MINISTERE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE

Direction Générale du Développement Durable

EVALUATION DE LA MISE EN ŒUVRE DU DEVELOPPEMENT DURABLE :

Elaboration d'outils pour l'évaluation économique des coûts de la dégradation de l'environnement et calcul du coût environnemental des investissements publics de développement économique et social dans les secteurs de l'agriculture, de l'industrie, du transport et du tourisme

Phase I :

OUTILS D'EVALUATION ECONOMIQUE DES COÛTS DE LA DEGRADATION DE L'ENVIRONNEMENT

Rapport définitif

GEREP-Environnement
17 Rue Mustapha Abdessalem El Menzah V 2037 El Menzah - TUNISIE
Tél : (+216) 71 752976/71 236248 Fax : (+216) 71 234 825
www.gerep-environnement.com

Juin 2009

SOMMAIRE

1 Introduction ____ 4

2 La Méthodologie Proposée ____ 8

2.1 Les Biens et services Environnementaux ____ 9
2.1.1 Caractéristiques distinctives d'un bien d'environnement ____ 9
2.1.2 Les fonctions principales des biens d'environnement ____ 10
2.1.3 Valeur économique de ces biens ____ 11

2.2 Les Approches de mesure de la valeur des Biens d'Environnement ____ 13
2.2.1 Techniques de Préférences exprimées : La Méthode d'Evaluation Contingente ____ 15
2.2.2 Les techniques des préférences révélées ____ 19
2.2.3 Les techniques indirectes : la fonction de dommage ____ 27

3 Les expériences en matière d'évaluation économique des coûts de la dégradation de l'environnement à travers le Monde ____ 31

4 Les outils et méthodes d'évaluation proposées par composantes ____ 34

4.1 Les Impacts Economiques de la Pollution de l'Air ____ 34
4.1.1 Aperçu de l'estimation des impacts sanitaires ____ 35
4.1.2 Méthodes pour calculer la valeur de chaque impact sanitaire : ____ 38
4.1.3 Méthode de L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ____ 42
4.1.4 Les Impacts non sanitaires ____ 43

4.2 Les impacts économiques de la dégradation environnementale de l'Eau ____ 45
4.2.1 Evaluation des impacts négatifs sur la productivité agricole ____ 46
4.2.2 Les impacts négatifs sur la santé humaine suite à une alimentation en potable de qualité dégradée. ____ 50
4.2.3 Evaluation du coût de dégradation suite à une surexploitation excessive des eaux souterraines. 54

4.3 La biodiversité ____ 58

4.4 Les impacts économiques de la dégradation environnementale du Sol ____ 59
4.4.1 Estimation du coût de dégradation environnementale des sols agricoles à cultures pluviales ____ 59
4.4.2 Estimation du coût de dégradation environnementale des parcours ____ 60
4.4.3 Estimation du coût total de la dégradation des Sols ____ 61

4.5 Les impacts économiques de la dégradation environnementale des Forêts ____ 63
4.5.1 Evaluation des produits ligneux perdus (essentiellement du bois) ____ 64
4.5.2 Evaluation des produits non-ligneux perdus ____ 65
4.5.3 Evaluation du coût de reboisement ____ 65
4.5.4 Coût total de la dégradation environnementale de la Forêt ____ 66

4.6 Les impacts économiques de la dégradation environnementale sur le Littoral ____ 67
4.6.1 Evaluation de la DAP des touristes étrangers et des Tunisiens non résidents pour améliorer le littoral 68
4.6.2 Evaluation du coût des dégradations des plages récréatives subis par le tourisme national ____ 70
4.6.3 Evaluation du coût de dégradations subis par la Pêche ____ 72
4.6.4 Evaluation des coûts de dégradations subies par les plages, les dunes et l'érosion marine ____ 73

4.7 Les impacts économiques de la dégradation sur l'Environnement due aux Déchets ____ 73

4.8 Les impacts économiques de la dégradation sur l'Environnement Global ____ 75

Liste des tableaux

Tableau 1 : Composante de la Valeur Economique Totale d'un bien Environnemental 13
Tableau 2: Méthodes de valorisation..... 14
Tableau 3: Principales techniques d'évaluation économiques de l'environnement 14

1 INTRODUCTION

Les ressources naturelles et environnementales ont connu une surexploitation, accompagnée parfois même de dégradations irréversibles, qui menacent sérieusement l'équilibre écologique indispensable à la survie et à la pérennité de notre planète. Notons que cette sur-utilisation pourrait être aisément expliquée par les caractéristiques intrinsèques de ces biens (common pool resources, biens publics, etc.) et surtout par l'évolution économique, démographique et urbaine extrêmement rapide des dernières décennies. La seule issue pour relever ce défi, serait de concevoir des mécanismes appropriés, capables de conduire à une préservation minimale de ces ressources absolument indispensables à la promotion d'un développement durable. La réalisation de cet objectif passe nécessairement par la mise au point de procédures adéquates de valorisation de ce genre de biens, considérés jusqu'alors comme des dons de la nature et par conséquent offerts gratuitement ou à la rigueur moyennant des prix plutôt forfaitaires. Etant donné l'absence de marchés classiques pour ces biens d'environnement, et l'échec de toutes les méthodes d'évaluation disponibles de fournir des valorisations correctes, l'imagination de procédures appropriées, qui tiennent compte explicitement de toutes les caractéristiques propres de ces biens, s'impose.

Nous assistons heureusement actuellement à un développement prodigieux aussi bien d'ordre théorique qu'empirique, des méthodes de valorisation de ces biens d'environnement. La construction et la conduite d'enquêtes d'évaluation contingente ont connu des perfectionnements substantiels. La théorie sous-jacente, qui justifie la pertinence du recours aux méthodes hypothétiques, attire de plus en plus les économistes les plus éminents. En outre, des méthodes d'estimation économétrique, capables de tenir compte explicitement des spécificités de ces biens ainsi que des données issues de ces enquêtes ont vu le jour, et constituent aujourd'hui un corps autonome de la théorie économétrique établie.

L'évaluation des biens et services environnementaux et plus particulièrement l'estimation des dégradations environnementales est devenue durant les dernières années un champ d'investigation et de recherche intense dans des disciplines diverses. Il est vrai que la motivation principale de toute évaluation est de fournir une information plus riche et surtout plus compréhensive aux décideurs afin de leur permettre d'améliorer autant que possible le bien-être de la génération présente tout en préservant le maximum d'opportunités pour celles à venir.

Attribuer une valeur monétaire aux dégradations environnementales, permet entre autres :

- de fournir un outil approprié pour classer les coûts sociaux des différentes formes de dégradations,
- d'évaluer quantitativement les coûts de la dégradation réelle en vue d'intégrer les aspects environnementaux dans les décisions en matière de politique de développement,
- de comparer les dommages résultants de la dégradation des ressources environnementales aux autres indicateurs économiques, et
- d'offrir aux responsables de la gestion de l'environnement un outil adéquat pour discuter l'importance de la protection environnementale en termes économiques, semblable au « langage » qu'utilisent les autres preneurs de décision dans les domaines concernés par les biens et services marchands.

L'objectif majeur de cette étude est de connaître la valeur économique des impacts positifs et négatifs par rapport aux investissements de développement consentis. Afin de concrétiser cet objectif il est indispensable de disposer des outils nécessaires pour l'établissement du bilan environnemental en termes économiques et monétaires des activités et des investissements nécessaires au développement du pays. Ces outils doivent résulter de l'application d'une méthodologie clairement explicitée. Ils doivent être calculables à partir des données statistiques tunisiennes disponibles et normalement utilisables par les opérateurs tunisiens à l'échelle nationale et régionale.

Cette étude comportera deux composantes:

- La première portera sur les outils d'évaluation économique de la dégradation de l'environnement. C'est une composante essentiellement méthodologique, avec application aux données tunisiennes. En utilisant l'état le plus avancé des théories et approches actuellement disponibles et en s'inspirant des expériences similaires dans des pays à contexte économique et environnemental voisin, il s'agit d'élaborer et/ou d'adapter des outils pour l'évaluation économique du coût de dégradation de l'environnement. Ces outils doivent être développés en utilisant les statistiques et données disponibles en Tunisie. Ils doivent concerner, autant que possible, toutes les catégories environnementales : air, eau, sols, forêt, littoral, déchets et environnement global.
- La deuxième sera consacrée à l'évaluation du coût environnemental des investissements publics au développement pendant le Xème Plan. Cette seconde composante concerne les investissements publics au développement des secteurs de l'agriculture, de l'industrie, du transport et du tourisme, au cours du Xème Plan de développement économique et social. Les produits attendus pour cette composante concernent l'évaluation monétaire chiffrée du bilan des coûts environnementaux des différentes catégories d'activités économiques des secteurs retenus, avec explicitation des outils utilisés et précision des hypothèses introduites et des simplifications opérées.

Cette première phase, qui porte sur la confection des outils d'évaluation économique de la dégradation de l'environnement, comportera trois volets :

1. Une présentation détaillée de la méthodologie d'évaluation du coût de dégradation environnementale.

2. Un survol des expériences en matière d'évaluation des dégradations environnementales à travers le Monde. Nous mettrons l'accent surtout sur les pays similaires à la Tunisie. Ces pays ayant un contexte économique social et culturel

semblable à la Tunisie sont essentiellement les pays que la Banque Mondiale classe sous l'appellation MENA « Middle East and North Africa Countries ».

3. Une présentation des outils et méthodes d'évaluation par composante. Nous tenons à insister que cette démarche consistera à expliciter les hypothèses retenues et surtout à formaliser la démarche suivie afin de mettre en évidence les paramètres ainsi que les variables retenus. Notre objectif sera de mettre au point une méthodologie claire qui permettra de refaire facilement les calculs lors d'introduction de données nouvelles.

2 LA METHODOLOGIE PROPOSEE

Les biens d'environnement, tel l'eau et l'air, étaient considérés, vu leur disponibilité qui semblait être quasi illimitée, comme des biens libres et donc aucun prix ou presque ne leur étaient attaché. Cette réalité est désormais révolue, suite à l'explosion de la demande et aux dégradations diverses imposées par le type de processus de développement pratiqué jusqu'ici. En effet, ces biens intègrent de plus en plus le royaume de la rareté et par conséquent le concert des biens économiques. Cette mutation profonde requiert donc que ces biens soient correctement valorisés afin de parvenir à leur allocation d'une manière optimale. Cependant, étant donné les caractéristiques intrinsèques de ces biens, cette valorisation pose des problèmes hautement complexes qu'il est indispensable de surmonter. En effet, tout bien d'environnement se distingue par un trait particulier qui réside dans le fait que sa « valeur économique totale » dépasse parfois très largement sa seule valeur d'usage. C'est cette valeur, appelée de « non-usage » et généralement inobservable directement, qui pose de sérieux problèmes de valorisation aussi bien aux économistes qu'aux aménageurs. En outre, ces biens ne sont pas issus d'un processus de production conçu et mis en œuvre par l'homme, ils sont plutôt offerts par la nature, ce qui explique l'attitude classique de les considérer comme gratuit. Enfin, et c'est ce qui rend la tâche de valorisation encore plus ardue, les biens se distinguent par des spécificités qui les excluent de la sphère de l'économie de marché ; à savoir la multidimensionalité, la multifonctionnalité, la séquentialité dans les usages, la mobilité, et la variabilité extrême aussi bien spatiale que temporelle, etc.

La réalité d'aujourd'hui est que l'environnement fournit à la société des biens et services dont l'allocation est de plus en plus soumise à des arbitrages conflictuels entre des usages alternatifs. Cet arbitrage, vu la rareté croissante de ces biens et surtout leurs caractéristiques distinctives propres qui les rapprochent plus des biens publics pures que des biens privés classiques, impose le recours à des critères objectifs appropriés afin que la société parvienne à rationaliser leur utilisation et surtout évite leur dégradation irréversible hautement nocives à maints égards. La confection de ces critères doit reposer sur des bases théoriques

irréprochables afin de parvenir à la conception de mesures adéquates de toute variation de bien-être (positive ou négative) suite aux changements environnementaux imposés par toute activité humaine.

2.1 LES BIENS ET SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

2.1.1 Caractéristiques distinctives d'un bien d'environnement

- ***La multidimensionnalité*** **:** Les biens d'environnement se caractérisent par aux moins trois dimensions primordiales à savoir l'écologique, l'économique et le socioculturelle. La dimension écologique des biens d'environnement est la plus évidente. En effet, l'utilité de tout bien d'environnement se définit en premier lieu par la place qu'il occupe dans l'écosystème. Cette approche met l'accent sur l'analyse des mécanismes qui régissent les équilibres des écosystèmes. La dimension économique se réfère aux utilisations économiques de l'environnement et au rôle que celui-ci est amené à jouer au regard du fonctionnement de l'activité économique. Enfin la dimension socioculturelle est représentée par les nombreux usages économiques que revêt l'environnement tels que loisirs, esthétique, milieu de vie, activités sportives, etc. (Comolet et Weber, 1990).

- ***La multifonctionnalité*** : Cette caractéristique qui donne lieu à des flux de services multiples, explique la présence à la fois d'externalités diverses et des conflits, voire incompabilités potentiels, entre usages et usagers générant parfois des risques de surexploitation et de dégradations irréversibles. Prenons le cas hautement illustratif, à cet égard de la ressource eau. En effet, l'eau est le bien environnemental qui se distingue parfaitement par la multifonctionnalité. Cette ressource peut servir en parallèle ou d'une manière séquentielle à des usages divers, telle que la consommation domestique, industrielle, agricole ainsi que des usages récréatifs, de génération hydroélectrique ou de transport.

- ***Difficulté d'organiser des marchés concurrentiels***. Plusieurs raisons objectives expliquent les difficultés et parfois même l'impossibilité d'organiser des marchés classiques capables de conduire à une allocation optimale.

- Etant donné la nature de ces biens (mobilité, séquentialité dans les usages, variabilité extrême de leur offre), il est difficile de définir des droits de propriété clairs et surtout de les mettre en œuvre.
- La plupart des biens d'environnement se distinguent par la nature des ressources de propriété commune « common pool resources » dont la gestion par le marché conduit inéluctablement à leur dégradation.
- Plusieurs biens d 'environnement se caractérisent par des « joint cost » et « joint product ».
- Il faut aussi mentionner les économies d'échelles, le caractère pondéreux et la présence de monopole naturel, etc., qui interdisent le recours au marché classique.

  La conséquence de cette défaillance serait inéluctablement l'absence de la vérité des prix qui conduit tout naturellement les agents économiques à se comporter comme si la valeur intrinsèque de ces biens était négligeable ou même nulle. Rappelons que même lorsque les pouvoirs publics interviennent d'une manière centralisée pour régulariser afin de conserver la ressource, ils se trouvent obliger, pour des raisons sociales diverses, de pratiquer une tarification totalement déconnectée de la réalité des coûts avec toutes les conséquences négatives largement connues sur l'allocation.

2.1.2 Les fonctions principales des biens d'environnement

Les biens d'environnement assurent à l'économie au moins les trois fonctions primordiales suivantes :

- Ce sont des biens de consommation publique qui doivent être assurés généralement de manière égalitaire à tout le monde. Nous citerons, à titre simplement illustratif la qualité de l'eau et de l'air.
- Ces biens sont offerts par la nature, sous forme de ressources indispensables à la survie de l'espèce. Notons au passage que l'ère des ressources naturelles abondantes, d'accès facile, et à coût de mobilisation bas, est désormais révolu. Les ressources en eau, par exemple, ont déjà quitté le paradis des biens libres pour intégrer le royaume de la rareté et doivent être allouées selon la dure réalité des procédures économiques.

- Ces biens constituent aussi un réceptacle de tous les déchets et rejets produits par l'activité économique et sociale. Le milieu naturel dispose d'une capacité limitée de recyclage. Malheureusement, cette capacité a été largement dépassée, et nous assistons actuellement à des dégradations parfois même irréversibles des ressources en eau, de l'air et de la terre.

2.1.3 Valeur économique de ces biens

Nous partons de l'hypothèse que les gens attribuent des valeurs monétaires aux ressources naturelles même si actuellement ils ne bénéficient d'aucun usage direct de ces ressources. Nous postulons, par exemple, que les gens pourraient accroître leur utilité en apprenant que les pyramides sont préservées même s'ils n'escomptent pas les visiter.

La valeur économique globale d'un bien d'environnement est formée de deux composantes :

- **La valeur d'usage,** qui est facile à repérer, est issue de l'usage direct du bien, et
- **Les valeurs de non-usage,** qui sont malheureusement difficile à cerner, étant donnée leur nature non marchande.

Les valeurs de non-usage, qui constituent aujourd'hui dans la littérature économique les valeurs des ressources naturelles et environnementales n'ayant pas de rapports clairs avec la consommation présente du bien, regroupe trois éléments dont le trait commun réside dans la non-utilisation direct de l'actif naturel :

- *La valeur d'option* qui se définit par la disposition à payer (DAP) d'un individu souhaitant garder l'option de l'utilisation future du bien préservé dans son état actuel
- *La valeur de legs* qui pourrait être estimée par la DAP des individus désireux de transmettre le bien aux générations futures, et
- *La valeur d'existence* qui est la DAP des individus voulant maintenir l'existence du bien, même s'ils savent ne pas l'utiliser dans le futur.

Une multitude de motivations sont à l'origine de ces valeurs. Nous pourrions citer à titre illustratif celle qui nous semble la plus importante à savoir le désir de léguer certaines de ces

ressources environnementales jugées essentielles à ses descendants ou aux générations futures.

Les valeurs de non-usage sont toutes les composantes de la valeur totale qui existent indépendamment de l'usage direct.

Krutilla, qui fut le premier à introduire ce concept de non-usage, suggère au moins deux raisons expliquant pourquoi les agents économiques attribuent des valeurs n'ayant aucun lien direct avec l'usage courant d'une ressource :

- la préservation d'option d'usage futur, et

- la légation d'un bien d'environnement à ses descendants (héritiers) ou aux générations futures.

L'évaluation des biens d'environnement, s'appuyant sur des procédures théoriques solides, a fait des progrès substantiels durant la dernière décennie. Cependant plusieurs questions, sans réponse convaincante, restent encore en suspens. Nous mentionnerons celles qui nous paraissent les plus importantes à savoir :

- Comment distinguer entre les valeurs d'usage et celles de non-usage ?

- Quand est-ce que les différentes valeurs de non-usage sont-elles vraiment importantes ?

Tableau 1 : Composante de la Valeur Economique Totale d'un bien Environnemental

Valeurs d'usage			**Valeurs de non-usage**	
Valeurs d'usage directes	***Valeurs d'usage indirectes***	***Valeurs d'option***	***Valeurs d'Existence***	***Valeurs patrimoniales***
Produits pouvant être consommés directement Exemples : ▪ Alimentation ▪ Biomasse ▪ Récréation ▪ Santé, etc.	Avantages fonctionnels Exemples : • Fonctions écologiques, • Prévention des inondations, etc.	Valeurs d'usage directes et indirectes futures Exemples : • Biodiversité, • Préservation des habitats, etc.	Valeurs attachées au fait de savoir qu'un bien existe Exemple • Habitats • Espèces menacées, etc.	Valeurs attachées aux legs Exemple • Habitats, • Modifications irréversibles, etc.

2.2 *LES APPROCHES DE MESURE DE LA VALEUR DES BIENS D'ENVIRONNEMENT*

Mitchell et Carson (1989) ont proposé plusieurs méthodes et procédures de détermination des valeurs des biens d'environnement. La classification de ces méthodes s'appuie essentiellement sur les deux caractéristiques les plus importantes, à savoir :

- Les informations qui permettent la valorisation de ces biens proviennent-elle de l'observation directe du comportement de l'usager dans le monde réel (transaction concrète dans un marché concurrentiel) ou bien s'agit-il de données construites grâce à la simulation de marché hypothétique où on demande aux individus de répondre à des questions du type : êtes-vous disposé à payer ou à recevoir ?
- La méthode fournit-elle des valeurs monétaires du bien en question directement ou bien doit-on recourir à un détour permettant d'inférer les valeurs monétaires

grâce à des techniques indirectes s'appuyant sur un modèle de comportement et de choix individuel.

Tableau 2: Méthodes de valorisation

	Comportement observable (marché réel)	***Marché hypothétique***
Observations directes	Prix de marché concurrentiel	Questions de DAP (MEC)
Observations indirectes	Travel cost Valeurs de prop. Hédonique	Classement contingent Référendum contingent

Comment opérer une évaluation monétaire de l'environnement ?

Pour pouvoir mesurer la valeur économique totale, il est nécessaire de se référer à des techniques d'évaluation économique particulières. Dans la littérature, on peut distinguer deux grandes familles de techniques d'évaluation monétaires :

- les approches directes, et
- les approches indirectes, dont nous reportons les principales dans le Tableau 3.

Tableau 3: Principales techniques d'évaluation économiques de l'environnement

Approches directes				**Approches indirectes**
Préférences exprimées	***Préférences révélées***			
	Compléments		Substituts	
Méthodes d'Evaluation Contingente	Méthodes des Prix Hédonistes	Méthodes du Coût du Trajet	Méthodes des Fonctions de Production	Fonctions de dommage

Les approches directes sont liées à une mesure monétaire des préférences des individus à partir de l'observation des comportements sur des marchés réels ou hypothétiques. La

manière la plus évidente de connaître les préférences des individus, c'est évidemment de leur poser la question directement. Au moyen d'enquêtes, les individus sont placés dans le cadre de marchés hypothétiques, dans lequel ils doivent exprimer leur consentement à payer pour des améliorations de la qualité environnementale.

Il est toutefois possible, dans certains cas, de dériver la valeur d'un bien environnemental en étudiant des marchés réels. En effet, lorsque des biens marchands sont des compléments ou des substituts aux biens d'environnement, l'observation des comportements des individus sur ces marchés peut donner des indications sur la valeur de ces biens. En d'autres termes, les individus peuvent révéler leurs préférences à travers des comportements effectifs sur des marchés réels.

Les approches indirectes ne visent pas à mesurer directement les préférences des individus pour le bien environnemental considéré. En effet, dans certains cas, lorsque l'on pense que la population n'est pas consciente des effets qu'entraîne une certaine pollution, les préférences pour une meilleure qualité environnementale ne seront pas exprimées. Les méthodes indirectes déterminent donc une relation "dose-réponse" entre la pollution et un certain effet, et ce n'est qu'ensuite qu'on applique une mesure des préférences des individus.

2.2.1 Techniques de Préférences exprimées : La Méthode d'Evaluation Contingente

La Méthode d'Evaluation Contingente (MEC), consiste à éliciter, moyennant un questionnaire approprié, la valeur des biens et services publics ou privés, par la détermination du montant monétaire que les agents économiques seraient disposé à payer pour des changements spécifiques dans la quantité, la qualité, ou le prix de ces biens et services.

Cette méthode trouve son terrain de prédilection particulièrement dans le contexte de l'évaluation des biens d'environnement. En effet, la MEC recourt à la construction de marchés hypothétiques où les usagers pourraient simuler des opérations d'achat et de vente

des biens et services produits par des ressources naturelles et environnementales caractérisés par l'absence de marchés réels. Notons que ces marchés hypothétiques pourraient aussi être utiles lors de l'impossibilité d'opérer des expériences de changement tarifaires de biens essentiels. Un exemple illustratif serait le recours à ces marchés hypothétiques (dit aussi contingents) pour simuler les réactions d'usagers du réseau d'alimentation en eau potable, suite à des majorations tarifaires fictives. L'évaluation de ces réactions pourrait être fort utile aux responsables du secteur lors de la conception et de la programmation des systèmes d'approvisionnement en matière de ressources devenant singulièrement rares.

Les études qui adoptent cette approche d'évaluation, commencent par offrir aux répondants, avant de passer au questionnaire contingent, les informations jugées primordiales au sujet du programme de l'autorité en question. Ce programme est conçu en général pour réduire la vraisemblance des dommages environnementaux potentiels, telle que le déversement de pétrole, les accidents chimiques, les dégradations des nappes souterraines, suite à une surexploitation excessive, etc.

Le questionnaire pourrait prendre la forme suivante : supposons qu'il soit absolument nécessaire d'opérer des changements tarifaires substantiels sur l'eau urbaine dans les années à venir afin de maîtriser la demande potentielle caractérisée par une croissance rapide, quel est le niveau maximal de votre disposition à payer pour concrétiser cet objectif dont dépend intimement votre bien-être futur, ainsi que celui de vos descendants, étant donné que la poursuite de la tendance actuelle provoquerait des déséquilibres susceptibles de conduire à des dégradations irréversibles ?

Le questionnaire d'évaluation contingente, qui décrit les changements physiques attendus et définit le marché hypothétique, est adressé à un échantillon d'usagers potentiellement affectés par la politique escomptée. Notons qu'il est absolument indispensable que les consommateurs soient préalablement bien informés afin qu'ils soient incités à se comporter rationnellement et à réaliser leurs préférences par l'annonce de leur disposition à payer (DAP).

Le scénario contingent doit contenir trois composantes principales :

- Une description de la situation hypothétique proposée.
- Une ou plusieurs questions d'évaluation et ce après avoir choisi la technique de révélation adéquate, et
- un ensemble de questions portant sur les caractéristiques démographiques et socio-économiques des individus.

Etant donné que c'est le questionnaire qui détermine la qualité des résultats obtenus, son élaboration demeure donc l'élément central de l'évaluation contingente. En effet, nous insistons sur le fait que le scénario contingent proposé doit être aussi bien plausible que pertinent.

Nous avons assisté durant les dernières années, à des développements multiples concernant la méthode d'élicitation des préférences ou plus simplement la forme de détermination des montants que chaque ménage est disposé à payer réellement pour s'assurer l'offre actuelle de la ressource.

Deux modes ont été essentiellement retenues :

- La méthode dite ouverte, qui requiert de l'individu enquêté d'exprimer le montant de son évaluation, est la procédure la plus simple à mettre en œuvre. L'inconvénient de cette méthode est l'absence de point de repère et donc la difficulté pour les enquêtés de fournir une réponse sérieuse.

- La méthode dite fermée ou par référendum (closed –ended) consiste à proposer à l'enquêté une valeur unique pour le bien objet de valorisation. Cette forme est considérée comme étant plus proche du fonctionnement du marché réel, puisque l'enquêté est « price taker ». En effet, soit le prix (valeur proposée) est inférieur ou égal à la DAP du répondant, et il accepte, soit cette valeur est supérieure et il refuse. (Hanemann ,1989). Arrow et al. (1993) affirment qu'avec le format référendum, il n'y a pas de raison stratégique pour que le répondant donne une réponse autre que la vérité.

Analyse critique de la MEC

Comme toute méthode d'observation, la MEC n'est pas parfaite. Notons que les théoriciens et surtout les praticiens de l'évaluation contingente sont les premiers à reconnaître ses insuffisances. En effet, plusieurs d'entre-eux manifestent encore des doutes sérieux sur la méthode, explicables par les biais divers qui la caractérisent. Cependant, nous avons assisté, surtout durant les dernières années, à des développements prodigieux et des progrès substantiels en matière de correction de ces biais. En effet, des avancées objectives ont été réalisées en termes de formulation des questionnaires, de traitement économétrique des données issues des enquêtes d'évaluation contingente; en outre les bases théoriques de la méthode ont été affinées et consolidées.

La qualité des résultats escomptés lors de l'application de cette méthode passe surtout par la confection d'un questionnaire et la conduite d'une enquête appropriée; c'est pourquoi le panel d'experts réuni sous l'égide de la NOAA (1993) et présidé par Arrow, a élaboré une liste de recommandations pour une réalisation appropriée d'enquêtes contingentes. Portney (1994) a résumé ainsi ces recommandations :

- Conduire les enquêtes directement plutôt que par téléphone ou par courrier.
- Privilégier la technique du référendum plutôt que le questionnaire ouvert.
- Décrire de façon claire et compréhensive le scénario proposé par le questionnaire.
- Rappeler aux enquêtés l'existence de substituts potentiels.
- Poser, avant de clore l'enquête, des questions subsidiaires afin de s'assurer que les personnes interrogées ont bien compris la question posée, et qu'ils ont bien réfléchi aux choix qu'ils ont proposés et leur demander les raisons de leurs choix.

Les toutes dernières années ont vu un développement prodigieux du recours à la méthode du double référendum en raison de la qualité des estimations qu'elle permet d'obtenir (Hanemann et al, (1991), Cameron et Quiggin (1994), Alberini (1995), Herriges et al (1996)). En effet, cette méthode permet d'aider la personne interrogée à se faire des points de repères afin de mieux parvenir à exprimer sa valeur de non usage pour l'eau et donner par

voie de conséquence une évaluation correcte de l'utilité future de l'eau à travers la spécification de sa disposition à payer.

Concernant les applications spécifiques au secteur de l'eau, divers travaux (Thomas et Syme(1988), D.Wittington(1991), Howe et al.(1993)) ont montré que la MEC pourrait être valide pour l'estimation de la disposition à payer pour bénéficier d'une amélioration du service d'eau ou pour permettre des changements de prix sans pour autant détériorer le bien-être des usagers. Cette méthode offre une information intensive sur les consommateurs et permet d'évaluer leurs systèmes de demande inverse qui donnent les systèmes de prix associés à différents niveaux de consommation de l'eau. Elle permet également l'estimation de la valeur économique de l'eau ou la DAP moyenne considérée économiquement comme le prix de référence à l'élaboration des réajustements tarifaires appropriés.

Approche du classement contingent

L'approche de classement contingent (contingent ranking approach) est une extension du referendum. En effet, cette méthode consiste à présenter aux répondants une série de cartes où chacune décrit une situation différente par rapport aux flux du service environnemental en question ainsi que d'autres attributs du choix (nombre de visites aux sites, niveau de congestion, droits d'entrée, etc.). Ces répondants sont alors priés de classer ces cartes selon leur ordre de préférence. Ce classement permettrait alors d'induire les valeurs du bien et services environnementaux. Cette méthode pourrait servir à l'évaluation, par exemple, des bénéfices de l'amélioration de la qualité de l'eau d'un bassin fluvial.

2.2.2 Les techniques des préférences révélées

L'idée générale pourrait être résumée ainsi : bien qu'un marché pour des biens ou des services environnementaux n'existe pas, il est possible de se faire une idée de sa valeur monétaire en examinant des marchés associés.

D'un côté, on peut ainsi s'intéresser à un marché où les coûts et/ou les avantages environnementaux sont un attribut des biens ou des facteurs de production (notamment la main-d'œuvre) qui sont achetés et vendus. En d'autres termes, des biens d'environnement pourraient être des compléments à des biens marchands. Il existe deux principales méthodes se référant à cette approche : la méthode des prix hédonistes et celle du coût du trajet

D'un autre côté, les individus peuvent entreprendre des actions pour compenser ou atténuer les effets résultant de modifications de la qualité environnementale. Dans ce cas, on peut étudier les comportements des individus sur les marchés des substituts des biens d'environnement considérés, afin d'en déduire le DAP pour des améliorations environnementales. Dans ce contexte, nous présenterons la méthode du comportement d'évitement.

2.2.2.1 La méthode des prix hédonistes

La méthode des prix hédonistes a été principalement appliquée dans le secteur immobilier et sur le marché du travail. Nous commencerons par l'application à l'immobilier, car elle permet de mieux illustrer la procédure suivie. L'idée de base est assez simple. Lorsqu'on achète un bien immobilier, en fait ce qu'on achète effectivement c'est un panier contenant différents biens avec, entre autres, des caractéristiques environnementales. Par exemple, lorsqu'on achète une maison, on achète une série de caractéristiques, tels que la qualité de la maison, la proximité au lieu du travail et aux commerces, mais également la qualité du cadre vie, qui comprend, entre autres, des caractéristiques environnementales telles que le niveau de la qualité de l'air, le bruit du trafic et la proximité de zones vertes. L'hypothèse est que le prix de la maison devrait refléter la valeur de chacune de ces composantes et en particulier, la valeur des caractéristiques environnementales. Etant donné que les caractéristiques de l'environnement varient en fonction des emplacements, les différences de valeur dans les biens immobiliers devraient donc refléter ces différences. Au moyen de statistiques relativement compliquées, la méthode hédoniste tente donc, dans un premier temps, d'établir l'influence de la qualité environnementale sur les différences de prix des

biens immobiliers. Ensuite, en dérivant une fonction de demande pour les caractéristiques environnementales considérées, on détermine la somme que les individus sont prêts à payer pour améliorer la qualité de l'environnement.

Les applications de cette méthode ont été relativement nombreuses, notamment dans le domaine de l'évaluation du bruit de la circulation routière ou des avions et pour évaluer l'incidence de la pollution atmosphérique, ainsi que dans le choix des emplacements d'installation présentant un risque sur l'environnement (comme la construction d'une nouvelle centrale électrique).

Les problèmes d'application de cette méthode sont de deux sortes :

- Premièrement, elle présente des difficultés techniques importantes. Par exemple, il est évident que pour qu'il n'y ait pas de biais dans l'analyse statistique, il est nécessaire de considérer toutes les caractéristiques censées avoir une influence sur le prix du bien immobilier. De même, le choix de la mesure des variables n'est pas toujours facile à opérer. Par exemple, il est nécessaire de choisir le polluant à considérer. Il peut en effet exister de fortes corrélations entre les différents polluants et, il n'est donc pas possible de les inclure tous dans l'analyse statistique. Par exemple, dans le domaine de la pollution atmosphérique, la variable retenue le plus souvent représente les particules en suspension, mais sa mesure peut varier selon les études (i.e. moyenne annuelle, moyenne journalière, etc.), ainsi que la considération de l'existence d'effets de seuil.

- Deuxièmement, la méthode des prix hédonistes présente des limites intrinsèques importantes, notamment les hypothèses sur le fonctionnement du marché immobilier et sur le degré d'information des ménages. En effet, la méthode des prix hédonistes perd sa signification lorsque le marché du logement n'est pas efficace ou si le secteur public rationne une grande partie du stock de logements. De la même manière, si les ménages ne connaissent

pas les risques pour la santé de certaines formes de pollution, la méthode hédoniste conduira à une sous-évaluation des coûts externes de la pollution.

La méthode des prix hédonistes a également été appliquée au marché du travail. Dans ce cas, la méthode est utilisée notamment pour évaluer monétairement les variations dans les risques (probabilités) de décès ou de maladie. Les applications dans ce domaine font appel aux mêmes notions que la méthode des prix hédonistes sur le marché des biens immobiliers. Un ensemble de caractéristiques déterminent le taux de salaire d'un individu, notamment la sécurité. Ainsi, si le marché fonctionne librement, on suppose que, toutes choses égales par ailleurs (i.e. niveau de formation, âge, expérience, etc.), le taux de salaire reflète différents niveaux de risques de mortalité et de morbidité. En utilisant les techniques statistiques appropriées, on déterminera alors la DAP pour la réduction d'un risque de décès ou de morbidité. Pour le travailleur, la DAP peut alors être interprété comme une prime de risque pour une mortalité ou une morbidité accrue.

Les limites de cette méthode appliquée au marché du travail sont similaires aux précédentes :

- Premièrement, il faut que le marché soit efficace et que les travailleurs soient conscients des risques qu'ils courent sur le lieu de travail. Avec les taux de chômage actuels, on peut évidemment s'interroger sur la validité du postulat du libre choix des travailleurs en fonction, entre autres, des probabilités de décès ou morbidité associés avec différentes activités.

- Deuxièmement, on peut se poser la question s'il est légitime de transférer des études effectuées sur le marché du travail aux problèmes de pollution. En effet, l'exposition à la pollution n'engendre généralement que de faibles probabilités de décès, bien que la population exposée soit très nombreuse. De plus, même en admettant que les travailleurs soient conscients des risques qu'ils courent, la prime de risque correspond à une compensation reçue en échange d'un risque volontaire. Or, les problèmes de pollution sont

plutôt des risques imposés, auquel cas, la compensation demandée peut être bien plus importante.

2.2.2.2 La méthode du coût du trajet

La méthode du coût du trajet a été depuis longtemps utilisée pour mesurer en termes monétaires les bénéfices de l'amélioration des caractéristiques des sites naturels de loisirs.

L'idée générale de cette technique est la suivante :

Les individus sont disposés à supporter des coûts pour visiter un parc ou une région. Ces coûts comprennent le coût du voyage pour se rendre au site considéré (essence, prix du billet de train, etc.), le droit d'entrée éventuel, le temps passé pour s'y rendre et séjourner sur place, etc. L'hypothèse fondamentale de cette technique est que ces coûts représentent la valeur monétaire minimale des avantages que les individus retirent de l'amélioration des caractéristiques de sites naturels.

Les étapes principales de la méthode du coût du trajet sont les suivantes :

1. La région située autour du site est divisée en zones pour lesquelles le coût du trajet pour se rendre au site à partir de tous les points d'une même zone est approximativement le même.
2. Grâce aux enquêtes auprès des visiteurs, on détermine le coût du trajet et on recueille des informations sur les individus eux-mêmes, tels que leurs caractéristiques socio-économiques et les motifs de leur voyage, particulièrement en relation avec les caractéristiques environnementales du site considéré.
3. A l'aide de techniques statistiques adéquates, on détermine le taux de fréquentation en fonction du coût du trajet et des autres variables retenues. En supposant que l'augmentation du prix d'entrée soit comparable à une augmentation du coût du trajet, on établit ensuite une fonction de demande pour le site considéré, de laquelle on peut déduire la DAP.

Limites de cette méthode

Cette méthode d'évaluation exige d'obtenir un nombre de données relativement important. Un des problèmes majeurs de l'application de cette technique concerne l'évaluation et le rôle du temps dans l'estimation du coût du voyage. En effet, on suppose que le temps pour se rendre à un site, ainsi que le temps du séjour sur place, sont une composante du coût de la visite. La justification de cette hypothèse est que l'utilisation du temps pour les loisirs possède un coût d'opportunité, c'est-à-dire que le temps disponible pourrait être utilisé pour d'autres activités. En matière d'allocation du temps, on suppose typiquement que les individus, en plus de satisfaire les besoins physiologiques (sommeil), ont le choix entre travailler ou effectuer d'autres activités ("les loisirs"). C'est pour cette raison que typiquement, le coût d'opportunité représente loisirs est lié au temps de travail et donc au taux de salaire. Toutefois, comme la possibilité de choix entre travail et loisirs peut être limitée à cause de contraintes institutionnelles, ou parce que le marché du travail est caractérisé par du chômage, alors le coût d'opportunité des loisirs est uniquement une fraction du taux de salaire. Les études empiriques basées sur le coût du trajet utilisent une valeur monétaire du temps qui se situe entre le quart et la moitié du taux de salaire. Cependant, de manière plus fondamentale, on peut se poser la question si le temps dépensé pour le voyage et pour le séjour est effectivement à considérer comme un coût. En effet, par exemple pour certains individus, le trajet proprement dit peut faire partie du plaisir de l'excursion. Dans ce cas, un trajet plus long pour se rendre au site peut procurer davantage de plaisir qu'un voyage plus court.

2.2.2.3 L'approche par la fonction de production

Avec les deux techniques précédentes, on considère qu'un bien marchand est complémentaire au bien d'environnement. La technique de la fonction de production est, en revanche, fondée sur l'hypothèse que, dans certains cas, le bien marchand peut représenter un substitut au bien environnemental. L'idée générale de cette technique est que plusieurs facteurs de production, y compris des caractéristiques environnementales, contribuent à la production d'une quantité d'un bien ou service donné. La valeur de la modification des coûts

de production nécessaires pour compenser une variation des caractéristiques environnementales représente alors l'évaluation monétaire de l'environnement.

Dans la littérature, l'approche de la fonction de production peut se présenter sous deux variantes principales :

1. ***La technique de la fonction de production proprement dite***, qui se réfère typiquement au domaine de la production. Dans ce cas, en utilisant des techniques statistiques, on établit une relation entre la quantité produite d'un bien et les facteurs de production marchands (comme le travail, le capital et les matières premières) et les facteurs environnementaux, tels que la fertilité des sols ou la qualité de l'air et de l'eau. Lorsque les facteurs environnementaux diminuent, car la qualité de l'environnement se dégrade, on peut calculer le coût en facteurs de production qui serait nécessaire pour maintenir constant le niveau de la production. Dans ce sens, on peut alors interpréter les facteurs de production traditionnels comme des substituts des facteurs environnementaux. Les coûts associés pour compenser la dégradation environnementale seront ainsi une mesure monétaire de la dégradation de l'environnement.

2. ***La technique du coût de remplacement***. Ici on évalue le coût des dommages résultant d'une dégradation environnementale à travers les coûts que les parties lésées doivent assumer pour y remédier. Les données pour mesurer ces coûts peuvent provenir des dépenses effectives des victimes, comme par exemple les dépenses pour le double vitrage nécessaire pour réduire les nuisances sonores. Une autre possibilité consiste à solliciter le jugement d'experts sur le coût nécessaire pour remédier aux dommages.

Nous tenons à donner, à titre illustratif, l'exemple suivant sur l'application d e la méthode des coûts de remplacement tiré de l'étude de Sadoff (1996) :

Cette étude évalue les coûts monétaires de la pollution dans le bassin du Sebou, afin de justifier économiquement un programme de gestion intégrée de l'eau, pour améliorer le fonctionnement des stations d'épuration, prévenir la pollution et accroître l'information et le contrôle environnemental. Le bassin du Sebou est situé dans la partie Nord du Maroc ; d'une surface d'environ 40'000 Km^2, il est densément peuplé (environ 18% de la population totale) et représente 30% du total des ressources en eau du pays. Le bassin du Sebou est l'une des régions des plus polluées du Maroc et la qualité de l'eau n'est pas propre pour plusieurs usages. Les causes principales de cette pollution sont les activités urbaines, agricoles, industrielles et artisanales. L'étude n'a évalué monétairement que les coûts directs de la pollution (lorsqu'aucune action n'est entreprise), sans considérer les autres coûts moins quantifiables, tels que la souffrance due aux maladies, et les pertes liées aux usages récréatifs.

Dans ce contexte, deux évaluations font appel à la technique du coût de remplacement :

1) Les coûts liés à la consommation d'eau potable sont évalués en considérant les dépenses additionnelles dues à un traitement supplémentaire des eaux polluées. Ces dépenses additionnelles sont calculées en considérant la surcharge des coûts par rapport aux coûts moyens de traitement de l'eau au Maroc. La valeur trouvée représente 77% du total des coûts de la pollution calculée dans cette étude (US $ 455 millions ; DH 4 milliards).

2) Les coûts liés à la santé humaine et aux pertes de productivité provoquées par la pollution de l'eau sont évalués en calculant le coût de la prévention, du traitement et des soins, et les pertes productives suite à l'accroissement de la morbidité et de la mortalité dues à la diarrhée, le choléra et les typhoïdes. Ces coûts de la santé représentent 21% du total.

L'approche par la fonction de production, selon l'une des deux variantes que nous avons brièvement présentées ici, comporte quelques limites importantes, notamment les deux suivantes :

- Premièrement, on suppose que les biens marchands et la qualité de l'environnement sont parfaitement substituables. Or, dans la réalité ceci n'est évidemment pas toujours vrai, soit parce que dans certains cas il n'existe pas de substituts pour les biens d'environnement (une espèce végétale unique, par exemple), soit parce que même si des substituts marchands existent, ils ne peuvent pas remplacer toutes les fonctions remplies par le bien d'environnement. En d'autres termes, les méthodes de la fonction de production permettent au mieux d'évaluer une partie de la valeur d'usage d'une ressource environnementale, et donc seulement une partie de la valeur économique totale.
- Deuxièmement, tout particulièrement pour la technique du coût d'évitement, il est possible d'adopter plus d'un type de comportement pour éviter les dommages d'une modification environnementale et, vice versa, le comportement adopté peut avoir plus d'un effet sur le bien-être des individus. Par exemple, le double vitrage réduit les nuisances sonores, mais permet également des économies dans la consommation d'énergie pour le chauffage. Les dépenses des ménages pour compenser la dégradation de la qualité environnementale doivent donc être utilisées avec une grande précaution.

2.2.3 Les techniques indirectes : la fonction de dommage

La fonction de dommage n'évalue pas directement les préférences des individus pour des modifications de la qualité de l'environnement. Cette technique vise principalement à quantifier les changements biophysiques dus à une modification environnementale. Seulement dans un deuxième temps, on applique une valeur monétaire des préférences individuelles liées à ce dommage. D'une manière générale, la technique de la fonction de dommage peut être appliquée à un vaste champ de problèmes environnementaux, pourvu que le dommage que l'on observe puisse être attribué à une cause. Par contre, avec les techniques directes d'évaluation, il est nécessaire que les individus soient conscients des

effets de la pollution. Pour cette raison, le champ d'application de la fonction de dommage semble plus vaste que celui des méthodes directes.

Les étapes principales de la fonction de dommage sont les suivantes :

1. Déterminer la fonction de dommage en termes physiques, ou la relation "dose-effet", avec laquelle on estime l'impact physique d'une modification environnementale sur un récepteur, comme par exemple la pollution atmosphérique sur la santé des individus ou sur la corrosion des bâtiments. Cette fonction de dommage possède la forme générale suivante :

   $$D = f(P, X),$$

   avec D le dommage physique (l'effet), P la pollution (la dose) et X les autres variables ayant une influence sur le récepteur. Il existe une vaste littérature sur les fonctions dose-effet, comme par exemple les études toxicologiques (expériences en laboratoire sur des animaux) ou épidémiologiques (soit sur la base d'essais contrôlés de laboratoire sur l'homme, soit sur la base d'études statistiques utilisant de vastes bases de données mettant en relation la mortalité et la morbidité avec différents facteurs, dont la pollution).
2. Obtenir une fonction de dommage en termes monétaires en multipliant la fonction de dommage physique par une valeur unitaire de dommage physique. Le plus simple, utilisé souvent pour la valeur des produits agricoles, est d'employer le prix des biens ou facteurs de production affectés par la pollution. Pour les dommages sur des biens non marchands, il est possible de transférer des valeurs provenant d'autres études utilisant des techniques d'évaluation directes que nous avons présentées précédemment.
3. Déterminer l'effet sur la pollution d'une action donnée (comme par exemple la pollution résultant des émissions d'une centrale électrique) et appliquer la fonction de dommages en termes monétaires pour évaluer cette action..

Nous présenterons aussi dans cette section quelques concepts que nous utiliserons d'une manière intensive lors des évaluations monétaires des impacts négatifs des dégradations environnementales sur la santé humaine :

AVCI (Année de Vie Corrigée à l'Incapacité)

L'AVCI, connue dans le monde Anglo-Saxon par DALY (Disability-Adjusted Life Years), est une mesure pour tous les impacts négatifs des maladies et infections subies par l'homme. Cette mesure, qui a été mise au point, au départ par l'OMS, devient de plus en plus connue dans tous les domaines de la santé publique et surtout dans l'évaluation des impacts négatifs sur la santé. Cette méthode est conçue pour quantifier l'impact économique d'un décès prématuré ainsi qu'une incapacité ou bien une infirmité d'une population par leur combinaison dans une mesure unique et comparable. En opérant ainsi, la mortalité et la morbidité sont ainsi mesurées par une même métrique. L'AVCI était conçu par Murray et Lopez dans un travail, effectué avec l'OMS et la Banque Mondiale connu sous le titre « Global burden of desease study », qui était publié en 1996.

L'AVCI s'appuie sur l'acceptation que la mesure la plus appropriée des impacts d'une maladie chronique est le temps, aussi bien le temps perdu suite à un décès prématuré que le temps passé dans une l'incapacité provoquée par la maladie. Une AVCI est donc égal à une année d'une vie saine perdue.
Traditionnellement les risques sanitaires étaient exprimés par le recours à une mesure qui consiste à compter le nombre d'années moyen de vie perdu (YLL : Years of Life Lost).

Cette mesure ne prenait pas en compte l'impact de l'incapacité, qui est exprimée par le nombre d'années vécues avec une infirmité (YLD : Years Lived with Disability).

L'AVCI se calcule maintenant comme la somme de ces deux composants à savoir :

AVCI = YLL+ YLD.

Notons que la première composante, YLL, est plus directe à évaluer, tandis que la quantification de la morbidité, YLD, est une tentative de convertir les années vécues avec une incapacité plus ou moins sévère selon la même procédure que l'évaluation des années perdues suite à un décès prématuré.

Ce canevas de base qui consiste à estimer toutes les charges sanitaires en termes d'années de vie perdues est commun à tous les calculs DALY opérés dans toutes les études d'impacts environnementaux. En effet une année perdue suite à un décès prématuré compte comme une année entière alors qu'une année passée avec une incapacité compte selon le degré de l'handicap subi.

The Value of Statistical Life (VSL)

La VSL est une valeur morale ou économique attribuée à la vie en général. En sciences économiques et sociales, c'est le coût marginal de la prévention d'un décès dans certaine circonstance. Ainsi, c'est un terme statistique pour exprimer le coût de réduction d'un nombre (moyen) de décès par un. Ce concept est d'une importance majeure dans un large éventail de discipline comprenant surtout l'Economie, la Santé publique, l'adoption, la Politique économique, l'assurance, la globalisation et surtout l'évaluation des impacts des dégradations environnementales.

3 LES EXPERIENCES EN MATIERE D'EVALUATION ECONOMIQUE DES COUTS DE LA DEGRADATION DE L'ENVIRONNEMENT A TRAVERS LE MONDE

L'évaluation économique des coûts de la dégradation de l'environnement a connu un développement prodigieux durant les dernières décennies surtout dans les pays développés et plus particulièrement aux Etats Unis. La conjugaison de plusieurs facteurs a permis ce développement, nous relèverons ceux qui nous paraissent les plus importants à savoir :

- La naissance d'une conscience environnementale.
- La mise au point de méthodes et de techniques pour évaluer les biens dits non marchands. La section précédente présente un large survol de ces méthodes.
- La collecte de données et le développement des moyens informatiques.

Nous pouvons distinguer trois grandes catégories d'expériences d'évaluation à travers le monde :

- Les expériences dans les pays développés.
- Les expériences dans les pays en développement qui ont connu les premières applications des techniques mises au point dans les pays développés et surtout leurs adaptations aux spécificités requises.
- Les expériences dans les pays similaires à la Tunisie.

Notre présentation dans le cadre de cette étude mettra l'accent surtout sur les expériences dans les pays similaires à la Tunisie. Toutefois nous mentionnerons certaines expériences dans les autres pays en cas de nécessité.

<u>Les Etudes déjà effectuées dans le Monde</u>

Depuis la promulgation par le gouvernement U. S. du « Presidential Executive Order 12291 » en 1981, qui exige l'estimation des dégradations environnementales provoquées par la pollution de l'air, des études ont été effectuées dans la plupart des pays développés. En effet des recherches aussi bien de nature théorique qu'appliquée ont vu le jour sur l'évaluation

des dommages environnementaux surtout aux USA, en Grade Bretagne et dans beaucoup d'autres pays développés. Il a fallu attendre l'étude d'Ostro Bart « Estimating the Health Effects of Air Pollutants: A Method with an Application to Jakarta », publiée par La Banque Mondiale en 1994 pour qu'une application au cas d'un pays en développement voie le jour. Cette étude commença par décrire une méthode pour déterminer l'estimation quantitative des avantages de réduire la pollution provoquée par 5 polluants, ensuite cette méthodologie à été adaptée puis appliquée à la ville de Jakarta en Indonésie. Depuis cette date nous avons assisté à une véritable explosion de ce genre d'étude, généralement financées et conduite par la Banque Mondiale, concernant les pays en développement à travers le monde. Passer en revue toutes les études sur l'évaluation des coûts de dégradation environnementale suite à la pollution serait plutôt fastidieux, cependant se concentrer sur les expériences dans des pays similaires à la Tunisie sera certainement bénéfique à notre travail.

Les Etudes effectuées dans le Cadre des Pays MENA

Les études déjà effectuées sur les pays similaires que nous avons utilisées pour notre évaluation sont les suivantes :

1) World Bank (2002), "Arab Republic of Egypt Cost Assessment of Environmental Degradation". Sector Note, Rural Department, Report N° 25175-EGT.
2) World Bank (2003) "Evaluation du Coût de la Dégradation de l'Environnement : Royaume du Maroc » Rapport N° 25992-MOR.
3) World Bank (2004), "Cost of Environmental Degradation – The Case of Lebanon and Tunisia". Environmental Economics Series, paper N° 97.
4) World Bank (2007) « Evaluation du Coût de la Dégradation de l'Eau : république Tunisienne ». Rapport N° 38856-TN.
5) World Bank/METAP (2004). "Syrian Arab Republic Cost Assessment of Environmental Degradation".

6) World Bank (2005). "Islamic Republic of Iran. Cost of Environmental Degradation. Sector Note." Report No. 32043-IR. Rural Development, Water and Environment Department, Middle East and North Africa Region.

7) Sarraf, Maria, et al., (2004) "*Cost Assessment of Environmental Degradation"*, World Bank/ METAP, The Royal Society for the Conservation of Nature, *Jordan.*

Ces études se distinguent par les caractéristiques distinctives suivantes :

- Elles adoptent pratiquement la même démarche conçue et mise au point par Maria Sarraf, l'économiste de la Banque Mondiale qui a supervisé toutes ces études.
- Elles reposent sur pratiquement la même méthodologie.
- Toutes ces études présentent les résultats obtenus sans développer explicitement les techniques, les méthodes et les hypothèses utilisées. D'ailleurs, certains responsables de la gestion environnementale des différents pays pour lesquelles ces études ont été faites, n'hésitent pas à qualifier les tableaux de calcul fournies dans les textes et surtout dans les Annexes comme des ***« boites noires*** ».

Voilà la raison qui explique notre détermination d'expliciter la méthodologie, les techniques et les hypothèses sur lesquels seront basées nos estimations des impacts économiques de toute dégradation subie par l'environnement en Tunisie.

4 LES OUTILS ET METHODES D'EVALUATION PROPOSEES PAR COMPOSANTES

Notre démarche dans la mise au point de cette méthodologie reposera sur les développements les plus récents en matière d'évaluation économique de la dégradation de l'environnement. Nous nous efforcerons dans la mesure du possible d'expliciter les hypothèses utilisées et surtout de mettre au point une démarche qui nous permettra dans la suite de pouvoir procéder automatiquement au calcul chiffré. Étant donné que tous les paramètres et les variables des formules établies sont explicites, il devient ainsi possible de les réutiliser en changeant seulement les chiffres introduits pour procéder aux calculs requis. D'ailleurs les formules que nous présenterons pourront par la suite être programmées pour construire des logiciels opérationnels.

4.1 LES IMPACTS ECONOMIQUES DE LA POLLUTION DE L'AIR

Le coût économique de la pollution de l'air comprend essentiellement les dommages associés aux problèmes sanitaires suite à la dégradation de la qualité de l'air ainsi que les coûts de biens aussi bien matériels qu'intangibles qui affecteraient le bien être de l'homme directement ou indirectement. Nous citerons parmi eux ceux qui nous paraissent à considérer ultérieurement :

- les dégradations subies par les bâtiments aussi bien publics que privées (les habitations individuelles),
- les dégradations infligées aux véhicules,
- la baisse de la productivité agricole,
- la baisse du rendement des forêts,
- la baisse de la visibilité, et
- la perte d'usages récréatifs.

Les impacts que nous allons évalués sont le résultat :

- d'émissions de PM_{10}, SO_2, NO_X et CO_2 de divers secteurs économiques,
- de l'utilisation d'énergies fossiles dans chaque secteur.

La conception d'outils et de modèles appropriés à l'évaluation économiques des coûts de dégradations requièrent le passage par les étapes suivantes :

- la collecte de l'information disponible sur les différentes émissions,
- l'évaluation des impacts sur la santé grâce aux fonctions « Dose-Réponse » qui retiennent les variations dans les niveaux ambiants de certains polluants nocifs à la santé,
- L'évaluation monétaire des impacts sanitaires (mortalité et morbidité) attribuables à la pollution de l'air,
- L'estimation des impacts non sanitaires, y compris les effets locaux sur le bien être de la population ainsi que les dégradations subies par l'environnement global (changements climatiques).

Les données minimales requises pour une estimation sommaire de ce modèle doivent inclure au moins :

- le GDP par habitants ou bien les salaires urbains,
- la population urbaine et le taux de mortalité brut,
- la taille des villes ou bien la densité de la population,
- l'utilisation de l'énergie par secteur,
- la qualité de chaque type d'énergie utilisée (pétrole, charbon, uranium, etc...),
- le niveau de pollution par source, et
- Les données météorologiques.

4.1.1 Aperçu de l'estimation des impacts sanitaires

Cette section décrit la méthodologie de base que nous utiliserons pour calculer les impacts sanitaires de la dégradation environnementale de la qualité de l'air et leurs valeurs économiques.

L'estimation de la valeur économique associée à un changement dans la qualité de l'air s'appuie sur la détermination de quatre facteurs principaux à savoir :

- Les relations dose-réponse.
- Les populations susceptibles.
- Le changement approprié de la pollution de l'air.
- Une évaluation économique de la dégradation sanitaire.

4.1.1.1 L'impact sanitaire

Une fonction Dose-Réponse est une formule pour calculer le nombre d'individus affectés par un problème sanitaire dans une zone donnée suite à leur exposition à une pollution de l'air au-delà d'une qualité standard fixée d'avance. Nous utiliserons, pour notre calcul les seuils annuels autorisés par l'OMS.

La formule générale de ces fonctions Dose-Réponse est :

$$dH_i = b_i \times POP_i \times dA \qquad (1)$$

Où :

dH_i est le nombre d'individu affecté par le problème sanitaire *i* ou le nombre de cas qui ont subis l'impact sanitaire *i.*

b_i est la pente de la fonction dose –réponse.

POP_i est la population qui réside dans la zone dégradée, c.à.d. la population à risque.

dA est le seuil réel d'un certain polluant de l'air, au dessus du niveau fixé par l'OMS, dans la zone retenue.

Exemple : Dans le cas de l'estimation des impacts économiques de la dégradation de l'air dans la ville Djakarta (Indonésie), l'équation (1) a pris la forme suivante :

$$Nombre\,de\,décès = 0.096 \times (PM_{10} - LowPM_{10}) \times POP \times CM$$

Où PM_{10} est le seuil ambiant annuel moyen de PM_{10} $(\mu g/m^3)$ dans la localité considérée ; *Low* PM_{10} est la concentration annuelle moyenne de PM_{10} autorisée, typiquement il s'agit du standard de l'OMS, *POP* est la population dans la localité retenue, et *CM* est le taux de mortalité brut pour Djakarta (approximativement 0.007).

4.1.1.2 L'Impact Economique

Afin de compléter l'estimation de la valeur des impacts sanitaires, il faudrait calculer aussi la valeur économique de cet effet (V_i). L'évaluation pourrait être développée à partir de l'estimation de la disposition à payer (DAP) pour la réduction du risque, afin d'attacher les valeurs aux changements escomptés dans la mortalité prématurée, ou une modification de l'approche du coût de la maladie pour évaluer les changements dans la morbidité.

Nous définissons, dans cette étude, l'impact économique d'une dégradation de l'air comme la valeur économique d'un problème sanitaire associé avec la pollution ou bien le coût de la dégradation environnementale de l'air. La formule générale pour calculer cette valeur économique de la dégradation est :

$$TC_i = V_i \times dH_i \qquad (2)$$

Où :

TC_i est la valeur économique totale de la dégradation sanitaire *i.*

V_i est la valeur du problème sanitaire *i.* En général, ceci pourra être le coût de traitement, par cas, de l'impact sanitaire i, ou bien la valeur de la vie humaine lorsqu'il y a mortalité.

dHi est le nombre de cas de problème sanitaire *i.*

4.1.2 Méthodes pour calculer la valeur de chaque impact sanitaire :

4.1.2.1 Mortalité

La valeur d'un cas de mortalité, connue aussi comme la valeur d'une vie statistique (VSL) « Value of Statistical Life », est estimée comme la valeur espérée actualisée des revenus futures au niveau de l'âge moyen. Dans notre étude la VSL est calculée ainsi :

$$VSL = \sum_{t} \frac{w}{(1+r)^t} \qquad (3)$$

Où :

W est le revenu individuel annuel moyen espéré

r est le taux d'actualisation

t est la période de travail moyenne.

L'évaluation des impacts sanitaires de la dégradation de la qualité de l'air est une composante primordiale dans l'évaluation des coûts sociaux de la pollution. En effet elle permet l'analyse de la performance des investissements publics de contrôle de la pollution et fournit une base à l'établissement des priorités des actions requises. Les impacts de la pollution sur la mortalité pourraient être évalués grâce au recours à la valeur de la vie statistique.

Toute action individuelle dans laquelle les gens sont prêts à débourser de l'argent en vue de réduire le risque de mortalité pourrait être utilisée pour calculer cette la valeur d'une vie statistique.

Plusieurs techniques d'évaluation ont été utilisées pour estimer cette valeur : Méthodes hédoniques basées sur les études du marché du travail, méthodes d'évaluation contingentes.

Il y a plusieurs méthodes existantes pour estimer la valeur prématurée d'un décès. Les tentatives précédentes d'évaluation monétaire reposent sur les mesures comptables du capital humain, qui ont été utilisées extensivement pour calculer la valeur présente du gain net manqué suite à un décès prématuré. La méthode est critiquée parce qu'elle ignore la

population qui est économiquement inactive, tels que les enfants et les retraités bien que cette catégorie est la plus vulnérable aux pollutions mortelles. Voilà pourquoi les économistes ont adopté plutôt des mesures plus compréhensives à savoir la « disposition à payer » (DAP) et la «disposition à accepter » (DAA). Ces mesures plus complètes captent toute la valeur de la vie par l'évaluation de la valeur que le groupe place sur la réduction du risque de décès ou de maladie. Les méthodes d'évaluation contingentes (MEC), les études de salaires risqués et les études de comportement du consommateur ont été employées habituellement pour dériver ces DAP. La VSL est communément utilisée pour exprimer la valeur de la mortalité.

L'idéal serait de baser le calcul de la VSL sur la valeur de la DAP dans la zone étudiée. Étant donné que de telles études n'existent pas pour la Tunisie et la mise en œuvre de telle méthode requière le recours à de larges échantillons enquêtés afin d'assurer leur fiabilité, une approche de « Benefit transfer » est utilisée pour calculer la valeur d'un décès prématuré. Cette approche implique le recours aux estimations disponibles des dégradations environnementales d'un projet A (pour lequel l'information existe) pour évaluer la valeur économique de l'impact environnemental d'un projet B sur la base de l'hypothèse que A et B se caractérisent par des impacts semblables. En termes de mortalité, cette approche est celle d'ajuster la DAP par le ratio du revenu par habitant du Tunisien à celui du revenu par habitant du pays où la valeur est calculée. Ce ratio pourrait être dérivé directement à partir de la différence ou bien à partir du revenu relatif par le recours à la parité de pouvoir d'achat (PPPs) comme un facteur de conversion.

4.1.2.2 Admission Hospitalière pour Problème Respiratoire (AHR)

La valeur d'un cas d'AHR est estimée comme le coût moyen du traitement médical d'une admission. Ce coût couvre le service médical du médecin, les médicaments administrés et approximativement deux jours d'hospitalisation.

L'équation (1) prend la forme suivante pour une AHR :

$$Nombre\,de\,cas\,de\,AHR = 0.000012 \times (PM_{10} - LowPM_{10}) \times POP$$

4.1.2.3 Visite d'Urgence (VU)

La valeur d'un cas de VU est estimée comme le coût moyen de l'utilisation des services d'une admission d'urgence. Ce coût comprend les services d'un médecin, les médicaments administrés et un seul jour d'une chambre d'urgence.

L'équation (1) prend la forme suivante pour une VU :

$$Nombre\,de\,cas\,de\,VU = 0.0002354 \times (PM_{10} - LowPM_{10}) \times POP$$

4.1.2.4 Jours d'Activité Restreintes (JAR)

La valeur d'un cas de JAR est supposée être égale au revenu individuel moyen d'une journée de travail. Nous supposons que ce revenu soit égal au SMIG.

L'équation (1) prend la forme suivante pour une JAR :

$$Nombre\,de\,cas\,de\,JAR = 0.0575 \times (PM_{10} - LowPM_{10}) \times \Pr opA \times POP$$

Où *PropA* est la proportion d'adultes dans la population.

4.1.2.5 Maladies Enfantines Respiratoire Faibles (MERF)

La valeur d'un cas de MERF est calculée comme le coût médical moyen du traitement d'un cas MERF, qui est égale au coût du service d'un médecin et les médicaments requis pour traiter ce cas.

L'équation (1) prend la forme suivante pour une MERF :

$$Nombre\,de\,cas\,de\,MERF = 0.000169 \times (PM_{10} - LowPM_{10}) \times (1 - \Pr opA) \times POP$$

4.1.2.6 Attaque Asthmatique (AA)

La valeur d'un cas d'AA est approximativement égale au coût moyen de son traitement médical, qui est égal au coût du service d'un médecin et les médicaments requis pour traiter ce cas.

L'équation (1) prend la forme suivante pour une AA :

$$Nombre\,de\,cas\,de\,AA = 0.0326 \times (PM_{10} - LowPM_{10}) \times POP \times AP$$

Où *AP* est le pourcentage de personnes asthmatiques dans la population (approximativement 0.07).

4.1.2.7 Journée de Symptôme Respiratoire (JSR)

La valeur d'un cas de JSR est supposée être égale au coût moyen de son traitement médical.

L'équation (1) prend la forme suivante pour une *JSR* :

$$Nombre\,de\,cas\,de\,JSR = 0.0183 \times (PM_{10} - LowPM_{10}) \times POP$$

4.1.2.8 Bronchites Chroniques (BC)

La valeur d'un cas de *BC* est supposée être égale au coût moyen de son traitement médical.

L'équation (1) prend la forme suivante pour une BC :

$$Nombre\,de\,cas\,de\,BC = 0.0000612 \times (PM_{10} - LowPM_{10}) \times POP$$

4.1.2.9 Hypertension parmi les Adultes (HA)

La valeur d'un cas de HA est estimée par le coût de traitement médical moyen par individu

4.1.3 Méthode de L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS)

Ostro Bart présente en 2004 dans une publication de l'OMS (21) une méthode de calcul du coût de dégradation de l'air sur la santé. Cette méthode permet de calculer la charge de morbidité attribuable à l'environnement. Nous présenterons d'une manière très synthétique cette méthode que nous pouvons utiliser en parallèle avec la méthodologie que nous venons de décrire d'une manière détaillée.

Pour une ville ou une région donnée d'un pays, l'estimation de l'impact sanitaire de la pollution extérieure de l'air utilisant PM10 et/ou PM2.5 s'appuie sur les 4 composantes suivantes :

1. Une évaluation de l'exposition ambiante de la population aux particules (PM_{10} et/ou $PM_{2.5}$) grâce aux relevés de mesures existantes ou bien sur une estimation s'appuyant sur un modèle approprié.

2. Une détermination de la taille des groupes de population exposés à la pollution et le type d'impacts retenus.

3. L'incidence de l'impact sur la santé étant estimé (le taux de mortalité observé dans la population par exemple).

4. Les fonctions « concentration-dose » tirées à partir de la littérature épidémiologique relient la concentration des PM_{10} et/ou $PM_{2.5}$ aux impacts sanitaires sélectionnés et fournit ainsi les fractions attribuables utilisées par la suite pour les estimations suivantes :

    - Le nombre de cas de mortalité prématurée et les AVCI (cardio-vasculaire et cancer des poumons) imputées à l'exposition de longue durée aux $PM_{2.5}$ pour les personnes dépassant l'âge de 30 ans.

    - Le nombre de cas de mortalité prématurée et les AVCI d'infections respiratoires attribuées à l'exposition de courte durée aux PM_{10} pour les enfants de moins de 5 ans.

    - Le nombre de cas de mortalité prématurée provoquée par toutes les causes à l'exposition de courte durée aux PM_{10}. Notons que cette estimation ne doit pas être ajoutée aux rubriques qui viennent d'être calculées pour des raisons de double comptage ; cependant le calcul de ce nombre fournirait des informations très utiles.

4.1.4 Les Impacts non sanitaires

Une étude intitulée « ***Measuring the damages of air pollution in the United States*** » et publiée dans la prestigieuse revue internationale « ***Journal of Environmental Economics and Management*** » (JEEM) en 2007 nous révèlent les résultats suivants :

- Selon le scénario de base le dommage annuel brut (DAB) s'élève en 2002 aux USA à 74.3 Milliards $ (M$), soit 0.7% du GDP.
- Le gros des dommages est du aux effets sur la santé humaine, soit 70 M$ (94% du total). Ces dommages se répartissent en 53M$ (71 %) dus à la mortalité prématurée et 17 M$ (23 %) dus aux différentes maladies résultantes de la pollution.
- Le reste des dommages, soit 4.3 M$ (6 %), est du aux impacts non sanitaires de la dégradation de la qualité de l'air. Ces dommages se répartissent ainsi : 2.7 M$ (3.6 %) du à la perte de visibilité ; 1.2 M$ (1.6 %) du à la réduction de la productivité agricole ; 0.080 M$ (0.1 %) du à la réduction de la valeur présente de la réduction du rendement de la forêt ; 0.1 M$ (1.3 %) du à la dépréciation des biens matériels ; et enfin 0.03 M$ (0.4 %) du aux pertes des usages récréatifs.

L'étude ajoute : Les impacts non sanitaires de la dégradation de la qualité de l'air aux USA durant l'année 2002 sont donc relativement faibles (à peine 6% du total), ce qui est tout à fait consistant avec la littérature économique dans cette discipline (*Freeman, A M, Environmental Policy since Earth day I : what have we gained ? J. Econ. Perspect. 16(1) (2002), 125-146 ; Burtraw and al., costs and Benefits of reducing air pollution….., Econ. Policy 16(1998)*). Cependant, si ces dommages avaient été omis du DAB, les preneurs de décisions s'inquiéteraient et prétendraient même que ces DAB sous-estiment le vrai coût de dégradation de la qualité de l'air.

Cette étude évalue les dégradations environnementales provoquées par la pollution de l'air aux USA. Elle s'appuie sur un modèle d'évaluation intégré qui permet de calculer le dommage marginal associé avec l'émission d'une tonne additionnelle de pollution à partir d'environ 10 000 sources aux USA.

Les dommages marginaux sont calculés ainsi :

- En partant du niveau d'émission autorisé, le modèle APEEP (Air Pollution Emissions Experiments and Policy analysis) est utilisé pour calculer la concentration de pollution, les impacts physiques ainsi que l'évaluation monétaire des dommages. Pour toute tonne additionnelle de polluant d'une source, les dommages seront ainsi recalculés. En retranchant du niveau de dommage nouvellement atteint le seuil toléré, nous obtenons le dommage marginal d'une source additionnelle de pollution. Cette expérience est alors répétée pour chacune des 10 000 sources et pour chacun des six polluants retenus (NH3, NOx, PM2.5, PM10, SO2, et VOC). Le modèle permettra ainsi le calcul de 60 000 estimations de dommages marginaux. L'addition des dommages totaux à travers toutes les sources fournit le Dommage Annuel Brut (DAB) qui constitue une comptabilité verte parallèle au calcul classique du Produits Intérieur Brut (PIB). Ces deux indicateurs mesurent ainsi la valeur de la production en calculant la somme des quantités de chaque bien produit multiplié par son prix courant.

Ce travail pionnier constitue la première tentative d'évaluer les dégradations environnementales de la pollution de l'air en utilisant les valeurs marginales de plusieurs sources spécifiques.

Le recours aux valeurs marginales se distingue par des avantages certains sur l'utilisation uniquement des valeurs moyennes :

- D'abord, en mesurant les dégradations marginales pour chaque polluant, nous pouvons explorer des politiques environnementales qui ciblent les émissions de chaque polluant.
- Ensuite, en évaluant les dommages marginaux, qui intègrent explicitement la dimension spatiale, il est possible d'explorer l'importance de la variation spatiale de ces dommages. En effet cette démarche encouragerait les politiques ciblant les émissions dans des lieux différents en s'appuyant sur leurs impacts marginaux.
- Enfin le recours aux dommages marginaux permet une évaluation des dommages agrégés compatible avec les concepts du revenu national.

L'utilisation du DAB permet ainsi de suivre le changement des dégradations environnementales de la pollution à travers le temps, exactement comme le PIB suit les changements de l'activité économique.

4.2 LES IMPACTS ECONOMIQUES DE LA DEGRADATION ENVIRONNEMENTALE DE L'EAU

Les impacts de la dégradation de l'eau, suite à une utilisation inappropriée de la ressource, sont variés, très complexes et souvent interconnectés. Nous distinguerons dans cette étude ceux qui nous paraissent les plus importants et surtout ceux dont les coûts économiques sont les plus significatifs sur le bien être de la population, à savoir :

- La baisse de la productivité agricole :
  - suite à une salinisation excessive de la ressource.
  - suite à une perte de sols fertiles par une remontée du sel conséquence d'une irrigation avec des eaux assez chargées en sel.
- La perte de production agricole suite à une irrigation par une eau insuffisamment traitée.
- La perte de capacités de rétention des barrages par à un envasement suite à un entretien non approprié des bassins versants de la retenue.
- La perte de biodiversité suite à une perturbation, aussi bien quantitative que qualitative de la ressource.
- Les impacts négatifs sur la santé humaine suite à une alimentation en eau potable de qualité dégradée.
- Une surexploitation excessive des eaux souterraines.

Avant de s'embarquer dans la présentation des outils et des méthodes d'évaluation des coûts économiques et sociaux des impacts infligés au bien être des usagers par une utilisation inadéquate de la ressource, il est indispensable de distinguer au préalable, les impacts négatifs dus à une dégradation suite à une perturbation environnementale du milieu des impacts résultants d'une raréfaction naturelle de la ressource dans une région caractérisée par un climat fragile. Nous allons consacrer tout notre effort à l'évaluation de

tous les impacts résultants de dégradations de la ressource par une utilisation non durable d'une ressource fragile. Nous entendons par utilisation non durable entre autres :

- L'irrigation par une eau naturellement chargée en sel sans prendre les précautions minimales requises, à savoir la réalisation d'un réseau de drainage approprié pour évacuer les eaux surchargées en sel infiltrées ou l'adoption de lessivages périodiques des terres affectées.
- Le manque d'entretiens des bassins versants des retenues de barrages.
- Le recours au pompage des eaux des nappes souterraines renouvelable au-delà de capacités de renouvellement naturel.

4.2.1 Evaluation des impacts négatifs sur la productivité agricole

4.2.1.1 Pertes agricoles dues à la salinisation

L'Evaluation des impacts de la salinité et de l'hydromorphie, sur l'agriculture irriguée dans les pays à climat aride et semi aride ; est une des questions des plus complexes et des plus controversées dans cette discipline. Notre objectif dans cette étude n'est pas celui de résoudre cette question, qui constitue par ailleurs le centre névralgique des programmes de recherche dans des laboratoires et des instituts de recherches de plusieurs universités renommées surtout aux USA et en Australie. Notre objectif est plutôt de nature modeste dans ce contexte. Nous tenterons de fournir une estimation approximative des impacts négatifs sur la production agricole irriguée par le recours à une ressource naturellement chargée sans prendre les précautions requises qui s'impose afin de parvenir à une gestion durable. Comme nous ne disposons pas de statistiques à l'échelle nationale qui nous permettent de connaître l'impact directe sur la production agricole d'une irrigation inadéquate par une eau chargée en sel, nous sommes réduits à recourir à des approximations plutôt grossières.

Les experts en la matière (étude de Mhiri & Bousnina, 1999, entre autres) distinguent la zone étudiée en grandes régions naturelles et quantifient la perte de productivité agricole sur la base des caractéristiques du sol, de la pluviométrie et des systèmes productifs dans

chacune des régions retenues. Les études et les analyses déjà réalisées établissent deux types d'impacts :

- un impact de court terme dont les effets ne concernent que l'année au cours de laquelle l'irrigation a eu lieu, qui se traduit par une baisse de la production agricole, et
- un impact de long terme qui se traduit par une perte irréversible de sol agricole productif.

Mhiri et Bousnima, dans leur étude « *Diagnostic agroenvironnementale de l'état des terres cultivées dans les divers systèmes de production en Tunisie, Revue de l'INTAT, Numéro Spécial 1999* », établissent que les pratiques actuelles de l'irrigation en Tunisie résultent par une perte productive que l'on pourrait assimiler à une perte fictive d'une superficie équivalente à plus de 1% des terres irriguées. Cette perte équivaudrait, par exemple en 2004, à environ 3750 ha de terres irriguées dont 20% (c.à.d. 750 ha) sont irréversiblement condamnées. Notons au passage qu'il ne s'agit pas de perte réelle en terres agricoles mais plutôt de baisse de la productivité agricole que nous pouvons estimer équivalente à une réduction de la superficie irriguée de 750 ha.

Le calcul de ces impacts s'effectue ainsi :

Soit :

x_{ct} = la superficie équivalente perdu durant une année d'irrigation inappropriée,

p_h = la valeur net moyenne de la production d'un ha en irrigué,

V_{ct} = les pertes agricoles totales à court terme,

x_{lt} = Superficie équivalente perdue à jamais (perte irréversible)

r = taux d'actualisation

t = période d'actualisation retenue

VA_t = *Valeur de la* perte annuelle de long terme durant l'année *t*

V_{lt} = pertes agricole totale de long terme,

- La perte à court terme (durant une année donnée) de production agricole :

$$V_{ct} = p_h \times x_{ct}.$$

- La perte totale de long terme pour un horizon de temps donné :

$$VA_t = p_h \times x_{lt}$$

$$V_{lt} = \sum_{t=1}^{t=n} \frac{1}{(1+r)^t} \times VA_t.$$

Notons que toutes les pertes futures devraient être actualisées pour calculer leur valeur présente.

4.2.1.2 Pertes agricoles suite à une salinisation dues à une irrigation par une eau insuffisamment traitée

Nous considérons ici la perte de la productivité agricole provoquée par l'utilisation des eaux usées traitées qui ne répondent pas aux normes prescrites au départ, c.à.d. lorsque le traitement ne se fait convenablement.

Soit

P_{heum} = la perte par *ha* suite à une utilisation d'eau usée mal traitée.

x_{eum} = Superficie irriguée par des eaux usées mal traitées.

C_{eum} = Coût total ou perte totale de la productivité agricole due à l'irrigation par des eaux usées mal traitées.

- $C_{eum} = P_{heum} \times x_{eum}$

4.2.1.3 Evaluation des impacts négatifs de l'envasement des barrages sur la production irriguée

Nous tenons à distinguer d'emblée deux types d'envasements des barrages :

- un envasement normal de la retenue, prévu et intégré explicitement par les planificateurs dans le calcul de la durée de vie du barrage, et

- un envasement provoqué par une érosion du bassin versant suite à un déboisement sauvage, à une utilisation inappropriée des terres environnantes ou bien à une absence de mise en œuvre des mesures et précautions prévues pour la sauvegarde de la retenue.

Nous allons considérer dans cette section uniquement les coûts résultants du deuxième type d'envasement.

Un envasement supérieur à celui prévu dans les plans d'aménagement se soldera par des coûts additionnels résultants des impactes négatifs sur la production irriguée qui pourraient être évalués ainsi :

- des coûts additionnels pour remplacer la capacité de stockage perdue par l'envasement, et /ou
- des pertes de productions suite à la réduction de la quantité réduite d'eau disponible à l'irrigation.

Les coûts de remplacement

Les coûts de remplacements prendraient les formes suivantes :

- Les coûts des traitements antiérosif pour limiter l'arrivée des sédiments jusqu'à la retenue.
- Les coûts de la vidange de fond par le recours à des ouvrages de dévasements équipés de vannes de chasse et de vidange.
- Les coûts de dragage des dépôts de la retenue.
- Les coûts de construction de barrage de remplacements.

Evaluation des coûts résultants d'une diminution de la production irriguée

Si la capacité de stockage des barrages suite à un envasement non prévu n'est pas remplacée en partie ou en totalité, le résultat immédiat sera une diminution de la production irriguée conséquence directe de la réduction de la disponibilité en eau.

Le calcul de ces pertes de production se fait ainsi :

Soit

C_p la capacité perdue par l'envasement non prévu,

E_h le volume unitaire moyen pour l'irrigation d'un hectare en m^3/ha,

p_h la valeur net moyenne de la production d'un *ha* en irrigué,

p^s la valeur net moyenne de la production d'un *ha* en sec,

s_a la superficie qui aurait pu être irriguée par la capacité de stockage perdue durant une année est :

$$S_a = C_p/E_h$$

La perte totale annuelle de production agricole P_T provoquée par la diminution de la capacité de stockage se calcule ainsi :

$$P_T = (P_h - P^s) \times S_a.$$

4.2.2 Les impacts négatifs sur la santé humaine suite à l'inadéquation de l'alimentation en eau potable

Si l'alimentation en eau potable, la connexion aux réseaux d'assainissement et les règles d'hygiène ne répondent pas aux exigences minimales, des impacts négatifs sur la santé humaine, qui se traduisent par des décès et des maladies diverses d'origine hydrique, ne tarderait pas à se manifester. Les principales maladies, liées directement ou indirectement à ces impacts, sont :

- Les maladies d'origine microbiologique telle que les maladies diarrhéiques, l'hépatite A et la fièvre typhoïde,
- Les maladies parasitaires, qui apparaissent généralement dans les périmètres irrigués par les eaux usées traitées non conformes aux normes préétablies des rejets.
- Les maladies cutanées, des yeux et neurologiques liées à l'excès d'éléments trace dans l'eau.

Notons aux préalable que les données actuellement disponibles en Tunisie ne permettent d'évaluer que les impacts de la dégradation de l'eau sur les cas de diarrhée, d'hépatite *A* et de fièvre typhoïde.

Les méthodes que nous présenterons dans cette section cherchent à estimer pour les décès et pour chaque maladie retenue :

- Les coûts économiques et sociaux engendrés par la mortalité et la morbidité sont évalués grâce la méthode qui reposent sur les DALY (Disability Adjustment Life Years), et
- Les coûts économiques et sociaux des traitements et soins administrés. Notons que nous tenons compte aussi bien des coûts directs effectivement payés (médicaments, consultations et hospitalisations) que des coûts indirects (coûts d'opportunité du temps passé par la famille pour traiter les enfants touchés).

DIARRHEE

Mortalité des enfants, dont l'âge est inférieur à 5 ans

Soient :

$_{T}D_{<5}$ la mortalité annuelle chez les enfants < 5 ans (toutes causes).

t_m le taux de mortalité due à la diarrhée.

$D^{d}_{<5}$ décès annuels chez les enfants < 5 ans dus à la diarrhée.

t_a le taux de décès annuels dû à l'inadéquation de l'approvisionnement en eau, en assainissement et au manque d'hygiène.

$_{ia}D^{d}_{<5}$ décès annuels chez les enfants < 5ans, dus à l'inadéquation de l'approvisionnement en eau, en assainissement et au manque d'hygiène.

D^{e}_{aly} nombre de DALY par décès d'un enfant < 5 ans dus à l'inadéquation de l'approvisionnement en eau, en assainissement et au manque d'hygiène.

D^{T}_{aly} DALY totaux de mortalité infantile < 5 ans dus à l'inadéquation de l'approvisionnement en eau, en assainissement et au manque d'hygiène.

$$D^{d}_{<5} = t_m \times {}_{T}D_{<5}$$

$$_{ia}D^{d}_{<5} = \quad t_a \times D^{d}_{<5}$$

Les DALY totaux de la mortalité des enfants < 5 ans dus aux diarrhées provoquées par l'inadéquation de l'approvisionnement en eau, en assainissement et au manque d'hygiène.

$$^{m}_{<5}D^{T}_{aly} = {}_{ia}D^{d}_{<5} \times D^{e}_{aly}\,.$$

Morbidité des enfants, dont l'âge est inférieur à 5 ans

Soient :

$M^{T}_{<5}$ nombre total de cas de morbidité chez les enfants < 5 ans.

p_m % de cas dû aux diarrhées provoquées par l'inadéquation de l'approvisionnement en eau, en assainissement et au manque d'hygiène.

$M^{ia}_{<5}$ nombre de cas dû aux diarrhées provoquées par l'inadéquation de l'approvisionnement en eau, en assainissement et au manque d'hygiène.

$$M^{ia}_{<5} = p_m \times M^{T}_{<5}\,.$$

d durée de la maladie en jours par cas.

d^{tj} durée totale de la maladie par an en jours.

d^{ta} durée totale de la maladie par an en années.

$$d^{ta} = \quad (d \times M^{ia}_{<5}) \Big/ 365\,.$$

D^{m}_{aly} DALYs par an d'épisode diarrhéique chez les enfants de moins de 5 ans.

$^{T}D^{m}_{aly}$ DALYs totaux résultants de la morbidité infantile.

Les DALYs totaux résultants de la morbidité infantile se calculent ainsi :

$$^{mo}_{<5}D^{T}_{aly} = d^{ta} \times D^{m}_{aly}\,.$$

Morbidité des sujets dont l'âge est supérieure à 5 ans

$M_{>5}^{T}$ nombre total des cas chez les sujets ayant un âge >5 ans

$p_{>5}^{m}$ % de cas dû à l'inadéquation de l'approvisionnement en eau, en assainissement et au manque d'hygiène.

$M_{>5}^{ia}$ Nombre total des cas dû à l'inadéquation de l'approvisionnement en eau, en assainissement et au manque d'hygiène.

$$M_{>5}^{ia} = p_{>5}^{m} \times M_{>5}^{T}.$$

$d_{>5}^{j}$ durée de la maladie en jours par cas.

$d_{>5}^{tj}$ durée totale de la maladie par an en jours.

$d_{>5}^{ta}$ durée totale de la maladie par an en années

$$d_{>5}^{tj} = d_{>5}^{j} \times M_{>5}^{ia}$$

$$d_{>5}^{ta} = (d_{>5}^{tj} \times M_{>5}^{ia}) / 365 \ .$$

$D_{aly}^{>5}$ DALYs par an d'épisode diarrhéique chez les sujets de plus que 5 ans.

${}^{T}D_{aly}^{>5}$ DALYs totaux résultants des cas morbidité dus à l'inadéquation de l'approvisionnement en eau, en assainissement et au manque d'hygiène

Les DALYs totaux résultants de la morbidité des sujets ayant >5 ans, se calculent ainsi :

$$ {}_{>5}^{mo}D_{aly}^{T} = d_{>5}^{ta} \times D_{aly}^{>5} $$

DALYs totaux résultants de la mortalité et de la morbidité (${}^{d}D_{aly}^{T}$) :

$$ {}^{d}D_{aly}^{T} = {}_{<5}^{m}D_{aly}^{T} + {}_{<5}^{mo}D_{aly}^{T} + {}_{>5}^{mo}D_{aly}^{T}. $$

Coûts de traitement des enfants < 5ans

Cas d'hospitalisation

$H_{<5}^{T}$ nombre total de cas dû à l'inadéquation de l'approvisionnement en eau, en assainissement et au manque d'hygiène.

P^h % de cas hospitalisés.

$H_{<5}^{h}$ nombre de cas hospitalisés :

$$H_{<5}^{h} = P^h \times H_{<5}^{T}.$$

T_j durée d'hospitalisation par cas en jours.

C_j^h Coûts de l'hospitalisation par jour.

C_j^t Coûts du traitement par jour (Frais du médecin et des médicaments).

C_h^T *Coût total des enfants hospitalisés pour traitements de diarrhée :*

$$C_h^T = (C_j^h + C_j^t) \times T_j \times H_{<5}^{h}.$$

4.2.3 Evaluation du coût de dégradation suite à une surexploitation excessive des eaux souterraines.

Les experts en la matière distinguent généralement trois grands types de coûts de surexploitation des eaux souterraines :

- Le coût de pompage supplémentaire suite à un rabattement significatif.
- Le coût de remplacement des puits et des forages abandonnés à cause de la surexploitation de l'eau.
- Les coûts infligés à l'agriculture par la salinité croissante des eaux des nappes sur utilisées.

Nous n'avons pas tenu compte de la pollution bactériologique, des éléments de trace, des hydrocarbures, et de la nitrification pour la simple raison que ce type de dégradation

n'induit pour le moment aucun coût significatif ; cependant à long terme la menace est réelle. En outre, le transfert interrégional pour faire face au déficit des eaux souterraines n'est pas envisagé surtout dans le Sud.

Le coût de pompage supplémentaire

Le coût de pompage diesel

Soit :

X_c^d les ressources souterraines concernées par le rabattement équipées en pompage diésel.

c_d la consommation moyenne de diesel (litre/m de profondeur/m^3 pompé).

r_a le rabattement annuel moyen du niveau des nappes concernées en mètres.

P_d le prix du marché du diesel (DT/litre de diesel).

Le coût de pompage diesel (C^d) d'un m^3 d'eau d'une nappe connaissant un niveau de rabattement annuel r_a se calcule ainsi :

$$C^d = p_d \times r_a \times c_d .$$

Le coût annuel du pompage diesel (C_a^d) est :

$$C_a^d = C^d \times X_c^d .$$

Soit *r* le taux d'actualisation et *t* l'horizon temporel considéré, la valeur actualisée du coût total de pompages (C_T^d) est :

$$C_T^d = \sum_{t=1}^{n} (1+r)^{-t} \times C_a^d .$$

Le coût de pompage électrique

Comme nous ne disposons pas d'un calcul correct du coût réel d'un m^3 d'eau souterraine, nous sommes donc obligé de recourir à une approximation fiable. Selon la DGRE, le coût de

pompage électrique pourrait être estimé à 70% de celui du diesel dans les mêmes conditions de profondeur et de débit.

Le coût de pompage électrique (C^e) d'un m^3 d'eau d'une nappe connaissant un niveau de rabattement annuel r_a se calcule ainsi :

$$C^e = 0.7 \times C^d .$$

Si X_c^e sont les ressources souterraines concernées par le rabattement équipées en pompages électrique ; le coût annuel du pompage électrique (C_a^e) est :

$$C_a^e = C^e \times X_c^e .$$

La valeur actualisée du coût total de pompage électrique (C_T^e) est :

$$C_T^e = \sum_{t=1}^{n} (1+r)^{-t} \times C_a^e$$

<u>Le coût de remplacement des puits abandonnés</u>

Il existe deux types de forages pour remplacer les puits abandonnés :

- des forages publics entrepris par l'Etat selon les règles de l'art et employant les techniques les plus performantes, et
- les forages privés entrepris par des usagers privés recourant à des techniques moins performantes pour réduire les coûts par manque de moyens financiers.

Étant donné que les coûts de ces forages privés sont souvent largement inférieurs aux forages publics, il est dons nécessaire de les distinguer.

Soient :

C_r^{pu} le coût de remplacement en D/m (dinars par mètre de profondeur) d'un forage public.

C_r^{pr} le coût de remplacement en D/m d'un forage privé.

P_f^{pu} La profondeur totale des forages publics en mètres.

P_f^{pr} La profondeur totale des forages privés en mètres.

Le coût de remplacement total des forages publics et privés pour faire face aux puits abandonnés est :

$$CT_r^f = C_r^{pu}\ P_f^{pu} \times C_r^{pr}\ P_f^{pr}$$

Les coûts de dégradation de la qualité

Les eaux souterraines, aussi bien phréatiques que profondes, connaissent une dégradation progressive de la qualité sous l'effet d'une surexploitation soutenue. Cet épuisement par l'abaissement du niveau piézométrique provoque une augmentation du taux de salinité dont les impacts négatifs sont multiples et menacent même la durabilité de tout le système. Parmi ces impacts négatifs, nous tenons à mentionner explicitement ici :

- l'abandon de parcelles suite à la salinisation ou à cause de manque d'eau,
- les eaux supplémentaires que les agriculteurs utilisent pour lessiver les sols salés, et
- la disparition des deux étages de cultures (arbres et cultures maraîchères) dans la plupart des oasis.

Ce coût de la salinisation a été déjà évalué pour l'ensemble de la Tunisie dans la Section *consacrée aux impacts de la salinité et de l'hydromorphie sur l'agriculture irriguée*. L'introduire dans cette section nous conduirait à un double comptage. Nous tenons à mentionner que ce coût est effectivement largement sous-estimé dans ce contexte. En effet, le dommage dû à la salinisation était calculé sur la base d'un taux de salinité constant, alors que pour les nappes souterraines surexploitées cette salinisation est progressive au fur et à mesure que l'épuisement s'aggrave. L'idéal serait de trouver une méthode qui nous permette de calculer les impacts de cette salinisation croissante de la ressource en eau et son effet sur les populations concernées. Prenons le cas des oasis comme exemple illustratif: une oasis classique est formée de trois étages de cultures, le premier est consacré aux

cultures maraîchères, le second est destiné à l'arboriculture et le dernier aux palmiers dattiers. Avec une salinisation croissante, nous assistons à la disparition des cultures maraîchères dans la première étape, puis c'est au tour de l'arboriculture et lorsque le taux de salinité atteint et surtout dépasse les 7g/l même les palmiers deviennent improductifs ; l'exemple type de cette évolution est l'oasis d'El-Hsay (gouvernorat de Kebili) qui vit actuellement cette situation dramatique menaçant son existence suite à cette augmentation du taux de salinité.

4.3 LA BIODIVERSITE

Malheureusement nous ne disposons que de très peu données sur la valeur économique des zones humides terrestres et marines ainsi que sur les impacts des dégradations environnementales de la qualité de l'eau sur ces zones. Voilà les raisons objectives qui nous ont conduites à recourir ***aux méthodes du coût de remplacement*** pour évaluer la valeur monétaire des dégradations subies par la biodiversité.

Notre démarche consistera à rassembler :

- toutes les dépenses publiques programmées dans le cadre de la stratégie de conservation et de développement de la flore et de la faune sauvage ainsi que des aires protégées dans toutes les **zones humides intérieures** de la Tunisie et menacées sérieusement de dégradations environnementales.

- les budgets programmés pour la protection des zones marines et humides côtières.
- Les projets de gestion des zones humides qui comprennent les actions de dragage et de réhabilitation des marais, entre autres, pour la décontamination des effluents des eaux usées versées dans le bassin des lacs côtiers.

Notons que cette estimation ne peut être qu'approximative. En effet cette méthode souffre de plusieurs insuffisances, nous tenons à mentionner celles qui nous paraissent les plus significatives :

- Les dépenses retenues pourraient sous-estimer largement les dommages encourus par l'environnement du faite que certaines fonctions et services rendus par l'environnement initial ne sont pas restaurés par les actions programmées.

- Les dépenses effectuées pourraient surestimer les dégradations subies parce que les actions réalisées sont trop élevés (mauvaises utilisations des fonds alloués) ou injustifiées.

4.4 LES IMPACTS ECONOMIQUES DE LA DEGRADATION ENVIRONNEMENTALE DU SOL

Les sols, dans un pays à climat aride et semi-aride comme la Tunisie, sont soumis dans la quasi-totalité du territoire à une forte aridité, ce qui les expose à une érosion aussi bien hydrique qu'éolienne. Cette fragilité, qui constitue la caractéristique distinctive, combinée avec une surexploitation suite à une croissance démographique, urbaine et économique durant les dernières décennies et surtout une gestion non durable, se traduit par :

- Une salinisation, essentiellement dans les périmètres irrigués avec une eau chargée en sel sans respect des précautions requises, provoque une perte significative de terres arables ainsi qu'une baisse de la productivité.
- Un envasement des retenues supérieur aux normes déjà préétablies.
- Une baisse non négligeable de la productivité dans les terres à cultures pluviales.
- Une dégradation des parcours suite un surpâturage prolongé.

Nous estimerons dans cette section les coûts de dégradation des deux dernières rubriques, étant donné que les coûts des deux premières ont été déjà évalués dans la section consacrée à l'eau.

4.4.1 Estimation du coût de dégradation environnementale des sols agricoles à cultures pluviales

Les hypothèses de base sont :

- La plus grande partie des terres agricoles à cultures pluviales est consacré à la céréaliculture.

- L'estimation de la baisse des rendements céréaliers résultants de la dégradation environnementale des terres agricoles est faite sur la base du modèle de Young, A., « *Land dégradation in South Asia: its causes and effects upon the people,* 1994 ».

Soient :

S_T la superficie totale des cultures pluviales,

α le pourcentage des terres dégradées. Nous retenons ici uniquement les deux types de dégradations sévère et très sévère selon la classification opérée par la FAO.

p_p prix moyen des céréales payé aux producteurs. Il s'agit ici d'un prix pondéré par la part de chaque culture céréalière spécifique dans la production totale de céréales.

b_R la baisse du rendement suite à la dégradation en (qx/ha).

La superficie dégradée (S_d) sera donc : $S_d = \alpha \times S_T$.

La production perdue (P_p^{rod}) sera : $P_p^{rod} = b_R \times S_d$.

Le coût de dégradation des terres agricoles à cultures pluviales (C_{DTA}) sera alors :

$$C_{DTA} = P_p^{rod} \times p_p .$$

4.4.2 Estimation du coût de dégradation environnementale des parcours

Les terres consacrées aux parcours connaissent des dégradations environnementales conséquences directes et indirectes d'aux moins deux processus, parfois même corrélés, l'un d'ordre naturel tandis que l'autre est plutôt provoqué par une gestion non durable.

- Les premiers facteurs sont de nature climatique d'érosion et de sécheresses prolongées.
- Les autres sont le résultat d'une activité humaine caractérisée par des pratiques non durables à savoir des défrichements sauvages, un surpâturage et des arrachages de certaines espèces.

Soient :

S_T^{par} la superficie *totale* des terres consacrées aux parcours.

β la part de ces terres touchées par une dégradation sévère.

p^f la production fourragère (unités/ha).

t^F taux de perte de rendement.

La perte totale en production fourragères (P_T^{erte}) provoquées par la dégradation environnementale :

$$P_T^{erte} = \beta \times S_T^{par} \times P^f \times T^f .$$

Si le prix de l'unité fourragère s'élève à P_{uf} , le coût total de la production fourragère(C_{pf}) devient :

$$C_{pf} = P_{uf} \times P_T^{erte} .$$

4.4.3 Estimation du coût total de la dégradation des Sols

Le coût total de la dégradation des sols comprend non seulement les deux composantes que nous venons d'estimer mais aussi :

- le coût de la désertification, et
- le coût de l'érosion.

Comme il est difficile d'estimer ces coûts directement, nous avons dû recourir à une évaluation indirecte grâce à la méthode des coûts de remplacement. Ces coûts seront donc estimés par les dépenses publiques engagées pour lutter contre la désertification ainsi que l'érosion.

Soient :

D_a^{des} les dépenses annuelles pour lutter contre la désertification.

D_a^{er} les dépenses annuelles pour lutter contre l'érosion.

Le coût total de la dégradation des sols (C_S^D) devient donc :

$$C_S^D = C_{DTA} + C_{pf} + D_a^{des} + D_a^{er}.$$

Remarques *: Nous n'avons pas pu tenir compte des impacts sanitaires de la pollution chimique des sols et plus particulièrement la contamination de la chaîne alimentaire et des eaux qu'elle entraîne. Cette omission s'explique par l'inexistence d'études concrètes sur ces impacts. En effet les rares études qui existent aujourd'hui sur ces dégradations environnementales restent malheureusement encore très théoriques.*

4.5 LES IMPACTS ECONOMIQUES DE LA DEGRADATION ENVIRONNEMENTALE DES FORETS

La forêt constitue une ressource naturelle et environnementale par excellence. En effet elle fournit une multitude de biens et de services que nous pouvons classer en trois grandes catégories :

- *Production de biens classiques dont la valeur est dérivée directement du marché* : on trouve dans cette catégorie les produits forestiers habituels tels que le bois et les produits non ligneux tels que les champignons, le miel et les plantes médicinales.

- *Les services environnementaux ayant une valeur d'usage qui pourrait être estimée par les méthodes s'appuyant sur les préférences révélées par le marché :* parmi ces services, nous pouvons citer la protection du sol, la régulation de l'érosion, la lutte contre l'envasement des retenues, les usages récréatifs.

- *Les services environnementaux qui n'ont pas de valeurs d'usages directes, cependant ils se caractérisent par des valeurs de non-usages (valeurs d'option, valeurs d'existence, valeurs de legs) dont l'évaluation reposerait sur des approches non conventionnelles s'appuyant sur les valeurs déclarées (Méthodes d'évaluation contingente).* Nous mentionnerons par exemple la biodiversité, la réduction de la pollution, etc…

Malheureusement la forêt, surtout dans des pays à climat arides et semi- aride comme la Tunisie, est soumise à des pressions diverses qui menacent son existence même. Ces pressions provoquent des dégradations environnementales qu'il est urgent d'évaluer afin de sensibiliser les preneurs de décision à promouvoir des politiques de protection appropriées.

- On assiste chaque année à une déforestation de superficies non négligeables suite à un défrichement sauvage ou à des incendies.
- La consommation de bois de feu est encore importante en Tunisie ce qui entraine des prélèvements non contrôlés conduisant à une surexploitation de la forêt.

- Le pâturage en forêt constitue l'une des causes principales de la dégradation forestière en Tunisie.

Le coût de dégradation environnementale de la forêt pourrait être calculé par l'évaluation des avantages manqués suite une déforestation. Comme une estimation directe de la perte de certaines fonctions essentielles du couvert végétal n'est pas actuellement possible du faite de l'absence d'information appropriée ; nous avons dû procéder à une évaluation des composantes suivantes, qui constituent à notre sens une bonne approximation des dégradations réelles, à savoir :

- Les pertes de produits ligneux.
- Les pertes de produits non ligneux.
- Les dépenses de reboisements des surfaces détruites.

4.5.1 Evaluation des produits ligneux perdus (essentiellement du bois)

La forêt est détruite par :

- un défrichement que l'homme entreprend pour utiliser le bois et /ou cultiver la terre, et
- des incendies.

Les produits ligneux obtenus par défrichement ne constituent pas des pertes puisqu'ils sont utilisés par l'homme pour satisfaire ses besoins. Tandis que le bois détruit par incendie est une perte économique qu'il faut évaluer. Notons au passage que sur le plan environnemental les incendies de forêt pourraient être bénéfiques dans le très long terme. Malheureusement l'évaluation de tels bénéfices est plutôt difficile c'est pourquoi ils ne seront pas intégrés à ce niveau.

Soient :

F_D la superficie totale de la forêt détruite.

F_I la superficie de la forêt détruite par incendie.

V_o^b le volume total de sur écorce des arbres vivants en m^3/ha (Estimation de la FAO).

V_a la valeur économique du bois d'œuvre en DT/m^3 (estimation de la Banque Mondiale).

La valeur totale du bois d'œuvre perdu (V_b^p) est :

$$V_b^p = F_I \times V_o^b \times V_a.$$

4.5.2 Evaluation des produits non-ligneux perdus

Les produits dit non ligneux perdus suite à une destruction de la forêt comprennent la protection du sol contre l'érosion, la réduction de la pollution atmosphérique, les usages récréatifs et les valeurs de non usages (valeur d'existence). L'estimation de la valeur marchande de ces produits et services, qui est assez difficile à entreprendre, n'a pas été effectuée jusqu'à nos jours en Tunisie. Cependant nous disposons d'une étude conduite par la Banque Mondiale en 1998 (*Kunt, et Al., Estimating National wealth : methodology and Results*) qui estime la valeur des produits non-ligneux des forêts (V_a^{nl}) dans les pays aussi bien développés que sous développés.

Si V_a^{nl} est la valeur par ha de produit non-ligneux, les pertes totales de ces produits (P_a^{nl}) pourraient être estimée ainsi :

$$P_a^{nl} = F_I \times V_a^{nl}.$$

4.5.3 Evaluation du coût de reboisement

Soit C_{ha}^R, le coût moyen de reboisement d'un ha de forêt,

Le coût total de reboisement (C_T^R) se calcule ainsi :

$$C_T^R = F_D \times C_{ha}^R.$$

4.5.4 Coût total de la dégradation environnementale de la Forêt

Le coût total de dégradation de la forêt (${}^{F}C_T^D$) sera ainsi égal à la somme des pertes de produits ligneux, des pertes de produits non ligneux et les dépenses de reboisements des surfaces détruites :

$$ {}^{F}C_T^D = V_b^p + P_a^{nl} + C_T^R . $$

4.6 LES IMPACTS ECONOMIQUES DE LA DEGRADATION ENVIRONNEMENTALE SUR LE LITTORAL

Les dégradations environnementales qui ont des impacts négatifs sur le littoral prennent des formes multiples et sont d'origines diverses.

Les sources les plus importantes de dégradations du Littoral sont :

- toutes les formes de rejets solides dégradés par les différents secteurs économiques,
- tous les rejets d'eau usée domestique et industrielle,
- les constructions sauvages qui ne respectent pas les normes environnementales requises,
- la pollution offshore (rejets divers des bateaux) et surtout les naufrages de pétroliers.

Les impacts négatifs de ces dégradations sont multiples, interconnectés et souvent difficiles à évaluer vu qu'ils se manifestent généralement par la perte de biens et services dits non marchands. Nous relèverons ceux qui paraissent les plus importants :

- la perte de plages et de zones récréatives.
- la perte de faune et flore,
- la dévalorisation de terrains et résidences côtières,
- la baisse et parfois même la disparition de production halieutique, et
- les dommages sur la santé humaine.

Les coûts de dégradations environnementales seront estimés selon la procédure suivante :

- Evaluation de la Disposition à Payer (DAP) des touristes étrangers et des Tunisiens non résidants pour l'amélioration de la qualité du littoral.
- Evaluation de la valeur récréative perdue par les résidents Tunisiens.
- Evaluation de la perte de la pêche.

Notons que nous ne considérons pas ici les dommages sur la santé humaine, la perte de flore et de faune, la perte de plages et de zones récréatives et surtout la dévalorisation des

terrains et des résidences côtières. Les raisons qui nous ont poussés à ignorer ces impacts significatifs s'expliquent par les raisons suivants :

- Leurs évaluations posent des problèmes méthodologues qui n'ont pas trouvés jusqu'à nos jours des solutions appropriées.
- Toutes les études effectuées sur des pays similaires ont ignoré l'estimation de ces impacts négatifs.

4.6.1 Evaluation de la DAP des touristes étrangers et des Tunisiens non résidents pour améliorer le littoral

Nous nous appuyons sur une étude menée par *Huybers, T. & Bernnett*, sur l'« *Impact of the Environment on Holiday Destination Choices for Tropical North Queensland, »* publiée en 2000 dans la revue internationale *Tourism Economics, 6(1) 21-4*, pour évaluer la DAP des touristes étrangers pour l'amélioration du littoral dégradée. Selon ces auteurs le touriste britannique est disposé à payer une somme supplémentaire de l'ordre de 70 US$ par jours et par personne (soit 35 % de ses dépenses touristiques quotidiennes) pour les destinations non-dégradées.

Hypothèse 1:

Nous adopterons la DAP estimée par Huybers &al. pour estimer celle d'un touriste étranger (originaire de l'Europe de l'ouest et de l'Amérique du Nord) et d'un touriste Tunisien non résidents.

Hypothèse 2:

Nous ne considérons ici que la DAP d'un touriste occidental dans le cadre du tourisme balnéaire et nous excluons ainsi le tourisme d'affaires, culturel et saharien.

DAP des touristes occidentaux

Soient :

T_o le nombre de touristes occidentaux par année.

d_o^S la durée moyenne de séjour d'un touriste occidental en Tunisie.

D_j^{to} la dépense moyenne par jour et par personne d'un touriste occidental en Tunisie.

La DAP d'un touriste étranger en Tunisie pour l'amélioration de la qualité des plages est :

$$^{to}D_{ap}^{p} = 0.35 \times D_j^{to} .$$

La DAP totale des touristes étrangers pour l'amélioration du littoral tunisien est :

$$^{to}D_{ap}^{T} = T_o \times d_o^S \times {}^{to}D_{ap}^{p}.$$

DAP des touristes tunisiens résidents à l'étranger

Nous adopterons le même principe pour l'évaluation de la DAP des touristes Tunisiens résidents à l'étrangers moyennant une pondération qui tient compte de la différence entre leur revenu réel et celui du revenu réel des touristes occidentaux.

Soient :

T_t le nombre de touristes Tunisiens résidents à l'étranger par année.

d_t^S la durée moyenne de séjour d'un touriste Tunisien résidents à l'étrange en Tunisie.

D_j^{tn} la dépense moyenne par jour et par personne d'un touriste Tunisien résident à l'étranger.

La DAP d'un touriste Tunisien résidents à l'étranger en Tunisie pour l'amélioration de la qualité des plages est :

$$^{tn}D_{ap}^{p} = 0.35 \times D_j^{tn} .$$

La DAP totale des touristes tunisiens résidents à l'étranger pour l'amélioration du littoral tunisien est :

$$^{tn}D_{ap}^{T} = T_t \times d_t^S \times {}^{tn}D_{ap}^{p}.$$

4.6.2 *Evaluation du coût des dégradations des plages récréatives subis par le tourisme national*

Soient :

P_i^T la population totale de la zone touchée *i* par la dégradation des espaces récréatifs (plages polluées), c.à.d. le nombre d'habitants.

t_i le taux de départ en vacances (%).

V_i le nombre total de vacanciers de la zone considérée.

$$V_i = t_j \times P_i^T$$

t_i^j la proportion des vacanciers de la zone considérée *i* qui voyagent vers la destination *j.*

V_i^j le nombre de vacanciers qui partent de la zone polluée *i* vers la destination *j* .

$$V_i^j = t_i^j \times V_i.$$

d_i^j la distance aller-retour en km de la zone polluée *i* à la destination *j.*

$^{km}C_i^j$ Le coût de déplacement d'un km par personne de *i à j.*

npv Le nombre de personnes transportées par voiture.

Le coût de transport par personne de la zone *i à j.*

$$^{p}C_i^j = (d_i^j \times {}^{km}C_i^i)/npv \quad .$$

n_{vp} le nombre de voyage par personne.

Le coût total de déplacement de la zone *i* vers la destination *j*.

$$ {}^{D}_{T}C_i^j = V_i^j \times n_{vp} \times {}^{p}C_i^j . $$

${}^{S}_{p}F_i^j$ Frais de séjour par personne et par voyage de la zone *i* dans zone de destination *j*.

Coût total de séjour par année dans zone de destination.

$$ {}^{S}_{T}C_i^j = n_{vp} \times {}^{S}_{p}F_i^j . $$

Coût total de transport et de séjour (DT/an) des personnes qui voyagent de la zone *i* à la destination *j*.

$$ {}_{T}C_i^j = {}^{D}_{T}C_i^j + {}^{S}_{T}C_i^j . $$

$t_i^{\min}$ Le taux de départ de la zone *i* dû à la pollution des espaces récréatif (min %).

$t_i^{\max}$ Le taux de départ de la zone *i* dû à la pollution des espaces récréatif (min %).

Le coût total de transport et de séjour dû à la pollution de la zone *i* vers la destination *j* (MIN) :

$$ {}^{P}_{Min}C_i^j = {}_{T}C_i^j \times t_i^{\min} . $$

Le coût total de transport et de séjour dû à la pollution de la zone *i* vers la destination j (MAX) :

$$ {}^{P}_{Max}C_i^j = {}_{T}C_i^j \times t_i^{\max} . $$

Coût des dégradations des plages récréatives subis par le Tourisme national (MIN):

$$ {}^{P}_{Min}C^j = \sum_{i=1}^{n} {}^{P}_{Min}C_i^j . $$

Coût des dégradations des plages récréatives subis par le Tourisme national (MAX):

$$ {}^{P}_{Max}C^{j} = \sum_{i=1}^{n} {}^{P}_{Max}C_{i}^{j} . $$

4.6.3 Evaluation du coût de dégradations subis par la Pêche

Soient :

Ep la production perdue par unité de pêche (bateaux), dans les zones concernées, suite à la dégradation environnementale du littorale, en tonnes/unité.

B le nombre de bateaux de pêche opérationnel dans la zone dégradée.

P_t^p le prix moyen pondéré d'une tonne de poissons.

α_p la part de production perdue suite à la dégradation environnementale, le reste étant le résultat d'autres facteurs tels que des pratiques de pêche non durable.

Le coût total annuel (C_p^p) occasionné par le manque à gagner provoqué par une dégradation environnementale du littoral :

$$ C_p^p = E_p \times B \times P_t^p \times \alpha_p . $$

Si nous disposons de données fiables désagrégées par zones de pêche et selon les pratiques de pêche non durables exercées, la formule ci-dessus pourra être affinée ainsi :

${}^{pr}\alpha_p^z$: la part de production perdue suite à la dégradation environnementale dans une zone donnée pour une pratique donnée de pêche non durable exercée.

Le coût total annuel (C_p^p) occasionné par le manque à gagner provoqué par une dégradation environnementale du littoral deviendra alors :

$$C_p^p = E_p \times B \times P_t^p \times {}^{pr}\alpha_p^z.$$

4.6.4 *Evaluation des coûts de dégradations subies par les plages, les dunes et l'érosion marine*

Le coût de dégradations environnementales subies par les plages tunisiennes comprend :

- Les pertes de possibilités récréatives suite aux dégradations des zones de baignades.
- Le coût de restaurations des plages et des dunes.
- Le coût de lutte contre toutes les formes d'érosion marine.

Les sections 4.6.1. et 4.6.2. permettent d'évaluer les pertes des possibilités récréatives des plages dégradées.

Soit

$C_{D,E}^r$ le Coût engagé pour la restauration des dunes et de lutte contre l'érosion marine.

Le coût de total de la dégradation environnementale du Littoral est donc égale à :

$$C_{Lit}^d = {}^{to}D_{ap}^T + {}^{tn}D_{ap}^T + {}^P_{Min}C^j + C_P^P + C_{D,E}^r.$$

4.7 *LES IMPACTS ECONOMIQUES DE LA DEGRADATION SUR L'ENVIRONNEMENT DUE AUX DECHETS*

La Tunisie a consentie un investissement substantiel en matière de gestion des déchets durant les dernières décennies. En effet ce secteur a connu des réalisations importantes pour maîtriser ce fléau inhérent à toute société qui connait un développement économique, urbain et démographique rapide. Cependant malgré cet effort, le système actuel de la

gestion des déchets souffre encore de quelques faiblesses notamment au niveau de la collecte par les communes.

Le coût de dégradation environnementale, infligé à la société par des services de collecte insuffisants ou inappropriés des déchets, pourrait être estimé par la DAP des ménages urbains pour une amélioration significative de ces services. Comme nous ne disposons pas de telle estimation pour la Tunisie nous pouvons nous appuyer sur des estimations faites dans des pays similaires. Nous tenons à mentionner spécialement deux études menées respectivement au Maroc en 1995 et au Pakistan en1996.

Grâce à l'étude menée par Belhaj, M., "*The Willingness to pay for better water quality in Morocco,* Gothenburg University, 1995"; une estimation de la DAP moyenne par ménage urbain pour une meilleure prestation des municipalités à été faite. Cette étude s'appuie sur la Méthode d'Evaluation Contingente. En effet un marché hypothétique qui décrit un scénario où les services municipaux deviendraient plus efficients dans la collecte des déchets si les citoyens étaient disposés à participer financièrement. Ce scénario à été présenté à un échantillon des ménages urbains des deux villes contigües Rabat-Salé. Une DAP moyenne mensuelle de 40 Dh marocain par ménage à été établie.

Une deuxième étude menée par Altaf, M. and J. Deshazo. 1996. "Household demand for improved solid waste management a case study o f Gujranwala, Palustan", a été publiée dans la prestigieue revue international *World Development* 24 (5): 857-868.

Hypothèse :

Nous nous appuyons sur ces deux études pour estimer la DAP moyenne pour un ménage urbain Tunisien pour une amélioration sensible des services de collecte des déchets urbains.

Les déchets sauvages, s'il n'y a pas de système de traitement approprié, provoqueraient des dégradations environnementales par :

- La pollution des eaux souterraines,

- La contamination du milieu marin, ainsi que
- Les eaux de surfaces.

Malheureusement une évaluation correcte de ce genre de pollution diffuse n'est pas jusqu'à nos jours disponible surtout dans les pays en développement.

4.8 LES IMPACTS ECONOMIQUES DE LA DEGRADATION SUR L'ENVIRONNEMENT GLOBAL

Les impacts sur l'environnement global, qui se manifestent généralement par un réchauffement à l'échelle de la planète, résultent essentiellement d'émissions de gaz que nous pouvons classer ainsi :

- gaz à effets de serre directs (CO_2, CH_4, N_2O), et des
- gaz à effets de serre indirects (NO_x, *CO, NMVO).*

La procédure d'évaluation des impacts de ces gaz s'opèrent en général de la manière suivante :

- On estime les émissions de gaz à effets de serre produits par tous secteurs économiques,
- On calcul un volume total d'équivalent CO_2.
- Grâce au prix unitaire de la tonne de gaz CO_2 émis, généralement donné par le marché mondial de permis de pollution négociables, une estimation du coût de dégradation global pourrait ainsi être faite.

Nous proposons la démarche suivante pour évaluer le coût de dégradation environnementale provoquée par l'émission des gaz à effet de serre qui pourrait être à la charge de la Tunisie :

Soient :

G_{es}^{W} : le volume totale de CO2 émis par le monde entier.

$(GDP)^{w}$, $(GDP)^{T}$, respectivement le GDP du monde entier et celui de la Tunisie.

Le poids de la Tunisie dans le monde pourrait être estimé par $P^T = {(GDP)^T}/{(GDP)^W}$.

$(CDE)^w$: Le coût total des émissions la dégradation de l'environnement global :

$(CDE)^w = G_{es}^w \times p^g$ où p^g est le prix mondial de la tonne de CO_2.

$(CDE)^T$ *:* Le coût total de la dégradation de l'environnement global imputé à la Tunisie :

$$(CDE)^T = p^T \times (CDE)^w .$$

Bibliographies

Alberini A. (1995). Testing willingness- to- pay models of discrete choice contingent valuation survey data, **Land Economics**, 71, 83-95.

Alberini A. (1995). Efficiency vs bias of willingness-to- pay estimates : bivariate and interval data models, **Journal of Environmental Economics and Management**, 29, 169-180.

Arrow K. (1993). Panel discussion in : **Hausman J,., ed**., contingent valuation : acritica l assessment, North - Holland.

Arrow K., Solow R., Leaner E., Portney P., Radner R., schuman H. (1993). Report of the NOAA Panel on contingent valuation. **Federal Register**, 58, 10.

Bounnieux F., Ph. Le Goffe et D.Vermersch(1995), « La méthode d'évaluation contingente : Application à la qualité des eaux littorales »**Economie te Prévision,**n°117-118,89-106.

Budy P. R, & Lucentezza N. (2004) « Health and Economic Impact of Air Pollution in Jakarta ». The Economic Record, Vol. 80, Special Issue, september, S65-S75.

Cameron T., James M. (1987). Efficient estimation methods for « closed-ended » contingent valuation surveys, **The Review of Eonomics and statistics** , 269-276.

Cameron T., Quiggin J. (1994) . Estimation using contingent valuation data from a « dichotomous choice with follow-up » questionnaire, **Journal of Environmental Economics and Management** , 27, 218-234.

Hanemann M.(1991). Willingness to pay and willingess to accept, how much can they differ?, **The American Economic Review**, 81,3.

Hanemann M. (1994). Valuing the environment through contingent valuation, **Journal of Economic perspectives**, 8, 4, 19, 43.

Hanemann M. (1994) . Contingent valuation and economics, W.P.N 697, Department of Agricultural and Resource Economics and policy , University of California at Berkeley.

Holmes T., Kramer R. (1995). An independent sample test of yea -saying and starting point bias in dichotomous -choice contingent valuation, **Journal of Environmental Economics and Management** , 29, 121-132.

Lvovsky, K. & al. (2000) "Environmental Costs of Fossil Fuels : A Rapid assessment Method with Application to Six Cities". Environment Department Papers n° 78, World Bank.

Muller, N. Z., and R. Mendelsohn (2007) "Measuring the Damage of Air Pollution in United States". *Journal of environmental Economic and management, 54, 1-14.*

Shanty Syahril, & al. (2000) "Study on Air Quality in Jakarta, Indonesia :Future Trens, Health Impacts, Economic Value and Policy Options". Asian Development Bank.

Ostro Bart (1994) « Estimating the Health Effects of Air Pollutants : A Method with an Application to Jakarta ».Policy research Department, World Bank.

Sarraf, Maria, et al., (2004) "*Cost Assessment of Environmental Degradation"*, World Bank/ METAP, The Royal Society for the Conservation of Nature, *Jordan.*

World Bank (2002), "Arab Republic of Egypt Cost Assessment of Environmental Degradation". Sector Note, Rural Department, Report N° 25175-EGT.

World Bank (2003) "Evaluation du Coût de la Dégradation de l'Environnement : Royaume du Maroc » Rapport N° 25992-MOR.

World Bank (2004), "Cost of Environmental Degradation – The Case of Lebanon and Tunisia". Environmental Economics Series, paper N° 97.

World Bank (2007) « Evaluation du Coût de la Dégradation de l'Eau : république Tunisienne ». Rapport N° 38856-TN.

World Bank/METAP (2004). "Syrian Arab Republic Cost Assessment of Environmental Degradation".

World Bank (2005). "Islamic Republic of Iran. Cost of Environmental Degradation. Sector Note." Report No. 32043-IR. Rural Development, Water and Environment Department, Middle East and North Africa Region.