



**HAL**  
open science

## Indicateurs basés sur la faune des sols : des outils pour l'agriculture innovante ?

Mickael Hedde

► **To cite this version:**

Mickael Hedde. Indicateurs basés sur la faune des sols : des outils pour l'agriculture innovante ?. Innovations Agronomiques, 2018, 69, pp.15-26. 10.15454/J1HFAR . hal-02002765

**HAL Id: hal-02002765**

**<https://hal.science/hal-02002765>**

Submitted on 31 Jan 2019

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

## **Indicateurs basés sur la faune des sols : des outils pour l'agriculture innovante ?**

**Hedde Mickaël<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>UMR INRA-CIRAD-IRD-Montpellier SupAgro, Eco&Sols, 2 place Viala, F-34000 Montpellier

**Correspondance** : mickael.hedde@inra.fr

### **Résumé**

L'agriculture intensive exploite des espaces et des ressources naturelles pour une production utile à l'homme (nourriture, textile, biomasse, ...). Le sol est le socle vivant sur lequel nos sociétés sont bâties et elles doivent le ménager pour les générations futures. Comprendre et prévoir l'effet des invertébrés sur les fonctions des sols et leurs applications dans les systèmes sol-plante est crucial pour accompagner les pratiques innovantes misant sur le fonctionnement biologique des sols. De l'analyse des communautés de la faune du sol sont tirés des indicateurs qui ont pour objectif de renseigner sur l'état biologique des sols en s'intéressant à plusieurs échelles d'observation. Dans cet article, je présente différentes fonctions liées à la méso et la macro-faune des sols et les différents types d'indicateurs renseignant de l'état biologique des sols. Je milite pour un changement de paradigme de l'évaluation des risques environnementaux vers l'évaluation des performances environnementales réalisées par la faune des sols.

**Mots-clés**: Vers de terre ; Collembole ; Pratiques culturales ; Fonctions

### **Abstract: Soil fauna – based indicators : tools for innovative agriculture ?**

Intensive agriculture exploits spaces and natural resources for productions that are useful to man (food, textiles, biomass, ...). Soil is the living foundation on which our societies are built and must be managed for future generations. Understanding and predicting the effect of invertebrates on soil functions and their applications in soil-plant systems is crucial to support innovative practices that focus on soil biological functioning. Indicators are drawn from the analysis of soil fauna communities, most have for objective to inform of soil biological status. In this article, I present different functions related to the meso and the macro-fauna of soil and different bioindicators derived from them. I argue for a paradigm shift from environmental risk assessment to assessing the environmental performance of soil fauna.

**Keywords**: Earthworms ; Collembola ; Cultural practices ; Functions

### **Introduction**

L'agriculture intensive exploite des espaces et des ressources naturelles pour une production utile à l'homme (nourriture, textile, biomasse, ....). Les modes de production modernes ont jusqu'alors optimisé l'exploitation des ressources en remplaçant le fonctionnement écologique des écosystèmes par l'apport d'intrants chimiques exogènes (pesticides et engrais) sur des rotations courtes à forte productivité, avec une spécialisation massive des productions régionales. Ces pratiques ont participé à trois changements

majeurs du fonctionnement de notre planète : la perturbation de cycles biogéochimiques comme ceux de l'azote et du phosphore, le réchauffement climatique, l'effondrement de la biodiversité.

Dans les agrosystèmes, le sol joue un rôle déterminant par la multitude des services écosystémiques qu'il fournit (Kibblewhite et al., 2008). Cependant, ce capital sol ne cesse d'être menacé par les activités humaines (érosion, urbanisation, pollution, intensification mécanique et chimique, ...). Le défi majeur pour les décennies à venir est de stopper cette dégradation, de mieux gérer ce capital, et si possible de l'optimiser pour lui permettre de fournir des services directs (production végétale) et indirects (qualité de l'eau, ...) qui participent au revenu de l'agriculteur et au bien-être de nos Sociétés.

Le sol est le socle vivant sur lequel nos sociétés sont bâties et elles doivent le ménager pour les générations futures. Les sols abritent un quart de la biodiversité connue de la terre (Decaëns et al., 2006) avec une diversité importante de formes, de stades, de modes de vie ou de régimes alimentaires des organismes du sol. Les activités des organismes des sols sont au cœur de leur multifonctionnalité et sont donc impliquées dans la fourniture de nombreux services écosystémiques, dont le service de production végétale mais aussi bon nombre de services indirects qui participent aussi au revenu des agriculteurs. Toutefois, le paradoxe de la multifonctionnalité des sols est que les dommages occasionnés ne sont perçus que lorsqu'ils sont très avancés.

Ainsi, il faut repenser les modes de production pour faire face aux défis du XXI<sup>e</sup> siècle en diminuant les externalités négatives. Ce changement de paradigme agricole implique une phase de transition qui doit nécessiter une évaluation des changements, et notamment l'évaluation de la performance environnementale de nouvelles formes d'agriculture dans un contexte de plus en plus normatif (loi pour la reconquête de la biodiversité de la nature et des paysages, actant l'interdiction des néonicotinoïdes, plan biodiversité). Les outils actuels d'évaluation des performances techniques, économiques et environnementales ne tiennent pas encore compte de la biodiversité et des fonctions qui lui sont associées (par ex. SYSTERRE©). Il est nécessaire de faire évoluer ces outils pour aider à piloter les nouvelles formes d'agriculture et passer de l'évaluation des impacts de l'agriculture à celle de sa performance agro-environnementale.

Dans ce chapitre, je commencerai par décrire ce qu'est la faune des sols et je poserai la question : pourquoi s'y intéresser ? Je traiterai ensuite des indicateurs actuels de qualité des sols basés sur la faune des sols.

## **1. Qu'est-ce que la faune du sol?**

Au même titre que les fonds abyssaux et la canopée des forêts tropicales, les sols partagent les caractéristiques des frontières biotiques (André et al., 1994). De par leur structure tridimensionnelle, leur large gamme de porosité, la diversité de leurs caractéristiques physicochimiques et des conditions microclimatiques, les sols abritent un nombre considérable, parfois inestimable d'organismes. Effectivement les sols, zone d'interface et d'échanges, constituent une ressource et un habitat pour de très nombreuses espèces, qui, pour certaines y vivent continuellement, pour d'autres y effectuent au moins une partie de leur cycle de vie. En France, on dénombre en moyenne plusieurs centaines de vers de terre, quelques milliers de collemboles et acariens, et quelques millions de nématodes et protozoaires par mètre carré de sol (Cluzeau et al., 2012). Il convient d'y ajouter quelques milliers d'autres arthropodes appartenant à pratiquement tous les groupes recensés sur Terre, de tardigrades, enchytréides et mollusques, ainsi que les quelques millions de rotifères. Mais, à l'heure de la génétique, les bases taxonomiques de la quantification sont questionnées. Par ailleurs l'objectif de quantifier la biodiversité doit être précisé ; car est-ce tant le nombre, l'histoire évolutive ou la fonction dans le sol qui compte ?

Depuis plus de 50 ans, la faune du sol est communément subdivisée en trois grands groupes en fonction de la taille des organismes : la microfaune, la mésofaune et la macrofaune (Coineau, 1974 ;

Chaussod, 1996 ; Lavelle et Spain, 2001 ; Adl, 2003). La microfaune regroupe des individus d'une taille inférieure à 0,02 mm. Les groupes dominants sont : (i) les protozoaires (ciliés, flagellés et amibes) qui se nourrissent surtout par ingestion de particules solides (bactéries, algues, autres protozoaires, champignons, débris organiques); (ii) les nématodes qui sont des petits vers se nourrissant de bactéries, de champignons, d'autres nématodes ou du contenu des cellules végétales; (iii) les rotifères qui se rencontrent surtout dans les litières, les mousses et les lichens et se nourrissent d'algues unicellulaires et de bactéries; (iv) les Tardigrades, que l'on rencontre surtout dans les mousses. La mésofaune (longueur du corps allant de 0,02 à 2 mm) comprend essentiellement les microarthropodes, représentés majoritairement par les collemboles et acariens, et les enchytréides. Ils peuvent se mouvoir librement dans le réseau de macropores du sol et de la litière. La macrofaune (longueur du corps supérieure à 2 mm) comprend des individus d'une taille supérieure à la plupart des pores du sol. Ils vivent dans la litière ou creusent des galeries dans le sol. En France, ce sont essentiellement les vers de terre, les mollusques et les macroarthropodes (insectes, mille-pattes, cloportes et araignées). La microfaune vit dans l'eau du sol alors que les invertébrés de la mésofaune et de la macrofaune sont principalement hygrobiontes, c'est-à-dire qu'ils possèdent un système respiratoire aérien mais dépendent d'une humidité élevée ou nécessitent de l'eau à l'état libre dans leur milieu (Whitford, 1989 ; Lavelle et Spain, 2001). A ces trois groupes, il convient d'ajouter la mégafaune, principalement représentée par les vertébrés (taupes,...).

Toutefois, la classification de la faune du sol par groupe de taille est arbitraire : un ver de terre appartiendrait à la mésofaune à un stade juvénile puis à la macrofaune à l'âge adulte. Cette classification est donc avant tout opérationnelle car les outils pour observer les animaux sont différents : microscope pour la microfaune, loupe pour la mésofaune et œil nu pour la macrofaune. Mais cette logique n'est pas uniquement opérationnelle car elle repose sur l'idée, pas toujours vraie, que la fonction serait liée à la taille. Il apparaît en effet évident qu'un ver de terre n'agira pas du tout aux mêmes échelles de temps et d'espace qu'une amibe ! Cette classification a d'ailleurs souvent été reprise pour définir des catégories écologiques fonctionnelles. Ainsi les ingénieurs de l'écosystème seraient forcément issus de la macrofaune, car elle serait seule capable, du fait de sa taille, de modifier les propriétés physiques du sol (Jones et al., 1994). Les autres décomposeurs ne permettent qu'une modification des propriétés chimiques du sol à travers leur consommation directe de matières organiques ou indirecte d'autres organismes décomposeurs (Brussaard, 1998). Toutefois, le cas des insectes sociaux (fourmis et termites) est assez particulier car à l'échelle individuelle, ils feraient plutôt partie de la mésofaune ; mais écologiquement cette échelle n'a aucun sens, puisque les animaux agissent à l'échelle de leur société, et accomplissent alors un rôle d'ingénieur au moins équivalent à d'autres organismes issus de la macrofaune.

D'autres classifications existent qui reposent sur un mélange de considérations morphologiques et écologiques, souvent liées à la localisation verticale des espèces dans le sol. La plus connue est certainement la classification des vers de terre en trois groupes éco-morphologiques : les épigés, les endogés et les anéciques. Ce type de classification est aussi retrouvé chez les collemboles, les centipattes ou les acariens oribates. Pour les espèces d'Oribates et Collemboles, Siepel (1994) a proposé un classement en stratégies biologiques. Ces stratégies sont basées sur les caractéristiques biologiques qui ont été sélectionnées par l'Evolution pour résoudre des problèmes écologiques (Stearns, 1976). Ces caractéristiques regroupent la reproduction, le développement, les périodes d'activités pendant l'année et la dispersion. D'autres classifications (trophiques, fonctionnelles, ...) ont aussi été proposées.

Ces quelques exemples de classifications montrent le besoin des scientifiques de simplifier l'énorme diversité de la faune du sol en un ensemble restreint d'entités biologiques plus faciles à appréhender du point de vue morphologique, trophique ou fonctionnel. Nous verrons plus loin que plusieurs de ces classifications sont utilisées dans la mise au point d'indicateurs de qualité biologique des sols.

## 2. Pourquoi s'intéresser à la faune du sol?

Ma première réponse est : pour elle-même ! Au-delà des fonctions qu'elle porte et de son intérêt pour la production agricole, la faune du sol est un réservoir de biodiversité fantastique représentant des milliards d'individus et des millions d'espèces et d'interactions biologiques. A l'heure de l'anthropocène et d'une potentielle 6e extinction de masse (Barnoski et al., 2011), il est important de comprendre la réaction de la biodiversité aux pressions imposées par les activités humaines et de se prémunir d'une extinction majeure.

D'autre part, comprendre et prévoir l'effet des invertébrés sur les fonctions des sols et leurs applications dans les systèmes sol-plante est crucial pour accompagner les pratiques innovantes misant sur le fonctionnement biologique des sols. L'impact de la faune du sol sur la production primaire peut être vu au travers de leur effet sur les fonctions de (i) recyclage des nutriments, (ii) entretien de la stabilité/structure du sol, (iii) contrôle des bioagresseurs et (iv) support de biodiversité. Ces fonctions écosystémiques sont respectivement associées du point de vue des plantes à (i) leur nutrition, (ii) le milieu physique dans lequel les plantes se développent, (iii) leur santé et (iv) les interactions entre plantes. Cependant les sols hébergent aussi des organismes néfastes pour les cultures ou qui peuvent indirectement affecter la production primaire via des boucles de rétroaction. Par exemple, Bradford et al. (2002) ou Wurst et al. (2008) concluent que les effets positifs et négatifs des communautés des sols s'annulent et que la résultante sur la productivité des plantes reste inchangée. D'un autre côté, Wolters (2001) pointe que le bilan net de l'effet de la biodiversité des sols sur le fonctionnement des écosystèmes dépend du nombre de fonctions étudiées. C'est pourquoi il est important de considérer la multifonctionnalité des organismes des sols pour mieux appréhender le rôle de la diversité biologique des sols sur la production agricole.

### 2.1 Recyclage des nutriments : exemple de l'azote

Dans une méta-analyse récente, van Groenigen et al. (2014b) affirment que les vers de terre agissent sur la croissance des plantes principalement en modifiant la disponibilité de l'azote du sol. Plusieurs mécanismes permettent d'expliquer cet effet positif des vers de terre sur la disponibilité de l'azote. Tout d'abord, les déjections fraîchement produites sont riches en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) issu de la minéralisation de la matière organique ingérée. Ce  $\text{NH}_4^+$  est progressivement nitrifié, on observe alors une bascule entre ammonium et nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) à mesure que les déjections vieillissent. Selon les quantités de  $\text{NO}_3^-$  et l'humidité du sol, les déjections sont aussi le siège d'une dénitrification. De manière similaire, les parois de galeries, tapissées de mucus ou déjections, sont enrichies en  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4^+$ , et les populations de bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes y sont plus importantes que dans le sol (Parkin et Berry, 1999). Cela a pour effet potentiel de faciliter le transport vertical du  $\text{NO}_3^-$  vers les couches plus profondes du sol où les conditions sont moins favorables à la nitrification. Enfin, les mucus et les tissus en décomposition des animaux sont aussi des voies d'entrée d'azote dans le système sol-plante, les vers pouvant excréter via leur mucus entre 2,9 et 3,6 g de N  $\text{m}^{-2} \text{an}^{-1}$  (Curry et al., 1995). Ces contributions des vers de terre à la nutrition azotée des plantes varient selon la végétation considérée (10-12% des besoins azotés des plantes en prairie ; 38% des besoins en N d'un plant de sorgho) (James, 1991).

Outre les vers de terre, d'autres groupes d'animaux du sol participent à la disponibilité de l'azote pour les plantes. Les nitrates, issus de l'ammonium excrété par les protozoaires, sont suspectés d'influencer l'architecture racinaire (Forde, 2002). De plus, le broutage des microorganismes par les nématodes augmente le couplage entre la mise à disposition des nutriments et les prélèvements par la plantes (Bonkowski et al., 2000). Les collemboles sont également reconnus pour leur contribution à la dynamique de l'azote, par leur activité de broutage des microorganismes, principalement les champignons. Enfin, les interactions entre invertébrés de différents niveaux trophiques complexifient grandement les processus. D'après Kaneda et Kaneko (2008), les collemboles modifient la minéralisation de l'azote de façon indirecte, sans affecter la biomasse microbienne. En fonction de leur

densité, les collemboles changent les rapports de biomasse entre microfaune et microorganismes, et donc la régulation de la boucle microbienne sur la dynamique de l'azote. L'étude de l'effet des régulations multiples au travers des réseaux trophiques est un prérequis pour une meilleure compréhension des mécanismes de la dynamique de l'azote dans les sols.

## 2.2 Dynamique de la structure des sols

Gobat et al. (1998) distinguent (i) les organismes fouisseurs (taupe, campagnol, scarabée) qui creusent essentiellement avec leurs pattes, modifiées ou non, (ii) les mineurs qui creusent leur chemin avec leur mandibules ou leur dents transportant la terre à l'extérieur (fourmis, termites) ou la repoussant derrière eux (larves de hannetons), et (iii) les tunneliers forant des galeries soit en forçant le passage et en profitant d'une porosité déjà existante (mille-pattes, vers de terre) soit en consommant la terre et en la rejetant sous forme de déjection (vers de terre). L'activité fouisseuse des vers de terre va aboutir à la création de macropores sous la forme de galeries et de logettes qui peuvent représenter 5% du volume du sol dans certains cas, et jusqu'à 1 km par m<sup>2</sup> de sol (Kretzschmar, 1982). Ces galeries ont un rôle très important dans le fonctionnement hydrique des sols car elles vont constituer des voies d'écoulement préférentiel pour l'eau et ses solutés.

Les organismes du sol produisent des agrégats par ingestion de sol combiné à de la matière organique prélevée en surface. Ces fractions minérales et organiques ingérées sont mixées lors du transit dans le tube digestif des organismes et excrétées sous la forme de déjections, dans le sol ou en surface. Leurs propriétés dépendent des groupes biologiques, de la localisation de la ressource trophique et des conditions pédoclimatiques (Binet et Le Bayon, 1999). Ainsi, des expériences au terrain montrent que l'absence de vers de terre conduit à une hausse de la densité apparente (Clements et al., 1991). La production de ces agrégats agit sur la régulation hydrique, tant sur le ruissellement que sur la rétention en eau du sol.

En complément des microorganismes, les invertébrés agissent sur la stabilité des agrégats. Par exemple, les lombriciens stimulent l'activité microbienne et enrichissent en carbone organique leurs déjections, ce qui augmente la taille et la stabilité des agrégats (Fonte et al., 2007). Mais cette action varie dans le temps : ainsi les déjections récemment produites sont peu stables, alors qu'elles sont plus stables que le sol environnant lorsqu'elles sont plus âgées (Milleret et al., 2009 ; Shipitalo et Protz, 1989). L'influence des lombriciens sur l'agrégation est aussi conditionnée par les espèces lombriciennes et de leurs interactions. En contexte agricole, il est aussi nécessaire de prendre en compte l'effet spécifique des plantes (Pères et al., 2013). En effet, ces dernières agissent directement sur la stabilisation des agrégats via leur système racinaire, mais aussi indirectement en modifiant la teneur en carbone organique, et les activités microbiennes et lombriciennes des sols.

## 2.3 Contrôle des bioagresseurs

La faune du sol par ses activités trophiques et ingénieriques modifie les relations entre les plantes et leurs bioagresseurs souterrains et aériens (Wurst et al., 2003). Lorsque ces effets sont bénéfiques à l'agriculture, les animaux sont considérés comme des auxiliaires des cultures. Quand ils sont négatifs, les animaux sont considérés comme des bioagresseurs. Parfois, la dichotomie s'avère difficile et l'analyse des réseaux d'interactions biologiques montre une réalité moins manichéenne.

La faune du sol participe à la régulation des adventices de nombreuses manières. Certains animaux consomment les graines, participent à leur distribution spatiale et temporelle, ou encore influencent la croissance des plantules. Beaucoup d'invertébrés se nourrissent de graines au sol comme les carabiques, les vers de terre ou les limaces (Eisenhauer et al., 2010). Par exemple, Honek et al. (2003) ont déterminé au laboratoire, et extrapolé grâce à des observations au champ, un taux de prédation

moyen des graines par les carabiques à plus de 1000 graines m<sup>-2</sup> j<sup>-1</sup>. La consommation ne se fait pas au hasard, et les animaux ont des préférences pour certaines graines. Toutefois, les mécanismes de sélection alimentaire sont encore peu étudiés. Les vers de terre sont eux aussi friands de graine et leurs effets sont (i) consommation des graines, (ii) modification de la composition de la banque de graines viables dans les déjections, (iii) localisation des graines (liée à l'endroit où est déposé la déjection : surface/profondeur), (iv) stimulation/inhibition de la germination en fonction des teneurs en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> dans les déjections ou de la présence de composés rhizogéniques.

van Geem et al. (2013) font une revue des relations épigé-endogé sur les défenses des plantes. Ils concluent que les travaux actuels sous-estiment le potentiel des ennemis naturels des herbivores à arbitrer les compromis entre croissance et défense de la plante. Il devient donc nécessaire d'appréhender la réponse de la plante aux bioagresseurs dans un réseau d'interactions faisant intervenir plusieurs niveaux trophiques à la fois édaphiques et aériens. Il existe très peu d'études prenant en compte toutes ces interactions. La régulation peut être (i) directe par prédation des ravageurs par des ennemis naturels, (ii) indirecte par les réponses immunitaires systémiques émises face à des ravageurs rhizophages et qui impacte les herbivores aériens (Soler et al., 2012), (iii) indirecte par les interactions entre détritivores – plantes – herbivores (Zaller et al., 2013). Le développement des questionnements sur les effets indirects se rapporte à la montée en puissance d'approches systémiques étudiant les réseaux d'interactions qui ouvrent de nouvelles voies.

#### 2.4 Modification des interactions entre plantes

Le rôle des animaux du sol sur les interactions entre plantes a fait l'objet d'un nombre croissant d'études depuis le milieu des années 1990. Cependant le sujet est vaste et les conclusions apportées par ces études restent fragmentaires. De nombreux auteurs démontrent que les effets des animaux du sol varient en fonction des types de plantes (par ex., Zaller et al., 2011). Par exemple, les collemboles ont un effet positif plus marqué sur les herbacées dicotylédones non fixatrices que sur les graminées ou les légumineuses. Leurs résultats montrent aussi que les turricules de sub-surface produits par les vers de terre jouent un rôle dans la structuration des communautés de plantes en affectant spécifiquement certains groupes fonctionnels. L'activité des vers de terre s'oppose à la dominance de la légumineuse *Trifolium repens* (trèfle blanc) en augmentant fortement la biomasse du ray-grass *Lolium perenne* (Kreuzer et al., 2004). La réduction de la limitation en azote par l'activité lombricienne a probablement augmenté les capacités compétitrices de *L. perenne*. Puisque les animaux augmentent la disponibilité du phosphore et de l'azote dans le sol, mais avec des magnitudes différentes, ils peuvent changer le rapport N:P disponible et affecter la dominance des espèces, les légumineuses étant supposées être plus compétitrices dans les sols avec des rapports N:P faibles. Il est marquant que les travaux qui montrent une promotion des légumineuses soient des études de long terme (>9 mois), alors que ceux qui mettent en évidence une dominance des graminées soient des études de court terme (<3 mois) (Wurst et al., 2003).

D'autre part, les rhizophages altèrent les peuplements végétaux en consommant certaines racines plutôt que d'autres. Il est à noter une étude récente très pertinente qui démontre les effets à long terme de l'herbivorie par des larves de taupin (*Agriotes* sp) d'un peuplement précédent sur un nouveau peuplement végétal (Sonnemann et al., 2013). L'hypothèse principale est une modification des communautés de champignons mycorhiziens lors de la première phase d'herbivorie. Toutefois, il existe aussi des cas où les communautés de plantes ne sont pas affectées par une manipulation des organismes des sols, principalement dans le cas de plantes pérennes. Les observations suggèrent que (i) ces communautés végétales sont moins réactives ou réagissent plus lentement aux modifications de disponibilité en nutriments, (ii) les effets sur le long-terme (modification de la structure physique du sol) semblent être plus importants que les effets à court-terme (modification de la disponibilité des nutriments), (iii) les contraintes en terme de disponibilité en nutriment ou de milieu physique étaient trop

faibles, de sorte que les lombriciens n'ont pas pu avoir d'effet levier par suppression/diminution de contrainte.

Les études ainsi décrites posent les bases de l'effet des invertébrés sur la compétition entre plantes. Toutefois plusieurs fronts de science apparaissent. (i) Les études citées s'intéressent à des espèces/associations végétales qui comprennent très rarement des plantes cultivées. Les années à venir devraient voir fleurir des travaux sur les effets des invertébrés sur différentes variétés de plantes agricoles, seules ou en mélange. (ii) L'un des biais des études précédemment citées, intimement lié aux difficultés expérimentales, est qu'elles s'intéressent principalement à des stades jeunes de plantes annuelles. Or, les plantes utilisées dans ces expérimentations sont majoritairement des plantes à stratégie acquisitive. Il est impératif de considérer aussi le rôle des invertébrés des sols dans des systèmes associant des plantes pérennes et annuelles, comme en agroforesterie ou dans les cultures avec semis sous couverts végétal permanent.

### 3. Indicateurs de qualité biologique basés sur la faune des sols

Les difficultés liées à l'accessibilité et à l'identification des organismes du sol ont longtemps été des verrous importants à notre compréhension du fonctionnement biologique des sols. Cela est d'autant plus vrai que les organismes sont de petite taille. En effet, s'il est relativement aisé de prélever des vers de terre au terrain et même d'en réaliser une détermination simplifiée *in situ*, la situation s'avère plus compliquée dès lors que l'on s'intéresse à la mésofaune (ex : collemboles, acariens), a fortiori à la microfaune (ex : nématodes). Depuis plus de quinze ans, l'intérêt pour la composante biologique des sols augmente, pour des questions liées à la connaissance et à la protection de cette biodiversité encore méconnue. Plusieurs projets européens (ENVASSO, EcoFinders) et nationaux (RMQS-Biodiv, ADEME Bio-indicateurs) ont pour objectif de développer et de valider des méthodes d'accès à cette information biologique.

Ces études ont montré que la faune du sol pouvait être utilisée comme bioindicateurs de pollution des sols. Ce concept a été élargi dans les années 2000, et la faune du sol est utilisée pour évaluer la qualité biologique des sols. Le concept de qualité des sol est régulièrement débattu et je retiendrai trois notions clés : (i) la qualité est liée à un certain nombre de fonctions, comme celle de production de biomasse, de régulation des flux d'eau, de support de biodiversité, de filtre et d'échange ; ces fonctions permettent de rendre différents services écosystémiques, (ii) la qualité est fortement dépendante du point de vue de l'utilisateur : il est clair qu'un agriculteur s'intéressera aux critères de productivité et de conservation de cette capacité à produire de la biomasse, alors qu'un naturaliste y percevra essentiellement un réservoir de biodiversité. (iii) La qualité biologique d'un sol dépend de son propre potentiel, qui s'équilibre en fonction des conditions abiotiques existantes et des interactions entre les organismes (facilitation, mutualisme, compétition, ...).

Ces indicateurs ont pour objectif de renseigner de l'état biologique des sols en s'intéressant à plusieurs échelles d'observation (infra-individu, individu, population, communauté). Beaucoup affichent des relations avec des fonctions écologiques des sols : bioturbation, recyclage du C et des nutriments ou encore biocontrôle. Souvent, ces relations sont empiriques : les vers de terre participent au recyclage des nutriments. Oui ! mais nous avons vu plus haut que les relations sont multiples et dépendent fortement des conditions de sol. De plus, la multifonctionnalité biologique des sols est communément vue comme une somme ou une moyenne des fonctions portées par le vivant alors qu'il existe des synergies/compromis entre les fonctions (par ex : minéralisation des matières organiques des sol vs séquestration du C). Alors, est-il possible d'aller plus loin, d'être plus mécaniste et de proposer des relations objectives, quantitatives ?



Dans les deux sous-parties suivantes, je présente deux grands ensembles d'indicateurs utilisant la faune du sol, les indicateurs taxonomiques et les indicateurs fonctionnels. Je me focalise sur l'échelle des communautés, la plus couramment utilisée.

### 3.1 Approches taxonomiques

Les vers de terre et les collemboles sont probablement les groupes taxonomiques les plus utilisés pour le diagnostic de la qualité biologique des sols. L'un des exemples phares en France est l'Observatoire Participatif des Vers de Terre (OPVT, [https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT\\_accueil.php](https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php)). Les indicateurs proposés reposent sur la densité d'abondance des animaux, leur diversité taxonomique, la présence d'espèces indicatrices ou de groupes écologiques. Dans un contexte géographique donné (même pool d'espèces, contraintes bioclimatiques identiques), ces indicateurs permettent d'évaluer la modification d'une perturbation ou d'une contrainte sur la composante biologique des sols en comparant par exemple, des situations avant/après ou des dynamiques de résilience.

D'autre part, de nombreux indicateurs agrégés (basés sur plusieurs taxons) sont disponibles dans la littérature. Le *Soil Biological Quality-arthropod* (SBQ-ar) se fonde sur l'abondance relative de taxons indicateurs au sein des microarthropodes : il a pour but d'évaluer le degré de vulnérabilité des sols. Dans une méta-analyse, Menta et al. (2018) ont identifié des études dans lesquelles le SBQ-ar a permis de discriminer des pratiques agricoles (travail du sol, apport de matières organiques). Un indice similaire dans sa construction et basé sur la macrofaune a été proposé par Ruiz et al. (2011). Il a recours à la valeur indicatrice des espèces estimée sur un grand nombre de situations pédo-climatiques. Certains sont déployés à des échelles larges par des programmes de surveillance nationale, comme le *Biological Indicator of Soil Quality* (BISQ) au Pays-Bas. Il intègre des micro-organismes et des organismes de la micro-, méso et macro-faune et les relie à des fonctions des sols (Rutgers et al., 2009). Concernant la macro- et méso-faune, le BISQ établit des liens entre (i) la décomposition des matières organiques et la diversité taxonomique des vers de terre, des enchytrées et des acariens, (ii) la formation de la structure du sol et le nombre d'enchytrées et la 'diversité fonctionnelle' des vers de terre (qui est en fait une diversité des groupes écologiques). Toutefois, le sens et l'intensité du lien ne sont pas questionnables dans ce type d'approche.

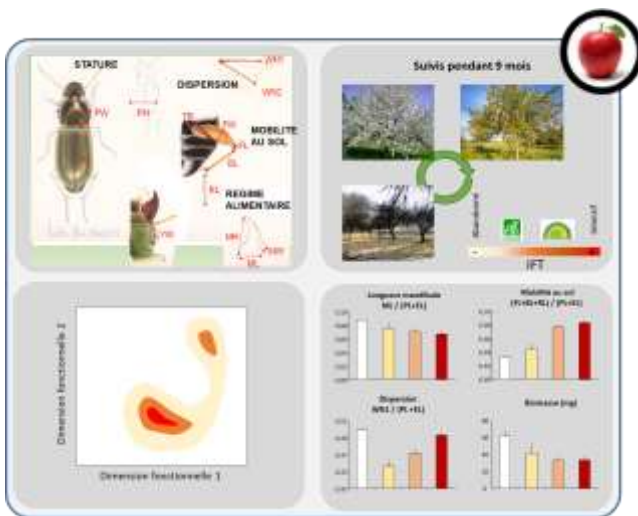
Conjointement, toutes ces propositions d'indices/d'indicateurs ont permis de grandes avancées en évaluation des risques environnementaux et de la qualité biologique des sols. Ainsi, les prélèvements d'organismes des sols sont encadrés par une norme internationale (ISO 23611). Il existe aujourd'hui une reconnaissance du besoin de capitaliser toutes les informations disponibles en les agrégeant dans des bases de données. Cela permet leur dissémination et leur réutilisation. De plus, l'élaboration d'un indicateur opérationnel, utilisable en routine, nécessite d'avoir un référentiel d'interprétation s'appuyant sur un nombre suffisamment important de mesures réalisées dans des contextes pédologiques, des occupations de sols et des pratiques de gestion variés. Le travail de Joimel et al. (2017) illustre ce type de référentiel pour les collemboles.

Toutefois, une limite forte de cette approche est que les pools d'espèces changent, et chaque région biogéographique doit adapter le choix des espèces bioindicatrices à ses sols, en particulier dans les milieux extrêmes et à leurs abords. Ainsi, des comparaisons à grandes échelles géographiques sont compromises. De plus, les liens entre les taxons et les fonctions impliquées peuvent différer en fonction des zones biogéographiques car les contraintes impliquées par les conditions pédologiques et climatiques (et leurs combinaisons) vont modifier le rôle des espèces et les interactions entre les espèces. Enfin, ces indicateurs ont été développés dans le but d'évaluer la qualité des sols dans un contexte de pressions environnementales menant à une perte de diversité et de fonctionnalité. Un défi aujourd'hui est renverser le paradigme et de mettre en place des indicateurs de performance environnementale.

### 3.2 Approches basées sur les traits

Les recherches en termes de diversité fonctionnelle, plus spécifiquement sur les traits fonctionnels, amènent aussi la possibilité de mener une nouvelle approche, centrée non plus sur un cortège d'espèces mais sur un ensemble de traits nécessaires à la réalisation d'une fonction ou d'un service. Les traits fonctionnels sont les caractéristiques morphologiques, physiologiques, phénologiques et comportementales des organismes, en lien avec leur fitness dans un environnement. Ils représentent donc une relation objectivée entre les organismes et le fonctionnement de l'écosystème.

Des indicateurs basés sur les traits de la macro- ou de la méso-faune du sol ont été mis en place depuis une dizaine d'année pour comprendre l'effet de différentes pratiques agricoles. Un suivi infra-annuel des communautés d'auxiliaires (ici des carabiques) en vergers de pommier a montré que la réduction de l'usage des pesticides en arboriculture de pommiers s'accompagne d'une augmentation du volume fonctionnel et de la composition fonctionnelle en lien avec leurs capacités de régulation naturelle (mobilité, dispersion, morphologie des mandibules, biomasse) (Figure 1 ; Hedde et al., 2015).



**Figure 1** : Illustration de l'effet des pesticides sur les auxiliaires de cultures en arboriculture fruitière

Dans un article revisitant les résultats de plusieurs essais agronomiques sur le travail du sol dans 4 régions françaises, Pelosi et al. (2014) a montré que le nombre d'espèces collectées et la densité d'individus sont affectés par la localisation de l'essai mais faiblement modifiées par les modalités de labour. Au contraire, la diversité des traits fonctionnels dans la communauté donne une réponse générique : les diversités de traits les plus fortes sont observées pour les pratiques de labours les moins intensives. Un troisième exemple vient de l'insertion de prairies au sein de rotations de cultures pour restaurer la qualité des sols (Decaëns et al., 2008 ; Hedde et al., 2013). Dans la phase 'culture' de la rotation, les espèces sont fortement filtrées (seules les espèces présentant la bonne combinaison de traits 'passent' le filtre des pratiques intensives), cela aboutit à une forte convergence des traits. Au fur et à mesure du développement de la prairie, les teneurs en C des sols augmentent et la distance à l'espèce voisine la plus proche dans l'espace fonctionnel des traits augmente, illustrant le rôle de la compétition dans l'assemblage des espèces en communautés. Dans les prairies les plus âgées, la divergence des traits morphologiques est forte ce qui limite la similarité. Si on se penche sur le rôle fonctionnel des espèces sur la minéralisation du C, la stabilité des agrégats et la localisation des matières organiques particulières dans les agrégats, il apparaît que l'effet relatif des vers est plus fort dans la phase culture que dans les prairies. Ces trois résultats, parmi beaucoup d'autres, illustrent l'importance de comprendre les mécanismes qui sous-tendent les patrons de biodiversité observés et leurs liens avec le fonctionnement des sols.

Les traits fonctionnels semblent être un moyen prometteur de relier plus aisément l'agrobiodiversité et les effets sur les services rendus (Wood et al., 2015). Cependant il reste encore de nombreux verrous scientifiques à lever pour mener ce type d'approche, tant au niveau de la recherche sur la biodiversité des sols que de l'application de ces connaissances à la gestion des agroécosystèmes. Ce type d'indicateurs est en cours de transfert vers le secteur privé (Projet d'Investissement d'Avenir AgroEco Sol).

#### 4. Enjeux de demain ?

Le défi principal est de passer des indicateurs d'évaluation des risques environnementaux (érosion, changements d'usage, pesticides, métaux, etc...) à des indicateurs de la performance environnementale des cultures. Avec l'allongement des rotations et la complexification des pratiques, un premier enjeu est de dépasser la mesure de l'impact des pratiques agricoles en évaluant la performance des systèmes de culture agro-écologiques.

Un second enjeu est de co-construire des ensembles d'indicateurs avec les acteurs du développement agricole de manière à assurer la transférabilité et l'acceptation de ces nouveaux indicateurs dans la profession. De plus, ces ensembles de bioindicateurs doivent se lire en complément d'indicateurs de performance agro-environnementale (pression NPK, rendements, ...) et économique (temps de travail, coût de production,...) de façon à pouvoir appréhender la durabilité des nouveaux systèmes agro-écologiques dans leur globalité.

Enfin, un enjeu transversal repose sur l'accès à une masse de données suffisantes pour étalonner et valider ces ensembles de bioindicateurs dans des situations allant d'essais agronomiques en conditions contrôlées jusqu'à la réalité des parcelles cultivées par les agriculteurs.

#### Références bibliographiques

- Adl S. M., 2003. *The Ecology of Soil Decomposition*. CAB International, Wallingford.
- André H.M., Noti M.I., Lebrun P., 1994. The soil fauna: The other last biotic frontier. *Biodiversity and Conservation* 3, 45-56.
- Barnoski A.D., et al., 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived ? *Nature* 1-7. doi:10.1038/nature09678.
- Binet F., Le Bayon R.C., 1999. Space-time dynamics in situ of earthworm casts under temperate cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31, 85-93.
- Bonkowski M., Cheng W.X., Griffiths B.S., Alpehi G., Scheu S., 2000. Microbial-faunal interactions in the rhizosphere and effects on plant growth. *European Journal of Soil Biology* 36, 135-147.
- Bradford M.A., Jones T.H., Bardgett T.H., Black H.I.J., Boag B., Bonkowski A., Cook R., Eggers T., Gange A.C., Grayston S.J., Kandeler E., McCaig A.E., Newington J.E., Prosser J.I., Setälä H., Staddon P.L., Tordoff G.M., Tscherko D., Lawton J.H., 2002. Impacts of soil faunal community composition on model grassland ecosystems. *Science* 298, 615-618.
- Clements R.O., Murray P.J., Sturdy R.G., 1991. The impact of 20 years' absence of earthworms and three levels of N fertilizer on a grassland soil environment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 36, 75-85.
- Cluzeau D., Guernion M., Chaussod R., Martin-Laurent F., Villenave C., Cortet J., Ruiz-Camacho N., Pernin C., Mateille T., Philippot L., Bellido A., Rougé L., Arrouays D., Bispo A., Pérès G., 2012. Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *European Journal of Soil Biology* 49, 63-72.
- Chaussod R., 1996. La qualité biologique des sols: évaluation et implications. *Etude et gestion des sols* 3-4, 261-278.
- Coineau Y., 1974. *Introduction à l'étude des microarthropodes du sol et de ses annexes*. Doin edition.

- Curry J.P., Byrne D., Boyle K.E., 1995. The earthworm population of a winter cereal field and its effects on soil and nitrogen turnover. *Biol. Fertil. Soils* 19, 166–172.
- Decaëns T., Jiménez J.J., Gioia C., Measey J., Lavelle P., 2006. The values of soil animals for conservation biology. *Eur. J. Soil Biol.* 42, 23–28.
- Decaëns T., Margerie P., Aubert M., Hedde M., Bureau F., 2008. Assembly rules within earthworm communities in North-Western France-A regional analysis. *Appl. Soil Ecol.* 39.
- Eisenhauer N., Butenschoen O., Radsick S., Scheu S., 2010. Earthworms as seedling predators: Importance of seeds and seedlings for earthworm nutrition. *Soil Biol. Biochem.* 42, 1245–1252.
- Fonte S. J., Kong A.Y.Y., van Kessel C., Hendrix P.F., Six J., 2007. Influence of earthworm activity on aggregate-associated carbon and nitrogen dynamics differs with agroecosystem management. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1014–1022.
- Forde B., 2002. Local and long range signalling pathways regulating plant response to nitrate. *Ann Rev Plant Biol* 53, 203–224.
- Gobat J.M., Aragno M., Matthey W., 1998. *Le sol vivant: base de pédologie, biologie des sols*. Presse Polytechnique et Universitaire Romande.
- Hedde M., Bureau F., Delporte P., Cécillon L., Decaëns T., 2013. The effects of earthworm species on soil behaviour depend on land use. *Soil Biol. Biochem.* 65, 264–273.
- Hedde M., Mazzia C., Decaëns T., Nahmani J., Pey B., Thénard J., Capowiez Y., 2015. Orchard management influences both functional and taxonomic ground beetle (Coleoptera, Carabidae) diversity in South-East France. *Appl. Soil Ecol.* 88, 26–31.
- Honek A., Martinkova Z., Jarosik V., 2003. Ground beetles (Carabidae) as seed predators. *Eur. J. Entomol.* 100, 531–544.
- James S.W., 1991. Soil, Nitrogen, Phosphorus, and Organic Matter Processing by Earthworms in Tallgrass Prairie. *Ecology* 72, 2101–2109.
- Joimel S., Schwartz C., Hedde M., Kiyota S., Krogh P.H., Nahmani J., Pérès G., Vergnes A., Cortet J., 2017. Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality. *Sci. Total Environ.* 584–585, 614–621
- Kaneda S., Kaneko N., 2008. Collembolans feeding on soil affect carbon and nitrogen mineralization by their influence on microbial and nematode activities. *Biol. Fertil. Soils* 44, 435–442.
- Kibblewhite M.G., Ritz K., Swift M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philos. Trans. R. Soc. B-Biological Sci.* 363, 685–701.
- Kretzschmar A., 1982. Description des galeries de vers de terre et variation saisonnière des réseaux (observations en conditions naturelles). *Ecol. Biol. Sol* 19, 4, 579–591.
- Lavelle P., Spain A.V., 2001. *Soil ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Menta C., Conti F.D., Pinto S., Bodini A., 2018. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators* 85, 773-780.
- Milleret R., Le Bayon R.C., Gobat J.M., 2009. Root, mycorrhiza and earthworm interactions: their effects on soil structuring processes, plant and soil nutrient concentration and plant biomass. *Plant Soil* 316, 1–12.
- Parkin T.B., Berry E.C., 1999. Microbial nitrogen transformations in earthworm burrows. *Soil Biol. Biochem* 31, 1765–1771.
- Pérès G., Cluzeau D., Menasseri S., Soussana J.F., Bessler H., Engels C., Habekost M., Gleixner G., Weigelt A., Weisser W.W., Scheu S., Eisenhauer N., 2013. Mechanisms linking plant community properties to soil aggregate stability in an experimental grassland plant diversity gradient. *Plant Soil* 373, 1–2, 285–299.
- Pelosi C., Pey B., Hedde M., Caro G., Capowiez Y., Guernion M., Peigné J., Piron D., Bertrand M., Cluzeau D., 2014. Reducing tillage in cultivated fields increases earthworm functional diversity. *Appl. Soil Ecol.* 83.

Ruiz N., Mathieu J., Célini L., Rollard C., Hommay G., Iorio E., Lavelle P., 2011. IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 2032-2045.

Rutgers M., Schouten A.J., Bloem J., Van Eekeren N., De Goede R.G.M., Jagersop Akkerhuis G.A.J.M., Van der Wal A., Mulder C., Brussaard L., Breure A.M., 2009. Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *European Journal of Soil Science* 60, 820-832.

Shipitalo M.J., Protz R., 1989. Chemistry and micromorphology of aggregation in earthworm casts. *Geoderma* 45, 357-374.

Soler R., Van der Putten W.H., Harvey J.A., Vet L.E.M., Dicke M., Bezemer T.M., 2012. Root herbivore effects on aboveground multitrophic interactions: Patterns, Processes and Mechanisms. *J. Chem. Ecol.* 38, 755-767.

Sonnemann I., Hempel S., Beutel M., Hanauer N., Reidinger S., Wurst S., 2013. The root herbivore history of the soil affects the productivity of a grassland plant community and determines plant response to new root herbivore attack. *PLoS One* 8, e56524.

Whitford W.G., 1989. Abiotic controls on the functional structure of soil food webs. *Biology and fertility of soils* 8, 1-6.

Wolters V., 2001. Biodiversity of soil animals and its function. *European Journal of Soil Biology* 37, 221-227.

Wood S.A., Karp D.S., DeClerck F., Kremen C., Naeem S., Palm C.A., 2015. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. *Trends Ecol. Evol.* 30, 531-539.

Wurst S., Jones T. H., 2003. Indirect effects of earthworms (*Aporrectodea caliginosa*) on an above-ground tritrophic interaction. *Pedobiologia* 47, 91-97.

Wurst S., Allema B., Duyts H., Van Der Putten W.H., 2008. Earthworms counterbalance the negative effect of microorganisms on plant diversity and enhance the tolerance of grasses to nematodes. *Oikos* 117, 711-718.

Zaller J.G., Heigl F., Grabmaier A., Lichtenegger C., Piller K., Allabashi R., Franck T., Drapela T., 2011. Earthworm-mycorrhiza interactions can affect the diversity, structure and functioning of establishing model grassland communities. *PLoS One* 6.

Zaller J.G., Wechselberger K., Gorfer M., Hann P., Franck T., Wanek W., Drapela T., 2013. Subsurface earthworm casts can be important soil microsites specifically influencing the growth of grassland plants. *Biol. Fertil. Soils* 49, 1097-1107.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0)



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « Innovations Agronomiques », la date de sa publication, et son URL)