



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Larbi –Tébessi–Tébessa



Faculté des Sciences Exactes et des Sciences de la Nature et de la vie

Département des Êtres Vivants

Mémoire de Master

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques

Option : Ecophysiologie Animale

Thème :

Evaluation De La Biodiversité Dans Les Agroécosystèmes

Présenté par :

HAFDHALLAH Achraf

FETHALLAH Zakaria

Devant le jury :

Mme. BENARFA. N	Université de Tébessa	Président
Mme. DJELLAB Sihem	Université de Tébessa	Rapporteur
Mme. SBIKI. M	Université de Tébessa	Examineur

2020/2021

Sommaire

Remerciements

Liste des figures

Liste des tableaux

1.Introduction	1
2.Partie bibliographique	3
2.1. Généralité	3
2.2. La conception économique de la valeur	3
2.3. La biodiversité comme utile	4
2.4. La biodiversité est-elle rare ?	5
2.5. Evaluer la biodiversité.....	6
2.6. Les valeurs d'usage certain : la biodiversité comme source de biens et services.....	7
2.7. Les valeurs d'usage en incertitude	8
2.8. Les valeurs de non-usage	9
2.9. L'incertitude et le temps.....	9
2.10. Evaluer la biodiversité.....	10
3.partie expérimentale	12
3.1. Objectifs	12
3.2. Méthode de travail.....	12
3.3. Présentation générale de la wilaya	12
Résultats	14
4.Résultat.....	15
4.1. La richesse spécifique (S) et sa variation temporelle	15
4.2. Abondance relative (AR).....	16
4.3. Fréquence d'occurrence (FO).....	16
5.Déscussion	19
5.1. La région de BIR EL-ATER -(DHUKKARA)-	19
6.Conclusion.....	21

7. Résumé	23
8. Références bibliographique	27

Remerciements

En tout premier lieu, nous remercions notre Dieu, tout puissant, de nous avoir donné la force et le courage pour pouvoir surmonter toutes les épreuves rencontrées afin de réaliser ce modeste travail.

*La première personne que nous tenons à remercier est notre encadreuse Mme. **DJELLAB Sihem**, pour l'orientation, la confiance, la patience qui a constitué un apport considérable sans lequel ce travail n'aurait pas pu être mené au bon port.*

Nous aimerions aussi la remercier pour l'autonomie qu'il nous a accordés et ses précieux conseils.

Nous tenons aussi à remercier toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail. En commençant par les cadres et personnels médicaux des hôpitaux.

Achraf et Zakaria

Liste des figures

N°	Titre	Page
01	Les stations échantillonnées dans la zone d'étude .	12
02	Tébessa sur carte de l'Algérie.	13
03	Carte de Tébéssa (communes et Daïras).	13
04	Fréquence d'occurrence (%) des espèces rencontrées dans la région d'étude.	17

Liste des tableaux

N°	Titre	Page
01	Richesse spécifique des Hyménoptères dans la région d'étude (2021)	15
02	Abondance absolue et relative des espèces inventoriées dans la région d'étude (2021).	16
03	Fréquence d'occurrence appliquée aux Hyménoptères recensés dans la région d'étude (2021).	17

Introduction

1.Introduction

La question de l'évaluation de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes n'est pas une question **nouvelle** (**Westman, 1977 ; Randall, 1988 ; Pearce et Moran, 1994 ; Perrings, 1995a**), mais elle suscite un large débat, tant au sein de la communauté scientifique, qu'auprès des décideurs publics susceptibles d'en utiliser les résultats¹. Le débat a récemment été relayé par deux grandes initiatives internationales : le Millenium Ecosystem Assessment (**MEA, 2005**) et The Economics of Ecosystems and Biodiversity (**TEEB, 2008**).

En France, cette question a donné lieu à plusieurs chantiers parmi lesquels peuvent être mentionnés l'expertise collective organisée par l'INRA sur la relation agriculture-biodiversité, le groupe sur l'évaluation de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes animé par B. Chevassus-au-Louis au Centre d'Analyse Stratégique ou les premiers travaux relatifs à la valeur sociale des Parcs nationaux. Dans chaque cas, ces travaux sont motivés par des objectifs spécifiques qui ont cependant plusieurs traits communs : clarifier les enjeux liés à la conservation ou la destruction de certains écosystèmes ; disposer d'une approche quantifiée permettant une vision agrégée des différents enjeux ; avoir la possibilité de confronter ces enjeux à d'autres éléments qui concourent au bien-être social.

D'un enthousiasme, susceptible de s'estomper, et d'objectifs socialement légitimes ne suffisent évidemment pas à justifier de se lancer dans de telles évaluations sans autre précaution. La pertinence de ces évaluations est contingente de la performance des cadres conceptuels qui les fondent, et des méthodes qui permettent de les mettre en œuvre et d'obtenir des résultats. On ne peut écarter l'hypothèse est qu'une bonne partie du débat sur la légitimité de l'évaluation des services liés aux écosystèmes repose sur une mauvaise compréhension de ces cadres et méthodes. Mais l'évaluation de la biodiversité ouvre sur de multiples interrogations (**NUNES ET VAN DEN BERGH, 2001**) et alimente le fantasme d'une mécanique qui voudrait ramener les relations des sociétés aux natures avec lesquelles elles interagissent, au seul modèle de l'échange marchand.

C'est donc après avoir explicité ce que signifie d'appliquer le concept économique de valeur à la biodiversité et aux services écosystémiques, puis avoir précisé les extensions qu'il a lui fallu apporter pour lui permettre de prendre en compte de façon appropriée les actifs naturels, et discuté de la pertinence des méthodes d'évaluation et des objets sur lesquels elles portent effectivement, que nous pourrions revenir sur la question initiale : évaluer la biodiversité et les services liés aux écosystèmes, pour quoi faire ?

Partie

Bibliographique

2.Partie bibliographique

2.1. Généralité

Plus personne ne semble mettre en doute l'idée que la biodiversité et un bon fonctionnement des écosystèmes contribuent au bien-être social (**Daily, 1997 ; MEA, 2005 ; Diaz et al., 2006**). Avant même l'invention du terme biodiversité, la question de la valeur des services de la nature était posée (**Westman, 1977**) ; ainsi que celle de penser les politiques de conservation en termes d'efficacité économique. L'ouvrage fondateur de O. Wilson (**1988**), consacre cinq chapitres aux enjeux et difficultés d'une évaluation économique.

2.2. La conception économique de la valeur

Les valeurs auxquelles se réfèrent les individus ou les décideurs publics lorsqu'ils rendent compte de leurs choix peuvent appartenir à différents ordres de justification, notamment dans le champ de la biodiversité (**Norton, 1986, 1987 ; Maris, 2006**), aussi n'est-il pas superflu de rappeler le sens que lui donnent les économistes (**Daily et al., 2000**).

La valeur économique a progressivement été définie comme une relation d'équivalence subjective entre les biens qui dépend de leur utilité et de leur rareté. Les biens sont dits utiles s'ils contribuent au bien-être et rares si la satisfaction de la demande implique un coût d'opportunité non nul. Ces définitions soulèvent cependant de multiples difficultés. L'utilité renvoie aux préférences des agents, postulées préexistantes et stables, mais qui ne s'observent que dans les choix concrets, en fonction des techniques disponibles, des institutions et des normes sociales. L'appréciation de la rareté dépend a priori des conditions d'expression de la demande, elles aussi contingentent du contexte institutionnel. Ces questions se posent évidemment de façon centrale pour la biodiversité.

La notion économique de valeur est anthropocentrée, c'est-à-dire qu'elle ne traduit que le bien-être des humains et, plus précisément, des humains vivants. Cette affirmation ne signifie pas que les intérêts des générations futures ou d'autres espèces et milieux ne peuvent être pris en compte ; mais qu'ils ne peuvent l'être qu'à travers leur influence sur le bien-être des agents présents dont il n'appartient pas aux économistes de définir ou de juger les limites. Certains auteurs ont d'ailleurs choisi de parler de valeur « anthropogène » pour souligner que, in fine et sans présumer des justifications qui fondent leurs raisonnements ou leurs choix, ce sont les hommes qui nomment.

La valeur économique est a priori subjective ; chaque agent-sujet est considéré comme le meilleur juge de ses préférences. Cet a-priori est évidemment ambigu concernant l'utilité de la

biodiversité et des services liés aux écosystèmes dont il est assez évident que l'ensemble des agents (et même la fraction là mieux informée ou éduquée) n'a qu'une perception limitée et biaisée par les modes de représentation dominants (espèces emblématiques, milieux remarquables, optimisme technologique). Mais le remettre en cause implique de juger de l'extérieur ce qui contribue au bonheur des agents. Une piste d'amélioration est de mettre en œuvre des moyens de sensibilisation et d'éducation pour aider les agents à former leurs préférences dans ce domaine. Une voie alternative est de considérer la biodiversité comme un « merit good » (**Musgrave, 1987**), expression traduite par "bien tutélaire", car il apparaît bien que les décisions doivent être prise par une tutelle, agence publique ou organisation non-gouvernementale, à laquelle les agents délèguent les choix relatifs à la gestion de la biodiversité avec laquelle ils n'ont pas de familiarité.

La valeur économique est instrumentale par opposition à des approches qui attribuent à toute forme de vie une valeur « intrinsèque », indépendante de son utilité sociale. L'analyse économique est utilitariste : les actions sont jugées à l'aune de la somme de leurs conséquences – positives et négatives - sur le bien-être de l'ensemble de la société et pas de la déontologie qui peut en justifier le bien-fondé. A. Sen a critiqué l'utilitarisme en proposant une vision dualiste de l'individu, à la fois consommateur qui vise la satisfaction de ses préférences, et citoyen qui porte des jugements sur des objectifs pouvant dépasser son intérêt propre, distinguant la « sympathie » qui se reflète dans l'existence d'arguments altruistes dans la fonction d'utilité, et « l'engagement » qui traduit des principes éthiques pouvant faire approuver des changements qui réduiront son utilité.

L'approche moderne de la valeur s'appuie sur une démarche marginaliste et une conception ordinale de l'utilité. L'utilité relative des biens et services à s'analyse au travers des taux marginaux de substitution entre différents biens et services permettant aux individus de maintenir leur niveau de bien-être. Il s'agit donc d'une démarche de comparaison plutôt que de mesure au sens des « sciences exactes » et l'idée qu'un objet a une valeur économique s'il est utile est rare doit être explicitée relativement aux autres possibilités, notamment pour son application à des actifs naturels comme les écosystèmes et la biodiversité pour lesquels les substitutions ne passent pas principalement par des marchés.

2.3. La biodiversité comme utile

L'utilité de la biodiversité et des services écosystémiques s'apprécie au regard de deux approches complémentaire. La première est le constat que les services écosystémiques contribuent au bien-être social et sont positivement influencés par une plus grande diversité au

sein ou entre les écosystèmes. L'idée que les services sont corrélés avec le niveau de biodiversité est aujourd'hui largement admis, parfois même en oubliant que l'une des motivations de la destruction des écosystèmes était de se prémunir contre les coûts qui leur étaient attribués, notamment pour la production agricole et la santé animale ou humaine. La perception s'est aujourd'hui largement inversée sans qu'on sache si ce changement s'explique par une réelle amélioration des connaissances ou de la familiarité avec ces actifs. La seconde approche est la mise en évidence d'un coût d'opportunité de la perte de biodiversité ou de services écosystémiques qui pourrait être révélé, par des coûts effectifs ou des comportements, ou déclaré dans des enquêtes. Cette démarche est confrontée à une double difficulté. Pour ce qui concerne les coûts ou les comportements, leur repérage est rendu délicat du fait que les services écosystémiques apparaissent comme des biens communs : les droits sont mal définis et les risques d'encombrement ou de sur-exploitation sont importants, mais pas toujours observables. Quant aux déclarations, elles sont souvent sous-estimées ou tronquées du fait que la perception de certains services est partielle ou biaisée par le manque d'information ou de compréhension.

2.4. La biodiversité est-elle rare ?

La conception économique de la rareté est a priori subjective : un bien est rare si sa disponibilité ne suffit pas à satisfaire la demande. Cette phrase n'a de sens concret que s'il existe un mécanisme permettant de comparer les deux. Si le bien est marchand, c'est le prix, variable d'ajustement de l'offre et de la demande, qui est l'indicateur de la rareté relative du bien. Lorsque le bien n'est pas marchand, la rareté se manifeste, ou pas, de façon indirecte par l'existence de conflits d'usage ou de tensions dans les procédures de gestion collective.

L'affirmation de la rareté de la biodiversité peut paraître paradoxale alors que sa mesure la plus triviale³, le nombre d'espèces, reste très mal connu et que, hors mis les groupes les plus visibles (vertébrés, végétaux supérieurs...), seule une faible fraction des espèces a été recensée, la partie connue n'étant sans doute pas particulièrement représentative de l'ensemble. Mais, au niveau de la biomasse, des indices comme le Living Planet Index (LPI) du WWF (-30% entre 1970 et 2003) ou les calculs d'empreintes écologiques montrent des évolutions préoccupantes, au même titre que la baisse d'indicateurs comme l'Indice Trophique Marin (MTI) ou l'Indice d'abondance des populations d'oiseaux communs (STOC, pour suivi temporel des oiseaux communs, 18% entre 1989 et 2007 en France métropolitaine). La large expertise permise par le (MEA 2005) a conclu qu'approximativement 60% des services écosystémiques sont actuellement menacés. L'importance des menaces anticipées a

conduit (**S. Baumgärtner et al. 2006**) à opposer une conception absolue de la rareté à la notion relative des économistes. Les écosystèmes sont multi-fonctionnels (**Turner et al., 2003**) mais, en deçà d'une quantité « critique » ils sont moins substituables.

Les mesures objectives d'abondance ou l'évaluation des impacts présents et futurs des activités humaines sont utiles et, par certains aspects, indispensables au suivi et à une meilleure compréhension de l'évolution de l'état des écosystèmes et de la biodiversité ; mais elles n'ont pas a priori de rôle normatif direct au sens où leur connaissance suffirait à légitimer des politiques de conservation. Pour l'analyse économique, c'est la mise en regard des coûts et des avantages qui justifie les choix et il s'agit donc de savoir ce que sont ou seraient les conséquences pour les activités humaines et la société de variations dans la biodiversité et les services liés à des écosystèmes menacés.

2.5. Evaluer la biodiversité

On sait cependant depuis les travaux d'E. Ostrom et de l'Ecole des communs que les biens utiles, rares et en accès libre sont l'exception, et l'existence d'institutions de gestion collective la règle.

On ne développera pas ici la question de la définition et des mesures de la biodiversité qui reste un débat ouvert et complexe (**Purvis et Hector, 2000**) pour lesquels les sciences économiques ne sont pas nécessairement au premier rang.

Au-delà là des définitions techniques ou politiques, R. Barbault définit la biodiversité comme « le tissu vivant de la planète », insistant sur le fait que l'intérêt de la diversité du vivant réside avant tout dans le réseau des interactions. Cette vision, si elle n'est pas toujours aussi clairement exprimée, est sous-jacente aux multiples prises de positions qui s'opposent à l'idée d'attribuer une valeur instrumentale à la Nature (**Chee, 2004 ; McCauley, 2006 ; Sagoff, 2008**), et on laissera ouverte la possibilité d'une valeur intrinsèque de la nature (**Turner et al. 2003**). Sans présumer de leurs fondements éthiques, l'analyse économique a développé, dans une perspective ouverte par J. Krutilla (1967), un ensemble d'extensions de la notion de valeur afin de mieux appréhender l'ensemble des raisons qui fondent l'intérêt de la préservation des écosystèmes pour les sociétés humaines (**Balmford et al., 2002**).

La notion de Valeur Economique Totale (VET) s'est progressivement établie comme le cadre intégrateur qui vise à traduire dans une perspective instrumentale l'ensemble de ces raisons, en distinguant des valeurs d'usage, d'option, de non-usage, de même qu'entre usage présent et usages futurs. Bien que cette notion soit généralement mobilisée pour agréger des

valeurs non-marchande, elle comprend aussi les usages marchands dont les évaluateurs doivent pouvoir corriger les prix de façon à ce qu'ils reflètent vraiment la valeur sociale.

2.6. Les valeurs d'usage certain : la biodiversité comme source de biens et services

Certains usages sont qualifiés de directs car les bénéficiaires interagissent directement avec les écosystèmes. C'est le cas des services dits de prélèvement (MEA, 2005) pour la consommation directe ou productifs comme ressource industrielle ; mais aussi pour des usages récréatifs, esthétiques, ou lié aux sciences et à l'éducation que le MEA a rassemblés dans une vaste catégorie de services culturels. La distinction entre les usages qui « consomment » les écosystèmes ou leur capacité à générer des services, par exemple en modifiant leur diversité, et ceux qui génèrent des avantages sans leur porter atteinte doit être analysée au cas par cas. Un prélèvement raisonné de fruits ou de bois peut laisser l'écosystème se maintenir durablement, alors qu'un usage récréatif trop intense peut aboutir à sa dégradation, son appauvrissement ou sa destruction.

Les valeurs d'usages indirect reflètent les avantages liés au maintien d'écosystèmes qui fournissent des services n'impliquant pas d'interaction directe, comme l'épuration des eaux, les services contribuant à la productivité des agro-systèmes et, plus généralement, un ensemble de services de protection, y compris la fixation et le stockage du carbone. L'existence d'une relation entre diversité et productivité des écosystèmes et donc, de façon plus ou moins directe, leur potentiel pour rendre ces services apparaît de mieux en mieux établie. (Tillman et al. 2005) ont montré qu'une plus grande diversité accroît la probabilité de contenir des individus ou espèces aptes à tirer parti des circonstances, et qu'une plus grande diversité est liée avec une plus faible variance de la productivité des écosystèmes (« effet de portefeuille »). L'expertise collective INRA sur les relations entre agriculture et biodiversité (Le Roux et al, 2008) a recensé et analysé les différentes voies par lesquelles une plus grande diversité des écosystèmes, cultivés ou sauvages, pouvait contribuer à produire des services à l'agriculture. Peu de travaux montrent une relation positive claire entre biodiversité et productivité agricole et une part significative de la modernisation de l'agriculture après la Seconde Guerre Mondiale a précisément consisté à s'affranchir de ces services jugés aléatoires et comportant aussi des « dis-services » (Zhang et al., 2007).

Ces valeurs ne correspondent pas seulement ni nécessairement à des usages effectifs actuels ; elles concernent également des usages futurs. Les valeurs à retenir correspondent donc à des valeurs actualisées sur l'ensemble de la période considérée qui peut être indéfinie.

Une question d'une grande importance pratique concerne l'incertitude sur les usages futurs. Les valeurs d'usages peuvent intégrer cette incertitude, par exemple en définissant une distribution de probabilité sur différents scénarios ; mais l'existence d'incertitude a des effets spécifiques sur la comparaison des options alternatives.

2.7. Les valeurs d'usage en incertitude

L'incertitude qui affecte fréquemment la disponibilité des actifs naturels peut modifier la façon d'appréhender les avantages retirés par les agents. La littérature sur l'analyse coûts-avantages a montré qu'en présence d'incertitude plusieurs concepts pouvaient mesurer la variation des avantages dont les agents bénéficient. Quelle est la mesure correcte des valeurs d'usage en incertitude ? Meier et Randall (1991) ont montré que le choix dépendait de la façon dont le contexte institutionnel permettait aux agents d'utiliser des dispositifs d'assurance et de compensation⁴. Il existe cependant des situations non assurables au sens où les choix du présent modifient les possibilités de choix futurs.

Indépendamment des usages actuels ou futurs, les agents peuvent attribuer à un écosystème une valeur d'option qui s'ajoute à la valeur des options qui ne diminuent pas les possibilités futures de choix. On distingue deux valeurs d'option, selon que l'incertitude porte sur le comportement futur (le décideur ne sait pas au moment présent, s'il bénéficiera du service) ou sur les possibilités d'améliorer leur situation future en choisissant une option réversible, permettant de tirer parti de l'amélioration de l'information. Le second cas (valeur de quasi-option ou valeur d'option dynamique) est le plus intéressant, car il traduit bien les situations dans lesquelles il s'agit de décider de la destruction d'un habitat ou de l'accroissement des menaces pesant sur une espèce (probabilité d'extinction) dans un contexte où ses possibilités d'usages futurs sont imparfaitement, mais de mieux en mieux connues. Cet intérêt doit cependant être relativisé car, pour calculer une valeur de quasi-option, il faudrait disposer d'une description complète des scénarios liés à chaque option et d'une évaluation de l'ensemble de leurs conséquences.

De nouvelles maladies humaines ou des ravageurs des cultures peuvent apparaître ou prendre de l'ampleur et une plus grande biodiversité accroît les chances de trouver la molécule ou le mécanisme qui permettrait de se défendre plus efficacement. Dans ce sens, la valeur d'option de la biodiversité peut être interprétée comme une prime d'assurance que les agents consentiraient de payer pour diminuer les conséquences possibles de la réalisation de risques potentiels (**Perrings, 1995**). (**Loreau et al. 2003**) ont mis en évidence cette fonction

d'assurance biologique au niveau spatial. Baumgartner (2007) a proposé une mesure de la valeur assurantielle de la biodiversité pour la production de services éco systémiques.

2.8. Les valeurs de non-usage

Depuis leur introduction par **J.V. Krutilla (1967)**, l'interprétation des valeurs d'existence a évolué. S'il s'agissait originellement de la prise en compte dans l'utilité des agents d'un consentement à payer (ou de renoncer à des avantages) pour maintenir une certaine diversité sans souci d'un usage présent, futur ou potentiel (d'où l'appellation « d'usage passif »), la dimension d'altruisme envers les espèces non-humaines ou la Nature en général s'est affirmée, s'appuyant sur des motivations éthiques. Dans cette évolution, on peut percevoir l'idée que les agents réintègrent, dans leurs motivations ou leur bien-être, les valeurs éthiques qui paraissaient échapper au cadre anthropocentré. Cette idée se retrouve plus ou moins clairement dans la notion de « stewardship » c'est à dire dans une prise de conscience que les humains ne peuvent s'affranchir de leur responsabilité.

2.9. L'incertitude et le temps

Les enjeux liés aux écosystèmes concernent généralement des durées assez importantes ; ce qui soulève les problèmes de la qualité de l'information relative aux effets futurs et la façon dont les valeurs futures doivent influencer les choix présents. Du point de vue de l'analyse économique, le premier point soulève plusieurs questions, alors que le second peut se ramener au choix d'un taux d'actualisation pertinent.

L'actualisation est la technique qui permet de transformer la valeur des actifs disponibles dans le futur en valeur actuelle. A priori, cette transformation est caractéristique de chaque individu, mais pour des choix collectifs, c'est le taux social qui importe. Pour le calcul économique public, les préconisations ont récemment été abaissées à des valeurs plus favorables à la prise en compte du long terme (entre 5 et 3% par an selon les pays) et malgré son manque de cohérence formelle, l'idée d'un taux décroissant avec l'éloignement (actualisation hyperbolique) est désormais acceptée. Par ailleurs, l'actualisation concerne l'utilité et s'applique donc à des prix dont l'évolution relative peut être déterminante. L'idée dominante est, depuis le manuel de **Krutilla et Fisher (1975, 1985)**, que les prix implicites des actifs naturels tendront à se réévaluer par rapport aux prix des produits manufacturés (**rareté croissante, demande croissante avec l'amélioration des revenus, Jacobsen et Hanley, 2009**).

2.10. Evaluer la biodiversité

Quels que soient les motifs plus ou moins sophistiqués qui fondent les composantes de la VET, elles restent dans une perspective utilitariste subjective et les méthodes susceptibles d'estimer des mesures de ces valeurs respectent généralement cette logique. S'agissant d'actifs dont l'utilité est difficilement perçue par les agents, ce constat n'est pas satisfaisant : les valeurs calculées à partir de comportements ou de déclarations, même auprès de sujets préalablement informés et encadrés, traduisent sans doute mal les intérêts réellement en jeu. On distingue classiquement trois catégories de techniques s'offrent aux évaluateurs : celles basées sur des coûts observables, directement ou passant par des effets de productivité ; celles basées sur des comportements vis-à-vis de bien marchands liés aux écosystèmes et réputés révéler les préférences ; celles consistant à faire déclarer leurs préférences à des agents en leur présentant des choix hypothétiques.

Partie

Expérimentale

3. partie expérimentale

3.1. Objectifs

L'objectif de ce travail est de discuter la variation de quelques paramètres écologiques caractérisant les peuplements des diptères durant presque trois saisons d'échantillonnage et d'observation au niveau de la région de BIR EL-ATER (wilaya de Tébessa).

3.2. Méthode de travail

Les sorties sur terrain ont été effectués durant 04 mois, La capture des insectes a été réalisée par un filet entomologique.

Les sorties se font de façon régulière. A chaque sortie, la date, et le temps sont signalés.

La capture des spécimens se fait pendant deux heures et demie de temps. Une fois capturés, les spécimens sont placés provisoirement dans des boites en plastique.



Figure 01 : Les stations échantillonnées dans la zone d'étude (photo personnelle).

3.3. Présentation générale de la wilaya

La Wilaya de Tébessa est issue du découpage administratif de 1974, s'étend sur une superficie de **13.878 km²** et compte une population estimée à fin 2010 à **671.274** habitants,

Résultats

4. Résultat

4.1. La richesse spécifique (S) et sa variation temporelle

Les résultats de la richesse totale obtenus pour notre station d'étude sont consignés dans le tableau 1.

Tableau 1 : Richesse spécifique des Hyménoptères dans la région d'étude (2021)

ordre	Sous ordre	Super famille	Famille	Espèce
Hymenoptera	Apocrita		Megachilidae	<i>Osmia sp Osmia rufa</i> <i>Trachusa perditia</i>
			Apoïdea	
		Vespoidea		Pompilidae
			Vespidae	<i>Vespula vulgaris</i>

Nous avons recensé 10 espèces réparties sur quatre familles, à savoir les Megachilidae (3 espèces), les Apidae (5 espèces), les Pompilidae (1 espèces) et les Vespidae (1 espèces).

Le nombre des espèces a été différent durant les 3 mois, le plus grand nombre d'espèce est signalé durant la première quinzaine d'avril avec 8 espèces, suivie de la première quinzaine de mars avec 7 espèces. Par contre durant le mois de février (la 1^{ère} quinzaine) et le mois d'avril (2^{ème} quinzaine) on a enregistré uniquement 3 espèces.

4.2. Abondance relative (AR)

L'abondance relative des espèces capturées est mentionnée dans le tableau 2.

Tableau 2 : Abondance absolue et relative des espèces inventoriées dans la région d'étude (2021).

Ni : Abondance absolue, **AR(%)**: Abondance relative.

Espèce	Ni	AR%
<i>Apis mellifera</i>	16	13,91
<i>Osmia rufa</i>	2	1,74
<i>Trachusa perditia</i>	12	10,43
<i>Xylocopa violacea</i>	36	31,30
<i>Bombus terrestris</i>	5	4,35
<i>Vespula vulgaris</i>	25	21,74
<i>Osmia sp</i>	15	13,04
<i>Melecta albifrons</i>	2	1,74
<i>Auplopus carbonarius</i>	1	0,87
<i>Apis sp</i>	1	0,87
Total	115	100

Parmi les 10 espèces récoltées dans la station, *Xylocopa violacea* est l'espèce la plus abondante avec un pourcentage de 31,30 %, suivie de *Vespula vulgaris* avec 21,74%. Viennent ensuite *Apis mellifera*, *Osmia sp* et *Trachusa perditia* avec respectivement 13,91%, 13,04% et 10,43%. Les espèces, *Bombus terrestris*, *Osmia rufa*, *Melecta albifrons*, *Auplopus carbonarius* et *Apis sp* sont présentes avec de faibles taux : 4,35%, 1,74%, 1,74%, 0,87% et 0,87% (Tab.2).

4.3. Fréquence d'occurrence (FO)

Les résultats de ce paramètre sont révélés par le tableau 3 et la figure 1.

Tableau 3 : Fréquence d'occurrence appliquée aux Hyménoptères recensés dans la région d'étude (2021).

(**C (%)** : constance, **EC** : échelle de constance, **R** : régulière, **A** : Accessoire, **Ac** : Accidentelle, **O** : omniprésence, **C** : Constante, + : espèce présente, - : espèce absente).

Mois	02	16	01	19	05	17	C(%)	EC
Espèce	Février	Février	Mars	Mars	Avril	Avril		
<i>Apis mellifera</i>	+	+	+	+	-	-	66,67	R
<i>Osmia rufa</i>	-	+	+	-	-	-	33,33	A
<i>Trachusa perdit</i>	-	+	+	+	+	-	66,67	R
<i>Xylocopa violacea</i>	-	-	+	+	+	+	66,67	R
<i>Bombus terrestris</i>	-	-	-	-	+	+	33,33	A
<i>Vespa vulgaris</i>	+	+	+	+	+	+	100	O
<i>Osmia sp</i>	+	+	+	+	+	-	83,33	C
<i>Melecta albifrons</i>	-	-	+	-	+	-	33,33	A
<i>Auplopus carbonarius</i>	-	-	-	-	+	-	16,67	Ac
<i>Apis sp</i>	-	-	-	-	+	-	16,67	Ac

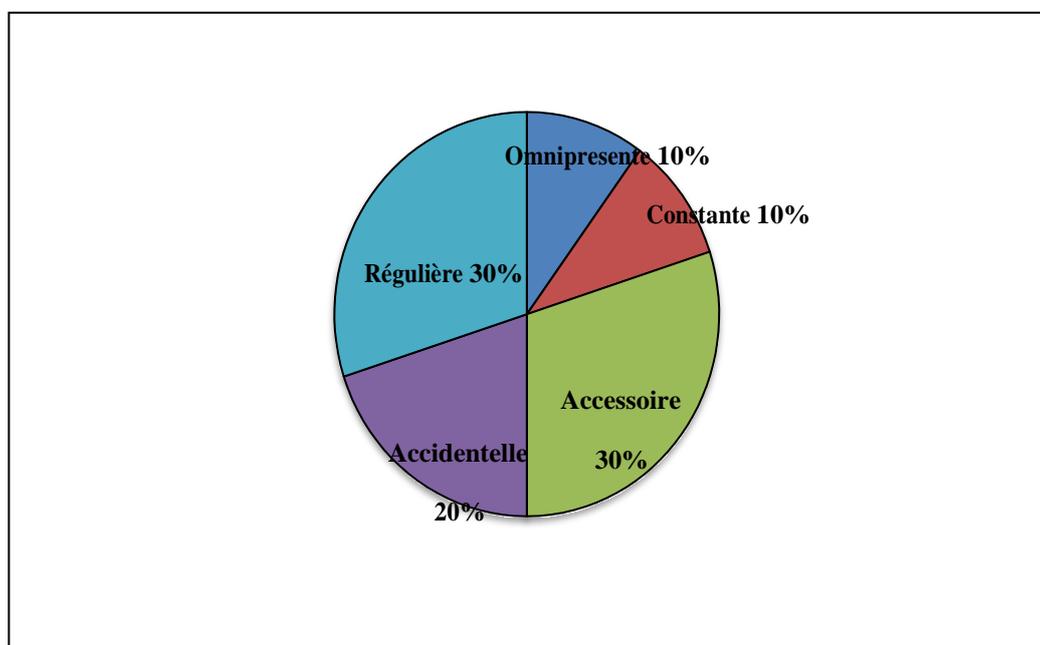


Figure 04 : Fréquence d'occurrence (%) des espèces rencontrées dans la région d'étude (2021).

Discussion

5.Déscussion

L'objectif de ce travail est de discuter la variation de quelques paramètres écologiques caractérisant les peuplements des diptères durant presque trois saisons d'échantillonnage et d'observation au niveau de la région de BIR EL-ATER (DHUKKARA)- (wilaya de Tébessa).

5.1. La région de BIR EL-ATER -(DHUKKARA)-

Le dispositif d'échantillonnage appliqué dans la région de BIR EL-ATER durant la période allant de décembre jusqu'au mois d'avril, nous a permis de dresser une liste de 4 familles appartenant à l'ordre des diptères.

Nous avons recensé 10 espèces réparties sur quatre familles, à savoir les Megachilidae (3 espèces), les Apidae (5 espèces), les Pompilidae (1 espèces) et les Vespidae (1espèces).

Parmi les 10 espèces récoltées dans la station, *Xylocopa violacea* est l'espèce la plus abondante avec un pourcentage de 31,30 %, suivie de *Vespula vulgaris* avec 21,74%. Viennent ensuite *Apis mellifera* , *Osmia* sp et *Trachusa perdita* avec respectivement 13,91%, 13,04% et 10,43%. Les espèces, *Bombus terrestris*, *Osmia rufa*, *Melecta albifrons*, *Auplopus carbonarius* et *Apis* sp sont présentes avec de faibles taux : 4,35%, 1,74%, 1,74%, 0,87% et 0,87%

Conclusion

6. Conclusion

L'objectif de ce travail est d'établir un inventaire dans deux différents milieux (naturel et cultivé) et faire une comparaison entre les deux.

Le dispositif d'échantillonnage appliqué dans la région de BIR EL-ATER durant la période allant de décembre jusqu'au mois d'avril, nous a permis de dresser une liste de 4 familles appartenant à l'ordre des diptères.

Nous avons recensé 10 espèces réparties sur quatre familles, à savoir les Megachilidae (3 espèces), les Apidae (5 espèces), les Pompilidae (1 espèce) et les Vespidae (1 espèce).

Parmi les 10 espèces récoltées dans la station, *Xylocopa violacea* est l'espèce la plus abondante avec un pourcentage de 31,30 %, suivie de *Vespula vulgaris* avec 21,74%. Viennent ensuite *Apis mellifera*, *Osmia* sp et *Trachusa perdita* avec respectivement 13,91%, 13,04% et 10,43%. Les espèces, *Bombus terrestris*, *Osmia rufa*, *Melecta albifrons*, *Auplopus carbonarius* et *Apis* sp sont présentes avec de faibles taux : 4,35%, 1,74%, 1,74%, 0,87% et 0,87%.

Pour un premier travail, on n'a pas pu évaluer l'état réel de la diversité de la faune des diptères dans les deux milieux, et pour mieux cerner cette biodiversité ; combiner plusieurs méthodes d'échantillonnage et étaler la période d'échantillonnage semble être la solution !

Résumé

7. Résumé

L'évaluation de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes est actuellement l'objet de nombreux travaux et d'un large débat. Pour dépasser des blocages de principe, il importe de comprendre ce que signifie vraiment l'évaluation économique pour en cerner l'intérêt et les limites. Le nécessaire élargissement de la notion de valeur qu'implique une analyse appropriée de ces services a donné lieu à une pluralité de méthodes, parfois durement contestées. L'objet de cet article est de préciser certains termes de ces débats, tant conceptuels que méthodologique, ainsi que sur le choix des objets à évaluer, en les situant par rapport aux objectifs très différents que peuvent poursuivre les évaluations.

Mots clés

Biodiversité, Choix Collectifs, Evaluation Economique, Politiques De Conservation, service Eco systémiques.

Abstract

The valuation of biodiversity and ecosystem services is the subject of numerous studies and extensive debate. To overcome the obstacles of principle, the real meaning of economic evaluation must be clarified in order to identify its advantages and limitations. An appropriated analysis of these services implied to enlarge the concept of value and has given rise to a plurality of methods that may severely be challenged. The purpose of this paper is to clarify certain terms of these debates. There are reasons to be reluctant to give a price index to Nature's services, but its conservation entails costs, at least opportunity costs. Most valuation methods rest upon individual preferences, either revealed by the concrete behaviours, or stated within interview, and this is clearly an issue for items with which the agents have no familiarity or they do not perceive clearly the benefits. Finally, valuing biodiversity through ecosystem services might lead to underestimate some major parts of what constitutes biodiversity social value. These issues have to be replaced in relation to the very different objectives that may further the actual valuations. The paper concludes that valuation can be quite a valuable contribution to conservation policies, but since the relation between biodiversity, ecosystem services and human well-being remains poorly understood, that it is too an important stake to let economists alone in front of these puzzles.

Keywords

Biodiversity. Valuing Biodiversity. Economic Evaluation

المخلص

تقييم التنوع البيولوجي وخدمات النظام الإيكولوجي موضوع دراسات عديدة ومناقشات مستفيضة. للتغلب على العقبات المبدئية، يجب توضيح المعنى الحقيقي للتقييم الاقتصادي من أجل تحديد مزاياها وقيودها. إن التحليل المناسب لهذه الخدمات يعني ضمناً توسيع مفهوم القيمة وأدى إلى ظهور مجموعة من الأساليب التي قد يتم تحديدها بشدة. الغرض من هذه الورقة هو توضيح شروط معينة لهذه المناقشات. هناك أسباب تجعلك متردداً في إعطاء مؤشر أسعار لخدمات الطبيعة، لكن الحفاظ عليها ينطوي على تكاليف، على الأقل تكاليف الفرصة البديلة. تعتمد معظم طرق التقييم على التفضيلات الفردية، سواء التي تم الكشف عنها من خلال السلوكيات الملموسة أو المذكورة في المقابلة، ومن الواضح أن هذه مشكلة بالنسبة للعناصر التي لا يعرفها الوكلاء أو لا يدركون الفوائد بوضوح. أخيراً، قد يؤدي تقييم التنوع البيولوجي من خلال خدمات النظام الإيكولوجي إلى التقليل من تقدير بعض الأجزاء الرئيسية لما يشكل القيمة الاجتماعية للتنوع البيولوجي. يجب استبدال هذه القضايا فيما يتعلق بالأهداف المختلفة للغاية التي قد تعزز التقييمات الفعلية. تخلص الورقة إلى أن التقييم يمكن أن يكون مساهمة قيمة في سياسات الحفظ، ولكن نظراً لأن العلاقة بين التنوع البيولوجي وخدمات النظام البيئي ورفاهية الإنسان لا تزال غير مفهومة جيداً، فمن الأهمية بمكان ترك الاقتصاديين وحدهم أمام هذه الألغاز.

الكلمات الدالة

التنوع البيولوجي. تهمين التنوع البيولوجي. التقييم الاقتصادي

Références bibliographiques

8. Références bibliographique

- Allen B.P., Loomis J.B., 2006. Deriving values for the ecological support function of wildlife: an indirect valuation approach, *Ecological Economics* 56, 49-57.
- Ansink E., Hein L., Hasund K.P., 2008. To value functions or services? An analysis of ecosystem valuation approaches, *Environmental Values* 17, 4, 489-503.
- Arrow K.J., R. Solow, P.R. Portney, E.E. Learner, R. Radner, H. Shuman, 1993. Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. *Federal Register* 58(10): 4602-4614.
- Balmford A., Bruner A., Cooper P., Costanza R., Farber S., Green R.E., Jenkins M., Jefferiss P., Jessamy V., Madden J., Munro K., Myers N., Naeem S., Paavola J., Rayment M., Rosendo S., Roughgarden J., Trumper K., Turner R.K., 2002. Economic reasons for conserving wild nature, *Science* 297, 950-953.
- Baumgärtner S., 2007. The insurance value of biodiversity in the provision of ecosystem services, *Natural Resource Modelling* 20, 1, 87-104.
- Baumgärtner S., Becker C., Faber M., Manstetten R., 2006. Relative and absolute scarcity of nature. Assessing the roles of economics and ecology for biodiversity conservation, *Ecological Economics* 56, 4, 487-498.
- Braat L., ten Brink P., 2008. The Cost of Policy Inaction (COPI) - The Case of not Meeting the 2010 Biodiversity Target, Report to the European Commission.
- Brahic E., Terreaux J.-P., 2009. Evaluation économique de la biodiversité. Méthode et exemples pour les forêts tempérées. Paris, Editions QUAE (« Savoir-faire »), 200 p.
- Chee Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystems services. *Biological Conservation* 120, 549-565.
- Chevassus-au-Louis B., Salles J.-M., Pujol J.-L., 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, Paris, Centre d'Analyse Stratégique et Documentation Française, 400 p.
- Christie M., Hanley N., Warren J., Murphy K., Wright R. et Hyde T., 2006. Valuing the diversity of biodiversity, *Ecological Economics*, 58, 4, 304-317.
- Costanza R., 2008. Ecosystem Services: Multiple classification systems are needed, *Biological Conservation* 141, 350-352.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naem S., O'Neil R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P., van der Belt M., 1997. The value of the world ecosystems and natural capital, *Nature* 387, 253-260.

- Daily G.C. (ed.), 1997. Nature's Services. Societal dependence on natural ecosystems, Washington, DC, Island Press.
- Daily G.C., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, P.R. Ehrlich, C. Folke, A. Jansson, B.-O. Jansson, N. Kautsky, S. Levin, J. Lubchenco, K.-G. Mäler, D. Simpson, D. Starrett, D. Tilman, B. Walker, 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289, 395-396.
- Díaz S., Fargione J., Chapin III F.S., Tilman D., 2006. Biodiversity loss threatens human wellBeing, *PLOS Biology* 6, 3, 300-1305.
- Fischer B., Turner R. K., Morling P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making, *Ecological Economics* 68, 643–653.
- Haberl H., Erb K. H., Kausmann F., Gaube V., Bondeau A., Plutzer C., Gingrich S., Lucht W., Fischer-Kowalski M., 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of the net primary production in earth's terrestrial ecosystems, *PNAS* 104, 31, 12942-12947.
- Hanley N., 1998. Resilience in social and economic systems: a concept that fails the cost benefit test? *Environment and Development Economics* 3, 2, 221-262.
- Hanley N., Shogren J. F., 2002. Awkward choices: economics and nature conservation, in Bromley D.W., Paavola J. (eds.), *Economics, Ethics and Environmental Policy: Contested Choices*, Oxford, Blackwell Publishing.
- Heal G.M., 2003. Bundling biodiversity. *Journal of the European Economic Association*, 1, 2-3, 553-560.
- Heal G.M. (ed.), 2005. *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental DecisionMaking*, Report of the National Research Council, National Academy Press, Washington DC, 278 p.
- Jacobsen J.B., Hanley N., 2009. Are there income effects on global willingness to pay for biodiversity conservation? *Environmental and Resource Economics* 43, 2, 137-160.
- Kahneman D., J.L. Knetsch, 1992. Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management* 22 (1), 57-70.
- Kassari I., Lasserre P., 2004. Species preservation and biodiversity value: A real option approach, *Journal of Environmental Economics and Management* 48, 857-879.

- Krutilla J.V., 1967. Conservation reconsidered, *American Economic Review* 57, 4, 777-786.
- Krutilla J.V., Fisher A.C., 1975. *The Economics of Natural Environments: Studies in the Valuation of Commodity and Amenity Resources*, Baltimore, MD, John Hopkins University Press (2d edition, 1985).
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.-P., Trommetter M., 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*, Expertise scientifique collective, Synthèse du rapport, INRA (France), 116 p.
- Leroux A.D., Martin V.L., Goeschl T., 2009. Optimal conservation, extinction debt, and the augmented quasi-option value, *Journal of Environmental Economics and Management* 58, 1, 43- 57.
- Loomis J.B., Rosenberg R.S., 2006. Reducing barriers in future benefit transfers: Needed improvements in primary study design and reporting. *Ecological Economics*, 60, 2, 343-350?
- Loomis J.B., White D.S., 1996. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis, *Ecological Economics*, 18, 3, 197-206.
- Loreau M., Mouquet N., Gonzalez A., 2003. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscape, *PNAS*, 100, 22, 12765-12770.
- Maris V., 2006. *La protection de la biodiversité : entre science, éthique et politique*. Thèse de doctorat en philosophie, Université de Montréal.
- McCauley D.J., 2006. Selling out on nature. *Nature* 443, 7, 27-28.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Washington, DC, Island Press, 201 p.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and Human Well-Being:*
- *Synthesis*, Island Press, 137 p.
- Meier C.E., Randall A., 1991. Use value under uncertainty: Is there a "correct" measure? *Land Economics*, 67, 4, 379-389.
- Merlo M. et Croitoru L., 2005. *Valuing Mediterranean Forests: Toward Total Economic Value*, Cabi Publishing, Wallingford Oxfordshire, UK.
- Metrick A., Weitzman M.L., 1998. Conflicts and choices in biodiversity preservation, *Journal of Economic Perspectives* 12, 3, 21-34.

- Musgrave R., 1987. Merit goods, in Eatwell J., Millgate M., Neuman P. (ed.), The New Palgrave: a Dictionary of Economics, London, MacMillan, 452-453.
- Nelson J.P., Kennedy P.E., 2009. The use (and abuse) of meta-analysis in environmental and natural resource economics: An assessment, Environmental and Resource Economics, 42, 3, 345-377.
- Nijkamp P., Vindigni G., Nunes P.A.L.D., 2008. Economic valuation of biodiversity: A comparative study, Ecological Economics, 67, 2, 217-231.
- Norton B. (ed.), 1986. The Preservation of Species: The Value of Biological Diversity, Princeton, NJ, Princeton University Press.
- Norton B., 1987. Why Preserve Natural Variety?, Princeton, NJ, Princeton University Press, 281 p.
- Nunes P.A.L.D., van den Bergh J.C.J.M., 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense ?, Ecological Economics, 39, 2, 203-222.
- OCDE., 2002. Manuel d'évaluation de la biodiversité – Guide à l'intention des décideurs. Paris, 173 p.
- Page T., 1977. Conservation and Economic Efficiency, Baltimore, John Hopkins University Press.
- Pearce, D.W., 2007. Do we really care about biodiversity?, Environmental and Resource Economics, 37, 313-333.
- Pearce D. et Moran D., 1994. The Economic Value of Biodiversity, IUCN and Earthscan. Perrings C., 1995a. Economic values of biodiversity, in Heywood V. H., Watson R. T. (eds.),
- Global Biodiversity Assessment, Cambridge, UK, UNEP and Cambridge University Press, 823914.
- Perrings C., 1995b. Biodiversity conservation as insurance, in Swanson T. (ed.), The Economics and Ecology of Biodiversity Decline, Cambridge, UK, Cambridge University Press, 69-78.
- Pimentel D., Wilson C., McCullum C., Huang R., Dwen P., Flack J., Tran Q., Saltman T., Cliff B., 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity, BioScience, 47, 747-757.
- Polasky S., Solow A., 1999. Conserving biological diversity with scarce resources, in Klopatek J., Gardner R. (ed.), Landscape Ecological Analysis: Issues and Applications, New York, Springer Verlag, 154-174.

- Polasky S., Camm J.D., Garber-Yonts B., 2001. Selecting biological reserves cost-effectively: an application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon; *Land Economics*, 77, 1, 68-78.
- Polasky S., Costello C., Solow A., 2005. The economics of biodiversity conservation, in Vincent J., Mäler K.-G. (eds.), *The Handbook of Environmental Economics*, North-Holland, 1517-1560.
- Purvis A., Hector A., 2000. Getting the measure of biodiversity, *Nature*, 405, 212-219.
- Randall A., 1988. What mainstream economists have to say about the value of biodiversity. In: Wilson E.O. (Ed), *Biodiversity*. The National Academies Press, Washington, DC, 217-223.
- Rees, W.E., 1998. How should a parasite value its host? *Ecological Economics* 25, 1, 49-52.
- Richardson L., Loomis J., 2009. The total economic value of threatened, endangered and rare species: An updated meta-analysis, *Ecological Economics*, 68, 5, 1535-1548.
- Sagoff M., 2004. *Price, principle and the environment*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- Sagoff M., 2008. On the economic value of ecosystem services, *Environmental Values* 17, 239- 257.
- Sarr, M., Goeschl, T., Swanson, T., 2008. The value of conserving genetic resources for R&D: A survey, *Ecological Economics* 67, 2, 184-193.
- Stevens T.H., J. Etchevarria, R.J. Glass, T. Hager, T.A. More, 1991. Measuring the existence value of wildlife: what do CVM estimates really show? *Land Economics* 67, 390-400.
- Sukhdev P. (ed.), 2008. *The Economic of Ecosystems and Biodiversity*, Interim Report, European Community, 68 p.
- TEEB. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy makers. Summary: Responding to the Value of Nature*. November 2009, 42 p.
- Tilman D., Polasky S., Lehman C., 2005. Diversity, productivity and temporal stability in the economies of humans and nature, *Journal of Environmental Economics and Management*, 49, 3, 405-426.
- Toman M., 1998. Why not to calculate the value of the World's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25, 1, 57-60.

- Turner R.K., Paavola J., Cooper P., Farber S., Jessamy V., Georgiou S., 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions, *Ecological Economic*, 46, 493-510.
- Vitouzek P.M., Mooney H.A., Lubchenko J., Melillo J.M., 1997. Human domination of the Earth ecosystems, *Science*, 277, 494-499.
- Weikard H.P., 2002. Diversity functions and the value of biodiversity, *Land Economics*, 78, 1, 20- 27.
- Westman W., 1977. How much are nature's services worth, *Science*, 197, 960-964.
- Weitzman M.L., 1998. The Noah's Ark problem, *Econometrica*, 66, 6, 1279-1298.
- Wilson M.A., R. B., 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation, *Ecological Economics*, 41, 3, 431-443.
- Zhang W., Ricketts T.H., Kremen C., Carney K., Swinton S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture, *Ecological Economics*, 64, 2, 253-