The previous model we introduced above was very simple so as to present the main concepts. Several optimal control models of soil conservation have been developed. Burt (1981) and McConnell (1983) laid the foundations of optimal control models with soil resource. They consider soil loss as a control variable, and ignore possible soil conservation efforts. Saliba (1985) improved the framework introducing the possibility of conserving soil. Soil conservation effort becomes a control variable. Most of the models after were inspired from his framework: topsoil depth as the state variable and the conservation effort, the crop rotation and the inputs level as control variables. Some authors tried to include other control variables such as the crop choice (Goetz, 1997) or more rarely other state variables such as soil moisture or soil nitrogen content (Brekke, 1999; Nakhumwa, 2008). Few authors (Ekbohm, 2008; Heidiger, 2003; Loehman and Randhir, 1999) introduced off site effects of erosion. More generally, flow externalities have been little covered in the literature. Our point here is not to list all the different possible control variables that could be introduced or to relax the different assumptions. Instead, we focus on how recent soil sciences progress can feed these optimal control models.

2.3. What are these models used for?

To test or predict the impact of policies on farmer's behaviour and soil capital stock - The previous model shows how a private farmer maximizes his profits from the cultivation of his soil capital stock. It contains several exogenous variables such as the wage rate, the crop price, the discount rate, the conservation technology, the production technology (we could introduce other exogenous variables in a more complex model). A change of these factors will affect the optimizing program and hence the behaviour of the cultivator. It is thus possible to test the reaction of the farmer to different policy sets. Moreover, we would also get the impact of those policies on the soil resource. For example, an increase of the interest rate should decrease the soil capital stock to a lower level as conservation becomes less profitable.

To explain the divergence between the social and the private optimal path - Previously, we were interested in the farmer's private decision. If this optimal private strategy (thereafter defined as the private optimum) is consistent with what 'society' would like soil degradation to be (social optimum), there would be no economic problem with soil degradation and society's total welfare would be maximized. And, especially in developing countries, the private optimum can be different from the social one for many reasons such as externalities, land or capital market imperfections, lack of information, etc. There can be extended potential benefits lost for society because of this difference between the private and the social optimum.

To assess the soil degradation cost - Soil degradation has many definitions. Let us define it simply as a decrease of the 'physical' soil capital stock. For example, if soil capital stock is measured through soil depth, soil degradation would be a decrease of soil depth due to soil erosion. We do not intend to present here the complexity and diversity of soil degradation processes. Gorlach (2004) gives a clear and extensive typology of various soil degradation types. We have to distinguish two situations. On one hand, soil degradation results from changing incentives. Indeed, a modification of the exogenous variables of the model will modify the farmer's behaviour and also the optimal soil capital stock (we ignore here the transitory period, considering that adjustments between the two soil stock levels are immediate). On the other hand, soil degradation is the transition between the initial soil capital stock level and the optimal stock, incentives remaining constant. It corresponds to the 'transition phase' we described previously.

Let us consider the first situation when soil degradation results from changing incentives. As said before, the optimal soil capital stock is a consequence of the different incentives the farmer is facing. It is the result of a decision process (resulting from a maximizing behaviour) and not an exogenous event. A degradation of the soil (it can be an appreciation) can occur for several reasons: a decline of the rate of interest, higher crop prices, the removal of subsidies for soil conservation, etc. Depending on the changes, the optimal stock can be lower or higher. This is associated to a change of the net present value of land (or soil capital value). It is then possible to calculate the difference of the net present value of the land before and after the change. Regarding the second situation (when soil degradation is a transitory period), there is an important literature trying to value what they call a soil degradation cost. Classical tools in environmental economics such as the replacement cost (the cost of degradation is valued through the cost to restore the degraded soil in its previous state) or the lost productivity methods exists and are frequently used. But most of these methods are based on static frameworks, and ignore the dynamic costs of soil use. As Brekke (1999) points out: "a noteworthy shortcoming in efforts to quantify the costs of land degradation is the

absence of a theory of optimal resource management, which makes theoretically consistent estimation difficult". We introduced previously the concept of shadow price of soil capital. It corresponds to the net benefits an extra unit of soil capital will provide in the future and can be considered as an opportunity cost to use soil today instead of later. It can be used as a measure of the value of the depletion of the soil capital stock, corresponding to soil degradation. The 'dynamic' cost of soil degradation equals the user cost (or shadow price) multiplied by the decrease of the soil capital stock ($\lambda dS/dt$ if we use the notation of the previous model). It is a measure of the decrease of the soil capital value $V(t+1)-V(t)$ along the transitory period. In both situations, a dynamic bioeconomic model is needed to estimate the shadow price of soil capital. In next section, we discuss the realism of soil representation and biophysical processes in these bioeconomic models and propose several research orientations.

3. On the realism of soil representation and biophysical processes

3.1. Soil capital as one state variable

Soil is introduced in most of economic models as a single proxy such as soil depth (our example in section 2), soil nutrient content or some quality indicator. This state variable is a production factor in the farmer's crop production function along with other inputs such as fertilizers, labour, human capital, etc. The dynamic introduced depends on the stock (or state) variable considered. If we consider for example that our state variable is the nitrogen content, it increases with fertilizers application, and decreases through crop harvesting which exports nutrients. Considering soil as a stock of nutrient or as a layer of dirt is however rather rough. We propose thereafter several research orientations to improve soil representation in bioeconomic models.

3.2. Soil organic matter (SOM) as a soil capital proxy

SOM is often presented as the foundation of long term productive soils. Understanding the role of organic matter in maintaining a healthy soil is essential to develop sustainable agricultural practices. A decrease of the organic matter leads to plant growth and yield decline in the absence of substitutes because of lower fertility, less available water, and increased soil compaction and erosion. Higher levels of inputs such as fertilizers, pesticides, and machinery are required to maintain yields in the face of organic matter depletion. That is why SOM could be an interesting proxy of soil capital. We develop a simple bioeconomic model with SOM

stock S as soil capital. The maximization program is described thereafter (the dynamic of S and is more specifically described in Figure 10.1 and in next paragraph):

$$\begin{aligned} & \underset{\{L, B\}}{\text{Maximize}} \int_t^{\infty} [pF(L, S/b) + jB - wL] e^{-r(s-t)} ds \\ & \text{subject to} \quad \dot{S} = K_1(\alpha F - B) - K_2(b).S \end{aligned}$$

where p is the crop price, w the cost of labour L , j the unit benefit derived from the quantity of biomass exported B (to feed animals for example). The crop production F depends on labour L and S . It generates a quantity of biomass αF (proportional to the yield) which is either exported (quantity B , which is a control variable) either maintained on the field so as to replenish the SOM stock.

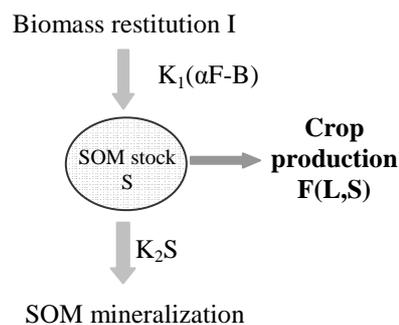


Figure 10.1: Soil capital model with SOM

To compile the model, two steps are required. First, we need to understand the impact of SOM on yields. The relation between SOM content and yield is usually introduced through the concept of production function which is a function that specifies the output of the farm for all possible combinations of inputs. Inputs have to be understood in a broad sense: fertilizers, knowledge capital, produced capital, etc. Second, we have to introduce the SOM dynamic in response to several control variables (agricultural practices). Soil scientists developed several models describing soil carbon dynamic. Some well known models are the Dupuis-Henin, the RothC or the Century models. We chose a Dupuis-Henin, the simplest. Thus, the SOM stock evolves because of two opposing factors: $K_1(\alpha F - B)$ (biomass kept on the field times K_1 which is a decomposition coefficient depending on the biomass characteristics) versus $K_2.S$ which corresponds to exports through SOM mineralization (K_2 is a parameter depending on pedoclimatic conditions and cultivation practices b which are considered exogenous) (see Figure 10.1). This model is preliminary, and many improvements are possible in many

directions. An important refinement would be to describe more precisely cultivation practices through additional control variables or add other stock variables (such as soil depth for example). However, it gives a preliminary theoretical framework on how agronomic and economic models can be articulated.

3.3. From one stock variable to several stock variables

Another possible way to improve the integration of soil in bioeconomic models would be to describe soil with several stock variables. Soil capital would then be a vector of stock variables, and not a single proxy. Ekbom (2007) suggests a broader definition of soil capital, using ten variables: pH, NPK, Na, Ca, Mg, CEC, organic carbon, sand, silt and clay. It brings critical elements to improve our understanding of the determinants of soil capital. It is difficult to introduce this extensive characterisation of soil capital into dynamic models. Indeed, to assess the impact of the different control variables on the dynamic of each stock variable is an ambitious task. Moreover, these variables are interacting with each other, and identifying causal relationships is not easy. Bond (2007) proposes an interesting and innovative framework (Figure 10.2 presents the main ideas and intuitions of the model). This work starts from the observation that bioeconomic models ignore the nutrient cycles (and thus these interactions between soil variables) now generally accepted and utilized in agronomic simulation modelling. He uses an agronomic model based on (Baisden and Amundsen, 2003). Soil is represented as a multi-pool portfolio of a particular limiting mobile nutrient: nitrogen. There are three nitrogen stocks, with different turn-over (1, 10 and 1000 years) which have dependent dynamics. In Figure 10.2, $N_{x\text{years}}$ represents the different nitrogen stocks (black arrows represent interactions between these stocks). Nitrogen available for the plant depends on the annual and decadal pools, and the external nitrogen input J . The system is controlled through three variables: the 'harvest rate', the tillage system (which can change the decomposition in the decadal pool), and the fertilizing intensity (impacting directly the active pool) (see (Bond, 2007) for a detailed presentation of all equations governing the dynamics of the different stocks).

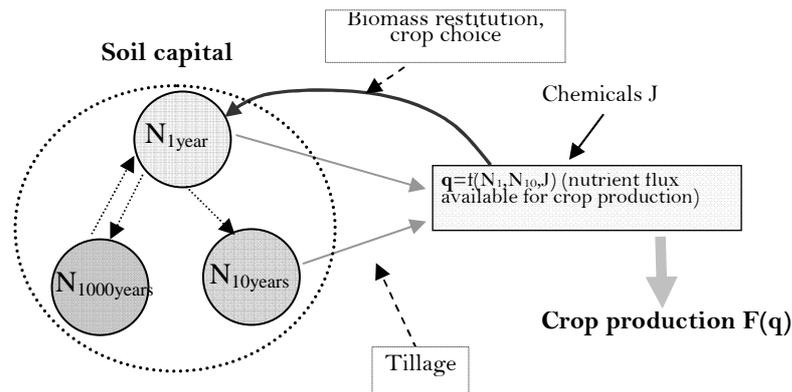


Figure 10.2: Soil capital model with nitrogen

This model is interesting as it explicitly describes the functioning of the soil. And it gives non intuitive information on the optimal path with non-monotonic optimal paths of nutrient stocks and fertilization schedules.

The different models and ideas presented in the section stress many research implications and possible cooperation between soil scientists and economists. There is a need to include soil characteristics (which could be soil capital proxies) in economic production functions. We saw that SOM could be a promising proxy, as stressed in the agronomic literature since many years but never used in economic models. We propose a preliminary model with SOM as soil capital. It needs to be further investigated. There have been numerous trials in agronomic stations to test the impact of soil properties on yields. But they often lack the economic information (such as labour or inputs quantity) to be useful. There is also a need to understand the dynamic of soil capital proxies subject to different control variables, meaning different cultivation practices and understand the causal relationships. Some agronomic models have been developed, which can feed economic models. Moreover, SOM is related to the supply of other ecosystem services such as erosion regulation (as the erodibility of a soil is directly related to SOM content) or carbon sequestration.

4. On the multifunctionality of soil capital

4.1. Agroecosystems supply several environmental services

We usually focus on the 'food and fibres production' function of agroecosystems. But these provide several other environmental services such as solid and liquid flows regulation, climate regulation through carbon sequestration, a scenic value, water purification, etc. The concept of environmental service has become increasingly popular these last years, especially since the Millennium Ecosystem Assessment UN report in 2005, in which they are defined broadly as 'benefits derived from ecosystems'. They distinguish provisioning services (goods produced or provided by ecosystems), regulating services (benefits obtained from regulation of ecosystem processes), cultural services (non-material benefits obtained from ecosystem services) and supporting services (services necessary for production of other ecosystem services). Daily (1997) defines environmental services as "the conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfil human life". For Costanza (1997), they are "the benefits human population derive, directly or indirectly, from ecosystem functions". Finally, they are "ecological components directly consumed or enjoyed to produce human well-being" for Boyd and Banzhaf (2007). Several recent articles have been trying to clarify the concept (see for example (Wallace, 2007; Fisher and Turner, 2008; Costanza, 2008)). The most striking point is that there is no consensus on a precise definition of what an environmental service actually is. Ambiguities and confusions remain around the concept, with a mix between ecosystem functions, processes, intermediate and final services.

In our sense, it is important to distinguish final services (crop or clean water provision for example) which provide benefits directly relevant for human welfare and 'intermediate services' which serve as inputs for the production of other services (pollination for example). The economic value of pollination cannot be estimated separately from crop production. That is why, to avoid double-counting, we consider that an end-user perspective (a focus on final services) is more appropriate for economic valuation. We propose on Figure 10.3 a graphical framework of environmental services compatible with economic valuation (mostly inspired from (Boyd and Banzhaf, 2007)). The ecosystem service q_2 depends on some soil components (A and B) and processes⁷⁶ (q_1 , which could be understood as an intermediate service). Finally, this service becomes an economic benefit (valuable in terms of welfare) when there is a demand for it (as a production factor from a producer or as a final good or service for a consumer). One

⁷⁶ Ideally, we should consider only the characteristics because the process is a result of these characteristics (and themselves they are a result of the processes). However, it is very difficult to distinguish and identify components and processes of the ecosystems.

important point is that environmental services are not supplied freely by nature, they are produced. Labour and inputs are needed to produce environmental services.

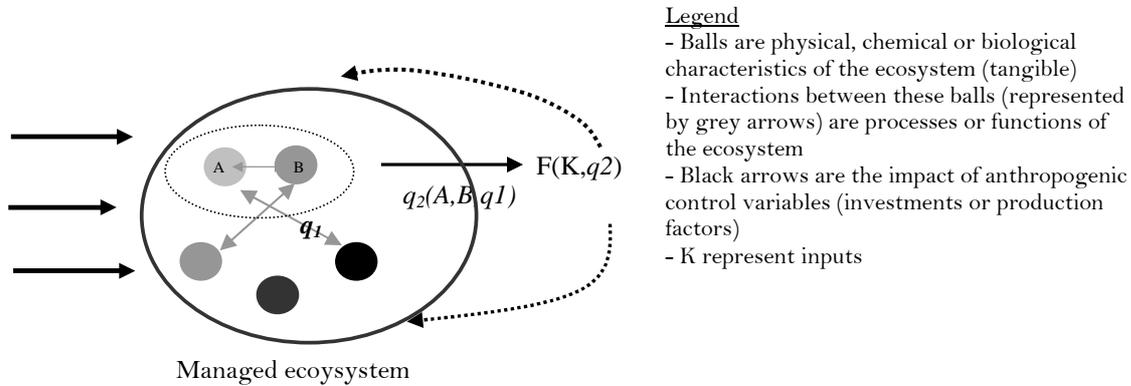


Figure 10.3: Schematic definition of environmental services

We give in the list⁷⁷ below the different final environmental services produced by agroecosystems:

- Food and fibre production: the soil ecosystem produces a flow of nutrients, holds water, is an environment favourable to micro-organisms activity, etc. These services, in addition to labour and other inputs (such as seeds, fertilizers), make possible the production of crops or other types of biomass. Soil properties and functions are thus in this case production factors.
- 'Water services': it includes erosion and water flows regulation and pollution control as well. Solid and water flows depends on some of the properties of the ecosystem such as the organic matter content, the texture and also on agricultural practices (tillage or not, cover cropping, etc.). Pollution regulation or absorption is a more complex service. An agroecosystem has a capacity to assimilate pollution up to a certain point. That is why pollution can be often treated as a natural resource problem. The main difference with the previous 'biomass production' service is that it is often an externality, which means that the supplier of the service (or disservice) is not the one who benefits (or is damaged) from it. This underlines the fact that ecosystems are geographically dependent, and that agroecosystems have to be managed at different scale: from the field to the watershed or landscape.
- Carbon sequestration: soils can store (or release, depending on agricultural practices)

⁷⁷ We chose this classification because it is the one mostly used actually by NGOs and international organizations, especially in payments for environmental services programs

vast amounts of carbon, which has implications on the atmospheric CO₂ regulation.

- scenic beauty: agroecosystems constitute a major component of landscapes

4.2. How to account for environmental services in dynamic bioeconomic models?

We propose in this section a framework to include environmental services in a sound theoretical manner⁷⁸. We focus on a simple environmental service: ‘erosion regulation’ that we introduce in our previous dynamic bioeconomic model (developed in section 2). Water services are usually integrated in models through a cost (or benefit) function. Building on our previous model, we add a cost function (E) corresponding to damages due to eroded material on downstream infrastructures or managed ecosystems such as rivers, dams, irrigated perimeters, coral reefs, etc⁷⁹. These external costs are usually named ‘off-site’ cost. This damage function can be difficult to assess. In our example, E is linearly proportional to the sediment flow dS/dt. The social welfare optimizing program becomes:

$$\begin{aligned} & \text{Maximize } \int_{\{L_c, L_q\}_t}^{\infty} [pF(Lq, S) - w(Lc + Lq) + E] e^{-r(t-s)} ds \\ & \text{Subject to } \frac{dS}{dt} = g(Lc) - h(Lq) + \sigma \\ & \qquad \qquad E = b.dS / dt \end{aligned}$$

Table 10.3 compares the results in this case with previous results from section 2.

Equations	
<i>Without erosion (private optimum)</i>	<i>With erosion (social optimum)</i>
$w = g'(Lc)\lambda$	$w = g'(Lc)(\lambda + b)$ (1)
$pF'(Lq) = w + h'(Lq)\lambda$	$pF'(Lq) = w + h'(Lq)(\lambda + b)$ (2)

Table 10.3: Comparison of optimality conditions with and without erosion

⁷⁸ Indeed, there is much confusion in this area. The environmental economist toolbox, with several valuation techniques, is very often inadequately used. One famous example being Costanza’s estimate of world natural capital (Costanza, 1997) that Michael Toman describes as a “serious underestimate of infinity” (Toman, 1998).

⁷⁹ We rely for this section heavily on (Ekbom, 2008)

Interpretation of (1) – As shown in section 2, a privately rational farmer will conserve his soil until the marginal benefit of soil capital conservation equals market wage rate w plus the marginal effect on soil capital. The marginal downstream benefit from soil conservation $bg'(L_c)$ is not internalized in the farmer's economic decision, the farmer has no incentives to do so. As a result, the farmer uses less labour for conservation than needed to reach the social optimum. The farmer needs thus to be compensated by $s=bg'(L_c)$ (through a subsidy for example) to reach the optimal level of conservation labour (see Figure 10.4 for a graphical explanation).

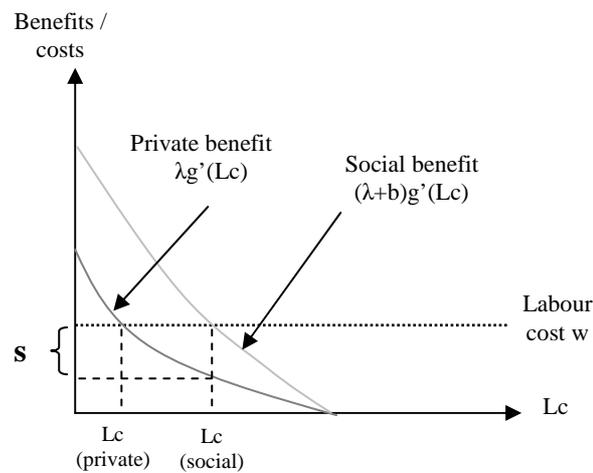


Figure 10.4: Conservation labour supply and effect of wage subsidy

[Adapted from (Ekbom, 2007)]

Interpretation of (2) – A privately rational farmer increases labour in production until the marginal product of labour equal the wage rate (immediate cost) plus the soil depletion cost (foregone benefits in future). The marginal downstream cost resulting from production $bh'(L_q)$ is not included in farmer's decision. Consequently, the farmer uses more labour in production than he should to reach the optimum (see Figure 10.5 for a graphical explanation). To reach the optimal level of labour used in agricultural production, the farmer can be charged $\chi=bh'(L_q)$.

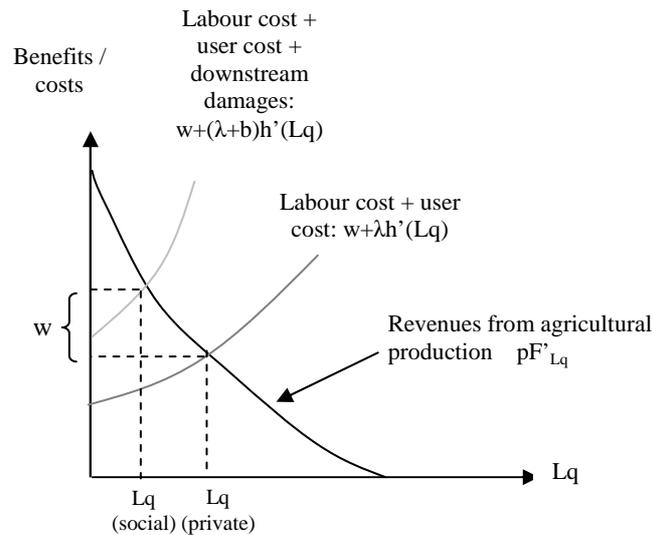


Figure 10.5: Agricultural labour demand and effect of a charge

[Adapted from (Ekbom, 2007)]

From this model, we can derive the social optimal solution (i.e. the level of conservation and production labour which maximizes total welfare) and compare it with the private optimum.

The model is simple as it includes only two services (food production and erosion regulation) and the production technology (using only labour) is crude. However, it stresses the main difficulties in environmental services valuation. An important point is that the different environmental services provided by an ecosystem are interlinked and that each service is not produced individually (for example, production labour L_q has an impact on both services: 'crop production' and 'erosion control'). The change of one will affect the others. That is why the valuation of each service separately can be misleading⁸⁰. Nevertheless, the relationships between these services are rarely understood, and the development of a dynamic bioeconomic model with externalities can be highly data intensive. Next step is to find the best policy option to include these services in land management strategies which maximize social welfare. There exist different tools to internalize these externalities such as direct regulation, taxes or charges, subsidies, payment for environmental services, etc.

⁸⁰ The picture gets even more difficult when considering spatial interdependences

5. On thresholds and poverty traps

5.1. Threshold definition and agroecosystems

A threshold effect (or ecological discontinuity) can be understood as a rapid modification of the property of an ecosystem because of the continuous and slow variation of another independent variable (a control variable). In our work, we are interested in thresholds in managed ecosystems in which the control variable is anthropogenic. Thresholds are diverse and can be classified roughly in three categories: (1) 'conversion': habitat fragmentation which can suddenly break some spatial ecosystem services (such as pollination); (2) 'addition': phosphorus accumulation in a shallow lake which can switch from a stable steady state to an other one; (3) 'intensity': an increased grazing intensity can lead to a rapid shift of the vegetation cover. Ecologists are now identifying these critical thresholds and it is becoming a major research area. Thresholds and catastrophist predictions are popular, the success of Jared Diamond's book 'Collapse' (Diamond, 2005) being a good example. Our idea is more to show that crossing these thresholds could be expensive to societies, for several reasons. One of them is that it can trap people in what we usually call natural resource degradation poverty traps, and public intervention to pull them out can be costly. It is the point we develop thereafter. Another example is that the crossing of a threshold is often irreversible, so that some option values can be lost. We will not develop further this point although irreversibility in soil degradation processes is a important issue.

5.2. An example of threshold linked to soil degradation

Cobb-Douglas production functions⁸¹ are the most frequent agricultural production function used. There is a strong underlying hypothesis: perfect substitutability between the different production factors. This clearly does not reflect appropriately the functioning of the soil and interactions between inputs and soil components. Soil scientists have described for many years what they call a 'Von Liebig type response' of fertilizers on yields. There are some thresholds under which an input (fertilizers for example) is a limiting factor for output production. This observation reflects the complementarities between inputs and soil properties, and is not compatible with a production function assuming perfect substitutability. Organic matter for example may substitute for some inputs and complement others. We plot on Figure 10.6 nitrogen productivity versus SOM using two different production functions: a Cobb Douglas (perfect substitutability between inputs) and a quadratic production (complementarities can be

⁸¹ The output Y is a function of inputs A and B such as $Y = A^\alpha B^\beta$, and most frequently: $\alpha + \beta = 1$

introduced) (based on (Marenya, 2007)). A threshold appears at a certain SOM content which can trap farmers into poverty.

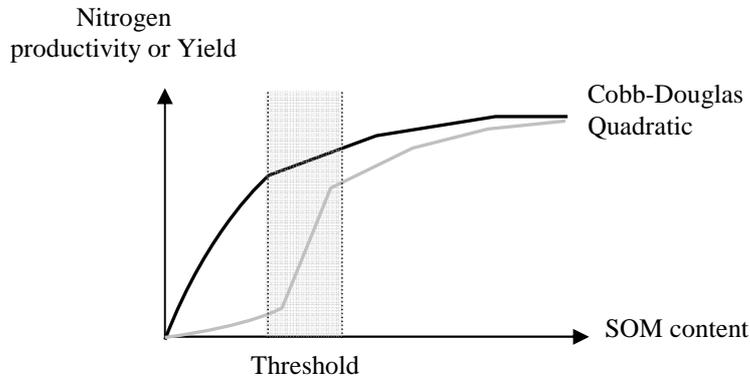


Figure 10.6: Nitrogen productivity versus SOM content using two different production functions

5.3. Thresholds and poverty traps⁸²

A poverty trap is a self-reinforcing mechanism which causes poverty to persist. One can be trapped in a low equilibrium because of the ecosystem dynamics. There are several explanations for poverty trap formation. Imperfect markets (particularly the lack of access to credit), incomplete information and coordination failures are frequently involved. We focus here on natural resource degradation poverty traps. Indeed, even with perfect markets and information, there can be poverty traps linked to a particular dynamic of an ecosystem. Figure 10.6 is a good example of a system which can be characterized by multiple soil fertility equilibria and associated levels of income (one equilibrium could be derived on each side of the threshold). It will be economically rational for a poor farmer to stay into the low income level equilibrium. In the reality, market imperfections (as well as farmer's bounded rationality and coordination failures) and particular biophysical processes are mixed together to trap people in poverty. That is why the empirical understanding of poverty traps mechanisms remains limited. As a consequence, it becomes pretty difficult to derive policy implications. The only conclusion we can draw is that public intervention is needed. Further research is therefore needed on these natural resource degradation poverty traps so as to develop agricultural strategies considering this particular mechanism.

⁸² This section is very much inspired from (Barret, 2008)

6. On ecological resilience and risk management

In recent years, ecological resilience has become a popular issue. It can be understood as the capacity for an ecosystem to cope with a brutal shift from a normal stable state into a different state less desirable (Holling, 1973). Ecosystems are then not only perceived through their productive function, but also through their capacity to buffer, attenuate shocks and smooth the flows of the different environmental services they provide. Resilience, as well as most of environmental services supplied by ecosystems, is not priced on current markets. But it does not mean that resilience is not of value for humans. We present below several elements to analyse resilience through an economic lens. The principle is to interpret resilience as a natural insurance capital against the risk of an ecosystem malfunctioning and its consequent modification on the provision of goods and services. Risk economics gives a theoretical framework to formalize these intuitions.

Let us consider the example of an agroecosystem used for crop production. The ecological resilience of the agroecosystem depends on several factors such as soil biodiversity or crop genetic diversity. An agroecosystem with an important and diverse soil biota is generally better prepared to cope with climate shocks. For our illustration, we consider that resilience depends only on soil biodiversity v (thus we ignore other factors such as seeds genetic diversity or SOM content for example). The agroecosystem generates a flow of crop production which is uncertain. A distribution of crop production (characterized by a mean yield or income and a variance) is associated with each level of biodiversity. In economics of risks, the risk premium is a measure of the riskiness of each possible choice as it represents the amount of money that leaves the producer equally well-off between a risky situation and a situation without uncertainty. For a farmer, it is positive when the farmer is risk adverse, zero when it is risk neutral and negative when it is risk loving. (Baumgartner et al, 2005) show that the risk premium R associated to each soil biodiversity level depends on the risk aversion coefficient ρ of the farmer and the variance σ of crop production for this specific soil biodiversity level:

$$R(v) = \frac{\rho}{2} \sigma^2(v)$$

The insurance value I of soil biodiversity is then given by the change of the risk premium due to a marginal change in the level of soil biodiversity:

$$I(v) = -\frac{\partial R}{\partial v} = -\rho\sigma(v)\sigma'(v)$$

As a result, we can interpret the insurance value of soil biodiversity as the marginal value of biodiversity in its capacity to reduce the risk premium of the farmer's income risk. The

empirical link between soil biodiversity and crop yield variability is empirically difficult to assess⁸³. Indeed, many other factors influence this variability. It could be for example interesting to test the link between SOM content and yield variability. Many research questions remain open. This kind of analysis could be integrated for example in cost-benefit analysis.

7. Conclusions

The aim of this paper was to present several issues and possible research orientations on how soil science can improve and feed economic models. Our input is mainly bibliographic. One important output of this reflection is that soil should be considered as a capital stock. Most of economic models with a soil component are statics, ignoring the dynamic aspects and interactions with human behaviours. It becomes theoretically inconsistent to assess soil degradation costs without an underpinning theory of optimal resource management. The representation of soil in bioeconomic models is often crude. There is an important gap between soil in economic models and the realism of soil functioning. We propose several orientations to upgrade these models. Practically, the cost of data collection has to be balanced with the realism of models. That is why we think that SOM could be an interesting proxy of soil capital. Although soil scientists developed models of soil carbon dynamic, there are no dynamic bioeconomic models with a SOM component. We propose some preliminary investigations. Another important output of this work is a sound theoretical framework to include environmental services in the models, trying to be clear about what we call environmental service. This issue is in our sense particularly important as there is much confusion in the existing literature and it is a rapidly growing research area. We provided some reflections on the links between thresholds effects, soil degradation and poverty traps. Soil non linear dynamic can be indeed one mechanism of poverty trap formation. Little is known about soil degradation poverty traps. It is a new research area in which cooperation between soil scientists and economists can be fruitful. Finally, we propose an economic perspective of the growing concept of ecological resilience. We show how it can be introduced in economic calculations, as a natural insurance capital against the risk of ecosystem malfunctioning. This is particularly relevant for African agricultures. Indeed, in these countries, agriculture remains strongly climate dependent, and risk management drives most of farmers' strategies. And in a context of climate change with an increasing number of

⁸³ A good example is (DiFalco, 2006)

extreme events and higher exposition to risks, an effort to introduce resilience in planning and economic calculations is a key to build more resilient societies.

Chapitre 11. Un exemple d'investissement de conservation des sols : les techniques agroécologiques au Lac Alaotra (Madagascar)

1. Introduction

L'agroécologie à Madagascar

Les SCV⁸⁴ ont été introduits à Madagascar au début des années 1990, avec un appui technique du CIRAD et création de TAFa (Tany sy fampanandrosoana⁸⁵) en 1994. Les techniques ont progressivement été étendues aux différents contextes agroécologiques de l'île. A partir de 1998, les premières opérations de diffusion ont eu lieu avec l'aide de l'ANAE (Association Nationale d'Actions Environnementales), BRL (Bureau d'étude Bas Rhône Languedoc), AVSF (Agronomes et Vétérinaires Sans Frontières) notamment, avec depuis 2002 le soutien financier de l'AFD. Tous ces organismes ont été regroupés en 2000 au sein du GSDM (groupement Semis Direct de Madagascar). Mais la diffusion des techniques de SCV n'a véritablement commencé qu'en 2004, avec un projet de 5 ans (financé à hauteur de 8 millions d'euros). Des itinéraires techniques spécifiques du contexte malgache ont été mis au point, notamment pour les plus pauvres (à faibles niveaux d'intrants).

⁸⁴ Principe agronomique présenté dans le chapitre 9

⁸⁵ En français : Terre et développement

Le « projet BVLac » du lac Alaotra

La région du Lac Alaotra se situe à environ 250 km au Nord-Est de la capitale Antananarivo. Elle est l'une des principales zones rizicoles de Madagascar, avec plus de 80000 ha de rizières, et l'une des rares zones excédentaires en riz, avec une production en année normale de 200000 tonnes. Malgré sa richesse relative et son dynamisme la région du Lac Alaotra est, à l'image de plusieurs zones de Madagascar, menacée par plusieurs facteurs : la saturation des rizières de plaine et l'impossibilité de les étendre, la stagnation des rendements rizicoles, des sols fragiles et une forte érosion géologique imprimée dans le paysage, la colonisation par les paysans des collines alentours avec des pratiques culturelles et pastorales qui aggravent le phénomène érosif, la difficulté des acteurs locaux à maîtriser leur développement. Faisant face à ces problèmes, le projet « Mise en valeur et protection des bassins versants du Lac Alaotra » (que nous appellerons 'projet BVLac') poursuit les objectifs (1) d'amélioration des revenus des populations locales, (2) de préservation des ressources naturelles pour la sécurisation des investissements hydrauliques en aval (3) et de renforcement des capacités des organisations paysannes et des communes à prendre en charge leur développement. L'un des volets de ce projet vise à diffuser les techniques de SCV.

Les techniques agroécologiques diffusées au Lac Alaotra

Les systèmes de culture vulgarisés sont adaptés aux différentes situations culturelles et catégories d'exploitations agricoles rencontrées. Sur les parties basses (sols alluvionnaires ou rizières hautes), une double culture annuelle alternant un riz pluvial à cycle court de saison des pluies avec une légumineuse ou du maraîchage de contre saison est préconisée. Les cultures maraîchères sur couverture morte intéressent fortement les paysans de la région car les revenus dégagés par ces systèmes sont conséquents (gains en productivité et baisse des charges en main d'oeuvre pour l'irrigation et le sarclage notamment). L'utilisation de variétés de riz polyaptitudes (Sebota) permet de mettre en valeur avec des résultats probants les rizières présentant un régime hydrique aléatoire. Ces rizières (appelées RMME⁸⁶) couvrent une superficie d'environ 70000 ha au Lac Alaotra, les enjeux pour la production en riz à l'échelle régionale et nationale sont donc importants. Une gamme de systèmes de culture diversifiée est enfin proposée pour la mise en valeur des collines en saison des pluies (sols de type ferrallitiques plus ou moins désaturés). L'association entre le manioc et le *Brachiaria* notamment est appelée à se développer rapidement. [Adapté de (Chabiersky et al, 2005)].

⁸⁶ Rizières à mauvaises maîtrises de l'eau

Problématique

Ce travail est une analyse des coûts et des bénéfices du programme agroécologie du lac Alaotra. Pour cela, nous étudions successivement deux échelles distinctes qui apportent chacune leur lot d'information. Dans un premier temps, nous nous focalisons sur l'échelle du producteur. Quel est l'intérêt économique des SCV pour le paysan ? D'où vient cet intérêt ? D'une baisse des temps de travaux ? Des intrants ? Des cultures associés ? Nous pourrions ainsi répondre à différentes questions concernant la pertinence économique des techniques SCV pour le producteur. Dans un second temps, nous compilons ces différentes informations, les complétons, afin de produire une analyse à l'échelle du bassin versant et donc du projet. Quelle est la rentabilité sociale du projet ? Quelle modification des externalités environnementales ? Quel est le coût de la diffusion de ces techniques ?

2. Rentabilité économique des SCV⁸⁷ : échelle du producteur

2.1. Méthodologie et principales hypothèses utilisées

2.1.1. Cadre général de la méthodologie

L'idée est de comparer pour un producteur les bénéfices *privés* et les coûts *privés* liés à l'adoption des techniques SCV. La Figure 11.1 fait le bilan, de façon simplifiée, des principaux coûts et bénéfice, comparant une situation « avec » d'une situation « sans SCV ». Nous nous plaçons pour l'instant à l'échelle de la parcelle. Nous verrons ensuite les limites d'un raisonnement à la parcelle et proposerons des éléments de réflexion à l'échelle de l'exploitation.

⁸⁷ La définition des SCV retenue dans ce travail est large. Nous distinguerons 3 types de SCV : les SCV au sens strict, les SCV uniquement fourragers, et les RMME

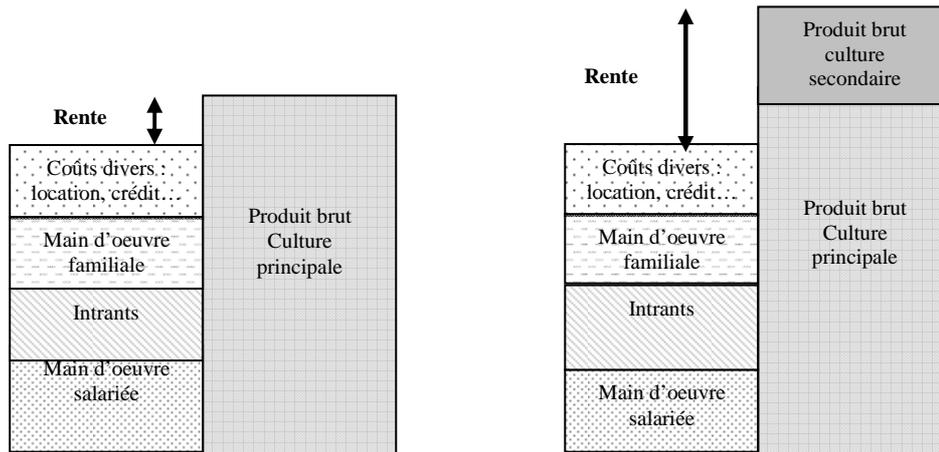


Figure 11.1 : Coûts et bénéfices pour l'exploitant avec et sans SCV

Nous avons présenté ci-dessus une situation *statique*. L'introduction des SCV présente cependant une dynamique propre qu'il est nécessaire de prendre en compte. La technique prend en effet tout son intérêt au fur et à mesure que la structure et la composition du sol s'améliorent. De plus, les SCV demandant une certaine maîtrise technique, les résultats s'amélioreront avec le temps. La Figure 11.2 donne une vision *dynamique* stylisée de l'évolution comparée des 'rentes'⁸⁸ dans le temps entre système SCV et système traditionnel. On voit la montée progressive des rentes en SCV, et une diminution des rentes en traditionnel, due notamment à une dégradation du sol (l'écart initial étant dû à une différence d'intensification entre les deux systèmes).

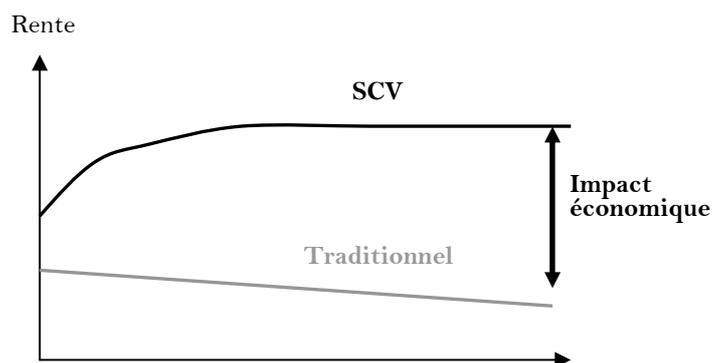


Figure 11.2 : Evolution stylisée de l'impact économique de l'introduction des SCV

⁸⁸ Nous introduisons ici la notion de rente que nous définissons comme la différence entre bénéfices et coûts totaux (consommations intermédiaires, coût du travail, travail familial compris, valorisé au coût d'opportunité du travail familial, coût d'opportunité du capital, etc.)

2.1.2. Détails de la méthodologie

Réflexion sur la situation « sans projet »

Fréquemment, on assimile situation « sans projet » à la situation « avant projet ». Nous partons de ce point de départ, en intégrant en plus le fait que sans projet, on assisterait à une baisse de productivité des tanety du fait de la dégradation des sols. Cette dégradation peut se traduire par différentes situations : une transition progressive vers des cultures moins exigeantes (on fait par exemple une année de riz, du maïs, puis on passe au manioc par exemple), une baisse des rendements, etc. Pour simplifier, nous intégrons dans notre analyse une baisse annuelle de productivité de 5% (basée sur dires d'experts).

Réflexion sur la prise en compte des rotations culturales et jachères

Il ne s'agit pas dans notre analyse de comparer une parcelle en culture permanente de riz en SCV et une parcelle en traditionnel également en culture permanente. Nous essayons d'intégrer les rotations réalisées par les paysans. Une hypothèse lourde de notre analyse repose sur le fait que les SCV ne modifient pas fondamentalement les rotations. Cela paraît raisonnable pour les systèmes RMME et riz/maraîchage sur baibohos⁸⁹. Cela est plus discutable sur tanety. Cependant à l'heure actuelle, les itinéraires adoptés miment les itinéraires traditionnels, et l'introduction des SCV ne modifie pas les rotations. Par ailleurs, le fait d'intégrer une baisse de productivité due à la dégradation des sols est important. En effet, on pourrait également traduire cette dégradation par un changement de culture, par exemple en introduisant un cycle de manioc (culture peu exigeante) ou une jachère sans supposer donc de perte de productivité⁹⁰. On peut supposer que ce sont deux manières équivalentes de prendre en compte un même phénomène. Nous n'avons cependant pas assez de recul pour savoir si réellement le SCV modifie les rotations. De même, on ne connaît pas bien l'évolution actuelle des jachères au lac Alaotra. Certains rapports font état d'une quasi-disparition des jachères, d'autres indiquent l'inverse. La situation est finalement très hétérogène d'une zone à l'autre.

⁸⁹ Sols alluvionnaires de bas de pente, inondés régulièrement.

⁹⁰ Par exemple : 5%/an de perte de rendement sur 10 ans est équivalent à plus de revenus perdus par une année de jachère

Bilan : quel impact du SCV à l'échelle de la parcelle ?

L'impact économique du SCV à l'échelle de la parcelle est finalement :

$$\sum_t \frac{(R_{SCV}(t) - R_{tradi}(t))}{(1+r)^t}$$

où R est la rente du système, r le taux d'actualisation et t le temps. Nous incluons donc le travail familial. Il reste cependant une discussion à avoir sur le mode de valorisation de ce travail familial. Il faudra ensuite avoir une idée de l'évolution des rentes dans le temps, ce qui permettra d'avoir l'évolution de la différence entre ces rentes, et donc de l'impact de la technique dans le temps.

Les coûts « non évidents » des SCV

L'idée est d'élargir notre analyse des coûts à des coûts moins 'visibles' au premier abord. Outre ses coûts de production au sens strict, le paysan doit faire face à toute une série de coûts que nous appellerons « coûts de transition » pour adapter la technique à l'environnement socio-économique :

- le coût des échecs lors de l'apprentissage : cela devrait se traduire par le fait qu'on ait des écarts types (des bénéfices économiques) qui baissent⁹¹ avec le temps. On observe cependant l'inverse, cette baisse étant contrebalancée par le fait que les rendements augmentent avec le temps.
- le coût pour adapter la technique à la contrainte 'vaine pâture' : la contrainte 'biomasse' est forte et il n'est pas rare que les couvertures soient pâturées. La protection de cette biomasse se traduit donc par un coût supplémentaire comme par exemple : la mise en place de haies vives (peu ont cependant été mises en place dans la pratique), une surveillance accrue des champs, ou bien encore un coût de contractualisation, de négociation avec les éleveurs pour la mise en place de règles de gestion communes. Le seul mode d'adaptation est pour l'instant l'utilisation de couvertures non apétables. Les réponses collectives sont pour l'instant limitées. Le niveau d'intégration agriculture-élevage est de plus très différent entre la rive ouest et la rive est du lac.
- coût de participation aux GSD (groupements de semis direct) et aux formations : cela a en effet un coût en terme de temps.
- un coût d'opportunité lié au fait que, au moins lors des premières années, la biomasse doit rester sur la parcelle. Cela n'aura pas de coût pour un paysan ne possédant pas de

⁹¹ Ceci peut également être dû à la meilleure résilience écologique du système qui est plus souple face aux erreurs techniques

zébus, par contre, cela limitera le potentiel de biomasse pour les éleveurs à l'échelle du terroir. Le problème est internalisé lorsque l'agriculteur fait pâturer ses propres bêtes sur ce champ. Nous pouvons considérer qu'aucune biomasse ne doit être exportée lors des deux premières années lors de l'entrée en SCV. Le système devient ensuite excédentaire en biomasse, et une partie peut être exportée que l'on considère au moins égal à la biomasse prélevée sur les parcelles traditionnelles. On aurait donc un coût d'opportunité lors des deux premières années⁹².

Certains autres coûts restent inexplorés comme par exemple les rats qui pullulent sous les couvertures. Il est difficile de prévoir l'évolution du problème dans la mesure où on peut supposer qu'un accroissement des superficies en SCV, et donc des couvertures, diluera l'impact des rats qui se concentrent actuellement sur les quelques parcelles couvertes⁹³. On peut également citer les vers blancs.

Certains autres bénéfices privés peuvent également être introduits. Nous pensons particulièrement aux bénéfices liés à une meilleure résilience de l'agrosystème. Cela peut-être interpréter par une moindre sensibilité à des chocs externes, climatiques notamment. L'écosystème est plus stable. Ce point est central en ce qui concerne les SCV. D'une part, les agricultures africaines sont particulièrement sensibles aux aléas climatiques. Une technique tamponnant cet aléa est donc pertinente, la gestion du risque étant au cœur des stratégies paysannes. D'autre part, le changement climatique va certainement introduire un accroissement de ces événements climatiques extrêmes (sécheresses ou cyclones en ce qui concerne Madagascar, les prévisions des modèles climatiques sont cependant peu fiables étant données les difficultés de modélisation liées au contexte insulaire de Madagascar) et ainsi augmenter la vulnérabilité des agriculteurs malgaches. Il apparaît donc important d'accroître la robustesse des systèmes de production agricole malgaches. Comment mesurer cela ? Nous avons donné quelques pistes dans le chapitre précédent à travers l'article de (Baumgartner et al., 2005). Sur le lac Alatra, nous avons encore trop peu de recul pour que cela s'observe dans les chiffres.

⁹² Cette hypothèse est à ajuster, certains systèmes étant très certainement non limités par la biomasse dès la 1^{ère} année. L'idée ici est d'au moins intégrer le raisonnement qui peut être tourné dans l'autre sens si une importante quantité de biomasse produite.

⁹³ Des chiffres de 10% sont avancés

Quelle valeur du coût d'opportunité du travail familial utiliser ?

Il semble important de prendre en compte la différence de temps de travaux familiaux entre traditionnel et SCV dans notre calcul d'impact économique. En effet, le travail familial libéré suite à l'introduction de la technique sera alloué à d'autres tâches (autre parcelle, salariat agricole, activité hors de l'exploitation, etc.) qui accroîtront le revenu familial. L'idée est de valoriser ce gain de temps de travail familial au coût d'opportunité du travail familial. Celui-ci varie cependant fortement au cours de l'année et de l'état du marché du travail. Dans cette étude, ce qui nous intéresse est le différentiel entre SCV et traditionnel, les valeurs absolues étant de moindre importance. Il s'agit donc de déterminer à quels moments de l'année se font principalement ces différences de temps de travaux. Les gains se font sur le travail du sol (novembre-décembre) et le sarclage (fin janvier-février), deux périodes de demande importante de main d'œuvre où le coût d'opportunité de la main d'œuvre familiale est donc élevé. Nos calculs ont été réalisés en 2007. Le salaire agricole journalier moyen était de 2500 Ar. Nous considérons donc un coût d'opportunité journalier du travail familial de 2000 Ar. A titre de comparaison, nous pouvons citer d'autres opportunités : un salarié Tiko (ouvrier dans une usine d'agroalimentaire) gagne 5000 Ar/jour, un salarié en ville (fourchette basse) gagne environ 3000 Ar/jour (c'est peut-être cette relative faiblesse des salaires urbains qui expliquent la faible importance de l'exode rural à Madagascar comparé aux d'autres pays africains, les migrations étant en effet pour l'essentiel des campagnes vers les campagnes).

Raisonnement à l'échelle de l'exploitation

La démarche la plus simple consiste à raisonner de façon additive : une exploitation est appréhendée comme la somme de parcelles indépendantes. L'impact des SCV à l'échelle de l'exploitation devient donc la somme des impacts aux niveaux des différentes parcelles adoptantes, toutes choses égales par ailleurs à l'échelle de l'exploitation. Ceci revient à négliger les stratégies paysannes. Les SCV vont en effet certainement modifier de façon significative l'allocation des facteurs de production à l'échelle de l'exploitation. Nous ne disposons cependant que de peu de données à l'échelle des exploitations. Comment est ainsi réinvesti le surplus dégagé par les cultures en SCV ? Va-t-on rentrer dans une trajectoire d'accumulation différente ? On peut par exemple imaginer que le principal effet des SCV résulte dans le fait que le surplus dégagé permet de fortement intensifier les rizières. L'idéal serait de pouvoir observer comment l'introduction de SCV modifie la trajectoire de l'exploitation, et donc les stratégies. A l'heure actuelle, il semble que l'introduction des SCV ne modifie pas fondamentalement la structure des exploitations et l'allocation des facteurs de production.

D'autres facteurs comme la pression démographique, à travers un morcellement des exploitations, semblent infléchir les trajectoires des exploitations bien plus significativement. Le SCV n'apparaît donc pas ici comme une technique qui bouleverse les trajectoires actuelles des exploitations, mais plus comme une technique accompagnant les producteurs sur une trajectoire plus durable. Il apparaît donc raisonnable en première approximation de raisonner à l'échelle de la parcelle et de façon additive pour le passage à l'exploitation.

2.1.3. Données utilisées

Les données et calculs sont présentés de la façon la plus transparente possible afin que le lecteur puisse identifier les hypothèses et calculs fragiles et proposer des améliorations. Les principales sources utilisées sont : la base de donnée BRL 2007 (triée par l'opérateur préalablement), différents rapports de stages ((Durand et Nave, 2008) et (Rojot et Coletta, 2006)) et les rapports des opérateurs de diffusion. Nous précisons dans l'annexe 13.1 le détail les différentes sources utilisées, précisant leurs principales fragilités. Nous avons choisi de partir des données sources et non de reprendre les données synthétiques présentées dans les différents rapports. Il est important de souligner la fragilité des mesures de temps de travaux qui sont particulièrement délicates à mesurer, de même que les rendements de certaines cultures (manioc notamment). De plus, ce travail repose sur toute une série d'hypothèses discutées avec les différents acteurs du projet BVLac.

2.2. Résultats

Les systèmes étudiés sont présentés sur la Table 11.1. Ils correspondent à la majorité des systèmes diffusés. Nous étudions dans la suite plus précisément chacun de ces systèmes⁹⁴. Les systèmes sont présentés plus en détail dans l'annexe 11.2.

⁹⁴ Il est important de noter que ce que nous appelons année 1, qui correspond à la 1^{ère} année d'encadrement par le projet, présente un labour (nécessaire pour entrer dans le système)

Terminologie	Toposéquence	Système traditionnel	Système SCV
RMME	RMME	Riz (+CS)	Riz Sebota (+CS)
	Baibohos	Riz (+CS)	Riz (+CS paillée)
Systèmes SCV au sens strict	Tanety+ 'bas de pente'	Maïs+riz	Maïs/légumineuse+riz
	Tanety+ 'bas de pente'	manioc	Manioc/brachiaria
Fourrage	tanety	Enherbement/fourrage	Brachiaria pur Stylosanthes pur

Table 11.1 : Description des systèmes SCV (au sens large) diffusés

Présentons maintenant les résultats.

2.2.1. Les systèmes SCV stricto sensu

Système maïs/légumineuse+riz sur bas de pente et tanety

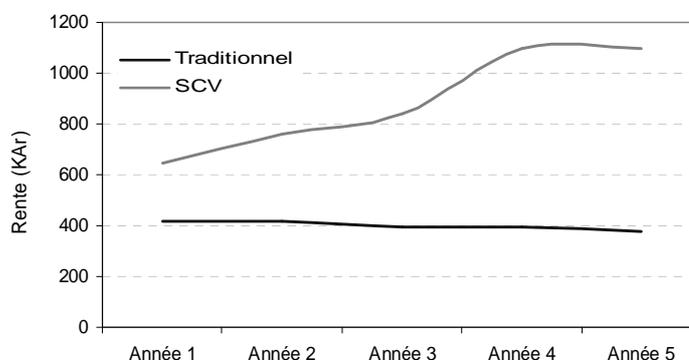


Figure 11.3 : Evolution des rendes du système maïs-riz en traditionnel et en SCV⁹⁵

⁹⁵ Le graphique ci-dessus résulte d'une moyenne entre les résultats sur une rotation maïs-riz et une rotation riz-maïs (nous avons choisi de présenter les résultats de la sorte pour lisser les fluctuations importantes entre maïs et riz, le riz ayant une rente bien plus élevée).

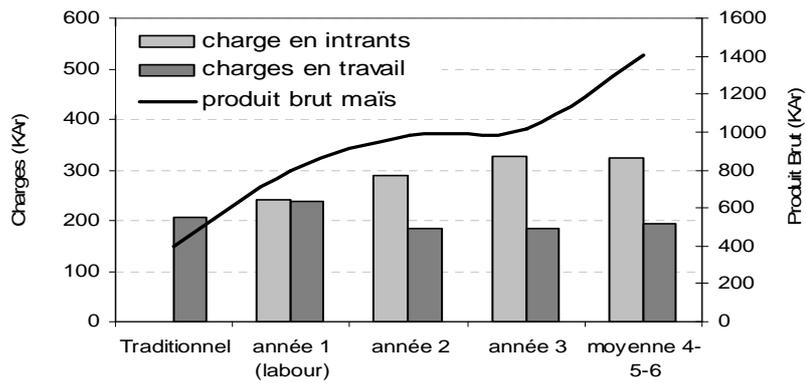


Figure 11.4 : Produit brut et décomposition des coûts entre charges en intrants et en travail⁹⁶

En conclusion, on observe sur la Figure 11.3 que la rente est bien plus élevée en SCV qu'en système traditionnel. La Figure 11.4 nous indique qu'en SCV : la rente croît dans le temps de façon significative, la charge en intrants est élevée et ne diminue pas au fil des années (cette tendance est fragile pour la moyenne des années 4, 5 et 6 pour lesquelles nous avons uniquement quatre parcelles enquêtées) et la charge en travail diminue légèrement avec le temps, mais pas réellement de façon significative.

Système riz+cultures maraîchères sur baiboho

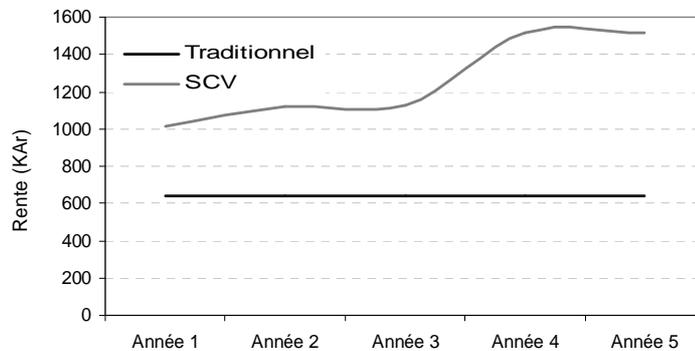


Figure 11.5 : Evolution des rentes du système riz paillé sur baibohos

⁹⁶ Nous n'avons repris pour ce schéma que les résultats du maïs.

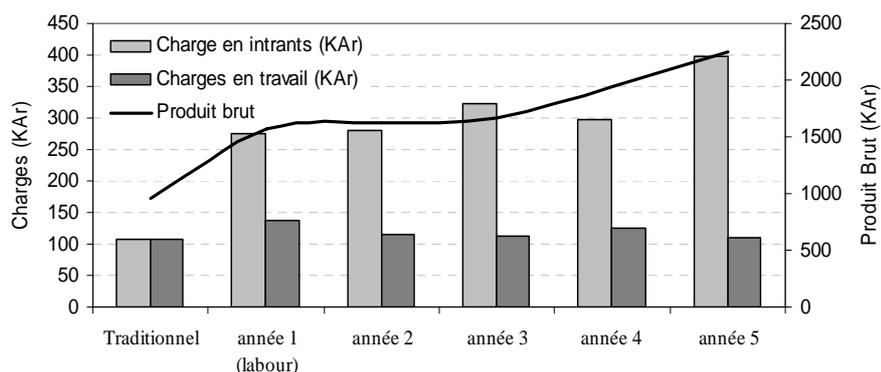


Figure 11.6 : Produit brut et décomposition des coûts entre charges en intrants et en travail

En conclusion, on voit sur la Figure 11.5 que la rente en SCV est encore bien plus importante qu'en traditionnel. La Figure 11.6 nous indique que les rentes en SCV augmentent de façon significative dans le temps (essentiellement par une hausse des rendements). De plus, le système SCV est bien plus intensif en intrants que la situation traditionnelle, on n'observe pas de baisse significative des intrants en 4^e et 5^e année comme on aurait pu le penser (en effet, de fortes quantités d'intrants sont nécessaires les deux premières années pour lancer le système, mais pas par la suite). Enfin, la baisse des temps de travaux en SCV (travail ici uniquement familial) est peu évidente et non réellement significative. Ces résultats sont pour l'instant fragiles, et doivent être confirmés par la suite, notamment pour les années 4 et 5 dont les résultats reposent respectivement sur 7 et 5 parcelles.

Systeme manioc-brachiaria

Les données de façon générale sur le manioc sont mauvaises (pas de données homogènes sur les itinéraires techniques, une variabilité des rendements considérable). Nous avons donc essayé de reconstituer ce qu'apporte le SCV par rapport à la situation traditionnelle en moyenne. La Table 11.2 résume les hypothèses finalement retenues⁹⁷.

⁹⁷ Les sources utilisées sont différents rapports de BRL donnant des chiffres de rendements de manioc (rapport 2005-2006 notamment), et les itinéraires retenus dans le logiciel Olympe développé par E. Penot (chercheur au Cirad)

gains de rendement manioc (tonnes)	5
prix manioc (KAr/kg)	0,2
production brachiaria (sacs fourragers)	256
Taux d'utilisation fourrage (%)	20
prix sac fourrage (KAr)	2
produit brut supplémentaire manioc (KAr)	1000
produit brut brachiaria (KAr)	102,4
intrants supplémentaires (KAr)	100
Impact économique (KAr)	1

Table 11.2 : Hypothèses utilisées pour le calcul de la rente du système manioc-brachiaria

Les hypothèses choisies peuvent être discutées. Concernant le gain de rendement, nous avons supposé que les rendements passent de 8 à 13 tonnes. Ceci est sans doute une hypothèse basse dans la mesure où sont reportés des rendements de 20 tonnes. Ensuite, nous supposons un taux d'utilisation du fourrage de 20%, ce qui est important considérant les modes de gestion fourragère actuels (plus de l'ordre de 5%), mais ce taux sera certainement amené à augmenter, sans doute même à des valeurs supérieures aux 20% que nous avons fixés.

2.2.2. Les systèmes RMME

Il est difficile d'avoir une définition précise des RMME, cela allant du baiboho humide à certaines mailles défailantes des périmètres irrigués. Il était ainsi complexe de définir une situation de référence. Dans ces zones, la variabilité des rendements est extrêmement élevée, les rendements pouvant être nuls. Pour la situation traditionnelle, nous avons repris une séquence stylisée (d'après dires d'acteurs et données) présentée dans la Table 11.3. Nous avons considéré la moyenne.

		A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	A10	Moyenne
Rendement	Tonne	2	1	0	0,5	0,5	3	1	0	2	0,5	1,05
Charges intrants	KAr	164	44	44	44	44	44	44	44	84	44	48
Tps de travaux	UTH	64	59	39	59	59	69	59	39	64	59	57

Table 11.3 : Hypothèses utilisées pour le système traditionnel sur les RMME

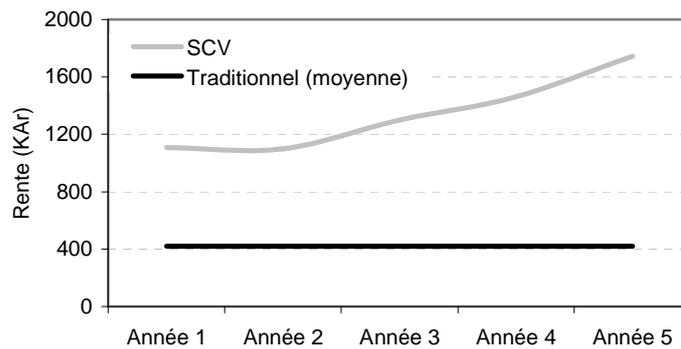


Figure 11.7 : Evolution des rentes des systèmes RMME

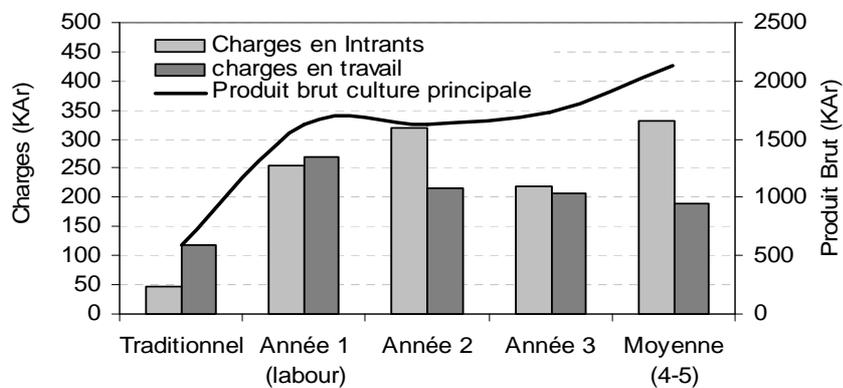


Figure 11.8 : Décomposition du produit brut et charges du système RMME

On voit sur les Figures 11.7 et 11.8 que : la rente du système SCV augmente dans le temps et est largement supérieure au système traditionnel, les charges en intrants sont fluctuantes et leur évolution peu évidente à cerner, et la quantité de travail nécessaire en SCV diminue au fil des années. Les résultats sont très dépendants de ce qui est pratiqué en traditionnel sur ces RMME.

Nous n'avons pas inclus ici de cultures de contre-saison, les résultats étant trop contradictoires et la diffusion restant limitée. Nous intégrerons dans l'analyse régionale quelques éléments de réflexion permettant de les introduire et de commencer à réfléchir sur leur importance.

2.2.3. Les systèmes fourragers sur tanety

Les pâturages artificiels peuvent être une alternative économiquement intéressante dans un contexte général de biomasse limitée. Pour l'instant cependant, ceux-ci restent peu et mal exploités, les paysans étant peu familiers d'une gestion de pâturages artificiels. Des chiffres de 5% sont avancés quand à la fraction effectivement utilisée du fourrage produit, ce qui est faible. A l'heure actuelle, ces fourrages (nous supposons que ce sont uniquement des fourrages de brachiaria) sont mis en place et payés par le projet. Sur la Table 11.4, nous présentons les hypothèses et données utilisées pour les calculs. Nous supposons de plus un prix du maïs de 300 Ar et un facteur de conversion du fourrage (exprimé en UFL) en équivalent maïs (exprimé en kg) de 1,14⁹⁸.

	Bozaka ⁹⁹	Année 1	Années 2 à 5	Moyenne
Charge en intrants (KAr)	0	1600	11,5	329
Charges main d'œuvre (KAr)	0	493	0	99
Rendement (UFL/Ha/an)	1000	7300	10950	10220

Table 11.4 : Hypothèses utilisées pour les systèmes fourragers

Nous présentons différents résultats de rentabilité en faisant varier : le taux d'utilisation des fourrages (en vertical) et le niveau de prise en charge des intrants et de la main d'œuvre nécessaire à la mise en place de ces pâturages par le projet (en horizontal). Ceci est notamment lié au fait qu'une grande partie des pâturages sont mis en place plus dans un objectif de stabilisation des pentes que de production fourragère. Les résultats (rentes calculées à l'aide des hypothèses de la Table 11.4) sont présentés dans la Table 11.5.

⁹⁸ Il n'y a pas de marché du fourrage permettant de déterminer la valeur du fourrage produit. L'idée est donc de convertir les quantités de fourrages en équivalents maïs. On détermine ainsi une valeur du fourrage à partir du prix du maïs. Nous supposons par ailleurs que la situation « sans projet » est une jachère de longue durée sur de mauvaises terres et avons donc considéré le rendement fourrager d'un bozaka classique.

⁹⁹ Appellation commune pour désigner la formation de graminées qui couvrent les pentes et les sommets.

Unité : KAr	Taux d'utilisation du fourrage de 5%		Taux d'utilisation du fourrage de 30%		Taux d'utilisation du fourrage de 50%	
	'naturel'	Artificiel moyen	'naturel'	Artificiel moyen	'naturel'	Artificiel moyen
Intrants et main d'œuvre payée par le projet	17	175	103	1049	171	1747
Intrants payés par le projet, main d'œuvre à la charge du paysan	17	76	103	950	171	1649
Intrants et main d'œuvre à la charge du paysan	17	-253	103	621	171	1320

Table 11.5 : Rentes des systèmes fourragers selon différentes hypothèses

Les fourrages de type brachiaria apparaissent donc dans la majorité des cas particulièrement intéressants, à part avec un taux d'utilisation de fourrage bas et la totalité des coûts à la charge du paysan, ce qui explique que le paysan ne puisse pas économiquement se lancer seul dans le brachiaria pur. Pour l'instant dans le modèle, nous supposons que les intrants sont pris en charge par le projet, la main d'œuvre étant par contre fournie par le paysan. Ceci est lié au fait que l'essentiel de ce que nous avons intégré comme fourrage correspond en fait à des actions de revégétalisation (c'est-à-dire qu'on met en place des pâturages artificiels pour stabiliser les pentes).

2.3. Discussion et limites des résultats

Intérêt économique de la technique (et du projet) pour le paysan

Sur les Figures 11.3, 11.5 et 11.7, on voit clairement que les rentes dégagées par les systèmes SCV sont plus importantes que celles des systèmes traditionnels. Le paysan a donc intérêt économiquement à passer en SCV. Certes, certains coûts supplémentaires devraient sans doute être ajoutés, mais ceux-ci ne devraient pas changer ces tendances de façon radicale. L'intérêt économique des SCV semble plus résulter de l'accroissement des rendements que de la baisse des temps de travaux, ou une baisse des intrants lorsque le système est bien installé.

Principales limites de cette analyse

Mesure de l'impact d'un projet versus technique seule

Les SCV dont nous parlons ici sont en fait un paquet 'technico-institutionnel'. Certes, il y'a une technique à la base, mais qui est associée à une forte intensification, une limitation des imperfections de marché (amélioration de l'accès au crédit, aux intrants, etc.). On peut cependant considérer qu'en 1^{ère} année, on a essentiellement un effet lié à l'augmentation des intrants. On voit ensuite l'effet SCV qui s'affirme les années suivantes, et qui peut donc être attribué strictement à la technique, avec un décollage à partir de la 3^e année.

Pas de prise en compte des cultures de contre-saison

Les systèmes principaux visés ici sont les systèmes à base de riz sur baibohos et RMME. En effet, les opérateurs préconisent une culture maraîchère de contre-saison. Pour l'instant, relativement peu de superficies de contre-saison sont diffusées par rapport aux superficies en saison. D'autre part, nous ne disposons pas de données fiables pour mesurer leur impact économique. Les itinéraires, surtout en traditionnel, sont mal renseignés. Ces cultures dégagent pourtant des revenus souvent élevés.

Prise en compte de la dégradation des sols

Nous ne disposons d'aucune donnée physico-chimique décrivant la dégradation des sols permettant de relier paramètres biophysiques et économiques. Nous intégrons donc un avis d'experts relativement arbitraire. De plus, nous supposons cette dégradation linéaire. Différents auteurs, dans d'autres pays, ont mis en évidence des chutes de rendements brusques à partir de certains niveaux de matière organique. Nous ne disposons cependant d'aucune donnée, et il ne semble pas y avoir eu de chute brutale des rendements dans la zone d'étude. Cette caractérisation de la dégradation des sols est importante dans notre travail, car influe fortement sur le scénario « sans projet ».

L'impact varie suivant le type d'agriculteur

Les données utilisées sont des données à l'échelle de la parcelle, et ont été traitées indépendamment du type d'agriculteur. Les impacts peuvent en effet être très différents d'un

type d'agriculteur à l'autre, les stratégies et les niveaux d'intensification notamment n'étant pas les mêmes.

3. Rentabilité économique des SCV : échelle du bassin versant

3.1. Méthodologie et principales hypothèses utilisées

La Table 11.6 présente les principales étapes de l'analyse proposée.

Etape 1	Impacts directs de l'introduction des SCV sur les revenus paysans
Etape 2	Impacts indirects (érosion et stockage carbone)
Etape 3	Elaboration de scénarios de diffusion
Etape 4	Reconstitution des coûts de la diffusion des SCV
Etape 5 : bilan	Comparaison des coûts et des bénéfices

Table 11.6 : Etapes du calcul de rentabilité sociale

Nous décrivons les détails des différentes étapes ci-dessous.

3.1.1. Etape 1

L'impact de l'introduction des SCV sur les revenus paysans a été analysé dans la partie précédente et sera donc repris ici. Précédemment, nous n'avons pas considéré les cultures de contre-saison. Nous proposons quelques éléments pour commencer à les prendre en compte, même si cela reste fragile. Un rapport (SDMad, 2006) indique qu'environ 5% des superficies de riz RMME sont suivies de contre-saison. Nous introduisons donc ce taux dans nos calculs. Le problème principal est d'évaluer les revenus dégagés en moyenne par ces cultures. Les chiffres sont extrêmement variables et les itinéraires traditionnels peu renseignés. Nous renseignons ces itinéraires sur les dires d'experts et à partir de quelques enquêtes. Nous supposons par ailleurs qu'il n'y aurait pas eu de culture de contre-saison sans le projet. Nous suivons le même raisonnement pour les cultures de contre-saison sur baibohos humides (derrière riz). Les rapports BRL indiquent des taux de superficies en contre-saison inférieurs à 10% des superficies totales diffusées, soit près de 20% des baibohos.

3.1.2. Etape 2

Nous intégrons deux services environnementaux : l'augmentation du carbone stocké dans le sol lors du passage en SCV, la diminution de l'érosion et donc des effets sur les aménagements en aval (essentiellement périmètres irrigués). Nous décrivons les méthodes de mesure de ces deux externalités.

Stockage du carbone

Différentes mesures de taux de carbone sous SCV ont été effectuées (par exemple (Razafimbelo, 2007)) qui permettent d'avoir une idée du carbone séquestré par les systèmes SCV par rapport aux systèmes traditionnels. Il est également important de noter que, contrairement à ce qu'on aurait pu penser, les SCV ne rejettent que très peu de N₂O malgré les quantités importantes d'azote introduites dans le système (Chapuis-Lardy, 2007). Le projet génère des émissions supplémentaires (intensification, voyages en avion d'experts, etc.). Un bilan carbone du projet a été réalisé par l'AFD. Nous le reprenons. Ce carbone séquestré est ensuite valorisé au coût du dommage marginal lié aux émissions de CO₂. Nous prenons 20 euros par tonne (à nuancer certainement car le carbone des sols est facilement destockable). Nous avons donc :

$$\text{Bénéfice stockage carbone} = \text{stockage 'net' de carbone} * \text{dommage marginal CO}_2$$

Diminution des dommages en aval liés à l'érosion des tanety

L'effet 'sur-site' de l'érosion, à travers la baisse de productivité des sols, a été introduit précédemment. Nous nous intéressons ici aux effets 'hors-site'. L'érosion a en effet des impacts en terme d'ensablement sur les infrastructures en aval des bassins versants. Nous supposons que l'essentiel des matériels érodés sont des sables (nous n'avons cependant pas de mesures plus précises du type de matériel érodé)¹⁰⁰. Nous évaluons ensuite le bénéfice 'protection des sols en amont' des SCV par le coût des dégâts évités en aval. L'implantation de SCV réduit en effet les flux de sédiments érodés (d'après des études ANAE et SCRID¹⁰¹, nous considérons

¹⁰⁰ On peut également soulever le point que l'érosion n'est pas forcément négative pour les parcelles en aval. Cela dépend essentiellement de ce qui est érodé. Des sables sont très pauvres en matière organique ou autres limons fertiles et auront un impact très négatif. Par contre, si ce sont des limons fertiles qui sont érodés, on peut avoir un véritable transfert de fertilité. Nous n'avons malheureusement pas d'information sur ce qui est érodé.

¹⁰¹ Les mesures ANAE et Scrid sont à l'échelle de la parcelle. Cela pose de sérieux problèmes d'extrapolation à des échelles plus grandes et sous-estime les pratiques paysannes (rotations, jachères) dans leur capacité à gérer l'érosion.

que le SCV réduit la charge sédimentaire de 80%). Un ordre de grandeur du curage des canaux des périmètres irrigués est 2,5€/tonne. Nous utilisons cette estimation, intégrant également un coefficient de transfert dans le calcul (c'est-à-dire le pourcentage de sédiments érodés qui arrivent dans ces périmètres). Nous avons donc :

Bénéfice 'protection contre les dégâts de l'érosion en aval'

= coût d'entretien des périmètres en aval ensablés

= volume de sables évités par la mise en place de SCV * coût entretien (2,5\$/m³)

Et le volume de sable évité = 80%*30%(coefficient de transfert)*taux d'érosion parcelles traditionnelles

3.1.3. Autres impacts non quantifiés

Les impacts non prévus par le projet

Nous pensons ici essentiellement au « détournement » d'importantes quantités d'intrants achetés à crédits et censés être utilisés sur les tanety, qui ont finalement été utilisés pour les rizières. Pour la campagne 2007, des chiffres de 30% d'intrants détournés seraient avancés. L'impact économique pourrait donc être important bien que trop difficile à chiffrer.

Autres Externalités environnementales

Nous pouvons citer la meilleure infiltration de l'eau, ou l'aspect 'tampon' par rapport aux inondations destructrices des périmètres irrigués lors des épisodes cycloniques. Nous ne disposons cependant d'aucune donnée permettant d'avoir une idée de ces bénéfices. De même, on n'a pour l'instant aucune idée de si l'introduction des SCV est un facteur limitant l'extensification. L'augmentation des revenus engendrées pourrait en effet pousser à acquérir de nouvelles terres à un rythme plus important qu'actuellement.

Des effets d'entraînements sur des dynamiques plus globales

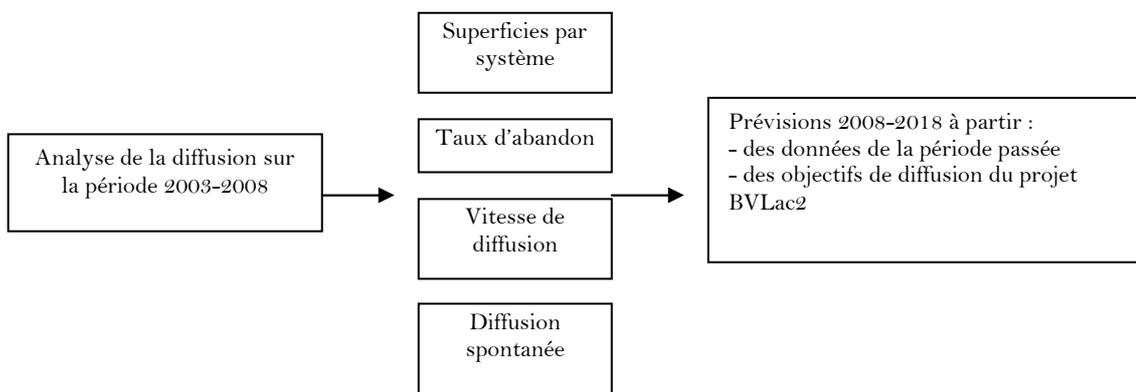
Cela peut entraîner une baisse du prix du riz (ou d'autres cultures). Les adoptants SCV étant en majorité des vendeurs nets de riz, cela est susceptible d'affecter leurs revenus. La situation est par contre inverse pour les acheteurs nets de riz. Les superficies en SCV sont cependant encore bien trop faibles aujourd'hui. De même, le passage en SCV diminue la demande de travail et donc de salariés agricoles. Cela peut donc avoir un effet sur les flux migratoires.

On ne connaît rien de l'impact du projet sur les institutions, formelles et informelles. Le projet apporte un appui à la structuration paysanne à travers la création de groupement, ce qui devrait donc correspondre à une augmentation du capital social de la zone. Mais quel est l'impact réel au niveau des institutions ? Le projet n'a-t-il pas pour effet de renforcer le pouvoir de notables locaux qui bloquent l'émergence des nouvelles initiatives ? De même, quel est l'effet en terme d'inégalités ? Pour l'instant, ce sont les producteurs les plus 'aisés' qui adoptent, on peut donc imaginer un accroissement des inégalités. Quel effet cela a-t-il ? Va-t-on assister à un effet d'entraînement similaire à l'expérience brésilienne ?

Un autre point est que le projet fait prendre des risques supplémentaires à de nombreux producteurs et introduit des dépendances à certains produits. Le crédit est facilité, et cela a eu semble-t-il des effets en terme de faillites de certains producteurs, et donc une paupérisation de certaines couches. D'autre part, le projet introduit une dépendance des agriculteurs à certains produits comme les herbicides. Il introduit donc un nouveau risque, celui que la filière 'herbicide' s'effondre, notamment à la fin du projet. Le projet induit donc toute une série de transformations sociales qui peuvent avoir un coût important pour certains. Ces coûts sont sans doute non évaluables mais il est important de les avoir à l'esprit.

3.1.4. Etape 3

Le schéma ci-dessous présente les différents éléments que nous rentrons dans les scénarios de diffusion qui s'appuient : sur des observations entre 2003 et 2008, sur les objectifs fixés dans le cadre du projet entre 2008 et 2013, puis sur des scénarios prospectifs après 2013. Nous présentons ci-dessous chacune des briques servant à l'élaboration des scénarios et présentons les principales hypothèses qui seront utilisées.



Projections des superficies des systèmes diffusés

La Table 11.7 résume l'importance relative des différents systèmes (simplifiés à partir des superficies diffusées annoncées par les opérateurs et de réajustements avec acteurs). Les systèmes repris ici représentent à l'heure actuelle l'immense majorité des systèmes diffusés.

Système	Toposéquence	% superficies	Types d'agriculteurs ¹⁰² qui adoptent majoritairement
Enherbement	Tanety	à part	A
Manioc/brachiaria	Bas de pente/tanety	5-10%	C-D et A
Mais/lég. + riz	Bas de pente/tanety	45%	C-D
Riz paillé + CM	Baibohos	45%	C-D

Table 11.7 : Importance relative des principaux systèmes diffusés

Pour la projection des superficies, nous utilisons les hypothèses suivantes : la répartition entre les systèmes est identique à la Table 11.8 et constante dans le temps, la répartition baibohos/tanety pour les systèmes SCV reste identique également. Nous pourrions cependant jouer sur une diffusion différenciée entre systèmes SCV au sens strict, RMME et systèmes fourragers à l'aide des paramètres du modèle. Les chiffres et hypothèses précis utilisés sont précisés dans l'annexe 11.3.

Dynamique des abandons

Il est nécessaire de prendre la dynamique des abandons dans le processus de diffusion dans la mesure où l'impact économique augmente avec la durée d'adoption. La description des abandons est encore relativement peu précise. On ne sait pas précisément sur quels systèmes se font les abandons, et en quelle année. Certains opérateurs ont cependant effectué quelques sondages permettant d'avoir une idée du processus d'abandon. Sur les zones couvertes par l'opérateur BRL (plutôt la rive est du lac), nous avons les taux d'abandons suivants (en nombre d'adoptants): 40% en 1^{ère} année, 10% en 2^{nde} et 35% en 3^e année. Sur les deux dernières saisons, sur ces mêmes parcelles, la Table 11.8 indique les décompositions par année d'ancienneté.

¹⁰² Nous nous référons ici à la typologie développée par Eric Penot

Introduction d'une diffusion spontanée

Nous avons négligé pour l'instant la diffusion spontanée des SCV. Pour les SCV stricto sensu, celle-ci semble limitée, le paquet technique étant complexe et difficilement maîtrisable sans l'appui d'un technicien du projet. Par contre, il semble que certains éléments du « paquet technique », le paillage notamment, se diffusent parfois chez des paysans proches d'adoptants. Aucune estimation de leur nombre n'existe. L'impact économique d'un paillage simple pourrait cependant être élevé. Concernant les RMME, la situation semble différente. L'itinéraire technique est plus simple et il est fort probable que certains paysans non encadrés se procurent des semences de type Sebota par exemple. Nous n'avons cependant quasiment aucune information sur ces points.

Sur l'après projet

Dans le cadre de cette analyse, nous avons une visibilité au niveau des coûts engagés et des superficies diffusées sur 10 années, entre 2003 et 2013. Cela devient beaucoup plus délicat à partir de 2013. Y'aura-t-il un autre projet derrière ? Quelles sont les composantes du projet qui seront autonomes à la fin du projet ? Quelles composantes faudra-t-il maintenir pour soutenir la diffusion ? A quel coût ? L'exercice est délicat mais important afin de déterminer les structures essentielles à renforcer pour la diffusion des SCV. Pour maintenir le rythme de diffusion, il semble difficile de se passer d'un conseil technique, les systèmes SCV étant quand même difficile à maîtriser. Le conseil socio-organisationnel semble également indispensable selon les acteurs impliqués dans le projet. On peut par contre espérer que les filières intrants, le crédit (bien que de nombreux problèmes soient à souligner actuellement) soient à l'issue du projet BVLac2 quasi autonomes. Nous donnons différents scénarios post-projet dans nos projections.

3.1.5. Etape 4

Nous précisons ici la démarche utilisée pour reconstituer les coûts de la diffusion des SCV. Le projet BVLac comprend en effet différentes composantes dont certaines sont extérieures au SCV. Pour la période 2003-2008, nous avons donc repris les décaissements, les différents contrats (fournis par le chef du projet) afin de reconstituer par année ce qui a été dépensé pour les SCV. Pour la période 2008-2013, nous nous sommes basés sur les coûts projetés par le projet BVLac2. Autant entre les coûts prévus pour BVLac1 et les décaissements réalisés, il y'a eu d'importantes différences (la partie SCV notamment ayant pris plus de poids que prévue),

nous pouvons supposer que les coûts ont été bien calibrés pour la 2^e phase du projet. Cet isolement de la partie agroécologie du projet s'est parfois révélé arbitraire dans la mesure où le projet BVLac est un projet intégré dont les différentes composantes interagissent entre elles. Différentes hypothèses ont été retenues à partir de discussions avec les différents acteurs du projet. Elles sont précisées dans la Table 11.10.

Type de coût	Part pour les SCV
Cellule projet	60%
Conseil technique (opérateurs de diffusion)	BRL : 100% / AVSF : 75% ¹⁰³ ANAE : 50% / SdMad: 100%
Conseil socio-organisationnel (Best)	50% ¹⁰⁴
Recherche et développement (GSDM/Tafa)	20% du programme national

Table 11.10 : Part des efforts des différents acteurs alloués à la diffusion des SCV

Il y'a également d'autres coûts à prendre en compte, mais faibles par rapport aux coûts déjà pris en compte comme les missions d'experts, les stages, etc. Nous négligeons par ailleurs les coûts liés à la sécurisation foncière. Il y'a en effet peu de zones où les composantes du projet SCV et sécurisation foncière interagissent.

Donnons une idée de l'ordre de grandeur de ces coûts. L'idée est de savoir combien on a investi au cours des 10 années pour obtenir les superficies projetées en 2013 supposées pérennes. On obtient donc le coût par hectare de SCV pérenne. C'est donc un coût important dans la mesure où on reporte sur ces superficies effectivement en SCV en 2013 le coût de diffusion de celles qui ne se sont pas maintenues. Pour chaque composante (conseil technique, conseil socio-organisationnel, recherche et développement et gestion du projet), nous avons sommé les coûts entre 2003 et 2013. Ce coût a ensuite été divisé par les superficies (SCV, RMME et fourrage confondus) diffusées (projection) en 2013 à la fin de BVLac2.

On intègre habituellement dans ce coût de diffusion uniquement le conseil technique donné par les opérateurs de diffusion. Or, le coût de diffusion devrait inclure non seulement ce conseil technique, mais devrait également le coût de gestion du projet (part SCV), le coût de mise au point des itinéraires techniques développés par Tafa et le GSDM, ainsi que le coût lié à l'appui 'socio-organisationnel' (Best). La Table 11.11 présente les résultats de cette décomposition.

¹⁰³ Nous retirons la partie élevage des activités d'AVSF

¹⁰⁴ Nous retirons la partie liée à la mise en place des 'zones de gestion concertée'

	€/ha
GSDM/Tafa	387
Gestion de projet	529
opérateurs de diffusion	1160
Appui socio-organisationnel	193

Table 11.11 : Coûts de la diffusion des SCV

3.2. Résultats (étape 5)

Nous présentons ci-dessous les résultats pour un seul scénario, dit « moyen » dont nous précisons les hypothèses ci-dessous. D'autres peuvent être développés en rentrant d'autres jeux d'hypothèses. Nous présentons ensuite différents tests de sensibilité.

Décrivons les hypothèses utilisées pour ce scénario « moyen ». Les superficies diffusées correspondent aux objectifs du projet BVLac2. Les objectifs semblent en effet raisonnables et accessibles. Pour la situation post-projet : on suppose que les superficies se maintiennent et qu'aucun nouveau coût n'est engagé. La Table 11.12 résume l'ensemble des hypothèses considérées.

Paramètres variables	Scénario "moyen"
taux d'actualisation	8% ¹⁰⁵
taux croissance surfaces SCV	18%
taux croissance fourrage	25%
taux croissance RMME	25%
diffusion spontanée RMME	0
coût opportunité travail familial (KAr)	2
taux d'utilisation fourrage	5%
dégradation productivité tanety	5%
intrants détournés	0%
dommage marginal CO ₂ (\$/t)	20
taux diffusion SCV 'post projet'	0
taux diffusion RMME 'post projet'	0
taux diffusion fourrage 'post projet'	0
part des RMME suivies de maraîchage/lég.	5%
part des baibohos suivis de maraîchage/lég.	15%
taux d'érosion "naturel" (t/ha/an)	10
stockage 'net' carbone (t/ha/an)	1

Table 11.12 : Hypothèses retenues pour le scénario « moyen »

Les coûts et bénéfices totaux actualisés du projet sont présentés dans la Table 11.13.

¹⁰⁵ Un taux de 8% est utilisé comme dans la plupart des projets de développement agricole à Madagascar. On peut se poser la question de la pertinence de ce taux, notamment si on étend l'analyse à des pas de temps plus long non couverts par les marchés financiers. Des tests de sensibilité ont été effectués sur ce paramètre critique de l'étude. Dans le cas du projet étudié, un point particulier est que le prix relatif de la terre par rapport aux autres biens risque d'augmenter à cause de la rareté croissante des terres. Sterner et Person (2008) montrent que ce prix augmentera avec l'élasticité de substitution du bien environnemental. Ce qui peut justifier une diminution du taux d'actualisation.

		Valeur actualisée nette (k€)
Bénéfices directs	SCV	1306
	Enherbement	99
	RMME	3194
Bénéfices indirects	limitation érosion	72
	stockage carbone	171
Bénéfices totaux		4285
Coûts		7414

Table 11.13 : Résultats du scénario « moyen »

Les Figures 11.9 et 11.10 présentent : l'évolution des superficies sur les 15 années considérées et l'évolution des coûts et bénéfices (par type de système) dans le temps.

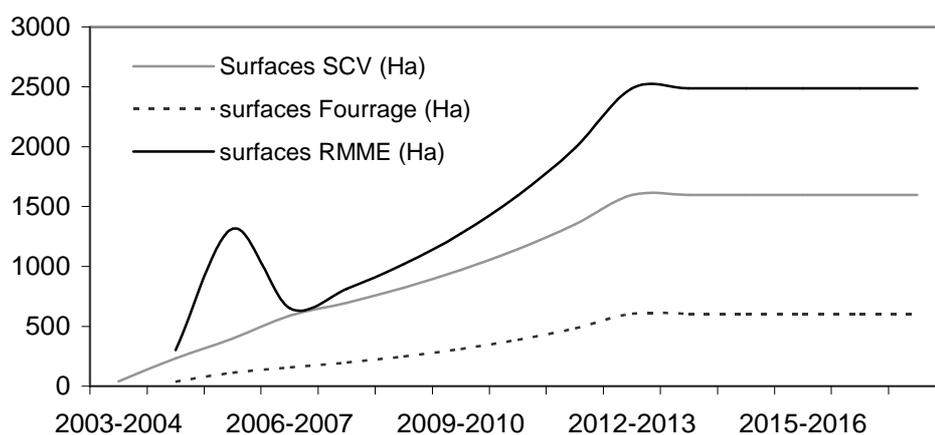


Figure 11.9 : Superficies diffusées dans le scénario « moyen » (constant après 2012)

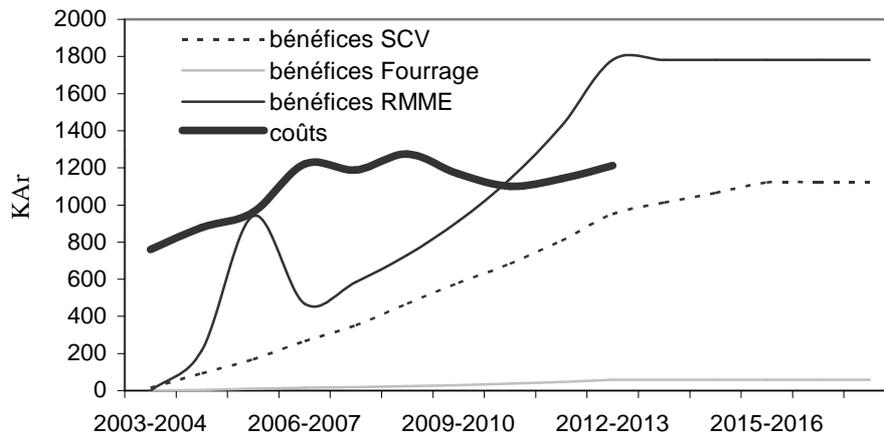


Figure 11.10 : Bénéfices en fonction des systèmes (scénario « moyen »)

Nous avons raisonné sur un pas de temps de 15 ans, ce qui sans doute trop court mais c'est un premier pas. Pousser plus loin à l'heure actuelle semble difficile étant donné les incertitudes. Nous pouvons observer que la rentabilité du projet est limitée, et largement tirée par les RMME. Il est cependant important de garder à l'esprit que ces résultats sont sensibles à de nombreuses variables/hypothèses comme par exemple le taux d'utilisation du fourrage ou les taux de superficies de RMME cultivées en contre saison. Nous proposons dans l'annexe 13.4 différents tests de sensibilité sur certains paramètres critiques dans les calculs. On peut voir notamment sous quelles hypothèses le projet est susceptible d'équilibrer coûts et bénéfices. Un bilan est proposé dans la Table 11.14.

Paramètres variables	Importance
taux d'actualisation ¹⁰⁶	+++
Taux diffusion RMME	++++
Taux diffusion SCV	++
Taux diffusion fourrage	+
coût opportunité travail familial (KAr)	++
taux d'utilisation fourrage	+++
Part des RMME suivie de contre-saison	+
Part des baibohos suivis de contre-saison	o
dégradation productivité tanety	o
dommage marginal CO ₂ (\$/t)	o
taux d'érosion "naturel" (t/ha/an)	o
stockage 'net' carbone (t/ha/an)	o

Table 11.14 : Bilan qualitatif des tests de sensibilité réalisés

La rentabilité du projet semble dans ce cas peu évidente. Nous proposons différents éléments ci-après susceptibles de remettre en cause cette conclusion.

3.3. Limites de l'analyse présentée

Un projet encore jeune en évolution/adaptation permanente

Il est difficile de prendre en compte les évolutions futures dans la mesure où ce n'est pas une évaluation ex-post. Rien que pendant la 1^{ère} phase du projet, les opérateurs ont su faire face à différents problèmes et adapter leurs stratégies. On peut par exemple citer le développement de nouveaux itinéraires, moins intensifs avec des couvertures non appréciées par les animaux. De même, le conseil technique est de mieux en mieux ciblé et les contraintes des paysans de mieux en mieux comprises (en passant à l'échelle de l'exploitation notamment). L'analyse économique a ainsi tendance à figer les tendances et à minimiser les capacités d'adaptation des paysans et des opérateurs. En ancrant le travail sur les tendances actuelles, nous ne pouvons par exemple prévoir l'émergence brutale d'un nouvel itinéraire qui se diffuserait très rapidement. Et plus qu'une technique ou un projet, c'est un processus d'innovation qu'on évalue, aussi bien technique qu'institutionnel.

¹⁰⁶ Voir l'annexe 12.5 pour une courte discussion de ce taux d'actualisation

De nombreux services écologiques et sociaux ne sont pas considérés

Il pourrait être intéressant de prendre en compte d'autres services écologiques fournis par les SCV comme une meilleure infiltration de l'eau par exemple. La géographie de Madagascar, plus particulièrement celle du lac Alaotra, rend cependant l'exercice délicat. Les dispositifs à mettre en place pour mesurer des services écologiques de ce type deviennent vite lourds. Ensuite, l'analyse effectuée est en équilibre partiel. On suppose en effet inchangés les prix, les salaires, etc. Or, un accroissement conséquent de la productivité des tanety pourrait modifier les flux migratoires (freinant par exemple la formation des bidonvilles) (Requier-Desjardins, 2006), la répartition des facteurs de production entre collines et bas-fonds irrigués, entre activités rurales et urbaines, etc. Cela peut également diminuer le prix du riz pour les urbains, ce qui peut entraîner une multitude d'effets en chaîne divers. Le projet n'est cependant pas suffisamment avancé pour estimer des effets de ce type.

Une prospective délicate des impacts futurs des SCV

Les pratiques paysannes (jachères, rotations et extensification notamment) sont complexes, et il est clair que l'effet des SCV est bien plus complexe que de remplacer des parcelles de la culture x par des parcelles de cette même culture x en SCV. Le passage aux SCV modifie l'allocation des facteurs de production à l'échelle de l'exploitation, modifie la répartition des risques. Les modifications induites peuvent ainsi être importantes à l'échelle de l'exploitation. A l'échelle des terroirs, le passage d'un nombre significatif d'exploitants aux SCV peut remettre en cause certaines règles de gestion, notamment en ce qui concerne la biomasse. Le SCV est en effet incompatible avec la vaine pâture, bien que susceptible d'accroître significativement les quantités de biomasse sur le terroir. Il reste cependant difficile de savoir quels facteurs influencent les trajectoires des exploitations, et l'impact des SCV dans tout cela. Il est ainsi difficile de prévoir les impacts de ce passage à ce nouveau type d'agriculture qui représente un changement de paradigme complet, avec des changements de long terme difficiles à appréhender. Alors que les scénarii que nous avons considérés sont pour la plupart des extrapolations des tendances actuelles à partir des 6 premières années du programme.

L'analyse économique a du mal à prendre en compte un changement de paradigme de long terme

L'adoption et l'appropriation d'une innovation prennent du temps, encore plus pour une technique basée sur un véritable changement de paradigme tels les SCV. Il y'a donc un coût

initial important, et les bénéfiques ne se feront sentir que bien plus tard. Le pas de temps utilisé de 15 années peut donc être trop court.

La difficulté de prendre en compte le coût d'une agriculture non durable

Pour l'instant, le caractère non durable du développement du lac Alaotra se traduit par une baisse de productivité des tanety, ce qui est relativement limité. On peut en effet imaginer qu'un développement agricole traditionnel aurait des conséquences plus importantes, comme par exemple l'utilisation de grandes quantités d'intrants sur les tanety qui se retrouvent dans les nappes et eutrophisent complètement les périmètres irrigués. On a finalement du mal à appréhender ce coût de l'inaction, particulièrement complexe dans un univers aussi incertain et hétérogène que celui du lac Alaotra.

Dans le même ordre d'idée, on suppose que les rentes paysannes n'évoluent pas ou diminuent du fait de la dégradation des terres. On néglige donc ici leur capacité de réaction et d'adaptation. Certains mouvements sont en effet à l'œuvre au lac Alaotra, avec notamment l'apparition d'une petite mécanisation qui commence à devenir importante (Kubotas).

4. Conclusion : quelques réflexions sur la justification économique du projet

Une technique a priori rentable pour le paysan...

Nous avons clairement mis en évidence l'intérêt économique des SCV pour le paysan pour les principaux systèmes proposés.

... mais un coût de diffusion important...

D'un côté, il y'a le coût lié au conseil technique (formations, vulgarisation, suivi des exploitants, etc.). On peut raisonnablement prévoir une diminution de ce coût d'encadrement. De l'autre côté, le coût pour adapter l'environnement socio-économique à la technique est important. Or, les contraintes sont fortes à Madagascar où l'accès au crédit, aux intrants est limité, la structuration paysanne relativement faible, le foncier un frein récurrent et les incitations à investir à l'heure actuelle sur les tanety faibles étant donné les gains potentiels de productivité importants dans les périmètres irrigués (à moindre risque). Ce coût est de plus complètement dépendant des politiques agricoles à des échelles plus larges. Il est raisonnable de penser que certaines de ces contraintes peuvent être levées à l'échelle de la dizaine d'année, comme par exemple, une amélioration des filières intrants et crédits. Par contre, pour ce qui

est de la vaine pâture, ou du foncier, les pas de temps sont sans doute bien plus longs. Ces problèmes sont récurrents dans les différents investissements ruraux à Madagascar. On pourrait attendre que l'environnement économique s'améliore, mais c'est bien là tout le défi du projet : infléchir les trajectoires dès maintenant, le coût d'une agriculture non durable pouvant être très élevé dans le futur.

... indispensable à toute innovation majeure et changement de paradigme ? Quelle justification pour l'aide publique au développement ?

Les investissements ruraux de façon générale sont difficiles à évaluer. Ceux-ci apparaissent en effet souvent peu rentables, mais de nombreuses externalités ne sont souvent pas prises en compte. Les externalités de la croissance agricole sur le reste de l'économie sont en effet souvent importantes (comme l'illustre bien le 'World Development Report' de la Banque Mondiale 2008 sur l'agriculture). De même, il n'est pas rare que des diffusions majeures de techniques agricoles apparaissent non rentables à des échelles de 15 ans. On atteint ainsi les limites de l'analyse économique qui a tendance à privilégier des rentabilités de court/moyen terme. Si la justification économique du projet n'est pas immédiate, quel peut alors être le rôle de l'aide publique au développement et sa justification pour de tels investissements ? Nous avons vu dans nos scénarios qu'il y'a une incertitude forte sur les bénéfices d'un tel défi. Le risque est donc conséquent, mais l'enjeu fort. La justification pour l'aide publique est donc certainement dans cette prise de risque, notamment pour un bailleur bilatéral. Le gouvernement d'un pays comme Madagascar ne peut pas se permettre cette prise de risque, ses investissements doivent être guidés par une rentabilité économique claire. De même, de grands bailleurs comme la Banque Mondiale, font finalement des projets peu risqués qui reflètent les « bonnes pratiques » du moment. C'est peut-être dans cette prise de risque que peut se justifier l'action d'un bailleur comme l'AFD, à savoir permettre de renouveler les paradigmes du moment.

Annexe 11.1 : Récapitulatif des sources utilisées et éventuelles critiques

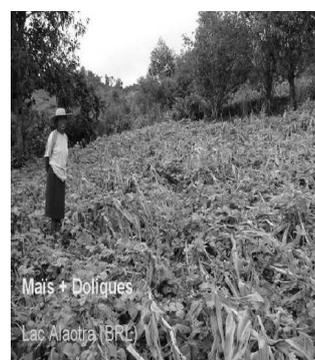
Type de données	Source	Critique / robustesse
Itinéraires techniques / « rentes »		
Itinéraires techniques traditionnels	(Rojot et Coletta, 2006), (Nave et Durand, 2007)	Très fragiles, peu de données, dépendant de la toposéquence. Les rendements utilisés sont peut-être élevés
Itinéraire technique SCV	Maïs/légumineuses-riz : base de données BRL 2007 : moyennes uniquement sur tanety et bas de pente Riz de baibohos : base de données BRL 2007 : uniquement sur baibohos Manioc-brachiaria : difficile, à préciser	Correct sur années 1, 2, 3, fragile à partir de la 4 ^e année car peu de données Données extrêmement hétérogènes
Itinéraire RMME	Riz sur RMME : base de données BRL 2007, traditionnel : itinéraire technique avec risque construit par Eric Penot	Problème de typologie des RMME, de la situation en traditionnel à choisir, et de l'itinéraire technique précis des RMME.
Itinéraire fourrage	Itinéraire « traditionnel » : (Bassery, 2000)	---
Itinéraire maraîchage et légumineuses de contre-saison	Itinéraires de JM Buresi avec ajustements Autres sources existantes: BRL (tomate, haricot, pois de terre), Olympe (aubergine, tomate pois de terre)	Variabilité énorme entre les différentes sources
Superficies diffusées (période 2003-2008)		
saison	Chiffres fournis par le GSDM en distinguant fourrages, SCV et RMME	---
contre saison	Rapports BRL 2005-2006 : part des RMME suivies de CS Rapport de synthèse BRL 2007 : part des baibohos suivis de CS Pas de CS sur tanety	Difficile de prévoir évolution de CS
Répartition SCV baibohos/tanety	Chiffres des rapports BRL	Supposés constant dans le temps
Superficies par type de système	Rapports BRL	Supposé constant dans le temps
Superficie par année d'adoption	Chiffres sur saison 2005-2006+ d'acteurs + recensement parcellaire BRL 2007	Extrapolé à partir de 2005-2006 et constant le reste du temps, identique pour chaque système
Taux d'abandons (toutes années confondues)	Chiffres BRL	10% semble faible en 2 ^e année du projet semble faible

Variables clés pour les scénarios prospectifs		
<i>fourrage</i>		
superficies	Superficies projetées par BVLac2 (mais paramètre variable)	---
Niveau de pris en charge par le projet	Pour l'instant : intrants pris en charge par projet, travail par le paysan	---
Taux d'utilisation	Très faible dans 1 ^{ère} phase du projet, mais peut fortement s'améliorer	---
<i>RMME</i>		
Superficies CS	Très faible dans 1 ^{ère} phase du projet, mais peut fortement s'améliorer	---
Superficies saison	Superficies projetées par BVLac2 (mais paramètre variable)	---
<i>SCV</i>		
Part tanety/baibohos	Moyenne des 4 premières années du projet	Supposé constant
Part différents systèmes	Dires d'acteurs	Supposé constant
Part de chaque année	Recensements parcellaires 2007 et 2006	Supposé constant et identique pour chaque système
	Superficies projetées par BVLac2 (mais paramètre variable)	---
Taux d'abandon par année	Extrapolé à partir de l'évolution entre 2006 et 2007	---
Externalités		
Stockage net carbone	Bilan carbone Afd du projet BVLac2	---
Effet SCV sur érosion	Etudes SCRID et ANAE	Résultats échelle parcelle
Coefficient de transfert		Relativement arbitraire
Taux d'érosion 'naturel'		Fortement variable et mesures parcelles
Coût curage canaux	Chiffres BRL	---

Annexe 11.2 : Description des principaux systèmes SCV repris dans cette étude

Le système maïs+légumineuse / riz

« Il existe bien des itinéraires possibles pour ce système. Ici, la première année l'agriculteur sème un maïs en ligne, en association avec de la dolique qui constituera la couverture vive du système. Le temps de semis en ligne, plus long que le semis traditionnel peut nécessiter jusqu'à 40 hommes-jour par hectare. Les variétés de maïs diffusées sont les variétés IRAT 200 ou IRAT112. Au moment du semis du maïs, l'agriculteur apporte du NPK (en général 150 kg / ha) et de l'urée en deux fois (2 fois 50 kg). Le niveau de fertilisation (NPK et urée) est déterminé selon les besoins de la parcelle et est décroissant d'année en année. Les semis de maïs et dolique (20 kg/ha de semences de maïs et 10 kg/ha de dolique) sont rarement espacés de plus de 15 jours. Selon ses habitudes alimentaires, un agriculteur peut choisir de semer du niébé plutôt que la dolique. Après la récolte du maïs les cannes sont cassées et seront laissées sur le sol pour constituer le mulch. Il peut être soit séché sur pied soit séché après récolte. Il est difficile d'avoir une idée précise des temps de récolte du maïs. En effet, la période de récolte s'étale souvent sur un mois car c'est une culture avant tout autoconsommée et utilisée pour l'alimentation des volailles et porcs. (...) La dolique est mûre plus tard, les graines peuvent être récoltées et sont parfois vendues par contrats de semences (à environ 700 ariary par kilo) alors que les tiges et feuilles sont laissées sur la parcelle. Cette légumineuse est comestible, mais elle a été introduite très récemment dans les systèmes de cultures malgaches et ne fait donc pas encore partie des habitudes alimentaires des malgaches. C'est pourquoi il arrive qu'elle ne soit même pas récoltée (...). Même si la dolique n'est que très peu utilisée, les agriculteurs acceptent de la cultiver car ils la considèrent comme un « engrais gratuit » et espèrent augmenter leurs rendements de maïs.



C'est dès la deuxième année que le système a un intérêt. Lorsque la deuxième culture est mise en place, il n'y a plus de labour. À la place, la parcelle est traitée au glyphosate (5 litres/hectare) pour calmer la culture précédente. Le temps de travail est donc réduit (12 hommes.jour / ha pour un labour à la charrue, contre 1 homme.jour / hectare pour un traitement au glyphosate). Le riz pluvial (Fofifa, B22, Primavera) est directement semé en ligne, à travers le mulch créé grâce à la couverture vive. Bien qu'il existe des cannes planteuses (cannes tiko-tiko), ce semis se fait souvent grâce à un simple bâton ou une petite angady qui permet d'écartier le mulch et planter les semences dans le sol. Les semences sont fréquemment

traitées au Gaucho et dans ce cas aucun autre insecticide ne sera utilisé. Il est possible qu'un sarclage manuel ou à l'angady soit encore nécessaire la première année, en janvier, lorsque la plante de couverture ne s'est pas encore développée. Mais le deuxième, voire le troisième sarclage manuel qui était effectué en culture traditionnelle n'est plus nécessaire grâce à la plante de couverture qui limite la pression des adventices. Une fois le riz récolté, il est battu à la main pour des petites surfaces, ou piétiné par des zébus. Les pailles sont récupérées et une partie permet de recouvrir la parcelle afin que le sol ne soit jamais nu jusqu'à la campagne suivante. »

[Extrait de (Durand et Nave, 2008)]

Le système riz + contre saison paillée

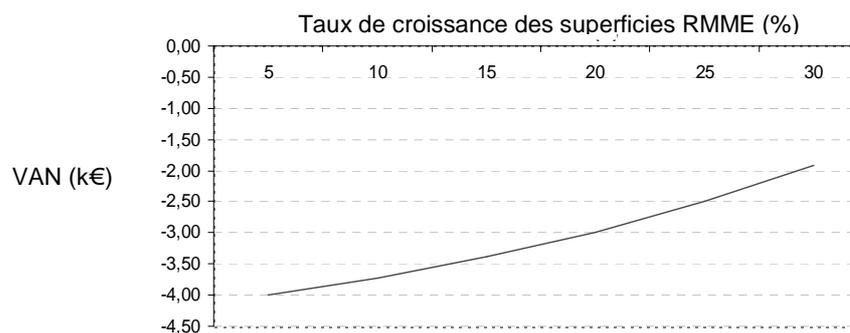
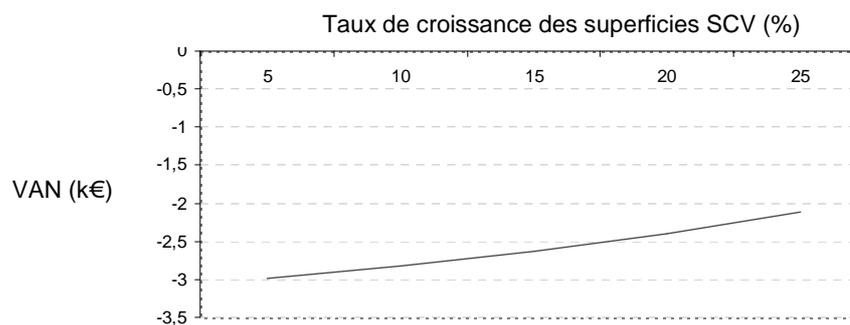
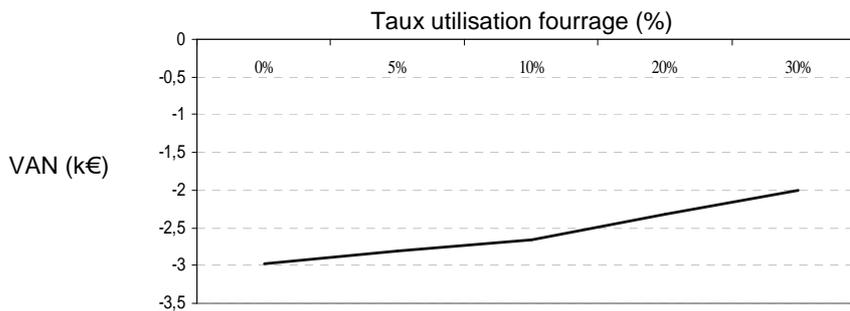
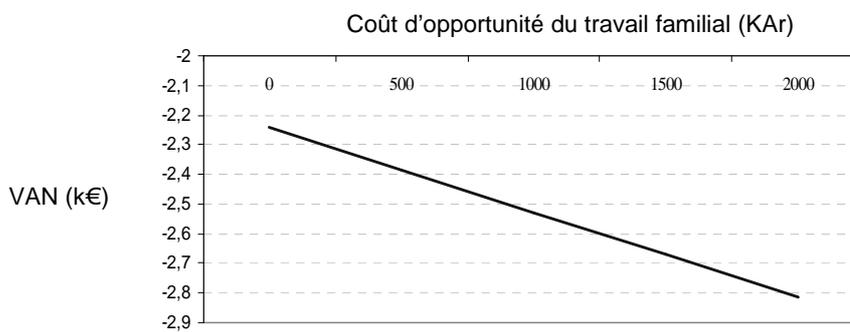
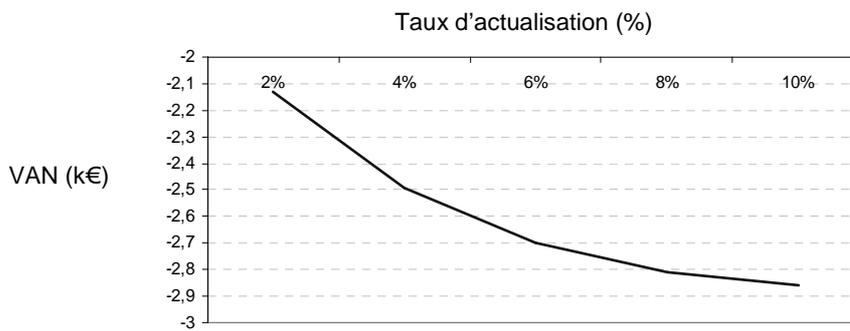
La date d'implantation du riz peut varier selon l'arrivée des premières pluies. Il est cultivé comme expliqué précédemment. La parcelle est labourée la première année, mais dès la deuxième année elle est traitée au glyphosate pour préparer la parcelle avant un nouveau semis. Le riz pluvial (variété B22, Fofifa...) est semé directement en ligne, à travers le mulch constitué des résidus des cultures précédentes. Certains agriculteurs pratiquent déjà le semis en ligne en culture traditionnelle, cela ne pose donc pas de problème particulier. La parcelle peut être fertilisée au moment du semis par du fumier de zébus (4 t/ha) et du NPK (150 kg/ha). Un sarclage peut être nécessaire, selon l'épaisseur du mulch, ou l'intensité des pluies quelques adventices peuvent se développer. Mais il s'agit d'un seul sarclage manuel rapide. Après la récolte et le battage, les pailles de riz sont étalées sur la parcelle (...). La culture principale est suivie d'une culture de contre-saison à cycle court. La culture sera choisie selon l'objectif de l'agriculteur. Mais bien souvent, les légumineuses sont conseillées pour améliorer la fertilité par apport d'azote. Le haricot se sème en ligne entre les rangs de riz pluvial précédemment récolté. Sur cette culture les traitements insecticides sont importants et commencent à la floraison, un mois environ après le semis. La parcelle est traitée une fois par semaine (avec un pyréthrianoïde de synthèse : « karate » par exemple) jusqu'à la formation des premiers grains, puis toutes les deux semaines jusqu'à la maturation. Les traitements s'arrêtent en général deux semaines avant la récolte. Les haricots sont récoltés soit vert soit secs et battus.

[Extrait (Durand et Nave, 2008)]

Annexe 11.3 : Mode de calcul de l'évolution des superficies

	Unité / formule	2003- 2004	2004- 2005	2005- 2006	2006- 2007	2008-2018
Superficies SCV strictes	Ha		Chiffres GSDM			Introduction taux croissance
Part tanety	% superficies SCV	66	66	50	62	Moyenne (4 années)
Part baibohos	% superficies SCV	34	34	50	38	Moyenne (4 années)
Manioc-brachiaria	% superficies SCV	---	4	4	5	10
Maïs/riz		(Superficies tanety) – (superficies manioc-brachiaria)				
Riz+CM		Superficies baibohos				
Superficies RMME		Chiffres GSDM			Introduction taux croissance	
Superficies fourrages		Chiffres GSDM			Introduction taux croissance	

Annexe 11.4 : Tests de sensibilité



Chapitre 12. Conclusion Générale

1. Réponses aux questions de départ

- Problématique 1 : Quel cadre de pilotage de la durabilité pour les pays Africains ?

« Développement » (accroissement du bien-être présent) et « durabilité » (capacité à maintenir ce niveau de bien-être dans le futur) sont deux concepts distincts. Il est donc nécessaire de les mesurer séparément. En ce sens, les indicateurs de développement durable mélangeant mesures du bien-être présent et futur (tel l'indice de progrès véritable) sont ambigus. C'est pourquoi nous avons insisté sur la nécessité de développer des approches de la durabilité basées sur la mesure de l'évolution des stocks de capitaux des pays. Une norme de durabilité à minima est de transmettre aux générations suivantes un stock de richesse (composée de quatre stocks de capitaux : physique, naturel, humain et social) au moins équivalent. C'est ce que mesure l'épargne nette ajustée popularisée par la Banque Mondiale. C'est cette approche que nous avons creusée, améliorant notamment le traitement du capital immatériel (prise en compte de la dimension « santé » du capital humain et ajout d'une forme de progrès technique et institutionnel). Il faut cependant garder à l'esprit certaines des limites de l'approche. Notamment, le nombre de capitaux considérés est souvent limité et le capital naturel représenté de façon réductrice. C'est pourquoi nous considérons qu'il est important de compléter une analyse de la durabilité à travers un indicateur monétarisé de type épargne nette ajustée par des indicateurs physiques permettant d'intégrer dans l'analyse les stocks non considérés par ce cadre parfois trop simplificateur. Nous pensons notamment au capital social, dont la complexité est difficile à appréhender à travers une approche monétaire.

Que préconiser concrètement en pays Africains ? Dans la pratique, il s'agit finalement de compléter les « tableaux de bords du développement durable » actuellement développés au sein des pays par des indicateurs de mesures de l'évolution des différents stocks de capitaux (tant monétaires que physiques). Encore une fois, il est important au sein de ces tableaux de bien distinguer la dimension « développement » de la dimension « durabilité ». Le débat sur la durabilité pour les pays africains se pose en des termes particuliers. Plus qu'une entrée « durabilité », l'entrée doit être une entrée « croissance ». Il faut accumuler du capital. Il est donc nécessaire d'avoir une épargne nette ajustée strictement positive. Son analyse permet d'identifier différents leviers de politiques publiques pour que ces pays entrent dans une spirale vertueuse d'accumulation de richesse.

- Problématique 2 : Comment prendre en compte les ressources en sol dans les stratégies de croissance ?¹⁰⁷

Comment intégrer les spécificités des ressources en sol dans l'analyse économique ? Quelles conséquences dans l'élaboration des stratégies de développement agricoles ?

Le sol en tant que ressource naturelle (dans sa dimension stock) reste peu étudié par les économistes des ressources naturelles. C'est un champ de recherche qui devrait évoluer rapidement car la compréhension du fonctionnement du sol du point de vue scientifique s'est améliorée ces dernières décennies et les pressions devraient encore s'accroître sur cette ressource (comme l'attestent par exemple les achats de terres en Afrique par les fonds arabes). L'idée de ce chapitre 10 était donc de présenter différents outils permettant d'appréhender sous un angle économique la complexité du sol à travers ses différents services et sa dynamique spécifique. Ce qui pourrait permettre à terme de renouveler les outils de gestion de cet actif. Nous avons repris une série de concepts souvent flous dans la littérature à travers une perspective économique. Nous avons ainsi proposé un cadre d'analyse des notions suivantes : multifonctionnalité, dynamique non linéaire, et résilience écologique. C'est un premier pas pour rendre ces concepts plus « opérationnels » et les faire percoler dans les projets de développement agricole.

Reprenons les différents concepts étudiés à travers une grille de lecture opérationnelle. En quoi ces travaux peuvent-ils modifier la manière dont sont élaborées les stratégies de

¹⁰⁷ N'ayant pas résumé les contributions de la partie 3, nous proposons dans les paragraphes qui suivent une réponse large mettant un peu de perspective dans les résultats de la partie 3.

gestion des ressources en sol, et plus généralement de développement agricole ? D'abord, le sol est un actif multifonctionnel. Il génère différents services : séquestration de carbone, production agricole (et plus généralement de biomasse¹⁰⁸), régulation des flux de sédiments et d'eau, etc. Il est important de considérer cette dimension dans les outils de gestion afin de ne pas se focaliser sur un seul service. Ceci pourrait conduire à modifier les modes de financement de l'agriculture. Les paiements pour services environnementaux par exemple font maintenant partie de la palette des outils des acteurs. L'agriculteur est ainsi rémunéré pour d'autres services que la production agricole. Il ne faut cependant pas perdre de vue que la production alimentaire est et restera le service central fourni par les sols africains. Dans le cas du bassin versant étudié à Madagascar dans le chapitre 11, nous avons vu que les bénéfices agricoles sont les plus importants. Ensuite, le sol à partir d'un certain seuil (de matière organique ou autre caractéristique du sol) peut devenir complémentaire d'autres capitaux. Nous avons vu l'exemple des intrants chimiques dont la rentabilité s'effondre sous un certain seuil de matière organique. Cela peut enfermer les agriculteurs africains dans des trappes de pauvreté. Il est important d'avoir cela en tête et d'identifier ces seuils de façon systématique. Il peut en effet être très rentable socialement de mettre en place des programmes de conservation des sols évitant que les agriculteurs ne dépassent ces seuils critiques. Si l'on passe ces seuils, une intervention publique externe devient nécessaire, en général très coûteuse. Un autre point mis en évidence est le fait que les sols sont des stocks de ressource à gérer. Les outils développés (modèles à capital sol) permettent d'étudier les interactions entre ressource et activités humaines. Ils peuvent par exemple aider à comprendre les déterminants profonds de la dégradation de ce stock (par opposition à des déterminants plus superficiels de type « pratiques culturelles inadaptées »). Les causes de la dégradation pouvant être tant d'ordre économiques (imperfections de marché) que sociales (inégalités de pouvoir ou de répartition des terres). Comprendre ces causes est important pour élaborer des politiques de conservation des sols adaptées. Enfin, nous avons proposé un début de grille d'analyse sur ce concept émergent qu'est la résilience écologique. Accroître la résilience des agricultures africaines est un enjeu primordial. Les agriculteurs africains risquent d'être de plus en plus exposés à de nouveaux risques, tant climatiques qu'économiques. Ceci passe d'abord par le développement d'outils qui permettent d'appréhender ce concept et de l'intégrer dans les calculs économiques. Mettre en place des mécanismes d'assurance qui fonctionnent reste un grand défi pour le développement

¹⁰⁸ Nous n'avons que peu évoqué la problématique de la gestion de biomasse en pays africains au cœur des conflits entre agriculture et élevage. La biomasse est en effet une ressource rare, allouée en contexte africain entre régénération des sols et alimentation pour le bétail. Elle est au cœur des stratégies paysannes et règles communautaires.

de l'agriculture africaine. La nature a été un filet de sécurité et une assurance dans le passé. Elle peut certainement le rester.

Les sciences du sol peuvent donc alimenter la réflexion économique sur bien des points. Pour le scientifique du sol, l'approche « capital sol » est également un moyen de renouveler la réflexion sur la « qualité » ou « fertilité » des sols. Ces termes de qualité ou fertilité sont souvent ambigus et subjectifs. Longtemps, la seule fonction considérée des sols était la fonction de production agricole. Un sol fertile ou de bonne qualité est donc un sol dont l'état permet une production agricole importante (par rapport aux autres sols, toutes choses égales par ailleurs, c'est-à-dire à niveaux d'intrants, de travail, etc., équivalents). Une approche de type « capital sol » s'inscrit dans la continuité, l'approche étant résolument anthropocentrique, axée sur les services fournis à l'homme. La monétarisation permet en plus de lever certaines limites. Celle-ci donne des indications de la valeur de ces services sous différents modes de gestion des sols, permettant ainsi de les hiérarchiser. Le pilotage multifonctionnel d'un sol nécessite de connaître : l'impact des pratiques ou inputs sur les caractéristiques du sol ainsi que l'impact de ces caractéristiques sur les différents flux de services fournis par le sol. Ce sont des informations que nous commençons tout juste à connaître.

Quelle rentabilité des techniques agroécologiques au lac Alaotra ?

Dans le chapitre 11 nous avons proposé l'analyse coûts-bénéfices d'un projet d'agriculture de conservation à Madagascar. Ce projet porte plus particulièrement sur les techniques de semis direct sous couverture végétale dans la zone du lac Alaotra. Sur le plan opérationnel, différents résultats émergent. Nous avons pu mettre en évidence l'importance centrale des bénéfices directs (essentiellement en termes de revenus supplémentaires) pour les agriculteurs qui adoptent ces techniques, notamment par rapport aux autres bénéfices indirects (séquestration de carbone et limitation des dommages hors site de l'érosion au niveau des périmètres irrigués). Les coûts du programme restent cependant importants par rapport aux bénéfices attendus. Ce résultat est étonnant dans la mesure où la littérature indique souvent des rentabilités sociales élevées dans le cas des programmes de conservation des sols. L'étude a été effectuée sur un pas de temps de 15 années, ce qui est sans doute trop court pour prendre en compte toute la mesure du changement de paradigme lié à l'introduction de ces nouvelles techniques agricoles.

Au-delà des chiffres qui reposent sur des scénarii et des jeux de données toujours discutables, l'une des forces de cette analyse réside dans son fort « caractère intégrateur ». Cette étude regroupe une quantité considérable de données, de diverses natures (enquêtes

socio-économiques auprès des ménages, mesures physiques de taux d'érosion, quantités de carbone séquestrés par les sols sous SCV, etc.) en les intégrant de façon à proposer une réflexion globale sur les orientations stratégiques du projet. Cette étude devient finalement un outil de gestion prospective du projet.

2. Synthèse : vers une articulation des différentes échelles du travail

Dans cette thèse, à travers les parties 2 et 3, nous avons finalement proposé un cadre d'analyse du processus de croissance. La croissance résulte de l'accumulation de différents types de capitaux. Les outils développés dans le cadre de la durabilité faible (épargne nette ajustée par exemple) sont des plates-formes de discussion permettant de discuter du sentier d'accumulation socialement souhaité. Les analyses coûts-bénéfices sont ensuite un exemple d'outil permettant d'atteindre l'objectif fixé au plus bas coût. Investir dans la conservation des sols était ainsi un exemple dans le cas de Madagascar d'investissement pour contrebalancer l'importante dégradation des sols et accroître l'épargne nette ajustée.

Dans l'approche de durabilité adoptée dans la partie 2, la norme de durabilité est fixée au niveau macroéconomique. Rien n'est dit pour les échelons inférieurs. C'est pourquoi l'approche apparaît quelque peu abstraite et éloignée des réalités concrètes de nombreux projets de développement. L'idéal serait de voir en quoi chaque projet ou programme contribue à la durabilité à travers l'évaluation de l'impact de celui-ci sur l'évolution des différents stocks de capitaux. Ce qui permettrait de concilier échelles locales et nationales. Dans la pratique, cela est quantitativement complexe et difficilement envisageable. Il pourrait par contre être pertinent d'effectuer une évaluation plus qualitative de l'impact des projets sur les différents capitaux. C'est ce qui est fait dans l'approche « livelihood » développée par le DFID¹⁰⁹. Analyses coûts-bénéfices et approche « livelihood » seraient ainsi des approches complémentaires permettant de concilier échelles locales et nationales¹¹⁰.

3. Du travail analytique à la prise de décision

Nous souhaitons clore ce travail par une courte réflexion sur l'intérêt des outils développés dans cette thèse pour l'aide à la décision. L'économie de l'environnement est fréquemment perçue comme le prolongement à l'environnement d'une logique planificatrice et

¹⁰⁹ UK Department For International Development, coopération internationale anglaise

¹¹⁰ Il pourrait même être pertinent d'élargir aux capitaux naturels et humains les comptabilités des firmes

technocratique. Le processus de décision est représenté par un « planificateur omniscient » qui met en balance les bénéfices et coûts de la décision concernée. La « science » permettant d'éclairer et de résoudre les problèmes qui se posent. Le champ du politique est alors de faire accepter le champ d'analyse de ces sciences, ce cercle d'expert se portant comme garant de l'intérêt général. Cette caricature de l'apport de l'analyse économique (plus particulièrement celle liée à l'environnement) ne reflète pas la manière dont nous concevons l'apport de nos travaux à des publics de décideurs, ni la manière dont nous avons pu percevoir leur impact concrètement. De plus, le processus de prise de décision est complexe. C'est un processus itératif, de négociations entre acteurs dans un monde hautement incertain. Comment peuvent donc s'insérer les travaux réalisés dans un cadre plus réaliste de prise de décision ?

3.1. Éléments théoriques sur la prise de décision collective

Décrivons plus en détail ce « modèle de décision » support du calcul économique introduit plus haut. On a un décideur unique (représenté généralement par l'Etat) qui dans un premier temps va fixer les objectifs, c'est-à-dire définir ce qu'est l'intérêt général. Il s'agit donc de mettre en forme la demande des individus. Une approche utilitariste peut être utilisée, ou une procédure de vote par exemple. Les objectifs fixés, il s'agira ensuite de déterminer les meilleures solutions à mettre en œuvre pour les atteindre. L'« expert » peut intervenir à chacune de ces deux étapes. Ce modèle est de plus en plus bousculé et adapté, pour différentes raisons. D'abord, l'existence d'un décideur unique est discutable. La décision est en effet le plus souvent émiettée et fait intervenir de multiples acteurs. Ensuite, la capacité de l'Etat ou des élus à définir ce qu'est l'« intérêt général » est de plus en plus remise en cause. L'expertise est de plus en plus contestée et les élus sont de plus en plus discrédités (« crise du politique »).

Pour palier ces critiques, de nouvelles procédures de choix public se sont développées associant les citoyens : depuis la simple consultation des populations jusqu'à leur participation dans les projets (participation qui peut se faire à tous les niveaux, aussi bien dans la mise en œuvre que dans l'évaluation). Les objectifs sont donc négociés. La négociation est finalement un moyen de révéler les préférences collectives. On ne définit pas de fonction de bien-être social a priori. Le développement de ces nouvelles procédures de choix publics a suscité des recherches dans de nombreuses disciplines différentes : nouvelle économie politique, gestion stratégique de l'environnement, sociologie des organisations, sciences politiques, etc.

3.2. Les pays du sud : expérimentateurs des démarches participatives sur les questions d'environnement

Rappelons d'abord quelques particularités de l'objet « environnement » rendant sa gestion délicate. D'abord, la nature est souvent un bien public, non approprié. Il fournit donc bien souvent une série de biens et services perçus comme gratuits. Ensuite, elle fournit des externalités, tant négatives que positives. Un nombre important d'acteurs peut donc être concerné. Enfin, les écosystèmes sont des systèmes complexes, dont on ne connaît pas toutes les réactions. L'écologie scientifique évolue. Les modes de gestion suivent ainsi les évolutions de la discipline. Par exemple, on s'éloigne des dogmes initiaux, passant d'une écologie de l'équilibre à une écologie du déséquilibre. Ce sont des systèmes aux réactions particulièrement incertaines qu'il faut gérer, avec une information partielle. C'est dans cet esprit que se développe la gestion dite « adaptative ».

La gestion de l'environnement devient donc de plus en plus participative. C'est même devenu un impératif dans les projets de développement. « Empowerment », « participatory process », « ownership » sont entrés dans le vocabulaire des différents acteurs du développement, parfois abusivement. Cette tendance (pas si nouvelle que cela, on retrouve des ambitions participatives jusque dans les programmes de « mise en valeur des colonies »¹¹¹ au début du siècle dernier pour faire face aux moyens humains et financiers limités des administrations coloniales) s'est affirmée en réaction notamment à des logiques technocratiques ignorant la multitude des acteurs en jeu¹¹². Cette démarche d'élaboration de préférences collectives est intéressante, notamment dans des contextes de pays en voie de développement où l'information et les marchés sont partiels. Qu'en penser ? La participation est-elle un outil de construction d'un intérêt général ou de l'intérêt des plus forts ?

La question est complexe, ce n'est pas l'objet de cette thèse de faire une critique de la participation dans les projets de développement liés à l'environnement¹¹³. Donnons cependant quelques éléments. Le terme de participation est un terme vague, pouvant aller de la simple consultation à une réelle participation à la prise de décision. Nous reprenons ci-après deux critiques fréquentes. D'abord, la participation des populations n'est qu'un affichage, cette

¹¹¹ Citons par exemple Albert Sarraut, ancien ministre des colonies à l'origine de l'un des premiers plans de « modernisation » des colonies dans les années 1920 : « au lieu d'adapter de force tous nos protégés aux conditions de la 'cité française', il faut se décider à comprendre enfin que leur évolution doit se poursuivre dans le plan de leur civilisation, de leur tradition, de leur milieu, de leur vie sociale, de leurs institutions séculaires qu'il nous appartient sous doute d'améliorer (...) mais que nous aurions tort de vouloir transformer ou bouleverser en leur imposant des 'décalqués' ».

¹¹² Voir (Thoyer, 2004) pour une explication plus approfondie de cette tendance. Elle souligne notamment les difficultés des outils économiques traditionnels à prendre en compte l'hétérogénéité des revendications des acteurs.

¹¹³ Voir (Leroy, 2008) pour une analyse de la participation dans les projets en voie de développement

« illusion participative » (Blanc-Pamard, 2004) n'étant qu'un outil de légitimation des décisions qui restent toujours imposées aux individus. Ensuite, la participation introduit des biais importants, et les préférences collectives finalement élaborées reflèteront surtout les intérêts des plus puissants. Fauroux (1995) donne un exemple particulièrement illustrateur. L'auteur décortique les prises de décision dans le cadre d'un projet de développement rural dans le delta de Morondava à Madagascar. Il montre comment les experts, content de trouver des « interlocuteurs représentatifs », ont négocié le projet avec les notables de la zone, représentants d'une bourgeoisie locale avec des intérêts sans rapport avec ceux des paysans. La conséquence étant un projet biaisé en faveur des intérêts de ces notables. Complétons cet exemple par une observation récurrente et particulièrement illustrative dans la plupart des projets de développement agricole en Afrique Sub-saharienne : il n'y a presque jamais de femmes dans les « conseils de sage » (ou équivalents) qui sont souvent les organes de décision principaux des villages. Etonnant quand on sait par ailleurs qu'elles sont les premières concernées par ces décisions, passant bien souvent plus de temps aux champs que les hommes. Les structures de négociation ont donc clairement un impact clé sur la prise de décision.

Comment intégrer les outils développés dans cette thèse dans ce cadre de prise de décision ?

3.3. Les outils économiques (de l'environnement) et la prise de décision participative dans les pays en développement

On peut segmenter l'interrogation précédente en deux questions. Quel est l'impact observé de l'analyse économique sur la prise de décision concrètement ? Et comment devrait être utilisé l'analyse économique dans ce contexte ?

Le constat : une influence croissante des outils de l'économie de l'environnement pour la prise de décision

Il existe un intérêt croissant pour l'analyse économique dans les problèmes de gestion des ressources ou d'environnement, surtout aux échelles nationales et internationales (voir par exemple (Drakenberg 2009) ou (Sukhdev et al, 2008)). Les justifications sont diverses. Dans la pratique, l'analyse économique est fréquemment un outil qui alimente une argumentation, une négociation ou sert à justifier tel ou tel intérêt. Elle est rarement neutre. Ainsi, la plupart des analyses économiques sur l'environnement concluent quasiment tout le temps à un intérêt pour la protection de l'environnement plutôt que l'inverse. Un récent rapport de l'OCDE

(Drakenberg, 2009) analyse les canaux entre analyse économique de l'environnement et décisions politiques : « *Environmental economic analysis can influence policy making both in the short term and in the long term. It may influence the language and perceptions of both policy makers and their advisors over time (...). On the other hand, technical analysis may have little or no impact at all. A better understanding of the policy process increases the chances of impact. (...) Policy making is increasingly seen as a complex, non-linear and continuous process without a clear starting or ending point. A constant flow of issues, problems and solutions are discussed and a significant number of people (inside and outside the government) are pushing various ideas* » (Drakenberg, 2009). La prise de décision est donc un processus complexe et le lien entre décision et travail analytique n'est pas toujours évident.

Retour d'expérience

Certains des travaux de cette thèse ont été réalisés en étroite collaboration avec différents acteurs du développement. Ceux-ci ont ainsi été présentés et discutés au cours de différentes réunions. Nous proposons ici une analyse de la manière dont ces travaux ont pu influencer les jeux politiques ou perceptions des différents acteurs rencontrés sur les questions étudiées.

Cas 1 : richesse du Mozambique et sa variation (échelle nationale)¹¹⁴

Différents séminaires de dissémination ont été organisés. Certains plutôt « recherche » (avec des chercheurs en économie de l'université Eduardo Mondlane de Maputo), d'autres plus appliqués impliquant la société civile, les ministères, les bailleurs de fond, les bureaux d'étude, etc. La plupart des secteurs liés aux ressources naturelles étaient représentés. De plus, cette étude s'inscrit dans un processus plus large de dialogue politique sur les questions environnementales initié par les bailleurs de fonds et la société civile avec le gouvernement. Elle constitue le premier bloc analytique de ce dialogue. Une série de notes plus sectorielles sont en cours d'élaboration. Ce travail vient également compléter une autre étude réalisée en 2006 sur l'importance des ressources naturelles en terme d'emploi, de réduction de la pauvreté, de croissance, etc.

Comment a été perçue l'étude ? Bien que la compréhension de l'outil soit restée limitée (malgré des efforts de présentation de la méthode utilisée), l'approche et les résultats ont suscité de nombreuses réactions. A travers les débats, nous avons clairement pu voir les

¹¹⁴ Traité dans le chapitre 7

systèmes de valeurs et intérêts s'affronter, chaque acteur « prêchant » pour son secteur. Cela s'est traduit notamment par le besoin de nombre d'entre eux de se raccrocher à des politiques sectorielles. C'est donc clairement l'un des intérêts de l'approche : créer un espace de discussion, support ensuite d'éventuelles négociations. Ce qui peut ensuite permettre de créer une préférence collective, et donc une norme collective de durabilité. De plus, il est étonnant de voir que l'une des catégories d'acteurs les plus investies dans la compréhension de la méthodologie et des résultats est la société civile (plus particulièrement l'ONG environnementale *Justice Ambiental*¹¹⁵) qui voit dans cette approche un outil fort d'argumentation. Il faut également souligner que les ministères centraux (finances surtout) sont particulièrement sensibles à ce genre d'outils qui utilisent un langage qui leur est familier pour parler des thématiques environnementales. L'économie de l'environnement apparaît donc ici comme un outil de sensibilisation.

Un travail proche a été réalisé au Ghana (en 2005), inscrit dans un ensemble de travaux analytiques plus lourds (appelés « Country Environmental Analysis »), portés entre autres par la Banque Mondiale. Le lien entre travail analytique et prise de décision est plus évident. L'étude a en effet permis d'accroître les investissements dans les secteurs liés à la gestion des ressources naturelles, notamment pour la lutte contre la déforestation. Cet exemple de réallocation des budgets est le fruit d'un dialogue politique constant entre les différents partenaires (alimenté entre autre par ces travaux analytiques) et de long terme. Quatre années se sont écoulées entre les travaux analytiques et cette décision.

Cas 2 : analyse coûts bénéfices (ACB) des techniques agroécologiques à Madagascar (échelle régionale)¹¹⁶

L'approche a suscité clairement de l'intérêt chez le bailleur de fond dans la mesure où cela permet de construire un argumentaire économique autour des techniques SCV. Quels coûts ? Quels bénéfices ? L'approche a cependant été perçue avec plus de suspicions chez les acteurs du projet. Différentes raisons peuvent expliquer cela. D'abord, l'échelle géographique est grande et le pas de temps relativement long. On s'éloigne ainsi de préoccupations techniques fines et de court terme des acteurs du terrain. Ensuite, c'est une étude qui fait plus un constat que des propositions. Nous n'avons pas testé de politiques alternatives, se bornant à comparer le projet en cours à une situation sans projet. L'un des objectifs était de construire différents scénarii prospectifs en concertation avec les différents acteurs du projet, cela n'a malheureusement pas

¹¹⁵ « Justice environnementale » en français

¹¹⁶ Chapitre 11

été possible par manque de temps. Enfin, il existe un nombre conséquent d'incertitudes dans les calculs. L'information nécessaire est souvent coûteuse et non disponible. De nombreux paramètres sont ainsi fragiles.

Que répondre à ces critiques légitimes ? Malgré ces limites, nous considérons que la démarche est extrêmement utile, pour différentes raisons. D'abord, plus que les résultats, c'est la démarche de l'ACB qui est intéressante. Cela force à identifier clairement les différents impacts du projet, les bénéfiques, les coûts, et permet de prendre un peu de recul. Comme l'indique bien Partha Dasgupta à propos de l'ACB : "No doubt methodological corners have to be cut in practice, but anchoring evaluation exercises to theory forces practitioners to make clear what corners are being cut. That is good discipline. Ad hoc evaluation procedures, usually developed to suit the case in hand, can often be nothing more than a reflection of the evaluator's prior beliefs about the merits of the case. They may even reflect the evaluator's political prejudices " (Dasgupta, 2010). Ensuite, c'est un moyen d'agréger une quantité importante de données pour proposer un cadre de réflexion qui peut être prospectif. On peut tester différents scénarii alternatifs. Elle peut ainsi totalement être un outil de pilotage et de suivi pertinent, qui peut très bien s'intégrer dans une démarche de type « gestion adaptative ». On peut imaginer un suivi tout au long du projet de ces bénéfiques, coûts et autres impacts non prévus permettant d'alimenter les scénarios prospectifs. Enfin, concernant la dimension « incertitudes », nous reprenons certains éléments de réponses avancées par Dasgupta (2010). Ce dernier insiste sur la nécessité de réaliser des tests de sensibilité sur ces paramètres incertains critiques et de proposer des fourchettes de valeurs plutôt que des résultats précis. Cette incertitude doit en effet être visible par les décideurs qui l'intégreront dans leur décision. Un autre élément de réponse est que nombre de ces incertitudes peuvent être réduites par l'expérience. Il préconise ainsi d'évaluer rétrospectivement les projets de façon systématique afin de créer une base de données qui permettrait de renseigner certaines incertitudes et de réduire le champ des possibles. Ceci est sans doute encore plus vrai dans le cas du capital naturel.

Finalement, il semble que la légitimité d'une ACB ainsi que son utilité dépende de la manière dont celle-ci est conduite. L'ACB est plus qu'un outil d'évaluation. En concertation avec les acteurs impliqués, elle peut être un outil de gestion de projet pertinent, devenant un support de négociation pour discuter des différentes orientations possibles.

Bilan : quelle place pour l'analyse économique de l'environnement dans les prises de décision ?

Un outil de sensibilisation - L'analyse économique de l'environnement permet de mettre sur le même plan problématiques environnementales et économiques. Ce qui permet de toucher des publics peu sensibilisés aux thématiques environnementales. L'un des exemples les plus connus est le rapport Stern (Stern, 2006) qui propose une évaluation du coût des impacts du changement climatique.

Un outil de « lobbying » - Les outils économiques de l'environnement servent le plus souvent à appuyer et justifier telle ou telle position. On utilise donc l'argumentation économique comme outil de persuasion.

Un espace de discussion et de médiation - Les différents outils proposés dans ce travail permettent de mettre autour de la table différents acteurs. Ils créent un « espace de discussion » à travers lequel on peut discuter différentes alternatives qui peuvent être alimentées par les acteurs eux-mêmes.

Un vecteur d'élaboration de préférences collectives - A l'aide des outils présentés, il est possible de faire apparaître les gains et pertes de chaque acteur, montrant les interdépendances entre ces acteurs. C'est donc une base de négociation et d'élaboration de préférences collectives. Et comme l'indique Pierre Jacquet dans *Regards sur la terre* (2009), « le développement durable, c'est avant tout un processus politique et social d'élaboration - négociée ou conflictuelle - des préférences collectives, qui se reflète dans les valeurs, les normes et les institutions ».

Un outil pour expliciter les choix éthiques dans la prise de décision - Les outils économiques présentés peuvent être un moyen d'explicitier certains choix éthiques qui ne relèvent pas de l'économie. C'est le cas par exemple du choix de la « norme de durabilité ». La négociation peut être un moyen de révéler ces normes pour les inclure ensuite dans les calculs économiques et la prise de décision.

Un outil de rééquilibrage des pouvoirs - Nous l'avons dit précédemment, les structures de négociation peuvent être déséquilibrées, ce qui affectera la décision. Il est important de révéler ces biais pour que les acteurs en soient conscients et puissent les corriger. Les outils présentés

peuvent mettre en relief certains de ces biais (car montrant les coûts et bénéfices de chacun). Ils peuvent ainsi permettre de rééquilibrer les structures de négociation.

BIBLIOGRAPHIE

- Adger, N., 1992. Sustainable Income and Natural Resource Degradation: Initial Results for Zimbabwe. CSERGE GEC Working Paper 92-32.
- Agence Française de Développement, 2005. La croissance pro-pauvres dans les années 90. Quels enseignements tirer de l'expérience de 14 pays? Programme de recherche « Operationalizing Pro-Poor Growth » conjoint AFD, DFID, WB, KFW, GTZ.
- Agence Française de Développement, 2006. Le semis direct sur couverture végétale permanente : un solution alternative aux systèmes de cultures conventionnels dans les pays du Sud. Paris, France.
- Alisjahbana, A., Anshory, Y.A., 2004. Assessing Indonesia's sustainable development: long-run trend, impact of the crisis, and adjustment during the recovery period. Asean Economic Bulletin 21, 3, 290-307.
- Andrianjaka, N.H., 2001. Valeur économique des produits forestiers autres que les bois. Cas de la région d'Ambohitantely. CFSIGE, Université d'Antananarivo, PAGE, Ilo Program Working Paper.
- Antle, J.M., Diagana, B., 2003. Creating Incentives for the Adoption of Sustainable Agricultural Practices in Developing Countries: The Role of Soil Carbon Sequestration. American Journal of Agricultural Economics 85, 1178-1184.
- Aronsson, T., Johansson, P.O., Löfgren, K.G., 1997. Welfare measurement, sustainability and green national accounting. A growth theoretic approach. (Ed.) Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited.
- Arrow, K.J., Dasgupta, P., Mäler, K.-G., 2003. Evaluating Projects and Assessing Sustainable Development in Imperfect Economies. Environmental and Resource Economics 2, 647-685.
- Arrow, K., Dasgupta, P., Mäler, K.-G., 2003. The genuine saving criterion and the value of population. Economic Theory 21, 217-225.
- Arrow, K., Dasgupta, P., Goulder, L., Daily, G., Ehrlich, P., Heal, G., Levin, S., Mäler, K.G., Schneider, S., Sterret, D., Walker, B., 2004. Are we consuming too much. Journal of Economic Perspectives 18, 3, 147-172.
- Arrow, K.J., Dasgupta, P., Goulder, L.H., Mumford, K., Oleson, K., 2007. China, the U.S., and sustainability: Perspectives Based on Comprehensive Wealth. Working Paper, Stanford University.
- Asafu-Adjaye, J., Brown, R. and Straton, A., 2005. On measuring wealth: A case study on the state of Queensland. Journal of Environmental Management 75, 145-55.

- Asheim, G.B., 1994. Net National Product as an indicator of sustainability. *Scandinavian Journal of Economics* 96, 2, 257-265.
- Asheim, G.B., Buchholtz, W., Hartwick, J.M., Mitra, T., Cees, W., 2007. Constant saving rates and quasi-arithmetic population growth under exhaustible resource constraints. *Journal of Environmental Economics and Management* 53, 2, 213-239.
- Asheim, G., Weitzman, M., 2001. Does NNP Growth Indicate Welfare Improvement? *Economics Letters* 73, 233-39.
- Atkinson, G., Hamilton, K., 2003. International Trade and the Ecological Balance of Payments. *Resources Policy* 28, 27-37.
- Atkinson, G., Hamilton, K., 2007. Progress along the Path: Evolving Issues in the measurement of genuine saving. *Environmental and Resource Economics* 37, 43-61.
- Ayres, R.U., 1996. Statistical measures of unsustainability. *Ecological Economics*, 16, 239-255.
- Bailly, C., Benoit de Cognac, Malvos, C., Ningre, J.M., Sarrailh, J.M., 1976. Etude de l'influence du couvert forestier et de ses modifications à Madagascar. Expérimentation en bassins versants élémentaires. *Cahiers scientifiques de la revue Bois et forêts des tropiques*, n°4, Nogent sur Marne, CTFT.
- Bairoch, P., 1993. *Economics and world history: myths and paradoxes*. University of Chicago Press.
- Baisden, W.T., Amundsen, R., 2003. An Analytical Approach to Ecosystem Biogeochemistry Modeling. *Ecological Applications* 13, 3, 649-663.
- Banzhaf, S., Boyd, J., 2005. The Architecture and Measurement of an Ecosystem Services Index. RFF Discussion Paper 05-22. Washington, DC: Resources for the Future.
- Barret, C., 2008. Poverty traps and Resource Dynamics in Smallholder Systems. In Ruijs, A., Dellink (eds), *Economics of environment and natural resource use*. Springer.
- Bassery, M., 2000. Un projet de gestion pastorale à Madagascar. ENITA Clermont-Ferrand, VSF Madagascar.
- Baumgartner, S., 2005. The Insurance Value of Biodiversity in the Provision of Ecosystem Services. Mimeo.
- Becker, G., 1964. *Human capital*, Columbia University Press, New York.
- Bedouin, F., 2006. Etude des systèmes agraires de la petite région de Marololo. Rapport de stage 3^e année INA-PG, Cirad, Tafa.
- Benfica, R., Zandamela, J., Zandamela, J., 2005. The economics of smallholder households in tobacco and cotton growing areas of the Zambezi valley of Mozambique. Research Report 59. Ministerio de Planificação e Desenvolvimento.

- Berkes, F., Folke, C., 1994. Investing in cultural capital for sustainable use of natural capital. In Jansson, A.M. (Ed.), *Investing in Natural Capital*. Island Press, Washington.
- Besse, F., Sarrailh, J.M., Tassin, J., 1997. Conservation des sols et agroforesterie. Bois et forêts des Tropiques 252.
- Bied-Charreton, M., Brahimi, Y., Requier-Desjardins, M., 2007. Les évaluations des coûts macro-économiques de la désertification en Afrique : inventaire et principaux résultats. Bois et Forêts des Tropiques 293, 3, 29-42.
- Blaikie, P., Brookfield, H., 1987. *Land Degradation and Society*. New York and London: Methuen.
- Blanc Pamard, C., Fauroux, E., 2004. L'illusion participative. Exemples ouest-malgaches. Revue Autrepart 31.
- Bodin, O., Tengo, M., Norman, A., Lundberg, J., Elmqvist, T., 2006. The value of small size: loss of forest patches and ecological thresholds in southern Madagascar. *Ecological Applications* 16, 440-451.
- Boisseau, S., Locatelli, B., Weber, J., 1999. Population and environment relationship : a U-shaped curve hypothesis. Dans *Jardins planétaire 99*, Actes INRA, Cirad, Conseil general de Savoie. Chambéry, 125-128.
- Boiteau, P., 1958. Contribution à l'histoire de la nation malgache. Paris, Editions sociales, 431 p.
- Bond, C.A., Farzin, Y.H., 2004. Portfolio of Nutrients: Soil and Sustainability. Selected Paper prepared for presentation at the American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Denver, Colorado.
- Bourguignon, F., 2004. The Poverty-Growth-Inequality Triangle. Working Paper n°125, Indian Council for Research on International Economic Relations, New Delhi.
- Boyd, J., Banzaf, S., 2006. What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. RFF DP 06-02.
- Brown, R.P.C., Asafu-Adjaye, J., Draca, M., Straton, A., 2005. How Useful is the Genuine Savings Rate as a Sustainability Indicator for Regions within Countries? Australia and Queensland Compared. *Australian Economic Review* 38, 4, 370-388.
- Brunel, S., 2007. *Le développement durable*. PUF, Collection Que sais-je ?, Paris.
- Bucuane, A., Mulder, P., 2007. Exploring natural resources in Mozambique: will it be a blessing or a curse? Discussion papers 54. Ministerio de Planificação e Desenvolvimento.
- Burt, O.R., 1981. Farm level economics of soil conservation in the Palouse area of the northwest. *American journal of agricultural economics* 63, 1, 83-92.

- Brand, J., Pfund, J., 1998. Site and catchment level assessment of nutrient dynamics under shifting cultivation in Eastern Madagascar. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Special Issue on Nutrient Monitoring.
- Brekke, K.A, Iversen, V., Aune, J.B., 1999. Tanzania's soil wealth. *Environment and Development Economics* 4, 333–356.
- Carret, J.-C., Loyer, D., 2003. Comment financer durablement les aires protégées à Madagascar? Apport de l'analyse économique, Notes et documents de l'AFD.
- CIA, 2006. The World Factbook. <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/>
- Chabiersky, S., et al, 2006. Rapport de campagne de saison BRL 2005-2006. Projet BVLac.
- Chabiersky, S., et al, 2006. Rapport de campagne de la contre-saison 2005. Projet BVLac.
- Chabiersky, S., Domas, R., Andriamalala, H., 2007. Rapport de synthèse BVLac 2007. Projet BVLac.
- Chabiersky, S., Dabat, M.H., Grandjean, P., Ravalitera, A., Andriamalala, H., 2005. Une approche socio-économique-territoriale en appui à la diffusion des techniques agro-écologiques au Lac Alaotra. Madagascar. 3rd World Congress on Conservation Agriculture, Nairobi, Kenya, october 3-7, 2005.
- Chapuis-Lardy, L., Baudouin, E., Philippot, L., Cheneby, D., Fromin, N., Lensi, R., Metay, A., Rabary, B., Razafimbelo, T., Brauman, A., 2007. SCV à Madagascar : Impacts sur les communautés microbiennes impliquées dans l'émission de N₂O. Séminaire *Les sols tropicaux sous SCV*, Antananarivo, décembre 2007.
- Charmes J., 2005. Femmes africaines, activités économiques et travail: de l'invisibilité à la reconnaissance. *Tiers-Monde*, XLVI, 182, 255-279.
- Ciriacy-Wantrup, C. V., 1968. *Resource Conservation: Economics and Policies*. Berkeley, University of California.
- Clarke, M., Lawn, P., 2008. A policy analysis of Victoria's Genuine Progress Indicator. *Journal of Socio-Economics* 37, 864-879.
- Cleveland, C.J., 1994. Re-allocating work between human and natural capital in agriculture: examples from India and the United States. In Jansson, A.M. et al. (Eds), *Investing in Natural Capital*. Island Press, Washington.
- Cobb, J., Daly, H., 1989. *For the common good. Redirecting the economy toward community, the environment and a sustainable future*. Beacon press, Boston.
- Cobb, C., Cobb, J., 1994. *The green national product: a proposed index of sustainable economic welfare*. University of America press, Washington D.C.

- Colletta, M., Rojot, C., 2006. Caractéristiques agraires de deux zones du Lac Alaotra, conditions et impact de l'adoption des systèmes de culture à base de couverture végétale. Rapport de stage 2ème année INA-PG, CIRAD.
- Collier, P., 2007. *The bottom billion. Why the poorest countries are failing and what can be done about it.* Oxford University Press.
- Costanza, R., 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation, Letter to the editor*, 141, 350-352.
- Coughlin, P.E., 2006. Agricultural intensification in Mozambique. Infrastructure, Policy and Institutional Framework – When Do problems Signal Problems Signal Opportunities? Report commissioned by the African Food Crisis Study (Afrint).
- Cox, R., Bierman, P., Jungers, M., Rakotondrazafy, A.F., 2009. Erosion rates and sediment sources in Madagascar inferred from ¹⁰Be analysis of lavaka, slope, and river sediment. *Journal of Geology*, vol. 117, 363-276.
- Crowards, T.M., 1994. Natural Resource Accounting for Zimbabwe. CSERGE Working Paper GEC 1994-25.
- Daly, H., 1994. Operationalizing sustainable development by investing in natural capital. In Jansson, A.M. et al. (Eds.), *Investing in Natural Capital*. Island Press, Washington.
- Dasgupta, P., Mäler, K.G., 2000. Net National Product, Wealth, and Social Well-Being. *Environment and Development Economics* 5, 69-93.
- Dasgupta, P., 2001. *Human Well-being and the Natural Environment*. Oxford: OUP.
- Dasgupta, P., 2005. Review of 'Collapse' J. Diamond, *Bottleneck* London Review of Books http://www.lrb.co.uk/v27/n10/dasg01_.html.
- Dasgupta, P., 2009. The welfare economics of theory of green national accounts. *Environmental and Resource Economics* 42, 1.
- Dasgupta, P., 2010. The place of nature in economic development. Forthcoming in Rodrik, R., Rosenzweig, M. (eds), *Handbook of Development Economics Vol. 5*, North Holland.
- Dasgupta, P., Heal, G., 1974. The optimal depletion of exhaustible resources. *Review of economic studies*, symposium on the economics of exhaustible resources, 41, 1-28.
- Dewar, R., 1989. Recent research in the paleoecology of the hautes terres and its implications for prehistory, in *Colloque International d'Histoire*, Tananarive.
- Diamond, J., 1997. *Guns, Germs and Steel: the Fates of human societies*. W.W. Norton & Co.
- Diamond, J., 2005. *Collapse: How societies choose to fail or succeed*. New York: Viking Books.
- Dietz, S., Neumayer, E., 2004. Genuine savings: a critical analysis of its policy-guiding value. *International Journal of Environment and Sustainable Development* 3, 276-292.

- Di Falco, S., Chavas, J.P., Smale, M., 2006. Farmer Management of Production Risk on Degraded Lands: The Role of Wheat Genetic Diversity in Tigray Region, Ethiopia. EPT Discussion Paper 153.
- DNTF (National Directorate of Land and Forest), 2008. Consolidation phase – Wood energy component WISDOM. Mozambique final report (AIFM).
- Domas, R., Andriamala, H., 2007. Rapport de campagne de saison BRL 2006-2007. Projet BVLac.
- Domas, R., Andriamalala, H., 2007. Recensement parcellaire 2006-2007. Projet BVLac.
- Drakenberg, O., Paulsen, S., Andersson, J., Dahlberg, E., Mattson, K.D., Wikstrom, E., 2009. 2009. Greening Development Planning: A Review of Country Case Studies for Making the Economic Case for Improved Management of Environment and Natural Resources, OECD Environment Working Papers, No. 5.
- Drechsel, P., Gyiele, L.A., 1999. The Economic Assessment of Soil nutrient depletion. Analytical issues for framework development. International Board for Soil Research and Management Issues in Sustainable Land Management 7.
- Drigo, R., 2008. Consolidation Phase – Wood energy component WESDOM Mozambique Final report. Avaliação integrada de florestas de Moçambique.
- Durand, C., Nave, S., 2007. Les paysans de l'Alaotra, entre rizières et tanety. Etude des dynamiques agraires et des stratégies paysannes dans un contexte de pression foncière, Lac Alaotra, Madagascar. Mémoire de fin d'étude Supagro-IRC.
- Ekbom, A., 2008. The determinants of soil capital. Efd discussion paper 08-21.
- Ekbom, A., 2008. Optimal Soil Use with Downstream Externalities. In Ekbom PhD Thesis, Gothenburg University.
- England, R.W., 1998. Should we pursue measurement of the natural capital stock? *Ecological Economics* 27, 257–266.
- Evans, D., 2005. The elasticity of marginal utility of consumption: estimates for 20 OECD countries. *Fiscal studies* 26, 2, 197-224.
- Fairhead, J., Leach, M., 1998. Reframing Deforestation: global analyses and local realities - studies in West Africa. London: Routledge.
- Fauroux, E., 1995. Les maladresses de l'état, acteur de développement dans une région isolée de Madagascar. UMR Regards, Bordeaux, 6.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2001. Economie de la productivité des sols en Afrique Sub-saharienne. FAO, Genève.
- Feller C, Manlay, R., Swift, M.J., Bernoux, M., 2006. Functions, services and value of Soil organic matter for human societies and the environment: a historical perspective. In

- Frossard, E., Blum, W.E.H., and Warkentin, B.P. (eds), *Function of Soils for Human Societies and the Environment*. Geological Society, London, Special Publications, 266, 9–22.
- Ferreira S., Hamilton, K., Vincent, J.R., 2008. Comprehensive Wealth and Future Consumption: Accounting for Population Growth. *The World Bank Economic Review* 22, 233-248.
- Fiala, N., 2008. Measuring sustainability: Why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science. *Ecological Economics* 67, 519-525.
- Fisher, B., Turner, R.K., 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation, Letter to the editor*, 141, 5, 1167-1169.
- Flipo, F., 2007. *Le développement durable*. Collection Thèmes et Débats. Bréal.
- Folmer, E.C.R., Geurts, P.M.H., Francisco, J.R., 1998. Assessment of soil fertility depletion in Mozambique. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 71, 159-167.
- Gergely, N., 2005. Economic Analysis of comparative advantage for major agricultural cash crops in Mozambique. Background paper for World Bank.
- Giraud, P.N., Loyer, D., 2006. Capital naturel et développement en Afrique. Dans Michailof, S. (eds), *A quoi sert d'aider le Sud?* Economica, novembre 2006.
- Giraud, P.N., 2008. *La mondialisation. Emergences et fragmentations*. Editions Sciences Humaines, Paris.
- Giraud, P.N., Loyer, D., 2008. Pour une révolution doublement verte en Afrique. Dans P. Jacquet et L. Tubiana (eds.), *Regards sur la Terre*, Presses de Sciences-Po, Paris.
- Giraud, P.N., 2009. Introduction. Les économistes peuvent-ils sauver la planète? *Regards Croisés sur l'Economie* n°6.
- Global Footprint Network, 2006 Global Footprint Network, Africa Factbook. <http://www.footprintnetwork.org/africa> (2006).
- Global Footprint Network, 2008 Global Footprint Network, Africa Factbook. <http://www.footprintnetwork.org/africa> (2008).
- Gnegne, Y., 2009. Adjusted net saving and welfare change. *Ecological Economics* 68, 1127-1139.
- Goetz, R.U., 1997. Diversification in agricultural production: a dynamic model of optimal cropping to manage soil erosion. *American journal of agricultural economics* 79, 2, 341-356.
- Gollier, C., 2008. Ecological discounting. LERNA Working Paper 8.18.262, Université de Toulouse.

- Görlach, B., Landgrebe-Trinkunaite, R., Interwies, E., 2004. Assessing the Economic Impacts of Soil Degradation. Volume I: Literature Review. Study commissioned by the European Commission, DG Environment, Study Contract ENV.B.1/ETU/2003/0024. Berlin: Ecologic.
- Gowdy, J., Howarth, R.B., Tisdell, C., 2009. Discounting ethics and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. Draft Document. Chapter 6. The Economics of Ecosystems and biodiversity - The ecological and economic foundations.
- Hamilton, C., 1997. The Genuine Progress Indicator. A new Index of changes in well-being in Australia. Discussion Paper Number 14. The Australia Institute.
- Hamilton, K., 1996. Pollution and Pollution Abatement in National Accounts. *Review of Income and Wealth* 42: 13-33.
- Hamilton, K., 2005. Testing Genuine Saving. World Bank Policy Research Working Paper 3577.
- Hamilton, K., Atkinson, G., Pearce, D., 1997. Genuine saving as an indicator of sustainability. CSERGE Working Paper GEC 97-03.
- Hamilton, K., Atkinson, G., 2006. Wealth, welfare and sustainability. Edward Elgar Publishing.
- Hamilton, K., Bolt, K., 2004. Resource Price Trends and Development Prospects. *Portuguese Economic Journal*, Special Issue on Environmental Economics 3, 85-97.
- Hamilton, K., Clemens, M. 1999. Genuine Savings Rates in Developing Countries. *World Bank Economic Review* 13, 2, 333-356.
- Hamilton, K., Hartwick, J.M., 2005. Investing Exhaustible Resource Rents and the Path of Consumption. *Canadian Journal of Economics* 38, 2, 615-21.
- Hamilton, K., Ruta, G., Tajibaeva, L., 2006. Capital Accumulation and Resource Depletion: A Hartwick Rule Counterfactual. *Environmental and Resource Economics* 34, 517-533.
- Hamilton, K., Withagen, C., 2007. Savings Growth and the Path of Utility. *Canadian Journal of Economics* 40, 2, 703-713.
- Hanley, N., Mofatt, I., Faichney, R., Wilson, M., 1999. Measuring sustainability: a time series of alternative indicators for Scotland. *Ecological Economics* 28, 55-73.
- Harris, M., 2007. On income, sustainability and the microfoundations of the Genuine Progress Indicator. *International Journal of Environment, Workplace and Employment* 3, 119-131.
- Hartwick, J.M., 1977. Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources. *American Economic Review* 67, 5, 972-974.

- Hartwick, J., 1978. Substitution among exhaustible resources and intergenerational equity. *Review of Economic Studies* 45, 2, 347-354.
- Hartwick, J. M., 1990. Natural resources, national accounting and economic depreciation. *Journal of Public Economics* 43, 3, 291-304.
- Hartwick, J. M., 1995. Constant consumption paths in open economies with exhaustible resources. *Review of International Economics* 3, 3, 275-283.
- Heal, G.M., Kristrom, B., 2005. National income and the environment. In Mäler, K-G, Vincent, J. (eds) *Handbook of environmental economics, vol 2*. Elsevier, Dordrecht.
- Henao, J., Baanante, C.A., 2004. Agricultural production and soil nutrient mining in Africa: implications for resource conservation and policy development. Muscle Shoals, USA, IFDC.
- Hicks, J. R., 1946. *Value and Capital*. Oxford, Oxford University Press.
- Holling, C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics* 4, 1-23.
- Hrubovcak, J., LeBlanc, M., Eakin, B.K., 2000. Agriculture, Natural Resources and Environmental Accounting. *Environmental and Resource Economics* 17, 145-162.
- Humbert, H., 1948. La dégradation des sols à Madagascar. *Mémoires de l'institut scientifique de Madagascar, Série D, Tome 1, Fasc. I*, 33-52.
- IPCC, 2007. Synthesis report climate change 2007. In Pachauri, R.K., Resiginger, A. (Eds.), Core Writing Team. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jacquet, P., Rajendra, K., Tubiana, L., 2009. *Regards sur la terre, l'annuel du développement durable*. Les Presses de Sciences-Po, Paris, 286 pages.
- Jones, S., 2006. Growth accounting for Mozambique (1980-2004). DNEAP discussion paper.
- Kates, R.W., Dasgupta, P., 2007. African poverty: A grand challenge for sustainability science, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104, 43, 16747-16750.
- Kitzes, J., Moran, D., Galli, A., Wackernagel, M., 2009. Interpretation and application of the Ecological Footprint: A reply to Fiala (2008). *Ecological Economics* 68, 929-930.
- Kraay, A., 2006. When is Growth Pro-Poor? Evidence from a Panel of Countries. *Journal of development economics* 80, 1, 198-227.
- Kunte, A., Hamilton, K., Dixon, J., Clemens, M., 1998. Estimating national wealth : methodology and results. Environment department paper 57, World Bank, Washington, DC.
- Lacombe M., Aronson J., 2008. La restauration du capital naturel en zones arides et semi-arides. Allier santé des écosystèmes et bien-être des populations. Les dossiers

- thématiques du CSFD. N°7. Mars 2008. CSFD/Agropolis International, Montpellier, France. 36 pages.
- LaFrance, J.T., 1992. Do increased commodity prices lead to more or less soil degradation? *Australian Journal of Agricultural Economics* 36, 1, 57-82.
- Lal, R., 1988. Soil degradation and the future of agriculture in sub-saharan Africa. *Journal of Soil and Water Conservation* 43, 444-451.
- Lane, P.R., Milesi-Ferretti, G.M., 2006. The External Wealth of Nations Mark II: Revised and Extended Estimates of Foreign Assets and Liabilities, 1970–2004. IMF Working Paper 06-69.
- Lange, G.-M., 2004. Wealth, Natural Capital, and Sustainable Development: Contrasting Examples from Botswana and Namibia. *Environmental and Resource Economics* 29, 257-283.
- Lawn, A.P., 2003. A theoretical foundation to support the Index of Sustainable Economic Welfare, Genuine Progress Indicator, and other related indexes. *Ecological Economics* 44, 105–118.
- Lawn, P., 2004. Response to William J. Mates' paper: income, investment, and sustainability. *Ecological Economics* 48, 5–7.
- LeClezio, P., 2009. Les indicateurs du développement durable et l'empreinte écologique. Avis du Conseil Economie, Social et Environnemental.
- Leroy, M., 2008. Les approches participatives dans les projets de développement et de coopération décentralisée. Collection « Environnement » des éditions AgroParisTech-Engref.
- Lin, G.T.R., Hope, C., 2007. Genuine savings measurement and its application to the United Kingdom and Taiwan. *The Developing Economies* 42, 1, 3-41.
- Lizon, J.G., 2002. Rural livelihood dependence on wildlife resources in Gilé district, Mozambique and policy implications. Paper presented at an IFAD Workshop in Nairobi.
- Locatelli, B., 2000. Pression démographique et construction du paysage rural des tropiques humides : l'exemple de Mananara (Madagascar). Thèse de doctorat ENGREF.
- Löfgren, K.G., 2009. Genuine saving under stochastic growth. Working paper EAERE conference 2009.
- Mackenzie, C., 2006. Chinese Takeaway! Forest governance in Zambezia.
- Mäler, K.G., 2007. Wealth and sustainable development: the role of David Pearce, *Environmental and Resource Economics* 37, 63-75.
- Mäler, K.-G., 2008. Sustainable Development and Resilience in Ecosystems. *Environment and Resource Economics* 39, 1, 17-24.

- Marenya, P., 2007. State-conditional fertilizer yield response on western Kenyan farms. Working paper Cornell University.
- Markandya, A. Pedroso-Galinato, S., 2007. How Substitutable is Natural Capital? *Environment and Resource Economics* 37, 1, 297-312.
- Martinez-Allier, J., 2002. *The environmentalism of the poors*. Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Marsili, M., 2008. A note on wealth in a volatile economy. Mimeo.
- Marzoli, A., 2008. Avaliação integrada floresta de Moçambique. DNTF.
- McConnel, K.E., 1983. An economic model of soil conservation. *American journal of agricultural economics* 65, 83-89.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens III, W.W., 1972. *The Limits to growth*. Universe Books, 205 pages.
- Meyers, D., Ramamonjisoa, B., Sève, J., Rajafindramanga, M., Burren, C., 2006. Etude sur la consommation et la production en produits forestiers ligneux à Madagascar. USAID, IRG, Antananarivo.
- Mikkelsen, G.M., Gonzalez, A., Peterson, G.D., 2007. Economic Inequality Predicts Biodiversity Loss. *Plos One*, 2, 5.
- MEA (Millenium Ecosystem Assesment), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Mincer, J., 1974. *Schooling, Experience, and Earnings*. New York: Columbia University Press.
- MAEP (Ministère de l'agriculture, de l'élevage et de la pêche), 2005. Recensement agricole 2005. MAEP, Antananarivo.
- Muradian, R., 2001. Ecological Thresholds: a survey. *Ecological Economics* 38, 7-24.
- Nakhumwa, T.O., Hassan, R.M., 2008. Optimal management of soil quality stocks and the long term consequences of land degradation for smallholder farmers in Malawi. AERE conference paper 2008.
- Neumayer, E., 1999. The ISEW: Not an index of sustainable economic welfare. *Social Indicators Research*, 48, 77-101.
- Neumayer, E., 2003. *Weak versus Strong Sustainability: Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms*. Edward Elgar, Northampton, MA.
- Neumayer, E., 2004. Sustainability and well-being indicators. United Nations University — World Institute for Development Economics Research (WIDER) Research Paper 23/2004.

- Nordhaus, W. and Tobin, J., 1972. Is growth obsolete? In the measurement of economic and social performance, studies in income and wealth, national bureau of economic research, vol. 38.
- Nordhaus, W.D., Boyer, J., 2000. Warming the World: Economic Models of Global Warming. MIT Press, Cambridge, MA.
- Nourry, M., 2008. Measuring sustainable development: Some empirical evidence for France from eight alternative indicators, *Ecological Economics* 67, 441-456.
- Nussbaum, M., 1999. Sex and Social justice. New York: Oxford University Press.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), 2001. The Well-being of Nations: the role of human and social capital. Paris: OECD
- Ogle, A., Nhantumbo, I., 2006. Improving the competitiveness of the timber and wood sector in Mozambique. Report prepared for the Confederation of Mozambican Business Associations under the Mozambique Trade and Investment project.
- Olivier de Sardan, J.P., 1995. Anthropologie et développement, essai en socio-anthropologie du changement social. Paris, Karthala, 221 pages.
- Olson, M., 1978. Logique de l'action collective. Paris : Presses Universitaires de France (trad.).
- Orjan, B., Maria, T., Norman, A., Lundberg, J., Elmqvist, T., 2006. The value of small size: loss of forest patches and threshold effects on ecosystem services in southern Madagascar. *Ecological applications* 16, 440-451.
- Ostrom, E., 1990. Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Pearce, D.W., 2005. Investing in natural wealth for poverty reduction. Poverty-Environment partnership.
- Pearce, D.W., Atkinson, G., 1993. Capital theory and the Measurement of Sustainable Development. *Ecological Economics* 8, 103-108.
- Pearce, D. W., Markandya, A., Barbier, E.B., 1989. Blueprint for a Green Economy. London, Earthscan.
- Pezzey, John. 1989. Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development. Washington D.C.: World Bank. Environment Department Working Paper No. 15. Published as Sustainable Development Concepts: An Economic Analysis, World Bank Environment Paper No. 2, 1992.
- Pezzey, J., 1997. Sustainability constraints versus 'optimality' versus intertemporal concern, and axioms versus data. *Land Economics* 73, 4.

- Pezzey, J., Toman, M.A., 2005. Sustainability and its economic interpretations. In Simpson, R.D., Toman, M.A., Ayres, R.U. (eds.), *Scarcity and Growth: Natural Resources and the Environment in the New Millennium*, 121-141. Washington D.C.: RFF Press.
- Pritchett, L., 2001. Mind your P's and Q's. The cost of public investment is not the value of public capital. Policy research working paper 1660, World Bank.
- Psacharopoulos, G., Patrinos, H.A., 2004. Returns to Investment in Education: A Further Update. *Education Economics* 12, 111-134.
- Rabevohitra, B.N., 2001. Impact de l'utilisation des combustibles en bois et de la pollution atmosphérique à l'intérieur des maisons sur la santé à Madagascar. Program ILO paper, CFSIGE, Université d'Antananarivo, PAGE.
- Rakotoarison, H.F., 2003. Evaluation économique des bénéfices hydrologiques du programme Environnement III à Madagascar. Mémoire de fin d'étude.
- Randrianarijaona, P., 1983. The erosion of Madagascar. *Ambio* 12, 308-311.
- Randrianarison, L., 2001. Les bénéfices sur site de la conservation des sols d'après une approche de changement de productivité. Cas des hauts plateaux de Madagascar. PAGE/USAID/Université d'Antananarivo.
- Rakotandramanana, 1995. Initiative d'étude sur l'exploitation des phosphates naturels de Madagascar. Fifamanor Report, Antananarivo.
- Rakoto-Ramiarantsoa, H., 1995. Oeil de l'eau, chair de la terre: paysanneries et recomposition des campagnes en Imerina (Madagascar), Collection « A travers champs », Orstom, Paris.
- Rasamilala, 2004. Contribution à la résolution des problèmes de dégradation du sol par l'érosion hydrique pour la mise en valeur des tanety : cas de SCV sur le riz pluvial dans la région du Vakinankaratra. Mémoire de fin d'étude ESSA-Scrid-Tafa.
- Rasoloniaina, M.B., 2005. Caractérisation des effets des différents systèmes de culture (semis direct sur couverture végétale et labour) sur la réduction du ruissellement et de l'érosion, mémoire ESSA-Scrid-Tafa.
- Raunet M. et Naudin K., 2006. Lutte contre la désertification : l'apport d'une agriculture en semis direct sur couverture végétale permanente (SCV). Les dossiers thématiques du CSFD. N°4. Septembre 2006. CSFD/Agropolis, Montpellier, France. 40 pages.
- Rausser, G.C., Small, A.A., 2000. Valuing Research Leads: Bioprospecting and the Conservation of Genetic Resources. U.C. Berkeley Law and Economics Working Paper Series Working Paper 2000 - 11.
- Reader, J., 1999. Africa: a biography of the continent *Biography of Africa*. First Vintagen Books edition, Sept. 1999.

- Reboul, C., Meillassoux, C, 1998. *Monsieur le Capital et Madame la Terre : fertilité agronomique et fertilité économique*. Editions INRA, Paris, 253 pages.
- Rees, W.E., 1992. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and Urbanisation* 4, 2, 121–130.
- Requier-Desjardins, M., 2006. The economic costs of desertification: a first survey of some cases in Africa. *International Journal of Sustainable Development* 9, 199-209.
- Requier-Desjardins M., 2007. Pourquoi investir en zones arides ? Les dossiers thématiques du CSFD. N°5. Juin 2007. CSFD/Agropolis, Montpellier, France. 40 pages.
- Requier-Desjardins, M., Bied-Charreton, M., 2006. Evaluation des coûts économiques et sociaux de la dégradation des terres et de la désertification en Afrique. Rapport pour l'AFD.
- Rodrik, D., 2006. Goodbye Washington Consensus, Hello Washington Confusion? *Journal of Economic Literature* 44, 4, 973-987.
- Rostow, W.W., 1961. *The Stages of Economic Growth: A Non-Communist Manifesto*. Cambridge University Press.
- Rotillon, G., 2008. Faut-il croire au développement durable? *Questions contemporaines*. L'Harmattan, Paris.
- Saliba, B.C., 1985. Soil productivity and farmers' erosion control incentives-a dynamic modelling approach. *Western journal of agriculture economics* 10, 354-364.
- Samuelson, P., 1961. The Evaluation of 'Social Income', Capital Formation and Wealth. In Lutz, F.A., Hague, D.C. (eds.), *The Theory of Capital*. New York, St. Martin's Press.
- Say, J.B., 1803. *Traité d'économie politique ou simple exposition de la manière dont se forment, se distribuent et se consomment les richesses*.
- Scherr, S.J., 2003. Productivity-Related Economic Impacts of soil degradation in Developing Countries: An Evaluation of Regional Experience. In Wiebe, K. (ed.) *Land Quality, Agricultural Productivity, and food Security*. Edward Elgar. Cheltenham, UK.
- Schubert, K., d'Autume, A., 2008. Le concept d'épargne véritable est-il adapté pour mesurer la durabilité du développement économique?. À paraître dans les Actes du 12ème Colloque de l'Association de Comptabilité Nationale, INSEE Méthodes.
- Schultz, T.W., 1981. *Investing in people: the economics of population quality*. Berkeley, Calif./London, England, University of California Press, 1981.
- Sen, A., 1999. *Development as freedom*. Oxford, Oxford University Press.

- Serpantié, G., Coadou Le Brozec, E., Rakotoson, D., Rakotonirina, A.L., Toillier, A., 2007. Diagnostic régional de la gestion du risque érosif autour du corridor forestier de Fianarantsoa (Madagascar).
- Sethi, R., Somanathan, R., 2004. Collective action in the commons: A theoretical framework for empirical research. Indian Statistical Institute, Planning Unit, New Delhi Discussion Papers 04-21, Indian Statistical Institute, New Delhi, India.
- Siche, J.R., Agostinho, F., Ortega, E., Romeiro, A., 2008. Sustainability of nations by indices: Comparative study between environmental sustainability index, ecological footprint and the energy performance indices. *Ecological Economics* 66, 628-637.
- Solonitoompoarinony, J., 2001. Dommage hors site de l'érosion : les effets de l'ensablement sur la production rizicole (étude de cas dans la commune d'Ambohitrarivo). PAGE/USAID/Université d'Antananarivo.
- Solow, R., 1974. Intergenerational equity and exhaustible resources. *Review of economic studies*, symposium on the economics of exhaustible resources 41, 29-45.
- Stern, N., 2006. The Stern Review Report: the Economics of Climate Change. London, HM Treasury, 603 pages.
- Stern, T., Persson, U.M., 2008. An Even Sterner Review: Introducing Relative Prices into the Discounting Debate. *Review of Environmental Economics and Policy* 2, 1, 61-76.
- Stiglitz, J., 1974. Growth with exhaustible natural resources: efficient and optimal growth paths. *Review of economic studies*, symposium on the economics of exhaustible resources 41, 123-137.
- Stiglitz, J., Sen, A., Fitoussi, J.P., 2009. Rapport de la commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social.
- Stoorvogel, J.J., Smaling, E.M.A., Stoorvogel, J.J.S., 1990. Assessment of soil nutrient depletion in Sub-Saharan Africa: 1983-2000. Report 28. Wageningen, Winand Staring Centre.
- Stratonovich, R.L., 1966. A New Representation of Stochastic Integrals and Equations. *Journal of Siam Control and Optimization* 4, 362-71.
- Sukhdev, P., 2008. The economics of ecosystems and biodiversity – Interim report. European Commission and German Federal Ministry.
- Talberth, J., Cobb, C., Slattery, N., 2007. The Genuine Progress Indicator 2006. A tool for sustainable development. Redefining Progress, www.rprogress.org.
- Thoyer, S., 2004. La formulation des politiques publiques agricoles et environnementales : pressions, délibérations, et négociations. HDR, Université de Montpellier I.

- Tiffen, M., Mortimore, M., Gichuki, F., 1992. More people, Less erosion: environmental recovery in Kenya. John Wiley & Sons, Chichester, 1994. 311 pages
- Tizale, C.Y., 2007. The dynamics of soil degradation and incentives for optimal management in the central highlands of Ethiopia. PhD dissertation, University of Pretoria.
- Tol, R.S., 2005. The Marginal Damage Costs of Carbon Dioxide Emissions: An Assessment of Uncertainties. *Energy Policy* 33, 2064–2074.
- UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature), 2008. Assessment of economic benefits of Mozambique's protected areas.
- UNECE, 2009. Measuring sustainable development. Eurostat-OECD
- UN Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington, D.C.: Island Press.
- Van den Bergh, J., Verbruggen, H., 1999. Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the ecological footprint. *Ecological Economics*, 29, 61–72
- Vincent, J.R., 1996. Resource Depletion and Economic Sustainability in Malaysia. Development Discussion Paper 542, Harvard Institute for International Development, Cambridge.
- Vincent, J.R., Hartwick, J.M., 1998. Accounting for the Benefits of Forest Resources: Concepts and Experience: FAO forestry department.
- Vincent, J.R., Panayotou, T., Hartwick, J.M., 1997. Resource Depletion and Sustainability in Small Open Economies. *Journal of Environmental Economics and Management* 33, 3, 274–286.
- Vivien, F.D., 2005. Le développement soutenable. Collections Repères La découverte.
- Vouvaki, D., Xepapadeas, A., 2008. Changes in social welfare and sustainability: theoretical issues and empirical evidence. *Ecological Economics* 67, 3, 437–484.
- Wackernagel, M., 1994. Ecological Footprint and Appropriated Carrying Capacity: A Tool for Planning Toward Sustainability. Ph.D. Thesis, School of Community and Regional Planning. The University of British Columbia. Vancouver, Canada.
- Wackernagel, M., Rees, W., 1995. Our ecological footprint: reducing human impact on the earth. New society publishers, The new catalyst bioregional series, Gabriola island BC.
- Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological conservation* 139, 235–246.
- World Commission on Environment and Development (WCED), 1987. Our Common Future. Oxford, Oxford University Press.
- Weitzman, M., 1976. On the welfare significance of national product in a dynamic economy. *Quarterly Journal of Economics* 90, 156–162.

- Weitzman, Martin L. 1997. Sustainability and Technical Progress. *Scandinavian Journal of Economics* 99, 1, 1-13.
- Weitzman, M.L., 2003. *Income, wealth, and the maximum principle*. Harvard University Press, Cambridge
- Weitzman, M., Lofgren, K.G., 1997. On the Welfare Significance of Green Accounting As Taught by Parable. *Journal of Environmental Economics and Management* 32, 139-53.
- Wilson, J., 2008. Financial flows in Mozambique's fisheries. Report for Norad-Marema-MdP.
- World Bank, 2005. *World Development Indicators 2005*, The World Bank, Washington D.C.
- World Bank, 2005. *Economic growth in the 90's: learning from a decade of reform'*, World Bank, Washington D.C.
- World Bank, 2006. *Where is the Wealth of Nations? Measuring capital for the 21st Century*. Washington D.C.: The World Bank.
- World Bank, 2007. *Mozambique Agricultural Development Strategy Stimulating Smallholder Agricultural growth*. Report n° 32416-MZ.
- WHO (World Health Organization), 2002. *Global Burden of Diseases*. http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/en/
- WHO (World Health Organization), 2007. *Indoor Air Pollution: National Burden of Disease Estimates*. WHO, Geneva.
- World Resource Institute, 2005. *The Wealth of the Poor: Managing Ecosystems to fight poverty'*, UNDP, UNEP, The World Bank, WRI.
- World Resource Institute, 2008. *Roots of resilience: growing the wealth of the poor*. UNDP, UNEP, World Bank, WRI.
- World Wildlife Fund, 2008. *Pilot financial plan for conservation areas in Mozambique (2008-2017)*.
- Wunder, S., 2005. *Payments for Environmental Services: some nuts and bolts*. Centre For International Forestry Research (Eds), Jakarta, 32 pages.
- Yesuf, M., 2004. *A Dynamic Economic Model of soil conservation with Imperfect Markets and Institutions*. Department of Economics, Gothenburg University, Mimeo.
- Zhuang, J., Liang, Z., Lin, T., De Guzman, F., 2007. *Theorey and practice in the choice of social discount rate for cost-benefit analysis : a survey*. ERD Working Paper No. 84. Asian Development Bank.

TABLE DES MATIERES DETAILLEE

REMERCIEMENTS	3
PREFACE	6
CHAPITRE 1. INTRODUCTION GENERALE	9
1. ACTUALITE ET PERTINENCE DU THEME DE RECHERCHE	9
2. PROBLEMATIQUE.....	12
3. DEMARCHE DE LA RECHERCHE	13
4. CONTRIBUTIONS DE LA THESE	14
5. ARCHITECTURE ET PLAN DE LA THESE.....	15
PARTIE 1 CAPITAL NATUREL ET CROISSANCE PRO-PAUVRES : ELEMENTS DE CONTEXTE	
CHAPITRE 2. LE PARADIGME ECONOMIQUE ACTUEL : LA « CROISSANCE PRO- PAUVRES »	19
1. LES RACINES DE CE NOUVEAU PARADIGME.....	19
2. LES BASES THEORIQUES	22
3. LA CROISSANCE PRO-PAUVRES EN PRATIQUE : ANALYSE EMPIRIQUE.....	27
CHAPITRE 3. LA PLACE DU CAPITAL NATUREL DANS LES STRATEGIES DE DEVELOPPEMENT EN AFRIQUE SUB-SAHARIENNE	31
1. LE CAPITAL NATUREL : ESSAI DE DEFINITION ET PRINCIPALES PROPRIETES.....	31
2. LE CAPITAL NATUREL, UN FACTEUR NEGLIGE DANS LES POLITIQUES DE DEVELOPPEMENT.....	38
3. LE CADRE CONCEPTUEL DU TRAVAIL : LE « TRIANGLE DU CAPITAL NATUREL ».....	40
PARTIE 2 CAPITAL NATUREL, CROISSANCE ET DURABILITE	
CHAPITRE 4. INTRODUCTION : LA DURABILITE, DE LA THEORIE A LA PRATIQUE.....	57
1. LE DEVELOPPEMENT DURABLE : DES DEFINITIONS MULTIPLES	57
2. LE DEVELOPPEMENT DURABLE : UN CHOIX ETHIQUE.....	59
3. PROPOSITION DE CLASSIFICATION	61
4. DURABILITE ET DECISION PUBLIQUE	66
5. SOMMAIRE	69

CHAPITRE 5. INTERET DES INDICATEURS MACROECONOMIQUES AGREGES DE DURABILITE DANS L'ELABORATION DES POLITIQUES DE DURABILITE : LE CAS DE MADAGASCAR.....	79
1. INTRODUCTION.....	79
2. ANALYSIS OF THE THREE INDICATORS.....	81
3. RESULTS.....	88
4. CONCLUSIONS.....	95
CHAPITRE 6. CRITIQUE DE L'APPROCHE DE DURABILITE DE LA BANQUE MONDIALE: LE CAS DE MADAGASCAR.....	101
1. INTRODUCTION.....	101
2. THE THEORETICAL FRAMEWORK: WEALTH, ADJUSTED NET SAVING AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT.....	103
3. COMPUTATION METHODOLOGY.....	106
4. TESTING THE ROBUSTNESS OF WORLD BANK CALCULATIONS.....	111
5. DISCUSSION AND CONCLUSIONS.....	114
CHAPITRE 7. VERS UNE MEILLEURE PRISE EN COMPTE DU CAPITAL IMMATERIEL : LE CAS DU MOZAMBIQUE.....	121
1. INTRODUCTION.....	121
2. THEORETICAL FRAMEWORK.....	123
3. METHODOLOGY AND RESULTS.....	125
4. SENSITIVITY ANALYSIS.....	125
5. CONCLUSIONS AND PERSPECTIVES.....	139
CHAPITRE 8. CONCLUSION : PROPOSITION D'UN MODE DE PILOTAGE DE LA DURABILITE EN PAYS AFRICAINS.....	147
1. PRINCIPALES CONTRIBUTIONS DE LA PARTIE 2.....	147
2. PROPOSITION D'UN MODE DE PILOTAGE DE LA DURABILITE EN CONTEXTE AFRICAIN..	148
3. PISTES POUR UN PROGRAMME DE RECHERCHE.....	155
PARTIE 3 SOLS, ECONOMIE ET AGROECOLOGIE	
CHAPITRE 9. LES SOLS, COMPOSANTE CLE DU CAPITAL NATUREL DES PAYS AFRICAINS.....	163
1. DU CAPITAL NATUREL AU CAPITAL SOL.....	163
2. DEMARCHE PROPOSEE : ENTRE THEORIE ET PRAGMATISME.....	165
3. ETAT DE L'ART ET POSITIONNEMENT PAR RAPPORT A LA LITTERATURE EXISTANTE ..	166
4. SOMMAIRE.....	172

CHAPITRE 10. PERSPECTIVES ECONOMIQUES SUR LA RESSOURCE EN SOL A TRAVERS LE CONCEPT DE CAPITAL SOL	175
1. INTRODUCTION.....	175
2. DYNAMIC BIOECONOMIC MODELS AS A TOOL PROMOTING INTERACTION BETWEEN SOIL SCIENTISTS AND ECONOMISTS	176
3. ON THE REALISM OF SOIL REPRESENTATION AND BIOPHYSICAL PROCESSES	181
4. ON THE MULTIFUNCTIONALITY OF SOIL CAPITAL.....	185
5. ON THRESHOLDS AND POVERTY TRAPS	190
6. ON ECOLOGICAL RESILIENCE AND RISK MANAGEMENT.....	192
7. CONCLUSIONS	193
CHAPITRE 11. UN EXEMPLE D'INVESTISSEMENT DE CONSERVATION DES SOLS : LES TECHNIQUES AGROECOLOGIQUES AU LAC ALAOTRA (MADAGASCAR)	195
1. INTRODUCTION.....	195
2. RENTABILITE ECONOMIQUE DES SCV : ECHELLE DU PRODUCTEUR.....	197
3. RENTABILITE ECONOMIQUE DES SCV : ECHELLE DU BASSIN VERSANT.....	212
4. CONCLUSION : QUELQUES REFLEXIONS SUR LA JUSTIFICATION ECONOMIQUE DU PROJET	
226	
CHAPITRE 12. CONCLUSION GENERALE	235
1. REPONSES AUX QUESTIONS DE DEPART.....	235
2. SYNTHESE : VERS UNE ARTICULATION DES DIFFERENTES ECHELLES DU TRAVAIL.....	239
3. DU TRAVAIL ANALYTIQUE A LA PRISE DE DECISION	239
BIBLIOGRAPHIE	248

VU : LE PRESIDENT

M. :

VU : LES SUFFRAGANTS

MM. :

Vu et permis d'imprimer :

Le Vice-président du Conseil Scientifique chargé de la recherche de l'Université Paris
Dauphine

Capital naturel, développement et durabilité à Madagascar et au Mozambique

Résumé : L'objectif de cette thèse est d'explorer le rôle du capital naturel dans les stratégies de développement des pays Africains. Dans la partie 1, nous récapitulons ce que nous savons des liens entre capital naturel et développement. La partie 2 est consacrée au capital naturel dans son ensemble, à l'échelle nationale. L'objectif est de proposer un cadre d'analyse de durabilité. A travers deux cas d'étude (Madagascar et Mozambique), nous concluons sur la nécessité de mesurer l'évolution des différents stocks de capitaux des pays. Nous proposons différentes extensions de cette approche, sur le traitement du capital immatériel notamment. Dans la partie 3, nous nous focalisons sur la ressource en sol, à une échelle plus fine. D'abord, nous proposons différentes pistes théoriques pour l'analyse économique des sols. Nous entrons dans la complexité du fonctionnement de cet écosystème particulier. Ensuite, nous analysons la rentabilité sociale d'un exemple d'investissement dans ce « capital sol » : les techniques agroécologiques au lac Alaotra (Madagascar). Nous concluons sur une mise en perspective de la place de ces travaux dans le processus de décision.

Mots-Clés : Capital naturel, Epargne nette ajustée, Développement durable, Madagascar, Mozambique, Capital sol, Agroécologie

Natural wealth, development and sustainability in Madagascar and Mozambique

Abstract : The objective of this thesis is to explore the role of natural capital in development strategies of African countries. In Part 1, we summarize what we know about the links between natural capital and development. Part 2 is devoted to natural capital as a whole, nationwide. The objective is to propose a framework for sustainability analysis. Through two case studies (Madagascar and Mozambique), we conclude on the need to measure the evolution of different stocks of capital from a country. We propose different extensions to this approach, the treatment of intangible capital in particular. In Part 3 we focus on the soil resource, at a finer scale. First, we propose different theoretical tracks for the economic analysis of soils. We enter into the complex functioning of this particular ecosystem. Then, we analyze the social profitability of an example of this capital investment in soil: agroecology in Lake Alaotra (Madagascar). We conclude with a perspective of the use of this work in the decision process.

Keywords : Natural capital, Adjusted net saving, sustainable development, Madagascar, Mozambique, Soil capital, Agroecology