



HAL
open science

Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs. Synthèse du rapport scientifique de l'étude

Isabelle Cousin, Maylis Desrousseaux, Sophie Leenhardt, Denis Angers, Laurent Augusto, Jean-Sauveur Ay, Adrien Baysse-Lainé, Philippe Branchu, Marie-Caroline Brichler, Nicolas Chemidlin Prévost-Bouré, et al.

► To cite this version:

Isabelle Cousin, Maylis Desrousseaux, Sophie Leenhardt, Denis Angers, Laurent Augusto, et al.. Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs. Synthèse du rapport scientifique de l'étude. INRAE. 2024, 126 p. hal-04828558

HAL Id: hal-04828558

<https://hal.inrae.fr/hal-04828558v1>

Submitted on 10 Dec 2024

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



INRAE



Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs

Synthèse du rapport scientifique de l'étude coordonnée par INRAE
Direction de l'Expertise scientifique collective, de la Prospective et des Études (DEPE)
Novembre 2024

Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE)

Guy Richard, directeur

Pilotes scientifiques du projet :

Isabelle Cousin, directrice de recherche, INRAE, unité de recherche Info&Sols, Orléans, France

Maylis Desrousseaux, maîtresse de conférences, Ecole d'Urbanisme de Paris, Champs-sur-Marne, France

Coordination du projet :

Sophie Leenhardt, INRAE, DEPE

Contacts : isabelle.cousin@inrae.fr ; maylis.desrousseaux@u-pec.fr ; sophie.leenhardt@inrae.fr

L'étude a été sollicitée par le GIS Sol et financée conjointement par l'Agence de la transition écologique (ADEME), l'Office français de la biodiversité (OFB), le ministère de la Transition écologique, de l'énergie, du climat et de la prévention des risques (MTEECPR), le ministère de l'Agriculture, de la souveraineté alimentaire et de la forêt (MASAF). Le rapport d'étude a été élaboré par un collectif d'experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou INRAE. La présente synthèse ainsi que le rapport dont elle a été tirée, n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs.

Les documents relatifs à cette étude sont disponibles sur le site web d'INRAE (www.inrae.fr).

Pour citer ce document :

Isabelle Cousin (coord.), Maylis Desrousseaux (coord.), Sophie Leenhardt (coord.), Denis Angers, Laurent Augusto, Jean-Sauveur Ay, Adrien Baysse-Lainé, Philippe Branchu, Alain Brauman, Marie-Caroline Brichler, Nicolas Chemidlin Prévost-Bouré, Claude Compagnone, Claire Froger, Raphaël Gros, Carole Hermon, Julie Itey, Catherine Keller, Bertrand Laroche, Virginie Lelièvre, Sybille de Mareschal, Germain Meulemans, David Montagne, Guénola Pérès, Nicolas Saby, Emmanuelle Vaudour, Jean Villerd, Cyrille Violle (2024). Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs. Synthèse du rapport d'étude, INRAE (France). 126 p.

Synthèse du rapport scientifique de l'étude

Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs

Isabelle Cousin, Maylis Desrousseaux et Sophie Leenhardt (coord.),
Denis Angers, Laurent Augusto, Jean-Sauveur Ay, Adrien Baysse-Lainé,
Philippe Branchu, Alain Brauman, Marie-Caroline Brichler, Nicolas
Chemidlin Prévost-Bouré, Claude Compagnone, Claire Froger, Raphaël
Gros, Carole Hermon, Julie Itay, Catherine Keller, Bertrand Laroche,
Virginie Lelièvre, Sybille de Mareschal, Germain Meulemans, David
Montagne, Guénola Pérès, Nicolas Saby, Emmanuelle Vaudour, Jean
Villerd, Cyrille Violle

Etude sollicitée par le GIS Sol, financée par l'Agence de la transition
écologique (ADEME), l'Office français de la biodiversité (OFB),
le ministère de la Transition écologique, de l'énergie, du climat et
de la prévention des risques (MTEECPR), le ministère de l'Agriculture,
de la souveraineté alimentaire et de la forêt (MASAF).

Novembre 2024

Avant-propos

Au cours de la dernière décennie, la montée en puissance des préoccupations relatives à la dégradation de la qualité des sols s'est accompagnée d'un foisonnement de propositions d'indicateurs, de façons de les calculer et de les mettre en œuvre, de la part d'acteurs publics comme privés, avec des bases scientifiques plus ou moins bien explicitées. Afin de faciliter la prise en compte de la qualité des sols dans l'évaluation et la mise en œuvre des politiques publiques, le Groupement d'intérêt scientifique sur les sols (GIS Sol) a mis en évidence le besoin de rassembler les ressources scientifiques disponibles pour caractériser cette qualité, identifier et tester les principaux indicateurs mobilisables et les méthodes associées.

Le GIS Sol a pour missions de constituer et de gérer le système d'information sur les sols de France afin de répondre aux demandes des pouvoirs publics et de la société. L'ensemble de partenaires qu'il regroupe le positionne à l'interface entre politiques publiques et recherche. Pour répondre au besoin de synthèse sur les indicateurs de la qualité des sols, la conduite de la présente étude a été décidée et financée par l'Agence de la transition écologique (ADEME), l'Office français de la biodiversité (OFB), le ministère de la Transition écologique, de l'énergie, du climat, et de la prévention des risques (MTEECPR), et le ministère de l'Agriculture, de la souveraineté alimentaire et de la forêt (MASAF). La conduite en a été confiée à la Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE) d'INRAE.

Les résultats sont publiés sur les sites internet d'INRAE et du GIS Sol sous trois formats de documents disponibles en ligne. Le **rapport scientifique complet** comporte un rappel des éléments de contexte de l'expertise, les éléments de cadrage scientifique de l'étude, la description de la méthode mise en œuvre et de l'ensemble de la bibliographie citée qui intègre près de 1 800 références, les analyses produites par les experts, ainsi que les conclusions générales qui en découlent. La présente **synthèse** rassemble les principaux constats établis dans le rapport d'étude, sans mobiliser l'intégralité du corpus scientifique utilisé. Les sources figurant dans l'annexe bibliographique de cette synthèse ne comportent donc pas l'ensemble du corpus, qui doit être consulté dans le rapport. Le **résumé** présente succinctement les principaux enseignements tirés de ces travaux. En outre, les résultats ont fait l'objet, le 20 novembre 2024, d'un colloque public de restitution, dont les captations vidéo sont également disponibles en ligne.

Table des matières

1. Fondements de l'étude	7
1.1. Contexte et traitement de la saisine	7
1.1.1. Contexte.....	7
1.1.2. Le fonctionnement du sol et les activités humaines.....	8
1.1.3. Besoins identifiés et cadrage de l'étude.....	11
1.2. Collectif d'experts mobilisé	12
1.3. Corpus bibliographique analysé.....	14
1.4. Guide de lecture et terminologie employée pour la présente synthèse.....	16
1.4.1. Guide de lecture	16
1.4.2. Terminologie employée.....	16
2. Cadres de mise en œuvre de l'évaluation de la qualité des sols	18
2.1. Acteurs et dispositifs de l'évaluation de la qualité des sols	18
2.2. Diversité des perceptions des sols et de leurs qualités.....	19
2.2.1. Facteurs sociaux.....	19
2.2.2. Encastrement social de la production des connaissances	20
2.2.3. Angles disciplinaires.....	20
2.2.3. Désignations de la qualité des sols	22
2.3. Co-production de l'information sur la qualité des sols	23
3. Place de la qualité des sols dans les cadres de gouvernance	25
3.1. Propriété privée et intervention publique.....	25
3.1.1. Le sol comme commun, semi-commun ou transpropriété	25
3.1.2. La gouvernance de la qualité des sols au regard de celle de l'eau et de l'air.....	25
3.1.3. Doctrine d'une intervention publique sur le sol.....	26
3.1.4. Modalités d'intervention publique sur les sols	27
3.1.5. Nature des incitations et obligations instaurées	28
3.2. Mesures et valeurs économiques de la qualité des sols.....	29
3.2.1. Primauté du foncier sur le sol	29
3.2.2. Valeur des baux ruraux et amélioration/dégradation du fonds	30
3.2.3. La qualité des sols dans l'analyse économique.....	31
3.2.4. Valeur économique d'un sol.....	31
3.3. Critères mobilisés dans le domaine du droit.....	32
3.3.1. Critères juridiques portant sur les types d'usages.....	33
3.3.2. Critères juridiques portant sur les modalités de gestion.....	34
3.3.3. Critères juridiques portant sur la qualité des sols	35
3.3.4. Le potentiel agronomique : entre usage, modalités de gestion et qualité du sol	36
3.4. Encadrer la désartificialisation des sols et leur restauration écologique	37
3.4.1. Diversité des objectifs et des cadres juridiques.....	37
3.4.2. Terminologie de l'écologie de la restauration.....	38
3.4.3. Suivi des opérations.....	39

3.5. Territorialité d'une intervention publique sur la qualité des sols	40
3.5.1. Complémentarités du cadre européen et des initiatives locales.....	40
3.5.2. Niveaux territoriaux de gouvernance	41
3.5.3. Compromis entre harmonisation et appropriation	42
4. Les dimensions de la qualité et de la santé des sols et le choix des fonctions	44
4.1. Evolutions de la terminologie et des concepts	44
4.1.1. Facteurs internes et externes d'évolution historique	44
4.1.2. Survol historique de la place relative des approches systémiques et analytiques.....	44
4.2. Une distinction non stabilisée entre qualité et santé des sols.....	45
4.3. De la qualité aux fonctions écologiques des sols.....	46
4.3.1. Choix d'une approche par les fonctions des sols.....	46
4.3.2. La qualité des sols en six fonctions écologiques	47
4.4. Approches pour évaluer la multifonctionnalité des sols.....	51
4.4.1. Notion de multifonctionnalité des sols.....	51
4.4.2. Evaluer la multifonctionnalité des sols.....	53
4.5. Limites d'une approche par les fonctions	54
5. Démarche d'évaluation.....	55
5.1. Finalité de l'évaluation	55
5.1.1. Caractériser ou évaluer	56
5.1.2. Besoins de spatialisation	56
5.1.3. Prise en compte des usages et pratiques de gestion	57
5.2. Choix de l' <i>indicandum</i> et des indicateurs pertinents	58
5.2.1. Définition de l' <i>indicandum</i>	58
5.2.2. Sélection d'un jeu d'indicateurs cohérent et performant.....	59
5.2.3. Sélection par la conceptualisation ou par les données	60
5.3. Mesure des valeurs de paramètres et d'indicateurs	61
5.3.1. Enjeux de l'échantillonnage.....	61
5.3.2. Relations entre indices, indicateurs et grandeurs mesurées.....	62
5.3.3. Intérêts et limites de quelques méthodes de mesure.....	63
5.3.4. Evolutions récentes des méthodes et perspectives	71
5.4. Référentiel et cadre d'interprétation.....	71
5.4.1. Situation de référence.....	71
5.4.2. Gammes de valeurs disponibles.....	73
5.5. <i>Scoring</i> ou normalisation des indicateurs.....	73
5.6. Agrégation multicritère formant un indice de qualité des sols	73
5.7. Surveillance de la qualité des sols dans l'espace et le temps.....	75
5.7.1. Cartographie conventionnelle et cartographie par modélisation statistique.....	75
5.7.2. Evaluation numérique des sols.....	76
5.7.3. Suivi temporel.....	77
6. Liste générique d'indicateurs de fonctions des sols et essai d'évaluation sur un territoire	78
6.1. Principales catégorisations des indicateurs	78
6.1.1. Rôle au regard de l'évaluation.....	78
6.1.2. Indicateurs spécifiques de fonctions et déterminants.....	78
6.1.3. Indicateurs « idéaux »	79

6.2. Indicateurs génériques sélectionnés	80
6.2.1. Stratégie de sélection des indicateurs	80
6.2.2. Présentation de la liste d'indicateurs de fonctions	81
6.2.3. Lien avec les niveaux de dégradation	81
6.2.4. Relations entre indicateurs	83
6.3. Opérationnalité des indicateurs	83
6.3.1. Grille d'analyse de l'opérationnalité des indicateurs de qualité des sols	83
6.3.2. Profils d'opérationnalité et enseignements tirés	85
6.4. Evaluer la qualité des sols en France	87
6.4.1. Données pour évaluer la qualité des sols	87
6.4.2. Exemples d'évaluation d'indicateurs de la qualité des sols	88
6.4.3. Pour aller plus loin	92
7. Enseignements et pistes de recherche	93
7.1. Récapitulatif des principaux enseignements	93
7.1.1. Les qualités attendues du sol	93
7.1.2. Le système d'indication : une finalité, des indicateurs et un référentiel d'interprétation	94
7.1.3. Vers un régime intégré de préservation de la qualité des sols	96
7.2. Pistes de recherche	98
Annexes	103
Annexe 1. Etat des lieux initial : initiatives institutionnelles pour l'évaluation de la qualité des sols	104
Annexe 2. Valeurs de référence pour les indicateurs sélectionnés	106
Annexe 3. Opérationnalité : méthodes de mesure, modalités de quantification	112
Sigles et abréviations	114
Sources bibliographiques	116
Collectif de travail	124

1. Fondements de l'étude

1.1. Contexte et traitement de la saisine

1.1.1. Contexte

La qualité du sol est une préoccupation ancestrale, et a longtemps été quotidiennement perçue par les populations alors majoritairement rurales comme facteur essentiel de subsistance. L'industrialisation et l'urbanisation ont constitué une forme d'affranchissement des activités humaines vis-à-vis des caractéristiques et contraintes du sol. Elles ont introduit un éloignement du sol nourricier remplacé par le commerce de détail, et une neutralisation de cette surface par des revêtements plus stables et inertes. Dans le domaine agricole, la mécanisation, les aménagements et les intrants, sont venus atténuer les spécificités des sols cultivés (drainage des sols humides, irrigation des sols séchants, marnage et chaulage des sols acides, fertilisation minérale des sols pauvres, etc.). Cette mise en culture des terres et l'augmentation des rendements ont accompagné une dynamique démographique et une évolution des régimes alimentaires sans précédent.

Les impacts sur les sols des activités humaines se traduisent aujourd'hui par des dégradations face auxquelles la résilience du système sol est limitée, voire compromise, à l'échelle de quelques décennies. Or les sols sont l'origine d'une large part des ressources utilisées par les humains, notamment pour leur alimentation, et leur fragilité face aux dérèglements environnementaux inquiète. En effet, ils jouent un rôle important dans l'atténuation de ces dérèglements, mais peuvent à l'inverse y contribuer fortement dès lors que certains seuils sont dépassés (émissions de gaz à effet de serre associées au dégel des pergélisols – sols polaires –, à la désertification des sols méditerranéens, etc.). L'alerte est ainsi relayée à chaque niveau institutionnel : l'estimation globale de la part des terres concernées par la dégradation est de 20 à 40 % (United Nations Convention to Combat Desertification, 2022) ; au sein de l'Union européenne (UE), l'Observatoire des sols (EUSO) établit que 60 à 70 % des surfaces de l'UE sont affectés par au moins un processus de dégradation des sols¹ (artificialisation, érosion, tassement, pollution, excès de nutriments, salinisation, perte de matière organique, perte de biodiversité) ; et en France, de l'ordre de 20 000 ha d'espaces naturels, agricoles ou forestiers sont consommés chaque année². Les changements d'usage des sols ont ainsi été intégrés dans la liste des 9 limites planétaires dont le dépassement compromet la durabilité des conditions de développement de l'humanité³.

La préservation des sols rejoint des enjeux planétaires tels que le climat et la biodiversité auxquels elle est étroitement reliée. En effet, ce sont de l'ordre de 60 % des espèces vivantes connues (Anthony *et al.*, 2023) qui résident dans le sol, et celui-ci joue un rôle majeur dans les cycles hydrobiogéochimiques qui régulent la teneur atmosphérique en gaz à effet de serre. Assurer des conditions de vie favorables à la biodiversité et aux sociétés humaines passe de manière inéluctable par la préservation des sols.

La prise de conscience progressive du rôle des sols pour la préservation des écosystèmes sur lesquels reposent les activités humaines et la sécurité alimentaire, s'est traduite par des initiatives politiques et l'adoption d'instruments institutionnels aux niveaux international et national, dont les principaux jalonnent la frise chronologique représentée en Figure 1. Le milieu des années 2010 est remarquable à ce titre, avec l'instauration d'importants partenariats sous l'égide de l'ONU autour de l'année internationale des sols en 2015. Les grandes stratégies adoptées au début des années 2020 au niveau européen (Pacte vert et Pacte pour des sols sains en Europe) et au niveau français (Stratégie nationale pour la biodiversité - SNB 2030, qui prévoit notamment l'élaboration d'une stratégie nationale sur les sols), posent les jalons d'une politique de préservation des sols.

¹ EUSO (European union soil observatory) - <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/> (Consulté le 4/11/2024).

² Observatoire français de l'artificialisation des sols - <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/> (Consulté le 9/11/2024).

³ "Les limites planétaires définissent un espace de développement sûr et juste pour l'humanité, fondé sur des processus biophysiques intrinsèques qui régulent la stabilité du système terrestre et marine à l'échelle de la planète Neuf processus biophysiques qui, ensemble, régulent cette stabilité : le changement climatique, l'érosion de la biodiversité, la perturbation des cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore, les changements d'utilisation des sols, l'acidification des océans, l'utilisation mondiale de l'eau, l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique, l'augmentation des aérosols dans l'atmosphère, l'introduction d'entités nouvelles dans la biosphère" (Steffen *et al.*, 2015 - DOI: [10.1126/science.1259855](https://doi.org/10.1126/science.1259855)). Cité par FRB, 2023. Prospective scientifique pour la recherche française sur la biodiversité – 2023. ISBN pdf : 979-10-91015-66-0. ISBN print : 979-10-91015-65-3.

Sur un plan législatif, des initiatives sont prises au début des années 2020 en France (loi Climat et résilience fixant un objectif de limitation de l'artificialisation des sols) et dans l'UE (proposition de directive cadre sur la surveillance et la résilience des sols).

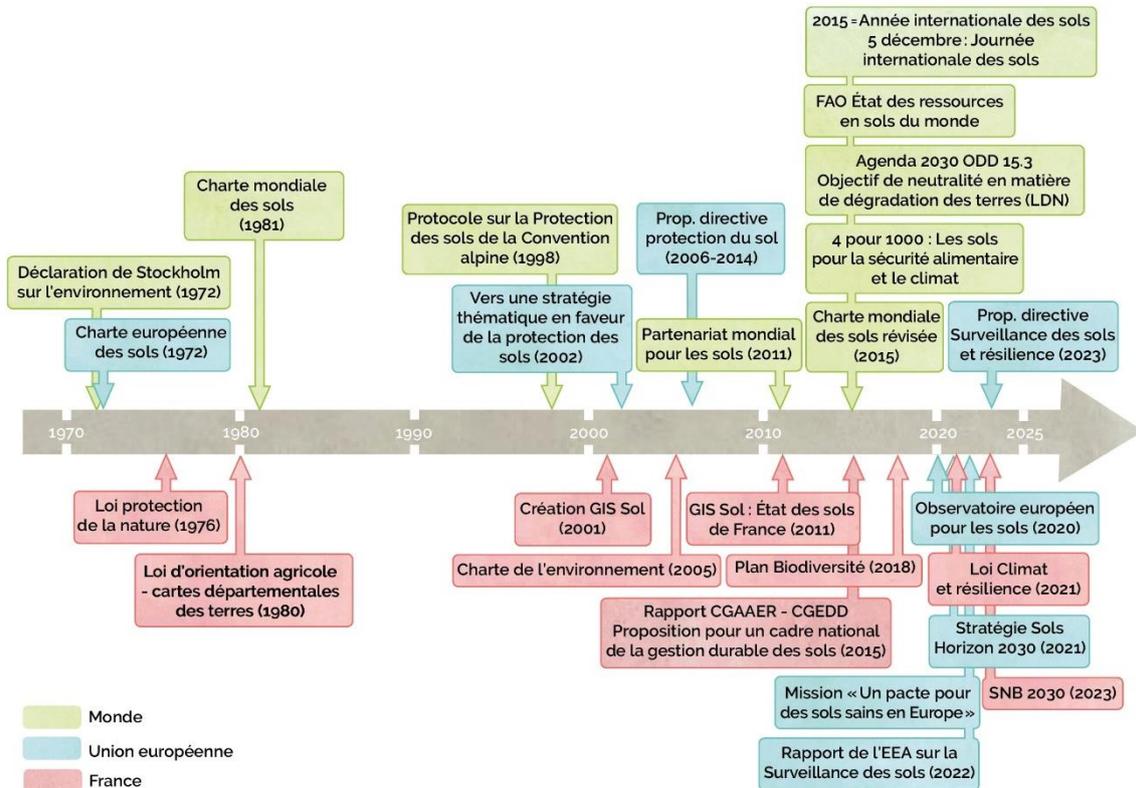


Figure 1. Frise chronologique des principales initiatives institutionnelles visant directement ou indirectement la préservation de la qualité des sols.

ODD : Objectifs de développement durable ; FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture ; CGAAER : Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux ; CGEDD : Conseil général de l'environnement et du développement durable (aujourd'hui IGEDD) ; EEA : Agence européenne pour l'environnement

1.1.2. Le fonctionnement du sol et les activités humaines

▪ Les sols en lien avec les cycles hydrobiogéochimiques et la biodiversité

La montée en puissance des préoccupations concernant les sols est liée au rôle fondamental qu'ils jouent, dans les cycles qui les relient aux différentes sphères constituant le globe terrestre : l'atmosphère, la biosphère, la lithosphère et l'hydrosphère. Les états de surface de la couverture pédologique sont en relation avec la gravité, les vents, la circulation de l'eau, verticale ou latérale, dans, en dessous ou au-dessus de la couverture pédologique (nappes superficielles et profondes, évaporation, évapotranspiration, pluies, eaux douces et marines). La biosphère influence les sols par ses apports organiques (litières se décomposant, pluviolessivats et surtout racines, et faune du sol) ainsi que par des prélèvements de nutriments que les sols mettent à sa disposition. La lithosphère, en plus d'un support à la couverture pédologique, constitue une ressource de minéraux qui sont transformés, altérés et réorganisés.

La couverture pédologique est un système dynamique de flux. Il est ainsi difficile de parler de formation du sol comme si le sol prenait naissance à une date donnée (Girard *et al.*, 2023). Certains processus régissant les cycles hydrobiogéochimiques constituent des entrées vers le sol (notamment l'altération du substrat géologique, les dépôts atmosphériques et les précipitations, l'activité biologique, les apports anthropiques comme la fertilisation), d'autres constituent des sorties (notamment le ruissellement et l'érosion à la surface du sol vers les cours d'eau, la percolation et la lixiviation vers les couches profondes, les émissions gazeuses vers l'atmosphère, l'exportation par les récoltes de biomasse).

Les sols jouent ainsi un rôle majeur dans les cycles de nombreux éléments, notamment ceux du carbone, de l'azote, du phosphore ou encore du potassium. Ils constituent le principal réservoir planétaire pour certains d'entre eux, et le lieu de leur recyclage au sein de la matière organique, en interaction avec le fonctionnement des organismes microbiens, végétaux et animaux. Les ordres de grandeur récemment rassemblés (Friedlingstein *et al.*, 2023) montrent que les sols forment le plus grand réservoir de carbone organique devant la biomasse terrestre, les sédiments superficiels et l'océan. Les flux de carbone entre le sol et l'atmosphère sont importants et peuvent être positifs (séquestration) ou négatifs (émission de CO₂). L'augmentation, ou *a minima* le maintien du stock en carbone du sol, est considérée comme indispensable pour limiter ou pour atténuer l'augmentation prévue de la teneur en CO₂ de l'atmosphère et ses conséquences en matière de changement climatique (Brunet et Voltz, 2023).

À l'échelle mondiale, les sols continentaux reçoivent en moyenne 800 mm de pluie par an (Brunet et Voltz, 2023). Pour la France, cette moyenne est de 600 mm. Les sols retiennent une partie de l'eau infiltrée durant les saisons humides, eau qui peut ensuite être accessible aux plantes pour leur croissance. Elle est alors évaporée, soit par la végétation, soit directement par les sols. L'influence des sociétés humaines est déterminante sur le partage entre eau de pluie infiltrée, eau qui ruisselle et eau qui percole dans les sols. La capacité de stockage des sols peut atteindre, dans les milieux tempérés, les 2/5^e, voire la moitié de la pluviométrie annuelle (Brunet et Voltz, 2023). L'eau non stockée transite par le sol, constitue l'eau des nappes, des rivières et des lacs, et finit par aboutir dans les mers et les océans.

▪ Le sol et les activités humaines : services écosystémiques, fonctions et dégradations

Les activités anthropiques dépendent de ces cycles et les influencent. Le cadre conceptuel de la cascade des **services écosystémiques** proposé par Haines-Young et Potschin (2010) permet d'analyser les relations entre les propriétés d'un sol, ses fonctions, et les services écosystémiques qui bénéficient aux êtres humains. La Figure 2 en reprend l'illustration adaptée par Greiner *et al.* (2017). Les propriétés d'un sol déterminent ainsi fortement les avantages qui peuvent en être attendus.

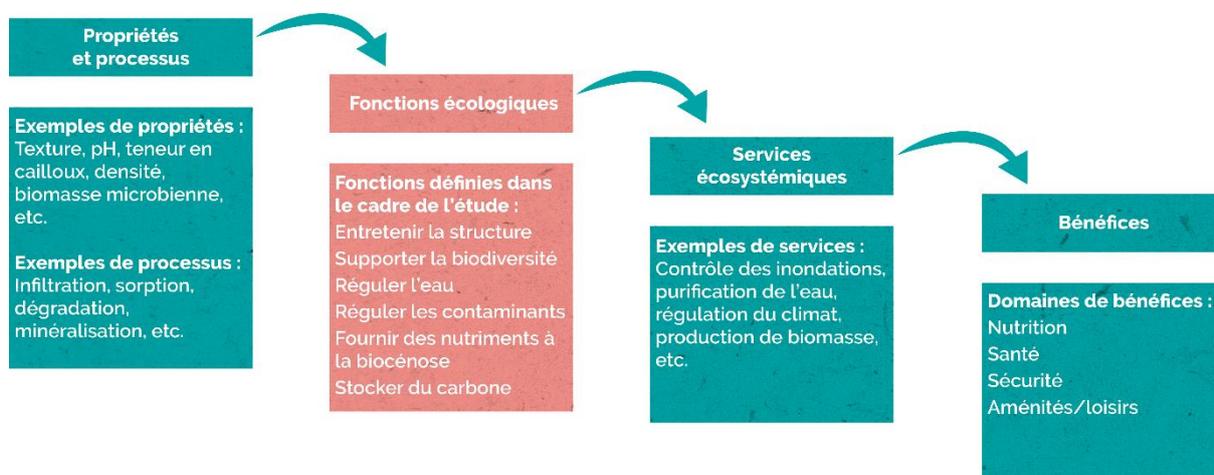


Figure 2. La vision dite « en cascade » des relations entre propriétés, processus, fonctions, services écosystémiques et bénéfices (d'après Greiner *et al.*, 2017)

Réciproquement, les interventions humaines en termes d'aménagement (par ex. : nivellement, imperméabilisation, drainage) ou de gestion des sols (par ex. : travail du sol, fertilisation), influencent ces propriétés avec des intensités et des temporalités variées. Il en résulte des **dégradations** des sols qui peuvent être mesurées en tant que telles. C'est l'approche qui a été privilégiée jusqu'à présent au niveau de l'observatoire européen des sols⁴ reprise dans la Figure 3. Huit principales **menaces** y sont évaluées : l'artificialisation d'une part, et pour les sols non artificialisés, la perte de biodiversité, la perte de carbone organique, la pollution, l'excès de nutriments, le tassement, la salinisation et l'érosion.

⁴ EUSO (European union soil observatory) - <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/> (Consulté le 4/11/2024)

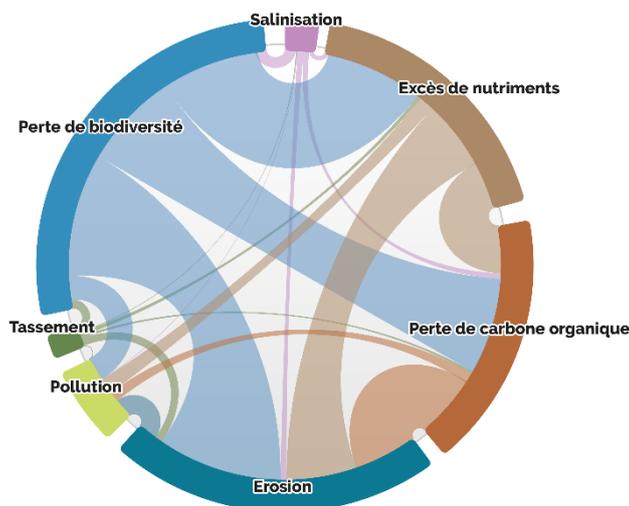


Figure 3. Les dégradations des sols de l'UE et leurs recouvrements.

La dimension de l'aire reliant deux formes de dégradation est proportionnelle à l'étendue en ha de leur recouvrement⁵

Le sol est considéré comme dégradé lorsqu'il est artificialisé, ou dès lors que l'une de ces menaces atteint un niveau établi comme critique. En effet, certains de ces processus peuvent être observés de manière naturelle dans les sols. Par exemple, certains contaminants sont naturellement présents dans les sols à des concentrations qui correspondent à ce que l'on appelle le fond géochimique. Ce n'est qu'au-delà de ces valeurs de base observées dans des environnements non perturbés, que l'on considère le niveau de contamination causé par les activités humaines. Il en est de même pour l'érosion ou la salinisation qui sont des processus naturels d'évolution des sols, mais qui peuvent être considérablement accélérés et aggravés par les activités humaines. Ce n'est donc qu'au-delà d'un certain seuil que ces menaces sont considérées comme des dégradations.

▪ Le sol, la terre et le foncier

Le sol est une composante de l'écosystème intégrant plus globalement la végétation et la faune terrestre, et de l'éco-sociosystème intégrant les activités humaines. Suivant les dimensions qui sont prises en compte, les termes « sol », « terre » ou « foncier », désignent des réalités qui se recouvrent en partie.

Le **sol** est défini par l'Association française d'étude des sols (AFES) comme « un volume qui s'étend depuis la surface de la Terre jusqu'à une profondeur marquée par l'apparition d'une roche dure ou meuble, peu altérée, ou peu marquée par la pédogenèse. L'épaisseur du sol peut varier de quelques centimètres à quelques dizaines de mètres, ou plus. Il constitue, localement, une partie de la couverture pédologique qui s'étend à l'ensemble de la surface de la Terre. Il comporte le plus souvent plusieurs horizons correspondant à une organisation des constituants organiques et/ou minéraux (la terre). Cette organisation est le résultat de la pédogenèse et de l'altération du matériau parental. Il est le lieu d'une intense activité biologique (racines, faune et micro-organismes). »⁶ Le sol peut ainsi être analysé comme matériau, comme compartiment de l'environnement, et comme système susceptible de réaliser des fonctions et rendre des services écosystémiques.

La **terre** est le plus polysémique de ces trois termes. Elle peut désigner la planète Terre, le matériau terre (par exemple dans « terres excavées »), le sol (« analyses de terre », « terres noires »), ou la dimension géographique et foncière comprise dans le *land* anglophone (« terres agricoles », « valeur des terres »). Dans le vocabulaire agricole, les terres ont une connotation foncière forte (on loue des terres, pas des sols), alors que *sol* est davantage associé à des caractéristiques qui permettent de le décrire (par ex. : sols profonds, sols hydromorphes). « Gestion des terres » peut évoquer des dynamiques d'échanges de parcelles (remembrement) alors que la « gestion des sols » renvoie davantage à un ensemble de pratiques agricoles et forestières qui sont raisonnées ensemble au regard de leurs conséquences pour le sol.

⁵ EUSO (European union soil observatory) - <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/> (Consulté le 4/11/2024)

⁶ <https://www.afes.fr/les-sols/definition-et-enjeux/> - (Consulté le 31/10/2024)

Le **foncier** renvoie à la propriété immobilière et à la manière dont l'espace est délimité, équipé, occupé et support de droits. La dimension géographique est plus large, incluant à la fois les caractéristiques du sol, ses usages et sa valeur. Le terme **land** en anglais peut être compris comme couvrant à la fois les dimensions foncières et géographiques en lien avec l'usage des terres pour « *land use* », la dégradation des sols pour « *land degradation* », la consommation d'espaces pour « *land take* ».

1.1.3. Besoins identifiés et cadrage de l'étude

Parallèlement à la prise de conscience de l'importance du fonctionnement des sols pour les activités humaines, les tensions se sont intensifiées entre utilisations des sols : pour la nourriture, les matériaux, les énergies renouvelables, les espaces récréatifs, les paysages, le logement, les infrastructures, l'industrie, le stockage de déchets et dans certains cas leur épuration, la régulation des crues, etc. Les relations entre utilisations appellent une coordination à un niveau large et des arbitrages à une échelle plus locale, sur la base d'informations étayées permettant d'évaluer la qualité des sols et son adéquation avec les utilisations envisagées. En réponse à ce besoin et en lien avec le développement des connaissances, les propositions scientifiques et techniques se sont multipliées. Des offres commerciales de prestations de notation de la qualité des sols sont également apparues, qui posent question quant à la validité scientifique des sources et méthodes utilisées, dont la transparence n'est pas toujours assurée.

▪ *Etat des lieux initial des démarches existantes*

La diversité des variables interagissant au sein du sol, et des compétences requises pour les analyser, engendre en effet une grande diversité d'approches possibles. Le Tableau A1, en Annexe, répertorie les principaux projets de recherche et observatoires institutionnels qui ont été mis en œuvre au cours de la dernière décennie aux différents niveaux de gouvernance. Ces projets se distinguent principalement par l'aire géographique documentée (monde, UE, France, territoires infranationaux), les types d'approches privilégiés (santé des sols, fonctions ou multifonctionnalité, services écosystémiques), la finalité (surveillance, planification territoriale, gestion de site ou de parcelle), voire parfois un usage spécifique (par ex. forestier, agricole, urbain). Dans une même perspective d'état des lieux et au niveau français, l'ADEME a restitué en 2023 un bilan portant sur les projets de recherche relatifs à la multifonctionnalité des sols qui ont bénéficié de son appui au cours des 20 dernières années (Vincent et Blanchart, 2023).

Bien souvent, les pages de présentation de ces projets énoncent le besoin de disposer d'un instrument d'évaluation harmonisé et calibré de la qualité des sols. Le caractère crucial que constitue l'élaboration d'un référentiel commun à l'ensemble des acteurs et décideurs est ainsi mis en évidence. Il est attendu que celui-ci corresponde aux objectifs poursuivis en matière de politiques publiques ou de gestion privée, qu'il soit fondé sur le plan scientifique, et opérationnel sur le plan pratique. Or, les propositions disponibles à ce jour restent très diversifiées. Les approches de la qualité des sols qui y sont déclinées varient entre les notions de qualité, santé, menaces de dégradation, sécurité, fonctions, services écosystémiques, fertilité. Les projets peuvent être centrés sur certains usages (agricole, forestier, urbain, zones naturelles), ou intégrer tous les usages. Les paramètres mesurés couvrent presque toujours l'ensemble des domaines de la physique, de la chimie et de la biologie. Des données économiques sont traitées dans certains travaux portant sur les services écosystémiques et leur évaluation. Des projets liés aux enjeux de l'artificialisation des sols ou de la gestion des sols forestiers, assument de considérer des données physico-chimiques et des données relatives à l'occupation des sols comme des *proxies* permettant d'approcher la fonctionnalité des sols (par ex. : FOR-EVAL, Observatoire national de l'artificialisation, ARTISOL, DESTISOL). D'autres, face à la prise de conscience de l'importance de la biodiversité et de la difficulté à l'évaluer, ont été plus particulièrement ciblés sur cette dimension (par ex. : EJP Soil MINOTAUR, ECOFINDERS, Bioindicateurs de qualité des sols).

▪ *Une approche de la qualité des sols commune à tous les usages*

C'est dans ce contexte que la présente étude a été réalisée, avec pour objectif d'apporter une clarification sur les bases scientifiques aujourd'hui mobilisables à l'appui d'une évaluation de la qualité des sols. Elle s'inscrit notamment dans la perspective intégratrice promue par deux instruments de politique publique en cours de mise en place : la loi Climat et résilience adoptée en France en 2021 qui instaure une limitation de l'artificialisation des sols, et la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* publiée en juillet 2023, qui prévoit l'harmonisation à l'échelle de l'UE d'une surveillance de la dégradation des sols comme étape primordiale en vue de leur préservation. Ces deux initiatives abordent

la qualité des sols de manière non spécifique à chaque usage ou type d'espace (naturel, agricole, forestier ou urbain). Dans cette perspective, l'état des lieux réalisé ici est centré sur les ressources scientifiques adaptées à l'ensemble des usages. Les travaux traitant plus spécifiquement de la qualité requise pour la production agricole ou forestière par exemple, n'ont pas été spécifiquement ciblés. L'objectif est de produire un état des lieux partageable par l'ensemble des acteurs, et qui permette de traiter des effets des changements d'usage, ainsi que du suivi territorial.

▪ Sites et sols pollués

La question des sites et sols fortement pollués n'a pas été examinée en tant que telle dans la présente étude. Les fondements de la politique nationale de gestion des sites et sols pollués sont détaillés dans les textes décrivant la méthodologie élaborée en 2007 (circulaire du 8 février 2007) et mise à jour en 2017⁷. L'approche actuelle de la gestion des sites pollués repose sur une évaluation des risques sanitaires et environnementaux en fonction de l'usage des sites. Elle met l'accent sur la compatibilité de l'état de milieu avec les usages constatés et futurs, avec la nécessité de rétablir cette compatibilité afin de maîtriser les risques sanitaires et environnementaux (après réhabilitation des sites). Le plan de gestion porte sur le traitement des sources de pollution et notamment des pollutions concentrées, ainsi que sur la maîtrise des pollutions résiduelles prenant en compte les techniques de réhabilitation et leurs coûts.

Les indicateurs de pollution ont été considérés et rassemblés lorsqu'ils interviennent dans une démarche d'évaluation intégrée de la qualité du sol et de ses fonctions, mais l'abondante littérature spécifique aux sites et sols pollués n'a pas été passée en revue.

1.2. Collectif d'experts mobilisé

La constitution du collectif de travail et le processus de l'étude ont été conduits suivant les *Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études à INRAE* (Donnars *et al.*, 2021), succinctement rappelés dans l'Encadré 1.

Encadré 1. Principes de l'étude

Cette étude s'appuie sur une analyse critique des connaissances scientifiques disponibles au niveau mondial sur les multiples dimensions de la qualité des sols. L'analyse de cette littérature est réalisée par un collège d'experts scientifiques appartenant à des organismes publics de recherche ou d'enseignement supérieur. Outre une synthèse sur les perceptions et définitions de la qualité des sols, une identification des principales étapes de son évaluation est proposée et assortie d'une sélection des principaux indicateurs et méthodes permettant d'évaluer les fonctions des sols. Les points de vigilance et sujets de controverse sont mis en évidence, ainsi que la dynamique d'innovation dans ce domaine. En mettant à jour l'étendue des connaissances acquises, les domaines d'incertitudes et de controverses, ainsi que les questions face auxquelles les connaissances restent insuffisantes, ces travaux ont vocation à nourrir les réflexions des différentes catégories d'acteurs sur la prise en compte de la qualité des sols dans les politiques publiques. Ils contribuent ainsi à la mission d'appui aux politiques publiques remplie par les instituts de recherche.

Les experts sont sélectionnés sur la base de leurs publications dans des revues scientifiques à comité de lecture, en veillant à ce que les liens d'intérêt (par ex. : financements, affinités intellectuelles, liens de collaboration), inévitables dans la recherche finalisée, soient les plus diversifiés possible, en excluant les cas de conflit d'intérêt. La transparence est assurée par la description dans le rapport de l'étude des sources mobilisées et de la méthode employée.

L'étude est conduite en interaction avec les financeurs dans le cadre d'un Comité de suivi, et avec un Comité consultatif d'acteurs réunissant les principales parties prenantes concernées par le sujet.

⁷ <https://ssp-infoterre.brgm.fr/fr/methodologie/methodologie-nationale-gestion-ssp> Consulté le 31/10/2024)

La coordination scientifique de l'étude a été assurée par Isabelle Cousin - INRAE, et Maylis Desrousseaux – Ecole d'Urbanisme de Paris. Au total, 19 scientifiques (chercheurs et enseignants chercheurs du secteur public) ont été mobilisés (incluant les pilotes) pour composer le Comité d'experts scientifiques.

Les participants ont été identifiés à partir de leurs compétences disciplinaires et de leurs publications sur les thématiques de l'étude. Le comité ainsi rassemblé présente une forte pluridisciplinarité illustrée par la Figure 4. Deux grands pôles sont constitués par les sciences du sol et les sciences humaines et sociales. Des compétences ont également été recherchées en écologie au-delà de la stricte écologie des sols, de manière à considérer les concepts et référentiels développés pour d'autres milieux et qui pourraient présenter un intérêt pour les sols. D'autres compétences ont enfin été mobilisées sur le traitement des données et la gestion des systèmes d'information.

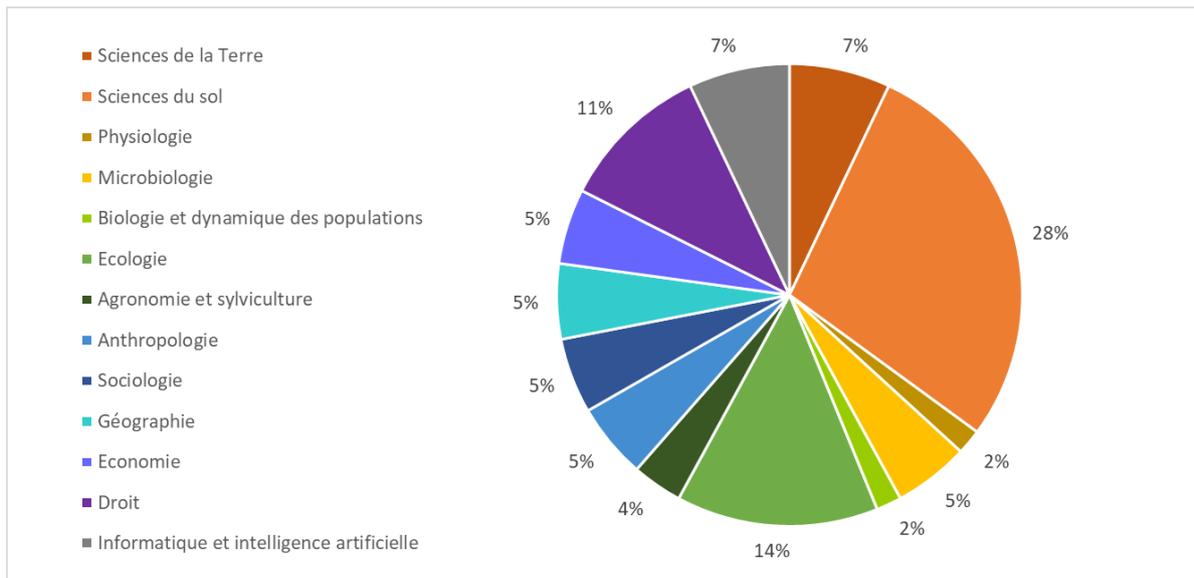


Figure 4. Domaines disciplinaires des experts de l'étude (n=19) suivant le référentiel INRAE (jusqu'à 3 macrodisciplines par expert).

Les membres du comité d'experts sont issus de 10 organismes de recherche/universités. Les affiliations montrent une grande ouverture avec seulement 26 % d'experts INRAE, une mobilisation importante de l'enseignement supérieur (41 % des experts), mais seulement un expert non français (Figure 5).

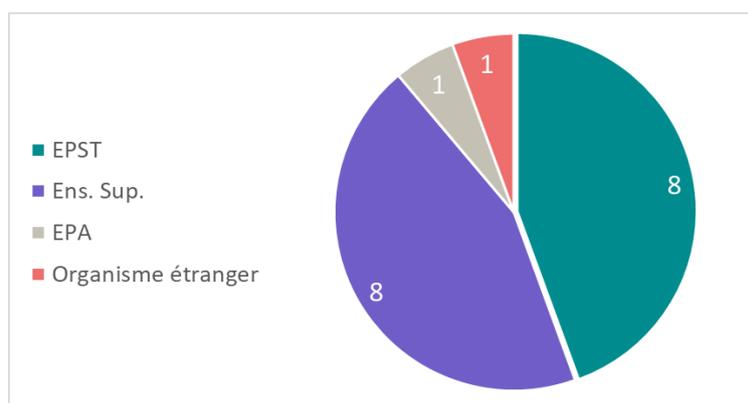


Figure 5. Affiliations des experts de l'étude par type d'organisme (n=19).
 EPST = Etablissement public à caractère scientifique et technique ; Ens. Sup. = Enseignement supérieur ;
 EPA = Etablissement public à caractère administratif.

Des contributeurs ponctuels ont été sollicités sur des questions particulières et interviennent sous la responsabilité de l'expert qui les sollicite. Ils ne sont donc pas membres en tant que tels du Comité d'experts scientifiques de l'étude, mais font partie du collectif de travail et des auteurs du rapport.

1.3. Corpus bibliographique analysé

Un corpus bibliographique de près de 1 800 références est cité dans le rapport, constitué à partir de plateformes bibliographiques internationales telles que le Web of Science (WoS) ou Scopus, complétées au besoin par la littérature francophone ainsi que par des rapports et ouvrages, ou autres articles non référencés dans ces plateformes. Les connaissances ciblées sont applicables aux contextes pédoclimatiques de la France hexagonale. Les articles sont sélectionnés en privilégiant les revues de littérature déjà existantes lorsqu'elles sont pertinentes au regard de la question étudiée (Tableau 1).

Tableau 1. Types de documents du corpus cité

Type de document	Nb. de références	% du corpus cité
Article	1 500	84 %
<i>dont revue de littérature</i>	257	14 %
Ouvrage ou chapitre d'ouvrage	164	9 %
Rapport	81	5 %
Acte de conférence ou communication	28	2 %
Thèse	13	1 %
Autre (par ex. : jeu de données, carte)	9	1 %
TOTAL	1 795	100 %
Nb. de réfs dans au moins une base (WoS ou Scopus)	1 366	76 %
Nb. de réfs dans le WoS	1 278	71 %
Nb. de réfs dans Scopus	1 341	73 %

Pour la plus grande part (95 %) le corpus cité est postérieur à 1990. Des références plus anciennes ont été mobilisées notamment pour retracer les évolutions des perceptions des acteurs et recourir à certaines sources méthodologiques anciennes qui font encore référence aujourd'hui. Plus de la moitié du corpus a pour autant été publiée au cours des 10 dernières années (Figure 6).

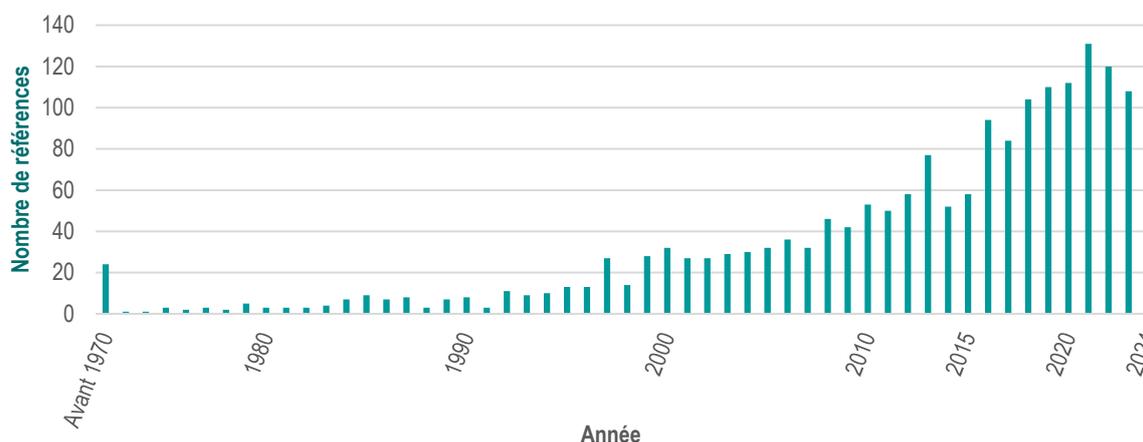


Figure 6. Répartition temporelle du corpus cité (n=1795).

Une large pluridisciplinarité du corpus est représentée par la Figure 7 réalisée à partir des 1 280 sources référencées dans le WoS. Elle montre les 15 premières catégories WoS auxquelles sont rattachées les revues de publication des articles cités, sachant que les 500 références qui ne sont pas intégrées dans ce classement des catégories WoS, relèvent essentiellement de la littérature grise et des articles de sciences humaines et sociales. Cette figure montre le cœur disciplinaire des sources analysées autour des sciences du sol, de la terre, et de l'environnement, l'éclairage apporté plus largement par la mobilisation de travaux en écologie en lien avec les fonctions du sol, le lien avec la gestion durable des ressources (eau, biodiversité, agriculture, la forêt non visible ici apparaît à un niveau plus fin), et certaines méthodes de mesure basées sur des technologies qui sont plus spécifiquement repérées par le WoS comme la télédétection ou l'imagerie.

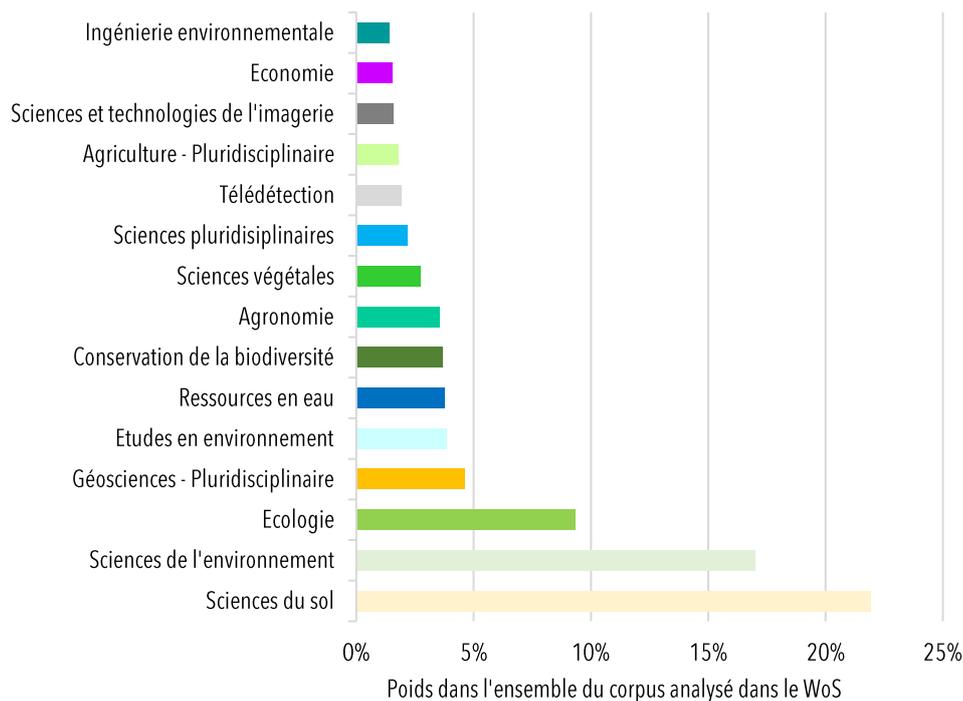


Figure 7. Domaines de recherche des 1 280 références classées dans les catégories WoS (15 premières catégories).

La représentation du poids relatif des pays d'implantation des organismes d'affiliation des auteurs du corpus cité dans le rapport (Figure 8), montre la prédominance observée de manière générale des zones géographiques les plus dynamiques en termes de production scientifique (Etats-Unis, UE, Chine). Elle permet toutefois d'observer la place relativement importante de la France, en lien non seulement avec les critères de sélection des sources recherchées pour leur applicabilité dans un contexte français, mais aussi avec l'investissement historiquement développé de la recherche française sur la question des sols. On peut également souligner la présence dans cette figure d'autres pays connus pour l'importance de leur investissement dans ce domaine tels que l'Australie, le Canada, la Suisse et le Brésil.

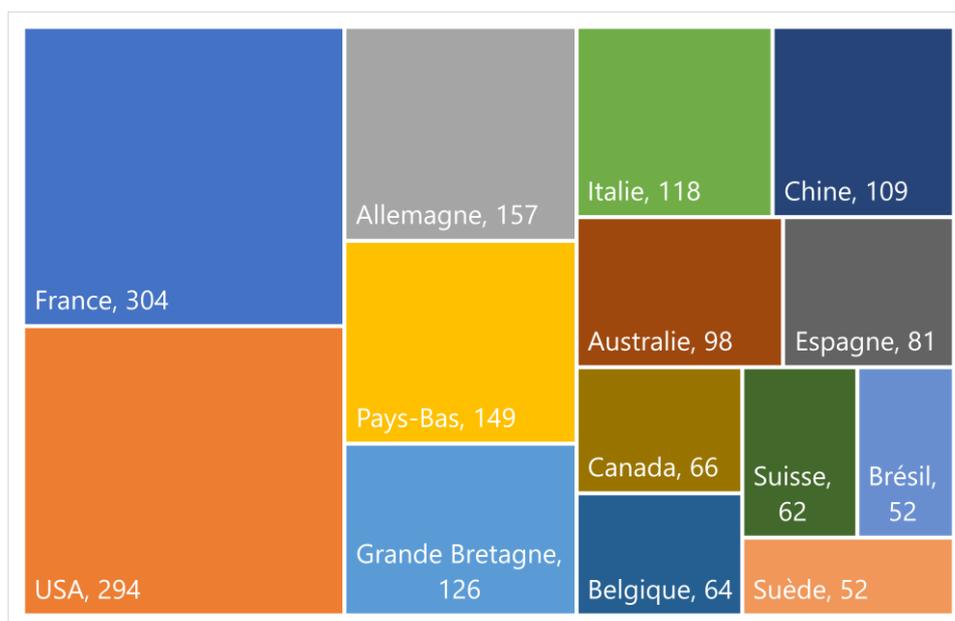


Figure 8. Poids relatif des pays d'implantation des organismes d'affiliation des auteurs cités dans le rapport à partir des 1 280 références analysées dans le WoS (nombre de références/pays > 50).

1.4. Guide de lecture et terminologie employée pour la présente synthèse

1.4.1. Guide de lecture

Le corpus bibliographique ainsi constitué révèle la grande hétérogénéité des cadres conceptuels et des terminologies employés. La qualité des sols apparaît en effet étudiée sous des angles aussi divers que l'état du sol, ses propriétés, les menaces qui pèsent sur son intégrité, sa dynamique de dégradation, sa vulnérabilité, sa résilience, sa santé, sa valeur, ou encore sa sécurité, les processus, fonctions, et services écosystémiques qu'ils soient réalisés ou potentiels, avec un large éventail de notions associées telles que la fertilité, la contamination et la pollution, la multifonctionnalité, le sol vivant, les contributions de la nature (aux populations, à la nature, comme culture), la durabilité des ressources.

Cette hétérogénéité constitue un enjeu sur le plan scientifique, l'unification des concepts étant nécessaire pour la comparaison, la compilation, le déploiement, ou le transfert des résultats produits. Elle constitue également un enjeu sur le plan social et politique où l'action collective n'est possible que sur la base d'une convergence des objectifs visés. Elle constitue surtout un enjeu à l'interface entre ces domaines, pour conjuguer la robustesse de connaissances universelles scientifiquement établies, avec la souplesse qui facilite le partage entre acteurs de perceptions et d'objectifs communs.

C'est pourquoi le choix a été fait de structurer la présente synthèse en deux grands temps.

Le **premier temps** est celui des constats sur les manières d'aborder la qualité des sols dans le champ social (**Section 2**) et dans les cadres de gouvernance (**Section 3**). A ce stade, l'hétérogénéité du vocabulaire est considérée comme une réalité dont des enseignements sont à tirer. Elle est en effet instructive en ce qu'elle révèle les bases sur lesquelles travailler à un langage commun. Elle montre qu'un tel langage est rarement adopté de manière strictement descendante. Un vocabulaire partagé est à établir au niveau du dispositif d'évaluation de la qualité des sols, en fonction de sa finalité et en lien avec les acteurs concernés. C'est au regard de cette finalité que les ressources scientifiques des domaines biotechniques sont mobilisées.

Ces dernières sont dans **le second temps** rassemblées et structurées pour outiller la démarche d'évaluation. Il s'agit tout d'abord de mettre l'accent sur les différentes étapes de cette démarche, et sur les choix qui, pour chacune, doivent être explicités car ils sont lourds de conséquences sur l'interprétation des résultats produits (**Section 5**). Ces choix étant explicités, les indicateurs peuvent être mobilisés de manière pertinente. A l'appui de cette démarche, une cinquantaine d'indicateurs est présentée (**Section 6**).

Ces deux temps sont articulés par la Section 4 qui, à partir de l'hétérogénéité décrite et des besoins qu'elle révèle en Sections 2 et 3, explicite les bases communes établies dans le cadre de l'étude. Les choix de différencier qualité et santé des sols, et de les aborder au travers des fonctions écologiques y sont ainsi expliqués. Cette section permet d'articuler les enseignements tirés dans le domaine de sciences humaines et sociales, avec les bases biotechniques sur lesquelles des outils sont proposés en réponse aux besoins identifiés.

1.4.2. Terminologie employée

▪ **Qualité / santé des sols**

La qualité des sols recouvre des dimensions diverses qui peuvent amener à distinguer les notions de qualité et de santé des sols. Dans le domaine biotechnique, une proposition adoptée dans la présente étude (cf. Section 4.2) revient à considérer la qualité comme étant relative à un type de sol (par ex. des luvisols dégradés), ou bien à un ensemble de sols sur un territoire donné (par ex. : les sols d'un canton). On évalue la qualité de ces sols à partir de l'ensemble de leurs propriétés, qu'elles soient pérennes (c'est-à-dire stables à l'échelle de quelques décennies en l'absence d'intervention humaine) ou dynamiques (c'est-à-dire modifiables sous l'effet d'usages et/ou de pratiques). Cette évaluation permet de qualifier une gamme des possibles pour un type de sol, c'est-à-dire un potentiel. On évalue ensuite la santé d'un sol, en un lieu donné, en comparant les valeurs réelles à celles des valeurs potentielles du type ou du territoire auquel il appartient. Dans le domaine des sciences humaines et sociales, dans le cadre juridique et dans le langage courant, la qualité désigne de manière très large les

questions que posent tout ce qui renvoie aux caractéristiques des sols et à leurs conséquences, sans que la distinction entre potentiel et réalisé soit toujours à propos. Par exemple, lorsqu'un sol est considéré pour sa valeur patrimoniale ou sa rareté relative, il n'est question ni de potentiel ni de réalisation de ce potentiel.

De manière à couvrir l'ensemble de ces sujets, le vocabulaire adopté dans la présente synthèse et repositionné dans la Figure 9, revient à employer le terme « qualité » pour désigner de manière englobante tout ce qui concerne les caractéristiques des sols et leurs conséquences. Le vocabulaire est plus précis lorsqu'il s'agit de désigner le « potentiel » de performance, évalué au regard de la performance observée dans des situations comparables, ou situation de référence. Le degré de réalisation de cette performance compte tenu des usages et des pratiques mis en œuvre, est désigné par la « santé ». Cette distinction entre qualité et santé est applicable quelle que soit la dimension mesurée choisie, qu'il s'agisse par exemple des fonctions ou des dégradations.

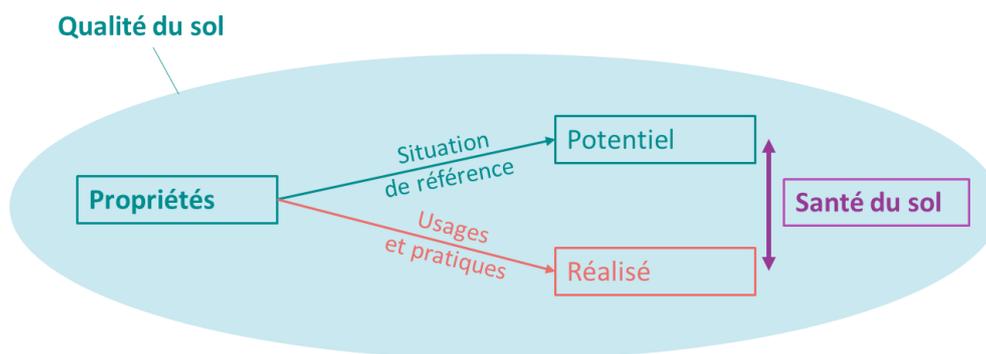


Figure 9. Emploi des termes « qualité » et « santé » du sol

▪ Référentiel

Dans le domaine biotechnique, le référentiel d'interprétation d'un indicateur comprend la définition de l'indicateur, sa méthode de mesure, et les valeurs de référence par rapport auxquelles situer les valeurs mesurées (cf. Section 5.4). Or, pour un objectif d'évaluation donné, il y a souvent plusieurs indicateurs possibles, et pour un indicateur plusieurs méthodes de mesures disponibles, et plusieurs manières possibles de mobiliser les valeurs de référence. Le référentiel est ainsi à raisonner en fonction des objectifs de l'évaluation et de son contexte, en tenant compte de la disponibilité des données. Ce raisonnement fait intervenir l'ensemble des éléments qui sont ici désignés comme constituant le « système d'indication », détaillé dans la Section 5.

▪ Indicateur

Un indicateur peut être défini comme servant à l'obtention et à la transmission d'une information sur un objet ou phénomène d'intérêt, appelé *indicandum*. Il se différencie de la simple mesure d'un paramètre par le sens qui lui est donné au regard de l'objet d'intérêt. L'indicateur est donc considéré ici comme étant nécessairement « indicateur de quelque chose », et non pas comme une simple grandeur mesurée ou calculée. Cette dernière peut être appelée propriété ou paramètre. Le terme « propriété » est davantage relié à la dynamique des processus du sol, tandis que « paramètre » renvoie à une grandeur mobilisable dans le cadre d'un calcul ou d'une modélisation. Ainsi, propriété, paramètre et indicateur peuvent dans certains cas référer à la même grandeur. Par exemple, la diversité des nématodes est une propriété biologique du sol, elle constitue un indicateur de la réalisation de la fonction « supporter la biodiversité », et intervient comme paramètre dans le calcul de certains indices de biodiversité (cf. Section 5.3.2). C'est donc avant tout l'usage fait de l'information qui confère son statut à la grandeur considérée, et l'indicateur est défini par son rôle établissant une relation entre une grandeur scientifiquement mesurée et la perception de l'*indicandum* par les acteurs.

2. Cadres de mise en œuvre de l'évaluation de la qualité des sols

2.1. Acteurs et dispositifs de l'évaluation de la qualité des sols

Pour aborder l'évaluation de la qualité des sols, il est ici proposé de commencer par donner un aperçu des principaux acteurs et dispositifs qui sont au cœur de sa mise en œuvre. Le tableau succinctement dressé dans cette section part du niveau le plus local auquel intervient le gestionnaire du sol, pour élargir ensuite progressivement la focale en considérant les prestataires avec lesquels le gestionnaire interagit, puis des niveaux de plus en plus collectifs d'organisation.

▪ *Gestionnaires du sol*

Le gestionnaire, qu'il intervienne à titre individuel ou collectif (société, association, collectivité, Etat...), est décideur et responsable des interventions humaines dont fait l'objet le sol considéré. Il peut s'intéresser à la qualité des sols pour différentes raisons. Il peut le faire par intérêt personnel (par ex. : connaissances naturalistes), pour prévenir les risques associés à l'occupation des lieux (par ex. : risques d'effondrement, contamination par des polluants), pour décider d'un mode d'occupation du sol (par ex. : choix du type de culture à implanter), ou pour adapter ses pratiques de gestion (par ex. : modalités d'exploitation forestière préservant les sols de la compaction ou de l'érosion).

▪ *Techniciens conseil et prestataires de services auprès d'entreprises*

Le gestionnaire peut être accompagné dans l'examen de la qualité de ses sols par des experts techniques. Ces techniciens spécialisés assurent une interface avec les outils et connaissances scientifiques tels que les instruments de mesure non déployables à une échelle individuelle (par ex. : analyses de laboratoire ou mise en œuvre d'outils de proxi/télé-détection), et leurs référentiels d'interprétation. Ces conseils peuvent être proposés par des organismes publics (par ex. : ONF, ADEME, CEREMA, organismes de recherche), consulaires (par ex. : chambres d'agriculture) ou des prestataires privés. Au cours des dernières décennies, le développement des outils numériques, conjoint à une prise de conscience de l'importance du rôle des sols dans la durabilité des conditions de vie et des activités humaines, a conduit à un foisonnement des offres de prestations de services par des sociétés à capitaux privés.

▪ *Services techniques des collectivités et bureaux d'études d'urbanisme*

Historiquement, l'activité des bureaux d'études et des services techniques des collectivités s'est prioritairement développée sur les études visant à vérifier la compatibilité des caractéristiques du sol avec des projets de construction ou d'aménagement urbain, sur la base de données essentiellement géotechniques. La qualité des sols n'intervient que rarement comme critère de délimitation des zones à urbaniser (Serrano et Vianey, 2014). Ces acteurs font état d'une difficulté à intégrer la diversité des paramètres caractérisant les sols, ainsi que l'hétérogénéité de ces derniers, dans leurs réflexions. Ils mentionnent un manque d'outils opérationnels accessibles aux urbanistes, paysagistes et architectes, permettant de « composer avec les sols en place afin de choisir les plantations les mieux adaptées » (Consalès *et al.*, 2022). Par exemple, la mise à disposition de données pédologiques prêtes à l'emploi dans l'ex-région Languedoc-Roussillon « a engendré de nombreuses demandes de la part des Établissements publics de coopération intercommunale [...] et de prestataires privés [...] pour appuyer les démarches d'élaboration de diagnostics de territoires » (Balestrat *et al.*, 2011), et notamment mieux tenir compte de la biologie et de la dynamique écologique des sols.

▪ *Cadres globaux des politiques publiques*

Les gestionnaires des sols sont décisionnaires et responsables des activités mises en œuvre dans leur périmètre, sous réserve du respect d'un cadre juridique et d'objectifs politiques qui sont fixés plus globalement. Ce cadre est composé de divers niveaux de décision (de la municipalité aux instances européennes et mondiales) et s'inscrit dans différents domaines (politiques urbaines, agricoles, forestières, environnementales...). Il s'appuie sur des indicateurs qui servent de critères pour délimiter des zonages, déclencher des régimes de droits et d'obligations, encadrer la mise en œuvre de projets, accorder des incitations. L'évaluation de la qualité des sols est plus globalement requise en termes de suivi ou *monitoring*, pour fixer des

objectifs politiques et documenter les résultats obtenus. En appui à ces besoins de suivi, un Groupement d'intérêt scientifique (GIS) a été constitué en 2001 à l'interface entre politiques publiques et recherche, le GIS Sol. Il a pour missions de constituer et de gérer le système d'information qui regroupe les résultats de différents programmes de caractérisation et d'évaluation de la qualité des sols de France.

▪ **Dispositifs participatifs**

Les sciences et recherches participatives sont définies comme « les formes de production de connaissances scientifiques auxquelles des acteurs non-scientifiques-professionnels, qu'il s'agisse d'individus ou de groupes, participent de façon active et délibérée » (Houllier *et al.*, 2017) pour résoudre, notamment, des problèmes socio-économiques ou environnementaux. De tels dispositifs dans le domaine des sols connaissent un développement important depuis une vingtaine d'années, notamment dans des contextes agricoles (par ex. : projet AgrInnov ; Ranjard, 2016) et urbains (par ex. : projet BISES 2020-2024 ; Ranjard, 2020), en réponse à la nécessité d'une implication des acteurs pour améliorer les pratiques de gestion des sols. Par exemple pour l'agriculture, certaines études préconisent une adaptation des stratégies de communication aux perspectives et au langage que les agriculteurs eux-mêmes utilisent pour appréhender la qualité ou la santé des sols.

Ces dispositifs sont très variés dans leurs objectifs, leurs périmètres pluridisciplinaires, leurs méthodes et modalités de mise en œuvre. Un encadrement des méthodes d'échantillonnage et de mesure peut être assuré, comme par exemple dans les cas de l'Observatoire participatif des vers de terre (OPVT)⁸, AgrInnov, ProDij', Clé de sol. Tous ces dispositifs s'appuient sur des démarches interdisciplinaires et mobilisent une large diversité d'outils : vidéo, lieux d'échange comme les *living labs* ou les ateliers. Ceci aboutit à un apprentissage commun en termes de cadre conceptuel, de connaissances (théoriques, pratiques), de leviers d'actions, basé sur une synergie positive valorisant autant les savoirs académiques que les savoirs locaux.

L'implication des participants peut varier du simple *crowdsourcing* (contribution à l'acquisition de données) à la co-interprétation (participation à l'interprétation des résultats avec les chercheurs), la co-construction (participation à l'élaboration du projet, la définition des questions de recherche, de la démarche) ou la co-responsabilité (implication dans le portage logistique, technique et financier). Elle détermine fortement la portée du dispositif en termes de production d'indicateurs ou de méthodes, d'acquisition de données, et d'actions engagées sur la base de l'utilisation de ces indicateurs. Certains dispositifs mettent davantage l'accent sur une démarche inclusive de définition de la question à traiter et des objectifs à atteindre, et/ou des moyens d'y répondre (choix des outils, mise en œuvre, interprétation). D'autres s'appuient sur l'implication des groupes de citoyens ou de professionnels pour accéder à une diversité de situations (contextes pédoclimatiques, occupations des sols, pratiques de gestion) bien supérieure à ce qui peut être imaginé et conduit dans le cadre d'approches d'expérimentation classiques. Ceci contribue à l'amélioration de la représentativité des bases de données de référence, notamment sur des thématiques actuellement peu documentées (espaces urbains, espaces forestiers, espaces privés).

2.2. Diversité des perceptions des sols et de leurs qualités

2.2.1. Facteurs sociaux

Suivant leurs activités, leurs préoccupations, leurs situations sociales, les différents types d'acteurs ont des perceptions variées de la qualité des sols, et des manières différentes de l'évaluer. Cette diversité peut être source d'incompréhensions et de conflits entre acteurs ; elle est à prendre en compte pour l'élaboration d'une démarche commune portant sur la qualité des sols.

Au niveau européen, une étude a été réalisée dans le cadre du projet LANDMARK (Bampa *et al.*, 2019; O'Sullivan *et al.*, 2018) pour identifier les freins à la mise en œuvre d'un scénario d'optimisation de la gestion des sols dans une zone de captage des eaux pour atteindre les objectifs de développement durable adoptés par l'UE (O'Sullivan *et al.*, 2018). Elle montre que la mise en œuvre du scénario d'optimisation dépend de différences dans la priorisation des fonctions des sols suivant le positionnement des acteurs, mais aussi dans les connaissances disponibles (savoirs, savoir-faire, solutions techniques), dans les contraintes institutionnelles (par ex. : les incitations à la mise en œuvre) et dans les paramètres culturels et les règles informelles. En prolongation de cette étude, une enquête met en évidence les différences d'échelles auxquelles les acteurs

⁸ <https://ecobio.univ-rennes.fr/ecobiosoil> (Consulté le 31/10/2024)

positionnent les enjeux liés aux sols (Bampa *et al.*, 2019). Les acteurs régionaux, nationaux ou européens les situent sur des espaces vastes, en s'appuyant sur des savoirs généraux et une connaissance faible des contextes locaux. *A contrario*, les agriculteurs et les conseillers agricoles les placent plutôt à des échelles locales, et s'appuient sur d'importants savoirs locaux et des savoir-faire techniques, tout en notant qu'ils manquent de références techniques (Gascuel-Oudou *et al.*, 2023; Jónsson *et al.*, 2016).

De nombreux travaux cherchent à identifier les déterminants de ces différences de perceptions et de préoccupations vis-à-vis de la qualité des sols. En ce qui concerne l'agriculture par exemple, des différences sont mises en évidence selon le modèle de production dans lequel les agriculteurs sont engagés (par ex. : agriculture biologique, agriculture de conservation des sols, agriculture conventionnelle). Elles paraissent en partie liées aux caractéristiques matérielles des exploitations (taille, orientation technico-économique...) et des exploitants (âge, formation...), mais les travaux les plus récents mettent aussi en évidence le caractère primordial des systèmes de normes sociales et réseaux de relations adoptés par les agriculteurs. Les différences entre agriculteurs dans les pratiques de conduite des sols peuvent prendre une nature politique (dans le sens où elles marquent la défense d'orientations différentes) et identitaire (dans le sens où leur défense renvoie à une manière dont les acteurs se qualifient eux-mêmes). Une enquête conduite en Bourgogne (Compagnone et Pribetich, 2017) montre ainsi comment des agriculteurs en agriculture biologique, de conservation ou conventionnelle, se positionnent différemment par rapport à la mise en œuvre du non-labour, et comment ce positionnement peut être relié à leur identité d'agriculteur. De même, un travail mené dans le Burgenland en Autriche (Wahlhütter *et al.*, 2016) met en évidence l'importance des sols dans la construction des identités des agriculteurs. Ceux-ci se distinguent ainsi d'autres agriculteurs, groupes ou domaines de travail, à partir d'aspects ayant trait à la qualité des sols ou à leurs stratégies de gestion des sols. Dans l'un et l'autre cas, en agriculture biologique ou en agriculture de conservation, la relation de ces praticiens à leur sol est particulièrement importante dans la construction de leur identité agricole.

2.2.2. Encastrement social de la production des connaissances

La qualité des sols n'est pas une chose directement perceptible de manière homogène par l'ensemble des acteurs. Des indicateurs sont donc indispensables à une représentation partagée de cette qualité, et à son objectivation. Pour ce faire, des savoirs scientifiques sont mobilisés, dont l'élaboration est elle-même encadrée dans un contexte social.

Les travaux conduits en sciences humaines et sociales à partir des années 1980, notamment dans le domaine des *science and technology studies* (Jasanoff, 2010), permettent de mettre en évidence quatre principales dimensions sociales qui jouent sur la production de savoirs scientifiques à propos des sols. La **dimension politique** réside essentiellement dans la mise à l'agenda de problèmes par les décideurs politiques et le ciblage des programmes de recherche financés (Bispo et Schnebelen, 2018; Fournil *et al.*, 2018; Hassenteufel, 2010). La **dimension cognitive ou normative** intervient dans la définition de catégories avec la production de seuils adjoints aux indicateurs. Dans une perspective normative, les seuils permettent de porter un jugement sur la plus ou moins bonne ou mauvaise qualité du sol. Ces distinctions se font au regard de la connaissance générale que l'on peut avoir d'une situation, qui dépasse le strict cadre des données avec lesquelles opèrent les scientifiques, et nécessite des débats entre experts, décideurs et praticiens (connaissances des autres disciplines, des techniques des praticiens, des exigences des différents acteurs pour des usages variés, etc.) (Jónsson *et al.*, 2016). Cet encastrement social se révèle également dans sa **dimension opérationnelle**, conditionnée par la disponibilité des ressources nécessaires à l'utilisation des indicateurs (ressources cognitives et matérielles) (Israel-Jost, 2015). Enfin, la **dimension performative** implique que la mise en avant d'indicateurs entraîne un déplacement dans les perceptions et les points d'attention des différents acteurs vis-à-vis de sols.

2.2.3. Angles disciplinaires

Les conceptions du sol et de sa qualité montrent des divergences au sein même du champ académique. Ces divergences sont liées pour partie aux spécificités de chaque domaine disciplinaire, mais aussi à une évolution historique des paradigmes qui sous-tendent la démarche de recherche. Une clé de lecture importante des différentes acceptions de la qualité des sols, qui ressort de l'examen de la littérature et des discussions entre experts, est l'angle disciplinaire. Les principaux traits caractérisant ces différences d'approches sont retracés ici.

En droit, la qualité peut notamment renvoyer au statut d'une personne, physique ou morale, à la capacité juridique, ainsi qu'à un standard légitimement attendu d'un bien ou d'une prestation. En droit de l'environnement, la qualité a suivi au fil du temps une trajectoire d'interprétation partant du droit à un environnement sain dans un sens très anthropocentré, pour ensuite s'enrichir des différents domaines des sciences de l'environnement. Dans le domaine de l'eau par exemple, l'acceptation de la qualité peut être associée à l'usage (par ex. : potabilité, eau de baignade), ou dans une perspective considérant la qualité des milieux aquatiques comme habitats écologiques, avec différents indicateurs définis selon le type de masse d'eau. Une telle approche n'a pas été développée en ce qui concerne les sols, ni en droit français, ni en droit européen ou international. Si certains textes législatifs et réglementaires, tout comme les juges, ont recours à la notion de qualité des sols, cette dernière recouvre des réalités très variables voire contradictoires.

En économie, la qualité d'une terre est conditionnelle à l'usage qui en est fait, avec une articulation des différents usages en termes de valeur. Dans cette littérature, les déterminants d'ordre foncier priment généralement sur la qualité du sol en termes pédologiques. Le terme *soil* est ainsi absent des publications scientifiques en économie urbaine et économie des transports, où *land* est largement favorisé. La littérature qui s'intéresse toutefois à des propriétés caractérisant le sol peut considérer sa qualité comme une cause ou une conséquence des choix d'usage. Ce corpus est largement dominé par des travaux relatifs à l'agriculture. Pour autant, les années les plus récentes montrent une dynamique d'étude intégrant davantage d'autres usages des sols comme la forêt et les usages environnementaux (conservation, restauration, compensation).

Avec les enjeux économiques associés au développement des outils de l'agriculture de précision qui mobilisent d'importants jeux de données sur les propriétés du sol à une échelle infra-parcellaire, une littérature économique émerge pour traiter de la valeur de l'information relative à la qualité des sols (Tsiboe et Tack, 2022). Cette valeur est estimée par les bénéfices potentiellement associés aux meilleures décisions que l'information sur la qualité des sols permettrait de prendre.

En sociologie, anthropologie et géographie, la qualité des sols est comprise en observant la manière dont les humains et leurs formes d'organisation sociale la conçoivent et l'établissent dans des systèmes de normes, et l'intègrent dans leurs choix d'usage et de gestion des sols. Ces disciplines n'ont donc en elles-mêmes aucune portée normative sur ce qui fait qu'un sol est de bonne ou mauvaise qualité, mais éclairent les mécanismes par lesquels des groupes humains, en relation avec leurs territoires, construisent et déconstruisent ces normes.

Les disciplines élémentaires des sciences de la matière et du vivant qui s'emparent de l'objet sol sont centrées sur les processus qui mobilisent le plus leurs acquis disciplinaires. La physique est majeure s'agissant de la structure et de la dynamique hydrologique du sol. La chimie est fortement mobilisée pour comprendre les transformations des nutriments et contaminants. La biologie est indispensable pour comprendre les dynamiques des communautés vivantes du sol à toutes les échelles et pour l'ensemble des domaines du monde vivant : *Animalia* (animaux), *Plantae* (végétaux), *Fungi* (champignons), *Bacteria* (bactéries), *Archaea* (archées), *Chromista* (chromistes), *Protozoa* (protozoaires). Ces trois disciplines sont toutefois indissociables pour comprendre des processus fondamentaux du sol comme la pédogénèse, la nutrition des plantes, et les grands cycles hydrobiogéochimiques, dont la dynamique au sein du sol associe des éléments abiotiques et biotiques. Certains indicateurs de fonctions des sols sont ainsi difficilement classables suivant leur nature physique, chimique ou biologique (la teneur en carbone organique par exemple). Ces disciplines élémentaires sont ainsi en interaction étroite avec la pédologie et l'écologie.

La pédologie centre son objet d'étude sur les sols, dont elle établit une typologie, et dont elle explique les mécanismes de formation et d'évolution. Longtemps associée avec l'**agronomie**, elle a eu tendance à adopter la productivité agricole comme un critère de bonne qualité. La composante chimique de la fertilité a également dominé en lien avec les avancées qu'a connues la science dans ce domaine au XX^e siècle. Or depuis quelques décennies, les progrès de l'écologie des sols (microbiologie, nématologie, etc.) repositionnent le vivant au cœur de l'étude du fonctionnement du sol.

L'écologie, suivant l'angle choisi, peut considérer le sol comme habitat pour des organismes, comme écosystème, ou comme composante de l'écosystème auquel le sol participe. Comme les sciences sociales pour les systèmes sociaux, l'écologie étudie la dynamique des interactions et les évolutions des systèmes écologiques, et n'a pas de référentiel pour juger de leur plus ou moins bonne qualité. Ainsi, c'est souvent implicitement que la qualité écologique des milieux se trouve associée à celle des conditions de vie que ces milieux confèrent aux êtres humains.

2.2.3. Désignations de la qualité des sols

La qualité est un terme qui comporte une ambivalence du fait qu'elle puisse désigner, de manière descriptive, ce que le sol est, c'est-à-dire son type, et de manière plus normative en termes de jugement, ce que le sol vaut en tant que sol de plus ou moins bonne qualité. Ce jugement implique également un point de vue sur ce que le sol devrait être, et qui va guider l'action.

- **Ce que le sol est ou ce que le sol fait**

La désignation de « ce que le sol est » est déclinée suivant deux axes complémentaires : une décomposition typologique et une décomposition analytique.

Dans une approche typologique, les sols font l'objet de classements parfois inscrits dans des dénominations vernaculaires, souvent associées à la couleur (par ex. : « terres blanches », « sols bruns forestiers ») qui peuvent être harmonisées en lien avec des problématiques professionnelles et/ou foncières (par ex. : « sables d'ardentes » dans le département de l'Indre, dans le cadre d'un classement en fonction du potentiel agronomique), ainsi que dans des classifications scientifiques qui font l'objet de conventions à différents niveaux (Référentiel pédologique au niveau français⁹, *World reference base* (WRB) au niveau mondial¹⁰), ou encore la *Soil taxonomy*¹¹ états-unienne souvent utilisée.

La décomposition analytique vise à décrire les différentes propriétés du sol contribuant à sa qualité : ses compositions physique, chimique et biologique (par ex. : teneur en sable, en argile, teneur en azote, en contaminants, teneur en matière organique, abondance des organismes), ses propriétés (par ex. : conductivité, texture), et les processus qui s'y déroulent (par ex. : vitesse de minéralisation de la matière organique, activités enzymatiques, transferts d'eau ou de gaz).

- **Ce que le sol vaut**

Désigner un sol comme étant « bon », « sain », « riche », « fertile » ou « vivant », revient à en apprécier la valeur. De telles désignations opèrent à partir de critères d'appréciation différents suivant les catégories d'acteurs, parce que les systèmes de classement des choses à partir desquels ils opèrent un jugement sont propres à leur système de pensée, en lien avec leurs préoccupations. La littérature en Sciences humaines et sociales (SHS) invite à expliciter et contextualiser tout cadre normatif utilisé par les acteurs pour établir ce qu'est un sol de bonne ou mauvaise qualité.

Parmi les usagers des sols, la désignation de la qualité tend à privilégier les paramètres qui sont les plus contraignants pour les interventions anthropiques qui relèvent de leur activité, ou à l'inverse les plus sensibles à ces interventions. Par exemple, le sol peut être considéré comme une entité surfacique à gérer en fonction de besoins pensés en termes de production de ressources alimentaires, de régulation de la ressource en eau, de stockage de carbone, de risques, de support d'activités anthropiques (économiques, logement) ou encore d'habitats/d'espaces naturels à visées récréatives et/ou de conservation. Le sol des terrassiers est appréhendé à partir de phénomènes d'érosion, de tassement et de dissolution dont ils doivent se préserver. D'autres acteurs, comme les agriculteurs ou les forestiers utilisant du machinisme lourd, vont être confrontés aux problèmes de tassement ; les irrigants à celui de la salinisation, etc. Parmi les agriculteurs, des spécificités ont été relevées chez les viticulteurs qui appréhendent la qualité du sol non seulement pour ses potentialités productives, mais également pour sa singularité en tant que composante du terroir marquant une identité de produit final.

- **Ce que le sol devrait être ?**

Du fait de ces différences de conception et de perception, des oppositions peuvent naître entre types d'acteurs ne conduisant pas les mêmes activités, sur l'évaluation de la qualité d'un même sol. La mise en œuvre d'une gestion durable des sols est ainsi entravée par des intérêts divergents portés par des acteurs différents. Si les agriculteurs et les autres acteurs de la chaîne de valeur donnent la priorité aux critères économiques pour penser la durabilité des sols, les acteurs engagés dans la protection de l'environnement mettent en avant des critères environnementaux.

⁹ <https://www.afes.fr/les-sols/referentiel-pedologique/> (Consulté le 31/10/2024)

¹⁰ <https://www.isric.org/explore/wrb> (Consulté le 31/10/2024)

¹¹ <https://www.nrcs.usda.gov/resources/guides-and-instructions/soil-classification> (Consulté le 31/10/2024)

Fournil *et al.* (2018) identifient ainsi les logiques de « requalification environnementale » du sol à l'œuvre depuis le milieu des années 2000, qui se démarquent de l'appréhension agricole dominante dans laquelle le sol est vu comme support fertile et de production. Deux logiques de requalification environnementale sont distinguées : l'une s'attache à la conservation *per se* des sols et de leur biodiversité face aux dégradations qui les menacent ; l'autre met l'accent sur l'intérêt de favoriser la sécurisation des fonctions et services rendus par les sols.

2.3. Co-production de l'information sur la qualité des sols

Les connaissances scientifiques sont ainsi une composante parmi l'ensemble des éléments qui conduisent les acteurs à qualifier les sols. La littérature traitant de manière générale de l'usage d'indicateurs pour la décision publique a conceptualisé les interactions entre science et décision suivant différents modèles rappelés dans l'Encadré 2.

Dans ces dynamiques d'interaction, l'indicateur est un outil intellectuel et pratique. A travers la multitude des caractéristiques à partir desquelles le sol peut être potentiellement connu, il marque celle qu'il renseigne comme étant pertinente pour comprendre ou agir. Dans le même temps, il s'appuie sur et propose des éléments perceptifs permettant d'évaluer concrètement cette caractéristique. Cette position occupée par l'indicateur dans les interactions entre acteurs, a amené certains auteurs à le considérer comme un « objet frontière » (cf. Encadré 3).

Encadré 2. Principales conceptualisations des interactions entre science et société (Pülzl et Rametsteiner, 2009)

- **Le modèle de transfert** adopte une conception linéaire de la circulation des savoirs, de la science vers la société. La science est envisagée comme lieu de production de savoirs, dénué de tout jugement de valeur, séparé du monde de la gouvernance, lieu de l'utilisation du savoir. Cette conception des interactions est largement remise en question au profit des approches transactionnelles, mais reste pour autant très présente dans les habitudes de langage par lesquelles les acteurs situent leur propre positionnement.
- **Le modèle transactionnel** considère la formulation d'indicateurs comme une activité hybride dans laquelle interagit une diversité d'acteurs, qui tient compte de l'effet des commandes adressées aux scientifiques sur le cadrage et l'orientation des questionnements de recherche, ainsi que de la réinterprétation et de l'adaptation des résultats produits en fonction de leur contexte d'utilisation. Scientifiques et autres groupes sociaux sont à la fois porteurs et producteurs de savoirs et de valeurs.
- **Le franchissement de frontière** (boundary spanning) (Pülzl et Rametsteiner, 2009) met l'accent sur le travail d'aller-retour, de traduction continue entre le champ scientifique et celui des acteurs, comme garantie de succès du travail d'évaluation. Celui-ci inclut et rend explicites les processus de négociation entre les différents cadres référentiels et domaines de préoccupations qui sous-tendent les positionnements des scientifiques, des décideurs et des usagers des sols.

Encadré 3. L'indicateur comme objet frontière

Le concept « d'objet frontière », issu de la sociologie des sciences (Star et Griesemer, 1989; Trompette et Vinck, 2009), vise à décrire des objets épistémiques (tels que des théories, des bases de données, des collections naturalistes, etc.) qui sont « à la fois suffisamment souples pour s'adapter aux besoins locaux et aux contraintes des différentes parties qui les emploient, et suffisamment robustes pour conserver une identité commune à travers différents sites » (Star et Griesemer, 1989). Un objet frontière est donc capable de faire partie de plusieurs mondes sociaux à la fois, au sein desquels il pourra se voir attribuer des identités variables, mais entre lesquels il rend la communication possible. Certains auteurs (Turnhout *et al.*, 2007) considèrent ainsi que les indicateurs réellement efficaces sont toujours des objets frontières, dont la signification change en fonction des acteurs, mais qui possèdent une structure suffisamment stable pour être reconnus de manière partagée. De ce fait, ils sont avant tout des vecteurs de traduction et de coordination entre mondes sociaux. Ces auteurs suggèrent que le caractère trop finalisé et spécifique d'un indicateur peut représenter une faiblesse dans le cas où il ne permettrait pas aux acteurs de négocier son contenu et son périmètre d'application. Ainsi, un indicateur qui laisse place à des reformulations à mesure que les impératifs politiques ou organisationnels évoluent permet un certain degré de négociation et de prise en compte de considérations qui n'avaient pas été formalisées au départ, et autorise une diversité d'interprétations et d'appropriations dans les mondes sociaux que l'indicateur met en relation. Ce sont notamment ces caractéristiques qui ont permis, au début des années 2000, à divers indicateurs de qualité écologique de l'eau de « servir de langage commun entre la science, la politique et d'autres parties prenantes, et de faciliter les discussions, les négociations et la prise de décision » (Turnhout *et al.*, 2007).

Ainsi, le processus de construction d'un indicateur s'inscrit dans des cycles de mobilisation et d'enrôlement d'acteurs privés et publics impliquant des scientifiques, des décideurs politiques, des groupes d'intérêt, de citoyens, etc. Il est indissociable d'un débat quant à la caractérisation des questions à traiter, de ce qui fait problème, des sous-catégories du problème, et des indicateurs supposés en rendre compte. Les enjeux de définitions occupent une large place dans ce débat, qui met en évidence l'importance de s'accorder sur un langage commun.

Le choix par les experts scientifiques des indicateurs considérés comme pertinents au regard des préoccupations des acteurs, de l'information reçue sur la qualité des sols, son interprétation et son partage, et de la perception de cette qualité par les acteurs, sont ainsi le produit d'une co-évolution. Cette dynamique de circulation sociale de l'information sur la qualité des sols est représentée par la Figure 10, qui décline les principales modalités d'interaction entre trois grandes catégories d'acteurs : les usagers du sol (par ex. : agriculteurs, forestiers, urbanistes, naturalistes) ; les experts techniques et scientifiques ; et les décideurs publics. Pour chacun de ces pôles sont rappelés les cadres normatifs auxquels se réfère la catégorie d'acteurs, et la diversité des préoccupations qui sous-tendent leurs positionnements est explicitée par quelques exemples.

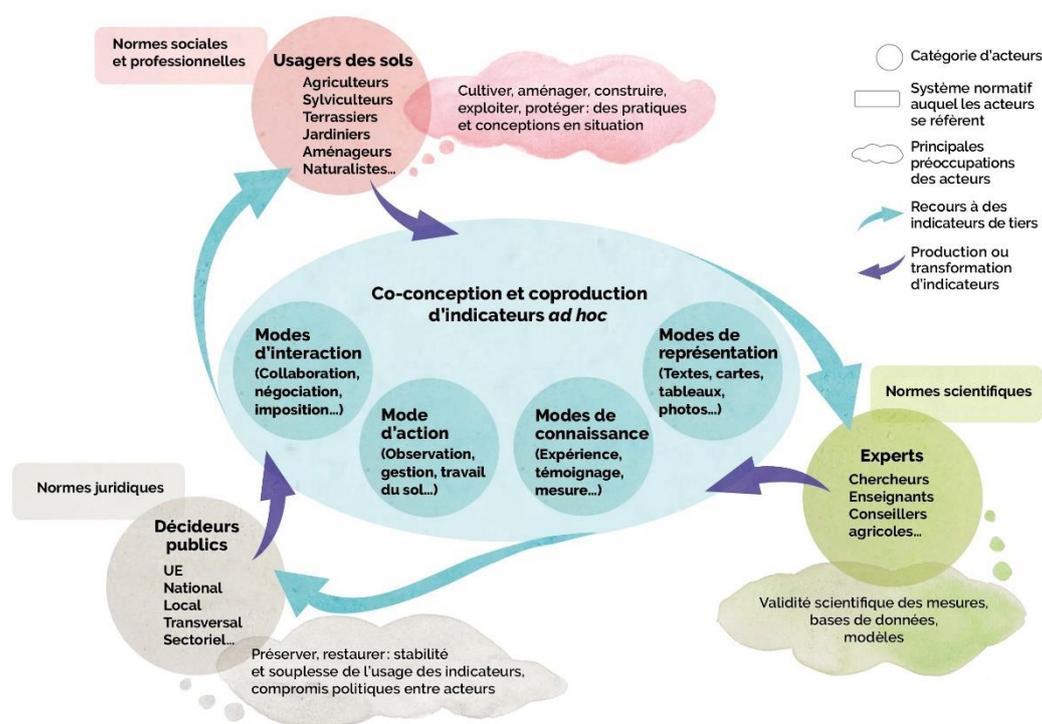


Figure 10. Co-production et utilisation des indicateurs de qualité des sols

De nombreux auteurs plaident ainsi pour la production de référentiels dans le cadre de projets de recherche-action : « pour que l'information se transforme en connaissance, il est nécessaire qu'une diversité d'acteurs interrogent et négocient, de manière collective [par exemple par des phases de modélisation participative, de scénarios prospectifs], le sens qu'ils attribuent à ces informations, afin qu'elles soient utilisées dans un but commun co-défini par les divers groupes d'acteurs » (Plant *et al.*, 2021).

3. Place de la qualité des sols dans les cadres de gouvernance

3.1. Propriété privée et intervention publique

3.1.1. Le sol comme commun, semi-commun ou transpropriété

L'évolution du statut des terres comme biens collectifs, privés ou publics au cours de l'histoire, est pour certains économistes un marqueur de la grande transformation qu'ont connue les économies aujourd'hui développées. A l'heure actuelle dans ces pays, le foncier fait en très grande partie l'objet de droits de propriété, que ceux-ci soient détenus par des personnes physiques ou morales (sociétés, collectivités territoriales). Ces droits plus ou moins étendus compte tenu de droits concurrents (servitude, expropriation ou préemption par exemple au titre du droit de préemption des Safer, du zonage des documents d'urbanisme, de la réglementation environnementale), réservent en général aux propriétaires l'exclusivité sur les décisions relatives à l'occupation, la gestion, la vente de ces surfaces.

Le fait que la propriété foncière emporte celle du matériau sol est couramment mis en avant comme élément explicatif du faible développement des dispositifs publics de préservation de la qualité du sol. La comparaison est souvent avancée avec les cadres juridiques concernant la qualité de l'eau ou celle de l'air, qualifiées par le droit de choses communes protégées au titre du patrimoine commun de la nation (Juerges et Hansjürgens, 2018). Or, à travers l'UE, le droit de propriété accorde une grande latitude d'actions dans la conduite de pratiques dégradant mais aussi préservant les sols.

Les articles de doctrine juridique mobilisés démontrent clairement que le droit de propriété n'est pas incompatible avec la mise en place d'un régime de préservation des sols. Ces derniers font en effet partie de l'environnement et bénéficient donc d'une valeur constitutionnelle, au même titre que le droit de propriété. Une mise en balance des intérêts peut donc être orchestrée par le législateur. Ost (1995) évoque quant à lui le mécanisme de la transpropriation qui existe pour d'autres intérêts (monuments historiques, qualité de l'eau, etc.), et qui consiste à dissocier la propriété du fonds des qualités qui le constituent : le propriétaire d'un bien est reconnu comme responsable et garant de la préservation des qualités du sol qu'il possède ou dont il a la garde.

Au-delà du cadre juridique européen et français, la perspective adoptée en anthropologie pour l'étude des faisceaux de droits fonciers considère la propriété des terres indépendamment des catégories fondatrices du droit civil romano-germanique (*usus, fructus* et *abusus*¹²), en distinguant ce qui relève des sols *versus* du foncier. Dans une telle logique, les propriétaires fonciers pourraient conserver la jouissance de l'espace dans la limite de certaines lignes directrices à définir, tandis que la communauté des occupants considérée sur un périmètre plus large, serait garante de la gestion des ressources naturelles et de la pérennisation des fonctions et services des sols. « Commun » ou « semi-commun » selon les auteurs, le sol (en tant qu'entité de nature) serait, dans ces configurations, appelé à être géré par un ensemble d'acteurs pas nécessairement identique à celui intervenant sur le foncier (conçu comme une simple surface).

Le droit de propriété n'apparaît ainsi pas incompatible avec la création par le législateur d'obligations de préservation de la qualité des sols. L'absence d'harmonisation européenne des règles est identifiée en revanche comme une source importante d'inaction au niveau des Etats.

3.1.2. La gouvernance de la qualité des sols au regard de celle de l'eau et de l'air

Pour l'eau et l'air, des objectifs de qualité sont posés par le droit, précisés par des indicateurs qui étaient initialement conçus au regard d'enjeux de santé humaine, et ont été complétés par des indicateurs de qualité écologique du milieu. Des mesures sont en outre prescrites par le droit pour atteindre ces objectifs. Chacun de ces milieux se voit attribuer une conception de la qualité qui lui est propre. Dans le cas de l'air, la « qualité » fait référence à la présence ou à l'absence de contaminants (gaz

¹² *Usus* : droit d'user de la chose (par ex. accéder) - *Fructus* : droit de jouir de la chose (par ex. cultiver, faire fructifier) - *Abusus* : droit de disposer de la chose (par ex. vendre).

ammoniac, ozone, particules). Les concentrations de ces substances sont comparées à des valeurs seuils qui conditionnent le niveau de la qualité. Or contrairement à l'air¹³, il n'existe pas de « sol pur » : tous les sols ont un héritage d'éléments ou de composés naturellement dérivés de leurs matériaux d'origine et ce fond géochimique naturel varie d'un endroit à l'autre. Ainsi, les sols de serpentine contiennent naturellement de fortes concentrations de nickel, de chrome et de cobalt provenant des matériaux parentaux, et non d'activités anthropiques.

Si cette approche par les contaminants a également valu pour l'eau, ce n'est plus le cas aujourd'hui. En effet, le droit comme les politiques publiques ont intégré la dimension « terrestre » de l'eau en visant désormais la qualité de l'eau et des milieux aquatiques (qui comprennent par exemple la ripisylve¹⁴). Comme le souligne Meynier (2020), « la démarche qui s'inscrit dans l'objectif d'un bon état des masses d'eau consiste à définir des indicateurs scientifiques de qualité auxquels sont associés des systèmes de classement se rapportant à une référence ; puis sont établis un système de surveillance adapté aux indicateurs et des mesures environnementales d'amélioration, ou pour le moins de non-dégradation, des milieux. Il résulte donc de l'exigence de bon état des masses d'eau des critères scientifiques de la qualité de l'eau et des classifications des masses d'eau selon leur état écologique et chimique, ou même quantitatif pour les eaux souterraines. » Par ailleurs, les sols comme les milieux aquatiques (dont les zones humides font partie) présentent des caractéristiques positives, qui contribuent à leur qualité au-delà de l'absence de contaminants. Il s'agit par exemple pour les sols de la teneur en matière organique, la stabilité des agrégats ou la biodiversité. Cependant, la transposabilité du concept de qualité de l'eau à celui de la qualité des sols, si elle exprime une certaine logique à voir l'ensemble des milieux protégés par le droit, serait limitée par les différences de statut juridique (les sols sont majoritairement appropriés par des personnes privées contrairement à l'eau) et les différences de fonctionnement. C'est donc une approche conceptuelle bien distincte qu'il faudra traduire en termes de gouvernance.

Pour une approche complète des liens entre qualité du sol et qualité de l'eau, le rapport du projet NORMASOL (Farinetti, 2013) reste à ce jour le travail le plus complet. Il préconise « une approche globale de la qualité », au-delà de la seule référence aux usages ou aux services et par référence « à un état "idéal" qu'est l'état non perturbé, dont il s'agit de s'approcher au plus près » (Farinetti, 2013).

3.1.3. Doctrine d'une intervention publique sur le sol

Les processus décisionnels concernant les sols sont définis de manière large par Juerges et Hansjürgens (2018), comme « la somme de toutes les institutions formelles et informelles (par ex. : les prescriptions légales, le cadre juridique, les incitations du marché, les règles, les normes, les habitudes, les attitudes) qui concernent les processus décisionnels liés au sol des acteurs étatiques et non étatiques à tous les niveaux de décision ».

En ce qui concerne la composante publique, c'est-à-dire juridique et institutionnelle de la gouvernance des sols, la question est couramment posée de la délimitation la plus pertinente entre le cadre établi collectivement (et son échelle territoriale) et l'autonomie de décision laissée aux acteurs privés. Dans sa version la plus élémentaire, l'économie publique considère que les décisions privées sur l'utilisation des sols sont efficaces lorsque les conséquences de ces décisions sont pleinement internalisées, c'est-à-dire qu'elles se traduisent par un gain ou une perte pour l'acteur qui les a prises. En présence d'externalités, c'est-à-dire de conséquences non prises en compte par le marché pour des tierces personnes, une intervention publique est nécessaire pour éviter ou compenser ces conséquences.

Des auteurs qui supposent qu'il n'y a **pas ou peu d'externalités**, montrent notamment aux États-Unis que la plupart des bénéfices de la conservation des sols sont privés. Les agriculteurs qui se préoccupent de la qualité de leurs sols ont un retour sur investissement positif et les améliorations apportées au sol du fait de leurs pratiques se répercutent sur le prix du foncier. Suivant cette optique, le degré de dégradation des sols correspond donc à un choix accepté socialement, ce qui a été par exemple montré pour l'érosion (McConnell, 1983).

¹³ Communication de la Commission européenne COM(2013) 918 final - Le programme "Air pur pour l'Europe" (*Clean air for Europe* - CAFE) : vers une stratégie thématique de la qualité de l'air. - <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2013:0918:FIN:FR:PDF> - Ce programme pose les bases de la première des stratégies thématiques annoncées dans les sixième et septième programmes d'action pour l'environnement.

¹⁴ La ripisylve est un espace d'échanges, appelé écotone, entre les milieux terrestres et le milieu aquatique.

Ces résultats sont nuancés par certains travaux, toujours en Amérique du Nord, qui mettent en évidence que les pratiques observées dépendent de l'état du sol seulement pour de hauts niveaux de dégradation, alors même qu'une prise en compte plus précoce serait avantageuse économiquement pour les agriculteurs concernés. La question qui découle de ces constats est de comprendre pourquoi les agriculteurs ne font pas en sorte d'obtenir un niveau optimal de qualité des sols alors qu'ils gagneraient à le faire (Stevens, 2018). Dans cette optique, une synthèse de 87 études en Europe évoque des différences d'attitudes vis-à-vis de la préservation de l'environnement, de compétences, de taille d'exploitation ou d'expérience pour expliquer ce paradoxe (Bartkowski et Bartke, 2018), alors que les facteurs démographiques comme l'âge, le genre, l'éducation, les perceptions des voisins ou de la société auraient des effets plus incertains (cf. Section 2.2.1).

La **mise en évidence d'externalités** liées à l'utilisation des sols s'établit sur les plans spatial et temporel. Les externalités repérées sur le plan spatial sont les conséquences, sur d'autres espaces, des pratiques mises en œuvre sur une parcelle. Par exemple, les intrants apportés peuvent être en partie transférés vers les milieux aquatiques, entraînant une dégradation de la qualité de l'eau qui sera à la charge de la collectivité ; ou encore la destruction d'un couvert végétal, affectant la dynamique d'infiltration de l'eau, peut entraîner des inondations à l'aval du bassin versant, ainsi qu'une augmentation de l'érosion hydrique avec des écoulements de boue et une dégradation de la qualité de l'eau en aval de la parcelle. Les externalités repérées sur le plan temporel correspondent à des conséquences subies par les usagers futurs de la parcelle. Par exemple le labour systématique permet à court terme un gain de rendement plus profitable que le coût monétaire de cette intervention, mais a des conséquences différées dans le temps sur la structure et la teneur en matière organique du sol qui affectera ce même rendement. Les conséquences de la décision prise par un usager du sol sont alors supportées par son successeur.

Pour les économistes, la mise en évidence de ces externalités permet d'identifier les mesures correctrices pertinentes et d'en déterminer les contributeurs et les bénéficiaires. Cependant, face à la difficulté de mesurer les préférences des individus et de la société pour les fonctions et services remplis par les sols, l'opérationnalité de ces principes n'est pas encore bien stabilisée dans la littérature.

3.1.4. Modalités d'intervention publique sur les sols

La gouvernance des sols consiste ainsi à organiser l'échange et l'arbitrage quant à la place relative à accorder aux différentes fonctions des sols, et à l'évolution des usages associés. Certains auteurs proposent de classer les outils disponibles pour ce faire, qu'ils relèvent du domaine public ou privé, en 5 catégories : juridique, d'aménagement, basée sur le marché, informative et coopérative (Juerges *et al.*, 2018), tandis que d'autres (Prager *et al.*, 2011) les rassemblent en trois catégories de mesures : obligatoires, volontaires et informatives. En ce qui concerne plus spécifiquement l'intervention publique, de manière commune au droit et à l'économie, la doctrine se divise schématiquement en deux principaux types d'intervention.

La première, très classique en droit administratif, consiste à créer un **mécanisme préventif de police administrative spéciale** qui découlerait de la reconnaissance que la préservation de la santé des sols est d'intérêt général. Il présente l'intérêt d'intervenir à la fois en amont de la dégradation des sols en soumettant les activités à certaines règles, et de créer un système de sanction dans l'éventualité de leur non-respect. C'est par exemple la voie qui se dessine en droit de l'urbanisme avec la perspective de la mise en place d'un système où les décisions administratives liées à l'affectation et à l'occupation du sol seraient attentives à ses fonctions. L'efficacité d'un tel régime est néanmoins mise en doute, notamment par les économistes, en raison de sa rigidité, de sa potentielle lourdeur administrative et des besoins d'information qu'elle implique, s'agissant de fixer des obligations en termes de moyens et/ou de résultats pertinents pour la société, et de contrôler le bon respect de ces obligations.

La seconde part du constat que le caractère coercitif de la norme environnementale n'est pas nécessairement un critère de son efficacité ni de son adoption par les acteurs concernés. Elle consiste donc à **développer des approches volontaires** se déclinant par exemple en politique de contractualisation, de certification ou de marché, comme on l'observe actuellement dans la politique de conservation des sols aux États-Unis ou dans le domaine du stockage de carbone des terres agricoles. Cette approche est davantage prônée par les économistes de manière à focaliser les objectifs sur les fonctions et les services qui sont réalisés dans les sols et impactés par les décisions d'ordre privé. Il s'agit de proposer une rémunération pour la mise en œuvre de pratiques identifiées comme favorables à la fourniture de ces services et/ou une taxation sur les pratiques

identifiées comme défavorables. C'est l'approche la plus utilisée actuellement pour les usages agricoles (Jeffery et Verheijen, 2020), avec par exemple les incitations accordées pour la rotation des cultures, la réduction du travail du sol, l'amendement organique à l'aide de composts et de fumiers, ou l'utilisation de cultures intermédiaires. Toutefois, une grande fragilité de ce type d'intervention est que la pérennité de ses effets dépend de celle des financements et des incitations proposés. Surtout, la fourniture effective des services écosystémiques n'est pas vérifiée par des mesures sur le terrain, car seule la mise en œuvre des pratiques fait l'objet de contrôles. Contractualiser la fourniture de services écosystémiques ne résout ainsi finalement pas la question du choix entre des interventions basées sur des obligations de moyens ou de résultats (cf. Section 3.1.5). La justification technique des incitations accordées est une quantification des services rendus résultant des pratiques mises en œuvre, qui est établie sur la base d'expérimentations ponctuelles. Les évaluations ainsi produites sont transposées du champ expérimental à l'ensemble des situations de mise en œuvre, sans que la validité d'un tel transfert ne soit vérifiée.

3.1.5. Nature des incitations et obligations instaurées

La littérature fait état de l'intérêt de baser les incitations sur des obligations de moyens (usages, pratiques) (Jeffery et Verheijen, 2020), sous réserve d'améliorer et actualiser les fondements scientifiques sur lesquels leur définition repose. La modélisation est mise en avant dans cette perspective (Bartkowski *et al.*, 2021), ce champ de recherche étant encore très ouvert. L'effet réel des incitations sur la qualité des sols à une échelle globale et à long terme reste à documenter au regard de questions qui touchent plus largement à l'évaluation des politiques publiques : les effets d'aubaine, les inégalités entre usagers, les moyens investis dans la restauration après dégradation au regard de dispositifs évitant les dégradations.

La plupart des dispositifs de gouvernance de la qualité des sols repose sur des obligations de moyens et un fort présupposé quant à la relation entre l'usage et les pratiques de gestion mises en œuvre, la qualité des sols qui en résulte, et les avantages obtenus en termes de **services écosystémiques**. C'est en effet le plus souvent au motif de la préservation de ces derniers que les cadres réglementaires sont établis. Ainsi, l'approvisionnement en biomasse alimentaire et non alimentaire conduit au régime de protection du foncier agricole et forestier ; la fourniture d'eau de qualité conduit aux mesures de protection des aires de captage ; la régulation du climat conduit à instituer des incitations au stockage de carbone dans les sols, etc. Or, les dispositions prises reposent sur des obligations de moyens dont la mise en œuvre est réputée favorable à la fourniture de ces services, sans que le résultat obtenu ne soit toujours mesuré. En outre, tout en soulignant l'intérêt d'opérer le lien entre qualité des sols et services, certains auteurs alertent sur le risque que la démarche ne conduise « à occulter en partie la composante environnementale à la source de la production de ces services » (Langlais, 2015) en privilégiant, voire maximisant, la production du service.

Pour équilibrer cette tendance à considérer prioritairement les services écosystémiques les plus quantifiables au risque de négliger des dimensions qui seraient moins directement perçues, des réflexions portent une approche de la préservation de la qualité des sols qui considère la **dimension patrimoniale** de certains sols en raison de leur rareté ou de leur localisation. Selon l'article L. 110-1 du Code de l'environnement, les sols « concourent » à la constitution du patrimoine commun de la nation. Ce lien conduit parfois à leur préservation, par exemple lorsqu'ils constituent l'habitat d'une biodiversité protégée¹⁵. Or, ce passage par la biodiversité reporte vers le sol les biais associés aux modalités d'établissement des listes d'espèces protégées, qui sont connus sur le plan scientifique. En particulier, ces listes comportent une sur-représentation des espèces ornithologiques¹⁶ et mammalogiques, laissant une place secondaire à la protection des invertébrés, pourtant fortement liés aux sols. Cette conception a indéniablement des répercussions sur les types de sols bénéficiant d'une protection au titre d'habitat. En prolongeant cette logique, la question pourrait également se poser pour les microorganismes, compte tenu des connaissances en développement sur la spécificité des microbiotes et sur leur rôle écologique majeur.

En milieu urbain, les mécanismes de planification évoluent depuis une dizaine d'années en ce qui concerne la prise en compte de la biodiversité, à travers notamment les objectifs de préservation de la nature en ville, sans nécessairement l'associer à un caractère patrimonial. La relative rareté des sols urbains non imperméabilisés constitue un potentiel pour la

¹⁵ Annexe I de la directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.

¹⁶ On note que la quasi-totalité des oiseaux bénéficie de cette protection. Cf. V. Lévy-Bruhl, *La protection de la faune sauvage en droit français*, thèse, Lyon 3, 1992, p. 227.

mise en œuvre de mesures de préservation pour lequel le droit doit encore évoluer. Progressivement, les collectivités comme les bureaux d'études intègrent une **dimension fonctionnelle** des sols non imperméabilisés, qui sont pris en compte au regard des services qu'ils rendent. C'est ainsi que le concept de « trame brune », sans être ni défini ni imposé juridiquement, fait l'objet de réflexions, et que certaines communes dont Poitiers, Tours, Paris ou Ris-Orangis, réfléchissent à la restauration et à la préservation des continuités écologiques fondées sur la biodiversité des sols.

3.2. Mesures et valeurs économiques de la qualité des sols

3.2.1. Primauté du foncier sur le sol

▪ Dans le corpus en économie

La littérature économique traitant de la qualité des sols apparaît dichotomique. La majeure partie (90 %) désigne le sol sous le terme *land* sans le distinguer, et considère de manière prépondérante les caractéristiques foncières telles que la localisation, le statut juridique, les autres ressources environnantes (eau, énergie), ou les interactions économiques et sociales entre usages et usagers (proximité d'un centre urbain, proximité de structures de transformation et de commercialisation pour l'agriculture). L'économie urbaine et l'économie des transports n'abordent que très marginalement la composante « sol » de la terre, hormis quelques exceptions sur sa stabilité. Par souci de parcimonie quant aux dimensions considérées, les variations de caractéristiques biologiques, chimiques ou physiques des sols sont majoritairement considérées de second ordre dans les arbitrages économiques sur les choix d'usage du sol dans un contexte urbain. La partie restante de la littérature (10 % qui traite explicitement de *soil*) se concentre sur les usages agricoles et, dans une période plus récente, prend en compte d'autres considérations environnementales (pollution, conservation, restauration). Les résultats principaux restent néanmoins assez proches, avec des décisions d'utilisation des sols qui dépendent plus de paramètres humains (prix des produits agricoles, taux d'actualisation, ou retours sur investissement) que de paramètres biologiques, chimiques et physiques.

▪ Dans les arbitrages entre usages du sol en France

Cette primauté du foncier sur le sol est également documentée dans les travaux en SHS qui montrent que les connaissances disponibles sur la qualité des sols pèsent peu dans l'orientation des choix d'artificialisation. Par exemple dans le département du Calvados, la dynamique de l'urbanisation a été mise en regard d'une évaluation de la potentialité agronomique des terres. Ces travaux concluent que « les bonnes et très bonnes terres agricoles ont été proportionnellement plus consommées par l'étalement urbain que les terres de moindre qualité » (Gouée *et al.*, 2010). Différents freins à la prise en compte des caractéristiques du sol ont plus généralement pu être mis en évidence.

La sectorisation de l'espace par les documents d'urbanisme (entre zones classées urbaine – U ; à urbaniser – AU ; agricole – A ; naturelle et forestière - N), produit des effets de cadrage qui masquent les caractéristiques pédologiques des sols et leur intégration dans les projets d'aménagement urbain notamment (Consalès *et al.*, 2022). Il en est de même du maillage cadastral, base de l'allocation des droits d'usage, de gestion et de propriété, établi en fonction de critères ne tenant pas nécessairement compte du sol.

En outre, les mesures réglementaires imposant que les zones à urbaniser soient situées dans la continuité immédiate du tissu urbain (Gauthier, 2020) limitent la possibilité d'artificialiser les sols de moindre qualité à l'échelle du territoire concerné. Ainsi, à Rungis, « la répartition des usages de la plaine entre construction et agriculture ne semble pas avoir été considérée au prisme des différentes qualités des sols, [...malgré un travail d'identification] des 'meilleures terres' par les producteur-riche-s et [par le biais] de mesures de la qualité physico-chimiques du sol » (Gauthier, 2020).

Enfin, même quand des critères pédologiques sont utilisés pour discriminer des zones à protéger ou pas, ils sont souvent utilisés en deuxième ressort, après un premier partage de l'espace appuyé sur des critères fonciers. Par exemple à Montlouis-sur-Loire, une commune de l'AOC viticole Vouvray, la délimitation d'une Zone agricole protégée (ZAP) s'est calquée sur l'emprise spatiale du vignoble d'appellation (Serrano et Vianey, 2014). De tels cas de demandes de classement en AOC comme rempart à l'artificialisation ont été confirmés, à dire d'expert, comme n'étant pas anecdotiques.

Face à ces constats, une piste a été explorée par la recherche pour réintroduire certaines dimensions de la qualité des sols dans la valeur foncière. Tafani et Jouve (2023) avancent la proposition d'un Coefficient de constructibilité potentielle (CCP), qui vise à moduler la valeur du foncier en tenant compte à la fois de la valeur agronomique du sol et de la temporalité des projets d'aménagement portés par la commune. Ce coefficient augmente avec l'immédiateté de la constructibilité prévue, puis est multiplié par la valeur agronomique (dont le référentiel reste à choisir, voir sur ce sujet la Section 3.3.4) pour donner le prix à l'hectare du foncier. Cette proposition a cependant eu peu de portée : « l'outil n'est pas simple à prendre en main car il définit des valeurs déconnectées de la valeur vénale des sols [prix de revente de la terre] — ce qui tend à troubler l'usager et probablement aussi, le décideur —, [mais] on retiendra l'idée d'établir une nouvelle grille de valeur tenant compte des multiples fonctions des sols afin d'éclairer la décision publique ».

3.2.2. Valeur des baux ruraux et amélioration/dégradation du fonds

Au croisement entre économie et droit, la valeur des baux ruraux est un paramètre économique fortement encadré par le droit français. En outre, lors de la rupture du bail, le versement d'indemnités peut être revendiqué par l'une ou l'autre partie sur la base du constat d'une amélioration (elles sont alors perçues par le preneur sortant) ou d'une dégradation (elles sont alors perçues par le bailleur) du fonds.

C'est à l'échelle départementale que la qualité de la terre est prise en compte pour en établir la valeur locative au regard du statut du fermage (Party *et al.*, 2014). Dès les années 1970, l'Indre-et-Loire a eu recours à des données pédologiques pour proposer une méthode de classement et de notation des terres agricoles. Actuellement, les arrêtés préfectoraux encadrant les loyers agricoles intègrent de manière variable des critères pédologiques. Des distinctions sont d'abord opérées en fonction du mode d'occupation agricole des sols (champs, prés, cultures permanentes, spécialisées ou propres à un département ou une zone), mais aussi de zones infra-départementales, reprenant en partie le maillage des « petites régions agricoles ».

Deux méthodes d'évaluation coexistent : l'une s'appuie sur des typologies taxonomiques de sols (qui peuvent varier suivant les départements), l'autre sur des grilles de notation à points. Dans ces dernières, les critères pédologiques sont prédominants (surtout pour les champs et prés) et renvoient principalement à des caractéristiques physiques (profondeur, composition, pierrosité) ou liées à l'eau (hydromorphie, sensibilité aux aléas pluviométriques). La faible fréquence de mise à jour de ces méthodes explique en partie l'ancienneté des critères pris en compte, et l'absence de paramètres chimiques ou biologiques.

Les contentieux concernant la notion d'amélioration ou de dégradation du fonds s'appuient sur l'article L411-71 du code rural, qui prévoit les modalités de calcul des indemnités. L'amélioration est qualifiée lorsque le potentiel de production a augmenté d'au moins 20 %. Or ces dispositions législatives sont précisées par un plan d'inventaire établi par l'arrêté du 31 octobre 1978 qui n'a jamais été mis à jour, et dont le contenu traduit une conception aujourd'hui dépassée de la notion d'amélioration du fonds, en partie contradictoire avec des pratiques agroécologiques. Ainsi, dans certaines jurisprudences, sont considérés comme une amélioration le retournement des prairies, l'épandage d'engrais minéraux ou de produits phytosanitaires. Cette approche repose sur une perception de la qualité du sol fondée sur le rendement obtenu par hectare. Or la relation directe ainsi établie entre qualité du sol et productivité à l'hectare pose problème, car le rendement dépend non seulement de la qualité du sol, mais aussi des aménagements (par ex. : destruction des haies, terrassement, drainage) et pratiques de gestion (par ex. : apports de fertilisants et pesticides ou interventions mécaniques). Elles sont susceptibles à la fois de compenser et donc de rendre temporairement invisible un élément de la qualité (par ex. : chaulage d'un sol acide qu'il faudra renouveler), mais également d'affecter la capacité du sol à entretenir par lui-même sa qualité (par ex. : fertilisation minérale inhibant à terme la capacité de minéralisation). En outre, un sol est parfois considéré comme dégradé du fait que les modalités de gestion ne correspondent pas aux pratiques culturales usuelles et au rendement associé, qui sont classiquement pris pour référence. Le devoir d'exploitation du preneur — ou autrement dit, « jouissance active », en opposition à la « jouissance oisive » du sol loué — représente une règle tacite encore largement véhiculée en droit rural et appliquée par le juge. Le retour au « naturel », c'est-à-dire à un état en deçà des capacités du sol loué, est interprété comme une dégradation du fonds. Ce faisant, ce sont les pratiques historiquement implantées qui constituent le référentiel commun au regard duquel comparer les rendements, sans considération pour la particularité des pratiques économes en intrants que certains agriculteurs auraient pu adopter, améliorant la qualité écologique de leurs sols tout en renonçant à une part de productivité.

3.2.3. La qualité des sols dans l'analyse économique

L'analyse économique étudie la qualité des sols à la fois en amont et en aval des décisions d'utilisation des sols. Dans le premier cas, la qualité est un facteur de production (*input*) qui permet de fournir différents niveaux de biens et services. Cette qualité est définie au regard des biens et services attendus et des usages mis en place pour les atteindre. Un sol de bonne qualité économique pour produire des céréales ne l'est pas forcément pour produire du vin. Dans le second cas, la qualité des sols est un produit (*output*) qui est une conséquence des décisions liées à son utilisation. En effet, l'utilisation d'un sol entraîne souvent une modification du milieu, qui peut améliorer ou dégrader sa qualité (comme la fertilisation minérale ou le labour qui peuvent impacter la teneur en matières organiques). Des analyses économiques complètes doivent considérer la qualité des sols dans ces deux directions, pour prendre en compte l'ensemble du système. De plus, les modifications des sols n'impactent pas nécessairement les différentes dimensions de la qualité du sol de manière équivalente. Par exemple, le drainage d'un sol permet d'augmenter sa qualité sous un angle agronomique mais la diminue sous l'angle de la régulation des masses d'eau.

Au regard de ces principes, le statut des paramètres reliés à la qualité des sols peut varier (*input*, *output* ou les deux) suivant le point de vue adopté et les enjeux traités par l'étude. Dans la littérature internationale analysée, la fertilité est surtout considérée comme *input*, tout comme la matière organique, la capacité de stockage en eau ou la densité apparente. Cela traduit la dominante de ces travaux en économie intégrant des mesures de la qualité des sols, où l'on se préoccupe davantage des répercussions économiques pour l'agriculture d'un plus ou moins bon état du sol, que des conséquences des choix d'occupation et de gestion sur ces mêmes propriétés.

3.2.4. Valeur économique d'un sol

Pour faire face au déficit d'information sur la qualité des sols et sur son évolution dans les décisions privées et publiques, des évaluations économiques ont été développées à la fois pour tenter de valoriser économiquement l'actif sol et pour estimer les coûts potentiels de sa dégradation. Ces démarches quantitatives s'inscrivent dans une volonté plus générale d'évaluation de la valeur économique du capital naturel (au sein duquel les sols se trouvent) et des services écosystémiques qu'il rend. L'intérêt de ces indicateurs économiques réside surtout dans leur caractère instrumental, pour aider aux décisions des utilisateurs et des politiques publiques plutôt que pour organiser des achats ou des ventes de qualité de sol comme des prix pourraient le faire. Ces indicateurs, issus de méthodologies et de données plus ou moins fiables, fournissent une comparabilité avec les autres décisions économiques et contrastent ainsi avec des évaluations exclusivement biologiques, chimiques ou physiques (Rossiter, 1995). La dégradation de la qualité d'un sol peut être plus directement comparée avec des coûts de réhabilitation lorsqu'elle est exprimée en termes monétaires que lorsqu'elle est exprimée en termes de quantité de nutriments ou de teneur en matières organiques.

Les limites usuelles de la monétarisation, qu'elles soient philosophiques ou pratiques, se retrouvent dans le contexte particulier de la qualité des sols. Elles concernent :

- **La comparabilité** qui permet la référence à la dimension monétaire. C'est à la fois le principal avantage de la monétisation et la cible principale de ses critiques. Monétariser est un moyen d'exprimer sous une même unité les conséquences de choix qui portent sur des entités et des acteurs divers, qui peuvent être jugés comme incomparables ou non substituables (Baveye *et al.*, 2016) (comme par exemple dans le cas du bilan monétaire global d'un gain de rendement agricole et d'une perte de biodiversité).
- **La temporalité** qui intègre une part d'incertitude. La gestion de la qualité du sol nécessite souvent des arbitrages entre différents moments du temps, comme l'arbitrage entre le coût de préserver un sol aujourd'hui pour éviter les coûts éventuellement supportés dans le futur pour sa réparation. Le futur n'étant pas connu au moment de la décision, l'évaluation repose sur des hypothèses à son sujet.
- **La complétude** qui nécessite la prise en compte de l'ensemble du système sol. La monétisation ou les règles de décision basées sur des critères économiques nécessitent la prise en compte de l'ensemble des processus en jeu, par le recours à des classifications plus détaillées des services écosystémiques et des liens avec les paramètres pédologiques (Dominati *et al.*, 2016).

- **Les données** qui sont disponibles à partir des travaux en pédologie. Les étendues et résolutions, spatiales et temporelles, usuellement utilisées par les sciences du sol ne correspondent pas nécessairement aux échelles qui seraient pertinentes pour la monétisation ou l'aide à la décision dans un cadre économique (Robinson *et al.*, 2014).

Ainsi, il n'y a actuellement pas de consensus sur l'importance économique de la prise en compte de qualité des sols au sens de cette étude, en particulier au regard des coûts de sa préservation. Face à ces difficultés, les recherches en économie se sont développées dans le sens d'une prise en compte plus précise de chaque dimension de la qualité des sols, quitte à renoncer à leur articulation complète. Cela explique la segmentation observée entre l'économie agricole, l'économie de l'environnement ou l'économie urbaine qui étudient des dimensions différentes de la qualité des sols, sans nécessairement expliciter les interactions. L'opérationnalité des indicateurs pour l'aide à la décision s'en trouve plus limitée, dans la mesure où certains arbitrages entre les différentes dimensions de la qualité des sols ne sont plus possibles et tous les impacts des décisions ne sont pas pris en compte.

Face à la difficulté d'évaluer économiquement la qualité des sols dans son entièreté, une tendance est de restreindre les analyses au périmètre des éléments supposés les plus impactés par les conséquences des décisions à prendre. Par contraste avec les approches en termes de coûts économiques totaux ou en termes d'indicateurs multifonctionnels qui nécessitent des règles d'agrégation arbitraires, cette littérature focalise l'évaluation sur des décisions et objectifs précis plutôt qu'exhaustifs. Il est ainsi proposé aux chercheurs d'agir comme des « plombiers » (Duflo, 2017) et d'utiliser des indicateurs centrés sur les détails des décisions qui font souvent la différence. Ces travaux ont une forte composante opérationnelle, ils peuvent être conduits sur la base d'expérimentations en situations réelles et peuvent se décliner à l'échelle individuelle ou collective (avec par exemple les études d'impacts des politiques publiques). Actuellement, ils sont encore peu appliqués à la terre et aux sols. Ces approches sont complémentaires à des approches holistiques qui, aussi difficiles à quantifier soient-elles, restent importantes pour repérer des dimensions négligées. Par exemple, certains effets à bas bruit ou à long terme peuvent échapper à une trop forte focalisation sur les éléments les plus impactés. Une approche plus globale est également nécessaire à la négociation entre les acteurs sur ce qui est comparable et ce qui ne l'est pas, à partir des informations produites et partagées.

3.3. Critères mobilisés dans le domaine du droit

Il n'existe pas dans l'UE ni en France, de législation dédiée à la préservation des sols comme il en existe pour d'autres compartiments de l'environnement tels que l'eau ou l'air. La référence à la qualité des sols est pourtant très présente dans de nombreux domaines du droit (notamment urbanisme, agriculture, environnement). Mais elle y figure avec des acceptions diverses voire divergentes, et une fragmentation des dispositions relatives à la préservation des sols qui est largement reconnue comme source d'inefficacité (Billet, 2016a; Grimonprez, 2019; Hermon, 2018). Dans les différents codes en vigueur en France, la notion de qualité des sols est souvent incluse dans une liste d'éléments dont la qualité doit être préservée. Par exemple l'article L. 101-2 du Code de l'urbanisme, qui en fixe les objectifs généraux, prévoit qu'incombent aux collectivités territoriales la protection des milieux naturels et des paysages, la préservation de la qualité de l'air, de l'eau, du sol et du sous-sol, des ressources naturelles, de la biodiversité, des écosystèmes, des espaces verts et la création, la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques. C'est encore le cas en droit pénal de l'environnement, censé réprimer « les dégradations substantielles de la qualité de l'air, du sol ou de l'eau »¹⁷.

L'examen des informations disponibles aux niveaux les plus centralisés du droit (UE et France), montre que les indicateurs associés à des objectifs de préservation de la qualité des sols portent davantage sur les changements d'usage et les pratiques de gestion des sols (obligations de moyens), que sur la qualité des sols en tant que telle (obligations de résultat). Elles reposent ainsi très largement sur un pré-supposé considérant tel type d'usage ou tel type de pratique plus favorable que d'autres à l'objectif poursuivi. A un niveau plus déconcentré de gouvernance, le cadre juridique renvoie davantage à la mobilisation d'indicateurs de qualité des sols (voir par exemple Section 3.2.2 sur les baux ruraux). L'utilisation effective de ce type d'information n'a toutefois pu être considéré qu'au gré des cas d'étude documentés dans le corpus scientifique ; l'analyse plus systématique des indicateurs mobilisés dans les politiques publiques nécessiterait de procéder par enquêtes incluant ces niveaux locaux de gouvernance.

¹⁷ Art. L. 173-3 c. env.

3.3.1. Critères juridiques portant sur les types d'usages

Les dispositifs pour la préservation de la qualité des sols qui s'appuient sur des objectifs formulés en termes surfaciques de répartition des usages, sont essentiellement axés sur la limitation de la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers (ENAF). En matière d'urbanisme, l'inconstructibilité des terres est le principal levier associé à la préservation de la qualité des sols. A des fins de suivi, depuis la loi Grenelle 2 de 2010, les documents d'urbanisme doivent présenter un bilan de la consommation des espaces agricoles au cours des 10 années précédentes, fixer des objectifs chiffrés et justifiés de consommation économe des espaces. Le code de l'urbanisme prévoit également des dispositions plus strictes pour les espaces littoraux ou de montagne, ainsi que la possibilité pour les départements de délimiter, en accord avec les communes concernées, des périmètres de préservation des espaces naturels et agricoles périurbains (PEAN)¹⁸ ou des espaces naturels sensibles (ENS)¹⁹. L'évaluation environnementale des plans et programmes considère de plus en plus (mais toujours de façon lacunaire) les impacts sur la qualité des sols au regard des surfaces d'ENAF consommées ou compensées, en grande partie grâce aux évolutions du cadre européen.

Cet objectif de sobriété foncière a pris une forme un peu différente et plus coercitive dans le cadre de la loi Climat et résilience adoptée en 2021 et complétée en 2023, qui fixe l'objectif d'atteindre le « zéro artificialisation nette des sols » en 2050, avec un objectif intermédiaire de réduction de moitié de la consommation d'ENAF d'ici à 2031 (Figure 11). Le suivi de cette dynamique est assuré par l'Observatoire national de l'artificialisation des sols.

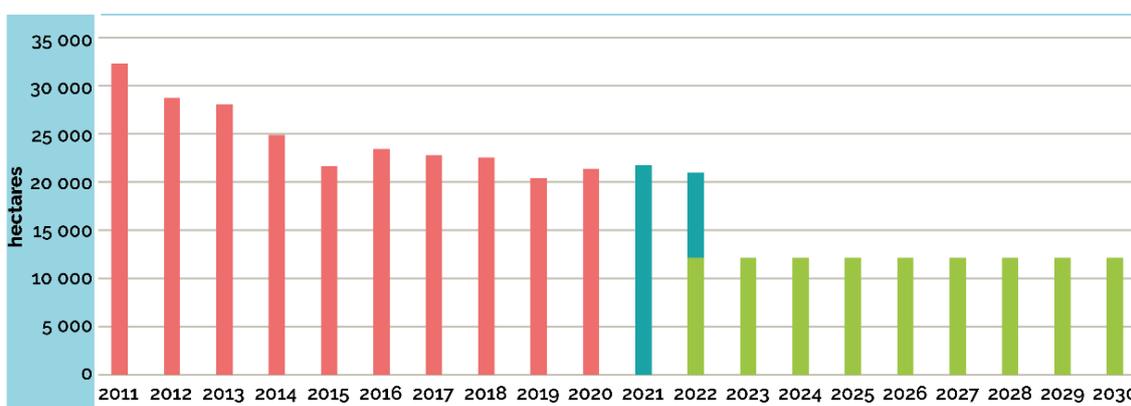


Figure 11. Encadrement de la dynamique d'artificialisation des sols inscrit dans la loi Climat et résilience de 2021²⁰.

En rouge = Période de référence. En vert = Consommation projetée. En rouge et bleu = Consommation annuelle d'ENAF (en hectares) entre le 1^{er} janvier 2011 et le 1^{er} janvier 2023²¹.

Cette loi comporte deux évolutions majeures par rapport à la surveillance de la consommation des ENAF : elle remplace la métrique des ENAF consommés par celle de l'artificialisation nette, et impose une limitation de cette artificialisation nette à l'échelle du territoire, la délimitation des territoires en question étant discutée et décidée au niveau régional. La principale nouveauté de cette approche réside dans la possibilité de déduire des surfaces artificialisées celles qui ont été dans le même temps renaturées, pour obtenir l'artificialisation « nette ». La définition des espaces artificialisés et la mesure de leur surface s'appuient sur un tableau croisant l'occupation et l'usage²² tels que fournis par l'Observatoire de l'occupation des sols à grande échelle (OCSGE) à partir d'images aériennes. Cette nomenclature affecte à la catégorie « artificialisé » les occupations et usages connus pour affecter durablement tout ou partie des fonctions écologiques, mais les critères au regard desquels cet impact sur les fonctions est évalué ne sont pas explicités. Certaines ambiguïtés et contradictions persistent en outre, comme le statut des sols construits artificiellement sur dalle. A terme il sera ainsi nécessaire de s'intéresser aux fonctions elles-mêmes.

¹⁸ Art. L. 113-15 à 28 C. urb.

¹⁹ Art. L. 113-15 à 28 C. urb et Art. L. 113-8 à 14 C. urb.

²⁰ https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/sites/artificialisation/files/fichiers/2024/07/ZAN%20DP%2027nov23_VF-17_0.pdf (Consulté le 8/11/2024).

²¹ <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/parution-des-donnees-consommation-des-espaces-2009-2023> (Consulté le 8/11/2024).

²² https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/sites/artificialisation/files/fichiers/2022/05/2022_05_03_Tableau-OCSGE-CouvUsage-ARTIFICIALISATION%5B1%5D.pdf - (Consulté le 9/11/2024)

Des travaux sont également en cours sur les critères permettant de considérer une surface comme « pleine terre » pour que les collectivités puissent mieux prendre en compte la qualité des sols urbains. D'autres questions sont soulevées par les usages multiples, et le décret du 29 décembre 2023 est par exemple venu encadrer la possibilité de considérer les installations de production d'énergie photovoltaïque au sol comme des espaces non artificialisés (loi Climat et résilience, art. 194). Il y est notamment inscrit qu'une installation devra (1) être réversible, (2) permettre le maintien du couvert végétal correspondant à la nature du sol et, le cas échéant, des habitats naturels préexistants, (3) permettre le maintien d'une activité agricole ou pastorale significative.

De même, la plupart des autres Etats membres de l'UE, en cohérence avec les objectifs de *No net land take* identifiés dès 2011 par la Commission européenne²³ et malgré l'absence d'approche de la qualité des sols harmonisée par le droit européen, développent une protection quantitative des surfaces affectées à un usage agricole et/ou forestier, notamment dans une perspective de souveraineté alimentaire (France, Italie, Pays-Bas, Espagne, Belgique, République Tchèque, etc.).

Dans le domaine du climat, le sol est considéré pour les inventaires d'émissions de gaz à effet de serre basés sur l'utilisation des terres, les changements d'affectation des terres et la foresterie (UTCATF)²⁴, avec une combinaison entre une approche de comptabilisation des surfaces évoluant d'une catégorie à l'autre, et la surveillance du bilan net d'absorption par les terres et les forêts de manière à renforcer les puits de carbone à long terme. Cet objectif global n'est par ailleurs assorti d'aucune obligation de résultat quant à la teneur en carbone des sols.

3.3.2. Critères juridiques portant sur les modalités de gestion

Les dispositions relatives à la préservation de la qualité des sols s'appuient également sur des critères qui ciblent les pratiques de gestion considérées comme favorables à cette qualité. Elles sont notamment mises en œuvre dans le cadre de la PAC, où de nombreuses mesures concernent plus ou moins directement les sols, que ce soit dans les écorégimes prévus par le Plan stratégique national (PSN), dans les Mesures agroenvironnementales et climatiques (MAEC, notamment la « MAEC pour la qualité et la protection du sol »), ou les Bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE). En ce qui concerne les indicateurs considérés dans ce cadre comme permettant de « suivre l'enjeu de l'amélioration de la qualité des sols », il est indiqué que « le PSN mesurera annuellement la part de la superficie agricole utile (SAU) faisant l'objet d'engagements bénéficiant d'une aide en faveur de la gestion des sols (...) La cible (...) à atteindre en fin de programmation est fixée à 74,07 % de la SAU ».

Dans cette même optique, des incitations financières à stocker du carbone dans les sols ont, plus récemment, été instituées par des mécanismes de marché, qui portent également sur des pratiques à mettre en œuvre et non sur des valeurs à atteindre. Ainsi, un label bas carbone (LBC) a été institué par décret et arrêté du 28 novembre 2018²⁵, ouvrant la voie au financement par des personnes qui ne sont pas tenues en droit de limiter leurs émissions de gaz à effet de serre, mais souhaitent les « compenser » (marché dit de la compensation volontaire) en soutenant des projets conduits par des tiers permettant de limiter les émissions ou de stocker le carbone. Cette labellisation s'appuie sur des méthodologies qui déclinent les pratiques considérées comme favorables et fournissent les bases du calcul de la quantité de carbone stockée qui découle de leur mise en œuvre. Mais comme pour les UTCATF, le stock réel de carbone du sol n'est pas directement mesuré : « Il existe un consensus sur le fait qu'il n'est en pratique pas possible de déterminer de manière directe (par des mesures au champ) la variation de stock de carbone organique du sol d'une parcelle à court terme (3 à 5 ans) après l'introduction de pratiques stockantes. Des études ont montré qu'avec un effort d'échantillonnage conséquent de 10 échantillons par parcelle, il faut attendre environ 24 ans après la mise en place de la pratique pour détecter une évolution de stock de carbone... Autrement dit, du fait des incertitudes liées aux échantillonnages et aux analyses de sol, et de la durée courte (5 ans) des Projets [LBC], il est impossible,

²³ Feuille de route pour une Europe efficace dans l'utilisation des ressources (COM (2011) 571).

²⁴ Décision n° 529/2013 du 21 mai 2013 relative aux règles comptables concernant les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre résultant des activités liées à l'utilisation des terres, au changement d'affectation des terres et à la foresterie et aux informations concernant les actions liées à ces activités ; Règlement n° 2018/841 du 30 mai 2018 relatif à l'inclusion des émissions et absorptions de gaz à effet de serre résultant de l'utilisation des terres, du changement d'affectation des terres et de la foresterie dans le cadre climatique et énergétique pour 2030 (UTCATF).

²⁵ Décret n° 2018-1043 du 28 nov. 2018 créant un label « Bas-Carbone », A. 28 nov. 2018 définissant le référentiel du label « Bas-Carbone ». Millard J.-B. et H. Bosse-Platière (dir.), Le CO2 vert capturé par le droit. Le carbone en agriculture et en sylviculture, LexisNexis, 2022.

avec un effort d'échantillonnage acceptable, de mesurer l'effet du projet par des comparaisons de valeurs de stock de C mesurées *in situ* en début et fin de projet» (Soenen *et al.*, 2021).

Cette régulation du marché volontaire et ces méthodologies sont peut-être amenées à évoluer. En effet, la Commission européenne a déposé le 30 novembre 2022 une proposition de règlement établissant un cadre de certification de l'Union relatif aux absorptions de carbone²⁶, dans l'objectif d'harmoniser les diverses modalités existantes du « marché volontaire du carbone » dans l'espace communautaire et de garantir, par une certification, une comptabilisation fiable du carbone. On ne sait pour l'heure sur quelles méthodologies reposeront ces certifications, mais il peut être relevé qu'au regard du carbone deux exigences sont requises : « l'activité produit un bénéfice d'absorption nette de carbone » (art. 4) et « conduit à assurer le stockage à long terme du carbone » (art. 6), et que cette composante carbone devra être complétée par la garantie d'une incidence neutre ou bénéfique « pour tous les objectifs de durabilité suivants : a) l'atténuation du changement climatique au-delà du bénéfice d'absorption nette de carbone mentionné à l'article 4, paragraphe 1 ; b) l'adaptation au changement climatique ; c) l'utilisation durable et la protection des ressources hydriques et marines ; d) la transition vers une économie circulaire ; e) la prévention et la réduction de la pollution ; f) la protection et la restauration de la biodiversité et des écosystème » (art. 7).

Enfin, des obligations relatives aux modalités de gestion des sols sont également prévues en ce qui concerne les énergies renouvelables :

- Pour préserver certains sols d'un développement inconsidéré des cultures destinées aux biocarburants et bioliquides, des critères dits de « durabilité » de la production ont été introduits par les directives 2009/28/CE et 2009/30/CE du 23 avril 2009²⁷, complétées le 9 septembre 2015²⁸, de sorte que certains sols ne puissent être utilisés ou convertis pour produire des matières premières destinées aux biocarburants et bioliquides. Sont visées : les « terres de grande valeur en termes de biodiversité », (les) « terres présentant un important stock de carbone » et (celles) « ayant le caractère de tourbières ».
- L'Observatoire des énergies renouvelables et de la biodiversité, créé par décret n°2024-315 et mis en œuvre conjointement par l'OFB et l'ADEME, est chargé de « la synthèse des connaissances disponibles au travers des études et données existantes sur les incidences des énergies renouvelables terrestres sur la biodiversité, les sols et les paysages »²⁹.

3.3.3. Critères juridiques portant sur la qualité des sols

Peu de critères inscrits dans les textes juridiques accessibles et consultables de manière centralisée, font directement référence à des propriétés des sols, notamment en ce qui concerne les milieux urbains. C'est davantage dans des dispositions prises au niveau infranational (voir par exemple les critères encadrant la valeur des baux ruraux au niveau départemental, cf. Section 3.2.2) que de tels paramètres interviennent. La gestion des sites et sols pollués fait exception, avec un référentiel qui porte sur la qualité des sols. Toutefois, les seuils et dispositions qui y sont associés visent essentiellement les enjeux de santé humaine, et s'appliquent sur une part très restreinte du territoire. Dans une approche tournée vers la fonctionnalité écologique des sols, il serait nécessaire de disposer d'un indice permettant de rendre compte de la charge polluante globale à laquelle sont exposés les organismes du sol. Or, une telle métrique n'est pour le moment pas disponible.

Certains dispositifs s'intéressent toutefois de manière précise à la typologie et à la morphologie des sols. Il s'agit de la délimitation de zonages comme les zones humides, les zones défavorisées simples (avec pour critères : drainage, éléments grossiers, sable, argiles lourdes, matière organique, sols vertiques, profondeur d'enracinement, affleurement, salinité, sodicité, acidité, pente)³⁰, et les aires d'AOC.

²⁶ COM (2022)672final.

²⁷ Directives 2009/28/CE et 2009/30/CE du 23 avril 2009 (respectivement, art. 17 et 7 ter) ;

²⁸ Directive 2015/1513 du 9 septembre 2015

²⁹ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000049375494>

³⁰ Annexe III du Règlement (UE) n° 1305/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 relatif au soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader) et abrogeant le règlement (CE) n° 1698/2005 du Conseil

3.3.4. Le potentiel agronomique : entre usage, modalités de gestion et qualité du sol

La définition en droit du potentiel agronomique, qui sert à la délimitation des usages, associe des critères qui renvoient à la fois aux modalités de gestion et à la qualité du sol. Le potentiel agronomique est une notion utilisée en droit de l'urbanisme pour identifier les zones à vocation agricole par un classement en zone A dans les documents d'urbanisme (PLU ou PLUi). Ces zones A sont définies par l'article R. 151-22 du code de l'urbanisme, comme des zones à protéger en raison de leur « potentiel agronomique, biologique ou économique ». Or, de ces trois critères, celui du potentiel agronomique est le plus mobilisé. Ainsi, l'utilisation du critère de potentiel agronomique à des fins de planification foncière pourrait être vue comme le lieu d'un croisement entre une perspective surfacique (décider de l'affectation des surfaces), la prise en compte des modalités de gestion, et la mobilisation d'indicateurs qui documenteraient le potentiel agronomique.

- **Les Cartes départementales des terres agricoles (CDTA) comme tentative d'établir un référentiel**

En application de la loi d'orientation agricole de 1980, les CDTA avaient pour mission de hiérarchiser les terres agricoles en six classes de « productivité potentielle », pour éclairer les décideurs dans la gestion et la programmation des améliorations foncières, et protéger le foncier agricole. Or seules 132 cartes ont été réalisées sur les 1 103 initialement prévues, et elles sont tombées dans l'oubli : aucune mention de leur utilisation n'a pu être relevée (malgré la couverture de plusieurs zones de frange urbaine, comme à Strasbourg ou Reims). Elles se sont heurtées au fait que la classification des contraintes agronomiques, qui pouvait paraître comme une opération purement technique, impliquait un parti pris quant au modèle de mise en valeur du sol (Arrouays *et al.*, 2022).

- **Des démarches encore très ponctuelles d'évaluation de la qualité des sols**

Dans le domaine juridique, et notamment des cas de contentieux qui ont été analysés, cette notion peut prendre les appellations de « intérêt agricole », « intérêt agronomique », « potentiel agronomique », « qualité agricole », « qualité agronomique », « qualité des terres », « valeur agronomique » et « valeur agricole ». Mais elle a peu d'occasions d'être explicitement définie par les acteurs de la planification territoriale. Le plus souvent, ce sont les Chambres d'agriculture qui fournissent « aux décideurs locaux un diagnostic agronomique à partir d'une prospection fine sur le terrain (tarière, analyses géolocalisées) » (Boutet et Serrano, 2013), voire à dire d'experts, notamment par des enquêtes auprès des agriculteurs (Marseille *et al.*, 2019). Ce sont donc des pratiques ponctuelles d'évaluation de la qualité des sols qui interviennent lors de l'élaboration des documents d'urbanisme, par exemple à Toulon, Nantes, dans l'Indre, ou à Strasbourg et Poitiers. Des définitions variées sont alors proposées. Certaines, proches des conceptions des sciences du sol, indiquent que le potentiel agronomique est la combinaison des paramètres climatiques, géomorphologiques et de la valeur agronomique d'un sol, à savoir « sa structure et la présence ou la richesse en éléments nutritifs de plantes qui s'y trouvent, naturelles ou cultivées » (Boutet et Serrano, 2013). D'autres, dans une approche patrimoniale, considèrent les sols à potentiel agronomique comme « les sols méritant d'être transmis du passé pour trouver une valeur – dans le présent – de potentiel de production pour l'avenir » (Balestrat *et al.*, 2011).

- **Exemple de l'Indre** (Antoni *et al.*, 2011)

La Chambre d'agriculture de l'Indre a ainsi réalisé des outils d'aide à la décision pour son département à partir de la carte des sols présentée Figure 12 et de la base de données associée au 1/50 000^e. Les cartes des potentiels agronomiques des sols, établies sur la base des contraintes à la mise en valeur (pierrosité, excès d'eau, texture, réserve en eau utile) ont permis de gérer des conflits d'usage en zones périurbaines et en milieu rural lors de l'agrandissement de zones d'activités ou de la conduite de travaux d'aménagement d'infrastructures dans le cadre de PLU. L'implantation, la délimitation et la préservation des zones humides ont aussi été facilitées par la cartographie des textures de surface, des réserves en eau, de la sensibilité à l'infiltration ou à la battance (formation d'une croûte superficielle favorisant l'érosion), etc.

- **Exemple en Occitanie**

Une tout autre approche, conduite dans l'ex-région Languedoc-Roussillon, est particulièrement documentée par la littérature, avec l'élaboration au début des années 2010 d'une carte de qualité agronomique des sols, afin d'outiller les acteurs locaux responsables de l'urbanisme dans les cinq départements concernés. Son « intention initiale [était...] de faire prendre

conscience [à ces acteurs] dont elle considère qu'ils ont une vision principalement urbaine, de la nécessité de préserver les meilleures terres agricoles à des fins alimentaires » (Martin-Scholz *et al.*, 2013), en objectivant ce phénomène de manière quantitative et illustrée. Ce prisme alimentaire a conduit à définir la qualité des sols sur la base de leur aptitude « à porter des cultures diversifiées, et en particulier des grandes cultures telles que les céréales et les oléo-protéagineux » (Clarimont *et al.*, 2021). La carte a ainsi résulté d'une co-construction entre la DRAAF, les DDT, des représentants de collectivités locales, l'INRA et le Cemagref.

Plus généralement, il est établi que la qualité des sols est largement négligée dans la délimitation de ces zonages (Marseille *et al.*, 2019). Des travaux d'enquêtes rapportent que « les acteurs avouent leur incapacité à intégrer la nature, la profondeur et surtout l'hétérogénéité des sols urbains dans leurs réflexions » (Consalès *et al.*, 2022).

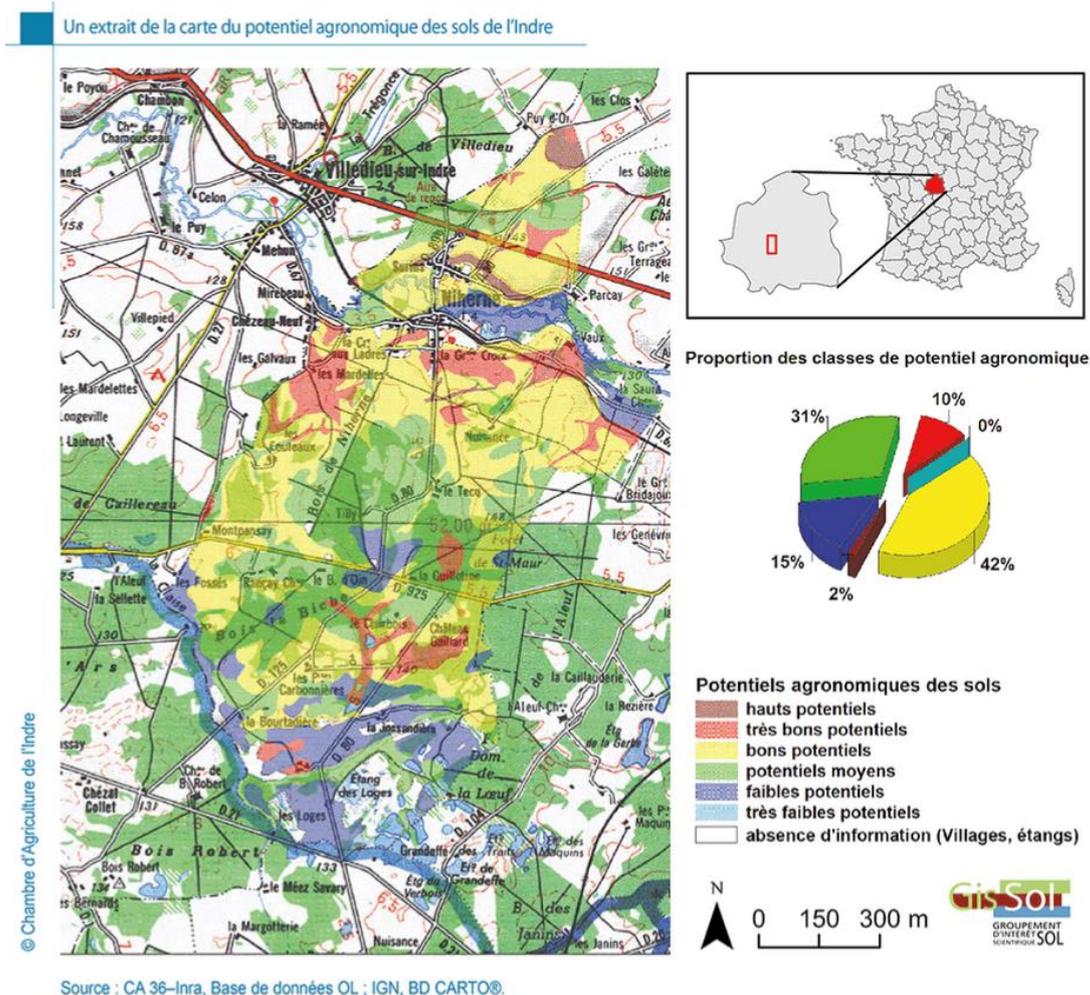


Figure 12. Exemple de cartographie du potentiel agronomique, dans l'Indre³¹

3.4. Encadrer la désartificialisation des sols et leur restauration écologique

3.4.1. Diversité des objectifs et des cadres juridiques

Lorsque les écosystèmes atteignent un état de dégradation trop important, les capacités de résilience de l'écosystème ne lui permettent plus de retrouver son état initial ou de favoriser une trajectoire écologique vers cet état initial. Ils peuvent alors subir une transition vers un autre état stable dit alternatif. Cette conversion souvent brutale répond à des changements faibles

³¹ <https://www.gissol.fr/donnees/cartes/un-extrait-de-la-carte-du-potentiel-agronomique-des-sols-de-lindre-2351> - (Consulté le 9/11/2024)

et continus d'un ou plusieurs facteurs externes au-delà d'un seuil de dégradation, appelé seuil écologique (Spake *et al.*, 2022). La perte de biodiversité et des fonctions écologiques correspondant à ce nouvel état stabilisé, peut alors justifier la mise en œuvre de pratiques de restauration pour créer une trajectoire conduisant le milieu vers un état de référence.

La restauration des écosystèmes est identifiée au niveau international comme un moyen de réparer ce qui a été dégradé et s'inscrit aussi dans une logique de compensation afin de parvenir à un monde sans dégradation nette. Elle concerne la biodiversité ainsi que les terres. Dès lors, se pose la question de savoir dans quelle mesure cet objectif de restauration est attentif à la notion de qualité des sols dégradés.

En droit français cohabitent des notions véhiculant des niveaux d'exigences très variés, allant de la réhabilitation d'un espace pour le rendre compatible à un usage, à la restauration écologique des milieux compris dans des espaces naturels protégés, en passant par un concept en construction, celui de la renaturation, et qui est susceptible d'impliquer différents procédés techniques. Au regard de l'objectif de refonctionnalisation, seule la désartificialisation des sols prévue à l'article L. 101-2-1 du Code de l'urbanisme y fait expressément référence. Au niveau européen, la proposition de directive sur la surveillance et à la résilience des sols fixe un objectif de « régénération » et de « renaturation », visant à ramener les sols d'un état dégradé à un état sain.

3.4.2. Terminologie de l'écologie de la restauration

Dans le domaine académique de la restauration écologique, la diversité des objectifs et des trajectoires correspondantes fait l'objet d'une nomenclature déclinée par la *Society for Ecological Restoration* (SER) et illustrée par la Figure 13. Ainsi, la restauration au sens strict vise à rétablir toutes les caractéristiques de l'écosystème de référence, y compris sa richesse en espèces, sa composition, sa structure et ses fonctions. La réhabilitation se concentre quant à elle sur le rétablissement de certaines fonctions écologiques, de certains services écosystémiques, ou sur le rétablissement partiel des attributs de l'écosystème. Par exemple, la désimpermeabilisation d'une zone donnée pour compenser l'impermeabilisation ailleurs est souvent mise en avant. Il est en effet considéré que dès qu'un sol est imperméabilisé et a perdu la totalité ou, dans le meilleur des cas, la plupart de ses fonctions, celles-ci sont effectivement perdues à jamais. Le terme anglais *reclamation* (remise en état ou récupération en français) désigne la stabilisation des sols, la protection de la santé et de la sécurité publiques, ou l'amélioration du paysage dans les contextes de terres industrielles ou minières dégradées. Cette remise en état est également parfois utilisée comme synonyme de réaffectation (Aronson *et al.*, 1993). Enfin, la réaffectation vise un écosystème cible différent de l'écosystème de référence choisi pour la restauration et la réhabilitation. Cette cible est identifiée dans l'objectif d'améliorer la biodiversité ou la fourniture de services écosystémiques.

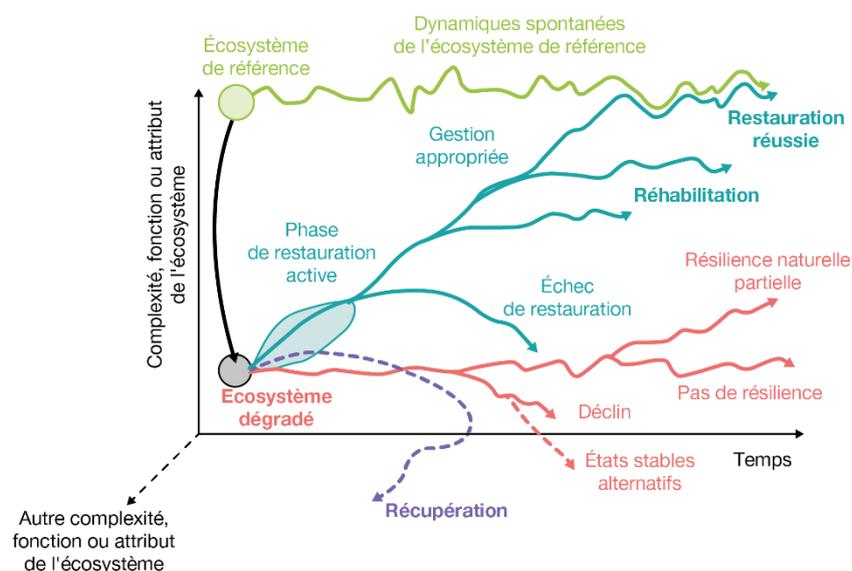


Figure 13. Positionnement des différents termes utilisés en restauration écologique en fonction des objectifs et trajectoires attendus (tiré de Jaunatre, 2012, d'après Aronson *et al.*, 1993; Buisson, 2011).

3.4.3. Suivi des opérations

La stratégie de **localisation des opérations de restauration** reste un sujet à explorer du point de vue de la recherche comme du point de vue opérationnel, avec par exemple l'identification des « zones préférentielles de renaturation » prévues par les SCoT (Schémas de cohérence territoriale). Le droit ne précise pas non plus si la désartificialisation sera comptabilisée dès lors que les travaux (actions ou opérations) seront achevés, ou bien à partir du moment où l'on observera effectivement la refonctionnalisation écologique du sol considéré. La réponse à cette question sera déterminante pour la préservation de la qualité environnementale du territoire concerné, eu égard aux grandes incertitudes qui accompagnent les opérations de restauration. Dans une étude portant sur des cas français, Weissgerber *et al.* (2019) rapportent la difficulté à mettre en œuvre des solutions compensatoires permettant réellement d'obtenir des gains en matière de biodiversité. Ils constatent que sur les 577 ha étudiés ayant fait l'objet d'une restauration afin de compenser les zones artificialisées, seuls 3 % étaient artificiels avant les travaux de compensation, alors que 81 % correspondaient à des habitats semi-naturels dont l'amélioration écologique n'est pas établie.

La **durée** nécessaire au rétablissement de l'écosystème est difficile à prédire. A titre d'exemple, la résilience très lente des pseudo-steppes méditerranéennes entraîne la nécessité d'un suivi sur plusieurs dizaines d'années. Dans l'intervalle, une évaluation régulière des attributs écologiques permet de corriger les opérations de restauration en cas de trajectoire non désirée, et d'adapter les pratiques de gestion qui accompagnent fréquemment ces opérations de restauration.

L'information qui caractérise la réussite d'une restauration et la manière de la mesurer continuent d'être l'objet d'importantes discussions et de revues de littérature qui peuvent être de portée générique ou spécifique à certains types de milieux (par ex. : mines, forêts, zones humides). En 2016, la SER a proposé une première version de cadre générique pour évaluer les progrès et le succès de la restauration. Ce cadre a ensuite pris la forme d'une « roue de la restauration » (Gann *et al.*, 2019) composée de 6 catégories d'attributs écosystémiques (absence de menaces, échanges avec l'extérieur, fonctions de l'écosystème, diversité structurelle, composition spécifique et conditions physiques).

Bien que la plupart des écosystèmes réalisent des fonctions écologiques multiples, la très grande majorité des travaux scientifiques évalue le succès de la restauration à partir de seulement quelques propriétés. Sont le plus généralement retenues les caractéristiques physico-chimiques du sol (pH, matière organique, azote, phosphore, potassium, stabilité structurale...), la composition de la communauté végétale, la composition de la communauté édaphique (abondance et diversité de la faune du sol, des communautés microbiennes) et parfois la présence/absence de certaines espèces ou taxons animaux (fourmis, oiseaux...).

Les études scientifiques devraient désormais intégrer l'ensemble des fonctions du sol, analyser le rôle de différents taxons dans le rétablissement de la multifonctionnalité, et élargir l'évaluation de cette multifonctionnalité à diverses opérations de restauration dans divers contextes écologiques. Des études à long terme devraient permettre d'évaluer la persistance de ces effets positifs, et les conséquences du décalage temporel entre la restauration des attributs de l'écosystème et la multifonctionnalité sur la stabilité (c'est-à-dire la résilience, la résistance et la constance) des écosystèmes restaurés dans le contexte des changements climatiques.

Sur les expériences de fabrication de sols, une littérature considérable a été repérée, à ce stade encore hétérogène et dont les conclusions sont difficiles à généraliser. Les suivis réalisés permettent d'établir des constats au cas par cas, non comparables d'une étude à l'autre, et restent de courte durée au regard de la temporalité des processus en jeu. En outre, certaines opérations peuvent ne viser qu'une fonction (par ex. : l'infiltration d'eau pour les opérations de désimperméabilisation) avec peu d'informations sur les évolutions concomitantes des autres fonctions. Pour autant, la réalisation d'espaces verts après une procédure de désimperméabilisation est mise en avant comme une solution adaptée pour réhabiliter les fonctions des sols. Le Tableau 2 montre quelques exemples de propriétés ayant fait l'objet de suivi suite à la remise en état de sols dégradés d'une part, et dans le cas de la construction de sols d'autre part. Ces indicateurs sont généralement associés à ceux permettant de suivre le développement de la végétation.

Tableau 2. Propriétés étudiées pour le suivi de la remise en état de sols dégradés, ou la construction de sols fabriqués

*P = phosphore ; K = potassium ; COS = carbone organique du sol ; T = total ;
CEC = capacité d'échange cationique ; Ex = extractible ; MO = Matière organique*

Références	Objectif	Propriétés physiques	Propriétés chimiques	Propriétés biologiques
(Ruiz <i>et al.</i> , 2020)	Remise en état - carrière	Stabilité des agrégats, densité apparente	pH, P, K, COS	Biomasse microbienne, activités enzymatiques
GISQ (Dominguez-Haydar <i>et al.</i> , 2019)	Remise en état - mine de charbon	Texture, densité apparente, morphologie (origine des agrégats)	TP, TN, CEC, Ex Ca, Ex Mg, Ex K, pH, MO	Communautés de macro-invertébrés
(Vincent <i>et al.</i> , 2018a; Vincent <i>et al.</i> , 2018b)	Sols construits	Caractérisation physico-chimique (non détaillé)		Communautés microbiennes (bactéries, champignons) Macro-invertébrés Micro-arthropodes (dont Collemboles) Flore herbacée Activités (Colonisation mycorhizienne, Activités enzymatiques, Capacité de minéralisation, Macro-décomposeurs, Méso-décomposeurs)

3.5. Territorialité d'une intervention publique sur la qualité des sols

3.5.1. Complémentarités du cadre européen et des initiatives locales

Les études passées en revue confirment la très forte influence des cadres internationaux sur la définition de politiques environnementales. Par exemple en Espagne, il ressort clairement d'un article que la mise en place d'une politique de gestion de l'érosion des sols découle en premier chef de textes internationaux (Convention de lutte contre la désertification, 1993) et européens (la PAC ainsi que la directive cadre sur l'eau de 2000) (van Leeuwen *et al.*, 2019). Du point de vue de la dynamique juridique, la mise en place d'une gouvernance des sols qui concernerait l'ensemble du territoire d'un Etat trouverait un appui, du moins dans un premier temps, sur une approche *top-down*.

Les résultats du projet NORMASOL (Billet, 2016b) constituent une étape importante dans la réflexion sur une approche juridique de la préservation de la qualité des sols. Un tel régime juridique aurait dans un premier temps pour effet de gommer le caractère cloisonné du droit très marqué en la matière. Dans un second temps, il favoriserait l'intégration d'un référentiel de la qualité des sols dans d'autres branches du droit, permettant une « mise en cohérence environnementale des processus décisionnels » (Hervé-Fournereau, 2009; Pieper *et al.*, 2023).

Sur un plan opérationnel, des attentes fortes sont exprimées par les acteurs des collectivités territoriales sur l'accessibilité des informations. Des pistes ont d'ores et déjà été explorées dans ce sens, et de récents travaux (Consalès *et al.*, 2022) cherchent à développer des outils pour la gestion de projet reposant sur : 1) un nombre limité d'indicateurs de diagnostic permettant de limiter les coûts, voire de recourir à des proxys ne nécessitant pas l'intervention de pédologues ; 2) des logiciels de traitement des données courants, produisant des analyses semi-quantitatives et pouvant fonctionner avec des jeux de données incomplets. D'autres travaux mettent en avant les types d'acteurs à mobiliser à chaque étape de réalisation d'un document d'urbanisme, dont les producteurs de données, en insistant sur les rôles à confier à chacun (Néel *et al.*, 2022). Dans le cadre du projet MUSE a ainsi été élaboré « un référentiel méthodologique utilisable en interne [au sein des EPCI], qui impose une vision transversale des sols, [permet la montée en compétence des services], justifie les choix de développement de l'urbanisation, [...] donne des outils pour adapter les prescriptions sur les zones constructibles, [...] permet de déterminer des zones de désimperméabilisation/renaturation prioritaires et de traduire des enjeux relatifs aux sols via les Orientations d'Aménagement et de Programmation » (Néel *et al.*, 2022). Le projet DESTISOL, quant à lui, sur la base d'analyses documentaires et de sondages, cherche à accompagner les décideurs dans l'optimisation de l'adéquation entre fonctions et occupation des sols, à l'échelle d'un site où une opération d'aménagement est conduite (Anne *et al.*, 2018).

Des marges de manœuvre ont ainsi été repérées sur le plan réglementaire pour une meilleure prise en compte de la qualité des sols dans certains éléments du PLU relatifs à l'ensemble de la commune (évaluation environnementale, rapport de présentation, PADD - Projet d'aménagement et de développement durable), mais aussi des éléments plus particuliers (comme

les orientations d'aménagement et de programmation, le règlement, les emplacements réservés, voire les espaces boisés classés). Les Plans de prévention des risques naturels (PPRN) et ZAP pourraient aussi intégrer des éléments relatifs à la qualité de sols, d'autant que pour cette dernière procédure, la protection doit être justifiée par un intérêt général découlant soit de la qualité de production, soit de la situation géographique, soit de la qualité agronomique³².

3.5.2. Niveaux territoriaux de gouvernance

Les travaux sur la gouvernance de la qualité des sols soulignent l'importance d'envisager la territorialisation de l'action publique à une échelle locale ou régionale pour renforcer la protection des sols. C'est dans cette optique que la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* prévoit la délimitation de *Soil districts* (pour la gouvernance) et de *Soil units* (pour la surveillance) au sein de chaque Etat membre. La littérature analysée permet de passer en revue les options possibles concernant la base d'un maillage territorial pertinent.

- **Entité déjà existante, notamment les bassins versants**

Le principal avantage de cette option est d'éviter de multiplier les périmètres de décision. Le périmètre du bassin versant est souvent évoqué, compte tenu des liens écologiques étroits entre la dynamique des eaux, celle des sols, et de nombreux autres enjeux (agriculture, foresterie, loisirs, industrie, urbanisation, énergie). Pour autant, les lignes de partage des eaux traversent couramment des aires dont les sols sont homogènes de part et d'autre de la ligne. Elles ne constituent donc pas une délimitation pertinente du point de vue pédologique.

En Australie, la gouvernance des sols a été instituée au sein des *Natural resource management (NRM) regional bodies* qui ont vocation à traiter de manière intégrée l'ensemble des ressources écologiques. La délimitation de ces NRM s'est appuyée sur celle des bassins versants. Aux Etats-Unis, la création des *soil conservation districts* montre que, malgré des intentions initiales de prise en compte des limites biophysiques et de la spatialité des phénomènes pédologiques à gérer, la rationalité administrative a plutôt conduit à créer un district par comté, donc par entité préexistante. En outre, les districts ont la possibilité de programmer, financer et produire des projets, mais n'ont finalement jamais été dotés de compétences en termes d'encadrement réglementaire malgré ce qui était initialement prévu.

- **Entité spécifique, pédologiquement homogène, ou petites régions agricoles (PRA)**

A l'inverse, différentes propositions positionnent le sol et ses caractéristiques au centre des critères de délimitation, sans tenir compte des frontières administratives. Il peut s'agir des Unités cartographiques de sol (UCS³³), ou d'un ensemble de propriétés (carbone organique, capacité d'échange cationique, pH, densité apparente, texture, capacité de rétention d'eau) associées au climat, à la couverture végétale et à l'usage du sol, et combinées à la cartographie des risques (par ex. : érosion, pollution) dont la gestion est connectée aux sols. Les PRA françaises pourraient servir de base à un tel découpage, constituant une forme de compromis entre une approche basée sur les caractéristiques des sols et une approche purement administrative.

- **Région urbaine**

Une approche originale du périmètre fonctionnel de la région urbaine, intégrant en plus des zones bâties d'une agglomération les « surfaces non construites (les infrastructures vertes et aquatiques) nécessaires à la résilience des habitants en cas de crises légères ou graves, passagères ou chroniques », est proposée dans un article (Donadieu *et al.*, 2016). Il s'agit de constituer une entité cohérente sur le plan environnemental et lisible sur le plan politique, adoptant pour la planification le principe de « la protection et de la valorisation des sols non construits, et si possible végétalisés ». Rien n'est toutefois précisé sur le découpage du reste de l'espace rural.

³² Art. L. 112-2 c. Rur.'

³³ Les UCS sont des « portions de la couverture pédologique qui présentent des caractéristiques communes en termes de paysage et de répartition des sols » (<https://www.gissol.fr/donnees/carte-sur-le-geoportail-4789>) et « dans lesquelles les facteurs de la formation des sols sont homogènes (morphologie, géologie, climat et dans certains cas l'occupation du sol) » (<https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/bases-donnees/referentiel-regional-pedologique>).

- **Gouvernance par enjeu**

Plusieurs articles suggèrent de ne pas proposer de nouvelle strate administrative pour la gouvernance des sols, mais de créer un lieu de coordination stratégique entre acteurs, autour des enjeux, par exemple l'érosion. Certains proposent de définir une échelle de gouvernance par fonction du sol (Schulte *et al.*, 2015). D'autres imaginent la création d'*ecosystem services districts* (Heal *et al.*, 2001) pour optimiser la fourniture de services à l'échelle pertinente en trouvant des compromis entre les différentes utilisations possibles des ressources naturelles. Pour ce faire, ils seraient dotés de missions de coordination, d'information, ainsi que de pouvoirs de planification (arbitrant entre les services éventuellement antagoniques) et fiscaux. Cette option se rapproche des *NRM bodies* institués en Australie. Enfin, certains articles mettent l'accent sur la nécessité de définir un périmètre de gouvernance qui corresponde aux échelles et systèmes de valeur auxquels se réfèrent les acteurs concernés.

3.5.3. Compromis entre harmonisation et appropriation

Un équilibre reste à trouver entre le besoin d'intégration et d'harmonisation des approches de la qualité des sols entre les différents niveaux territoriaux, et le degré de souplesse qui reste nécessaire pour que les acteurs s'approprient localement la mise en œuvre de sa préservation. La pérennité d'un indicateur réside dans l'équilibre atteint entre stabilité et souplesse, lui permettant d'être utilisé par des acteurs différents, dans des configurations spatiales et écologiques diverses, et en lien avec des objectifs différents. Ce débat se décline également sur le plan des méthodes d'élaboration et de mesure des indicateurs (Section 5.3).

- **Démarches d'harmonisation**

De nombreux programmes de recherche ont visé l'harmonisation des méthodes de mesure des indicateurs (ENVISSO, EcoFinders, LANDMARK) afin de pouvoir comparer *in fine* les résultats acquis par les différents partenaires et assurer la stabilité temporelle des méthodes employées. Cependant, face à la diversité des méthodes disponibles et à la possibilité de les appliquer à des niveaux plus ou moins complexes, la stratégie choisie tient compte des attendus et du contexte de chaque étude. Le rapport du projet SIREN souligne la forte variabilité des méthodes selon les Etats membres de l'UE et trace la voie d'une harmonisation à court terme d'une première génération d'indices de qualité des sols (IQS). Cette harmonisation est proposée en préservant une flexibilité dans le choix des méthodes et des protocoles dans le cadre d'IQS harmonisés (c'est-à-dire une normalisation limitée). Une possibilité de différenciation des critères d'évaluation en fonction du contexte régional a également été une condition fortement exprimée, reflétant que les sols, le climat et les systèmes agricoles peuvent différer considérablement d'un pays à l'autre.

Le succès d'une telle appropriation des indicateurs sur lesquels se fonde un régime de préservation, dépend certes de la pertinence scientifique de l'indicateur pour décrire une situation donnée, de sa simplicité à être mesuré, de la concordance entre l'échelle à laquelle s'applique l'indicateur et l'échelle d'action du gestionnaire, des coûts de fonctionnement associés à l'indicateur, ou encore de sa comparabilité vis-à-vis d'autres formes de mesure. Mais il dépend également fortement du caractère social de sa trajectoire.

- **Appropriation sociale**

Un indicateur qui s'installe et perdure dans les usages de manière institutionnalisée et inscrite dans des procédures, et qui se trouve considéré comme référence pour fixer des normes et juger de l'efficacité des politiques publiques, est dès lors doté de « nouveaux pouvoirs » (Bouleau et Deuffic, 2016). Il contribue à façonner autour de lui des infrastructures et des communautés de pratiques au sein desquelles des générations de participants acquièrent une familiarité avec son fonctionnement, ses limites, et les objets qui lui sont associés. Ce travail de coordination mobilise d'importantes ressources cognitives, économiques et politiques, et conduit à une dépendance au sentier par le coût dissuasif des remises en question ou ajustements qui seraient ensuite proposés, quelle que soit leur pertinence (cf. Encadré 4). Bouleau et Deuffic (2016) observent en outre que du fait de l'accumulation de données de suivi sur le long terme, plus l'utilisation d'un indicateur est ancienne, plus elle est rentable, et plus il devient coûteux d'en changer.

Eviter cette rigidité appelée « fermeture du problème » par Forsyth (2007) est un enjeu à la fois scientifique et politique. Il s'agit de diversifier les périmètres de l'expertise considérée comme légitime pour participer à la discussion scientifique. La gouvernance environnementale n'est alors pas fondée sur des indicateurs universels et prédéfinis mais admet des critères plus souples, interprétés au cas par cas, prenant en compte le contexte socio-environnemental local, et réflexifs quant à la manière dont ils sont définis, ce qui peut affecter des acteurs locaux sur les plans politique, économique et social.

Encadré 4. La RUSLE comme quantification de l'érosion

La Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) est l'un des principaux modèles mathématiques utilisés aujourd'hui pour quantifier et prédire l'érosion des sols. Publiée en 1992, elle résulte d'une série de corrections (et d'adaptations à l'informatique) de la Universal Soil Loss Equation (USLE). Ce modèle, prenant en compte la configuration des précipitations, le type de sol, la topographie, le système cultural et les pratiques de gestion, avait été élaboré suite au Dust Bowl des années 1930 par le Soil Conservation Service du ministère américain de l'agriculture (USDA) afin d'orienter la politique de conservation des sols mise en place par cette institution. Sa version révisée est encore aujourd'hui utilisée partout dans le monde, dans les programmes de préservation des sols et de l'eau.

De nombreuses critiques ont pourtant été formulées envers cette équation. Des pédologues tels qu'Ernest Hallsworth (Hallsworth, 1987), mais aussi des chercheurs en écologie politique (Blaikie, 2016; Forsyth, 2007) ont remarqué que cette équation était loin d'être « universelle ». L'équation utilise des chiffres de précipitations moyennes qui ne permettent pas de prendre en compte les tempêtes intenses qui causent la plus grande partie de l'érosion dans beaucoup de pays du monde. Ensuite, elle ne rend pas compte des taux de (re)formation du sol, paramètre important dans certaines régions pour évaluer l'acceptabilité d'une perte de sol. Enfin, malgré les tentatives d'adaptation de l'équation à différents contextes locaux, elle ne permet pas de prendre en compte une grande partie des pratiques locales de conservation du sol.

Les comptes rendus de symposiums récents de la FAO sur l'érosion des sols montrent un paradoxe : si l'équation RUSLE est encore très largement utilisée par de nombreux acteurs – des agences de développement internationales aux services de la Commission européenne – elle fait également l'objet de critiques largement partagées au sein de ces communautés. Les experts ayant participé à ces symposiums reprochent à l'équation de ne prendre en compte que l'érosion hydrique diffuse, et d'ignorer l'érosion concentrée, l'érosion éolienne, les effets du labour, ou bien encore l'érosion liée à la récolte. Ces facteurs peuvent pourtant être bien plus importants que l'érosion diffuse, et l'on peut s'attendre à une aggravation relative de ces facteurs dans un contexte de changement climatique (FAO, 2019b). Or, du fait de l'utilisation massive de la RUSLE, ces facteurs font l'objet d'un déficit de recherche. Ces experts constatent aussi que la RUSLE est régulièrement employée à des échelles très larges qui ne correspondent pas à celle pour laquelle l'outil a été conçu (FAO, 2019b). Pour toutes ces raisons, il apparaît que l'utilisation de la RUSLE peut générer des constats et des prédictions hasardeux, qui sont toutefois pris au sérieux par des décideurs peu au fait de ces débats scientifiques, et peuvent donc véritablement peser sur l'orientation des politiques publiques.

Des modèles plus fiables, plus complets, ou mieux adaptés aux différentes échelles existent pourtant depuis des décennies (Fadil et El Wahidi, 2023). La persistance de l'utilisation de la RUSLE semble d'abord résider dans l'attractivité que représente un modèle simple et multiplicatif. Mais elle tient aussi et surtout dans le fait que de nombreux acteurs savent l'utiliser, ce qui facilite la capitalisation des données et la comparaison des situations. Elle contribue ainsi à stabiliser la manière dont le phénomène est connu, et offre un résumé de ses causes et de ses effets qui est commode pour les gestionnaires. Une fois que l'on atteint un tel stade de « fermeture du problème » (Hajer, 2005) – que le problème a été « réduit » à quelques paramètres apparemment simples et maîtrisables – la définition spécifique qui en a été formulée tend à orienter les recherches futures sur cet objet et à sélectionner les types d'expertise qui seront appelés à s'exprimer sur la question, ce qui renforce encore la dépendance au sentier.

4. Les dimensions de la qualité et de la santé des sols et le choix des fonctions

4.1. Evolutions de la terminologie et des concepts

Au sein du domaine biotechnique, la qualité des sols renvoie à un large éventail de notions et concepts qui ont fait l'objet de travaux divers, comme la fertilité, la pollution, le fonctionnement, la réalisation de fonctions et la multifonctionnalité, la santé, le sol vivant, la fourniture de services écosystémiques, les contributions de la nature (aux populations, à la nature, comme culture), la durabilité des ressources, la résilience, les dégradations et menaces de dégradation, la valeur ou bien encore, la sécurité. Ce foisonnement terminologique correspond à une réalité quant à la difficulté à circonscrire le sol et sa qualité comme objets d'étude. En tant qu'interface entre différents compartiments et différentes composantes, le sol est une entité fortement reliée à d'autres, ce qui rend sa délimitation toujours discutable. C'est pourquoi le choix est assumé ici d'explicitier les enjeux de cette diversité terminologique et les tensions qui la configurent, plutôt que de s'arrêter à une définition qui prétendrait mettre fin au débat.

4.1.1. Facteurs internes et externes d'évolution historique

L'usage des différents termes scientifiques désignant la qualité des sols montre différents types d'évolutions historiques. Dans certains cas, l'usage des termes peut traverser plusieurs époques et connaître des évolutions conceptuelles, sans changement du vocabulaire. Cela concerne notamment les termes proches du langage courant tels que la qualité, la santé, ou la fertilité des sols, qui sont utilisés à différentes époques, avec des acceptions qui évoluent dans le temps et suivant les communautés de recherche et d'utilisateurs. Dans d'autres cas, les évolutions sont plus nettement datées par la proposition d'un concept assorti d'une définition adoptée et utilisée par une communauté de recherche. C'est par exemple le cas pour les services écosystémiques à la fin des années 1990, ou la sécurité des sols au milieu des années 2010 (McBratney *et al.*, 2014).

L'évolution des concepts scientifiques relatifs à la qualité des sols est liée à la fois à des facteurs externes au domaine académique, correspondant à la place occupée par la qualité des sols dans les perceptions et préoccupations au sein de la société telle qu'elle est retracée en Section 2.2, et à des facteurs internes correspondant aux outils scientifiques, qu'ils soient techniques ou conceptuels. Ces deux catégories de facteurs se conjuguent pour expliquer les évolutions historiques de la conceptualisation de la qualité des sols.

4.1.2. Survol historique de la place relative des approches systémiques et analytiques

Dans les périodes les plus anciennes, dont on retrouve la trace à partir de l'Antiquité, la qualité des sols est appréhendée de manière holistique et métaphorique. Le sol y est considéré comme un tout dont les diverses parties ne peuvent se comprendre qu'au regard de cette globalité. Il est vu comme un être nourricier dont il convient de préserver la santé pour préserver celle des occupants humains de la terre. L'étude du sol est pendant longtemps basée sur l'observation de la croissance des plantes comme révélatrice de cette santé, le plus souvent en lien avec les activités agricoles. Avec les développements scientifiques des XVIII^e et XIX^e siècles, la qualité du sol a pu être décomposée de manière plus atomistique (ou analytique) à partir de ses propriétés physiques, chimiques et biologiques. A l'inverse de la démarche holistique, il s'agit alors de développer une compréhension du sol dans sa globalité à partir des caractéristiques de ses parties. La distinction s'est ensuite instaurée entre des éléments considérés comme intrinsèques et représentatifs du type de sol, et des éléments manipulables (souvent appelés « manageables ») répondant aux actions de gestion.

Au XX^e siècle, la science du sol connaît un essor important alimenté notamment par la pédologie russe (Dokoutchaev, 1893). Depuis cette époque, la pédologie explicite l'organisation des sols sur la base d'une description des profils de sols, dont la structuration résulte des processus physiques, chimiques et biologiques de la pédogenèse, dans une approche naturaliste intégrée. Cependant, le développement industriel de la chimie et de la mécanisation apporte par ailleurs la possibilité de passer d'une démarche d'optimisation de la qualité du sol par les pratiques, à sa substitution par des intrants. Le sol se trouve

ainsi longtemps réduit à un rôle de support pour les plantes et les activités humaines. Ce sont les déséquilibres causés par ce développement industriel qui amènent une prise de conscience des risques que comporte la dégradation des sols. La principale menace identifiée est la perte de sol causée par l'érosion en lien avec la mécanisation, notamment avec les ravages causés aux Etats-Unis par le *Dust bowl* dans les années 1930. A partir des années 1970, l'accumulation de résidus chimiques notamment en milieu urbain, conduit à une prise de conscience des dangers de la pollution du sol.

Progressivement, en lien notamment avec la prise de conscience de l'importance de la matière organique du sol face à l'érosion, mais aussi des multiples enjeux dans lesquels elle est impliquée, une meilleure prise en compte de la composante biologique trouve sa place dans les travaux scientifiques. Une approche systémique et pluridisciplinaire du sol est redéployée, qui se rapproche finalement de la démarche holistique des anciens, mais avec une plus grande connaissance des interactions entre les éléments du système. A partir des années 1990, la prise de conscience de plus en plus large des limites environnementales conduit à progressivement relativiser le caractère central de la fonction productrice du sol comme objet d'étude, pour mettre en lumière les autres rôles qu'il assure au regard des enjeux hydrologiques, climatiques, de biodiversité, patrimoniaux et culturels. C'est ainsi qu'émergent dans les années 2000 dans le domaine de l'étude des sols, les concepts de multifonctionnalité et de services écosystémiques développés antérieurement dans d'autres domaines. Cet élargissement systémique s'est poursuivi en direction des SHS pour considérer les interactions sols-humains à une échelle planétaire, dimensions intégrées dans le concept de sécurité des sols proposé en 2009 (Brauch et Spring, 2009) en lien avec les enjeux internationaux face à la désertification. En parallèle, l'amélioration des connaissances sur la dynamique des écosystèmes, sur l'importance des interactions entre composants biotiques et abiotiques, ainsi que le fort développement des outils de la biologie, de la génomique et de l'écologie, ont conduit à replacer au centre de l'étude la dynamique systémique du sol, et à réélargir le périmètre des dimensions prises en compte. Il en résulte une évolution de la conception de la qualité des sols, et la résurgence d'une terminologie relative à la santé des écosystèmes et à la santé des sols au cours des dernières décennies.

Les variations historiques ainsi retracées dans de grandes tendances globales, montrent toutefois des différences importantes suivant les sphères d'adoption des termes et des concepts, parfois en lien avec des mobilisations sociales. La notion de santé des sols est ainsi plus particulièrement adoptée, d'une part, chez certains agriculteurs (Richelle, 2019), et d'autre part, dans les instances internationales où elle fait écho au concept de « une seule santé » (santé des hommes, des animaux, et de l'environnement, y compris les sols). La notion de « sol vivant » a été associée à des mobilisations militantes avec une prédominance dans le corpus traitant de l'agriculture, notamment la viticulture, et des collectifs de scientifiques dissidents. Par exemple dans les années 1950, l'AFRAN (Association française pour la recherche de l'alimentation normale), proche du courant vitaliste en médecine, dénonce le recours massif à la chimie et ses conséquences sur l'alimentation et la santé. Elle publie un périodique intitulé « Sol – Aliment – Santé », pour promouvoir des techniques qui préfigurent l'agriculture biologique. Dans le domaine académique au tournant du XXI^e siècle, la terminologie employée montre également des variations entre auteurs francophones et anglophones. La sphère francophone a eu tendance à faire évoluer la notion de qualité des sols dans un sens plus holistique et à n'adopter que marginalement la terminologie relative à la santé des sols, qui est beaucoup plus répandue dans la sphère anglophone.

4.2. Une distinction non stabilisée entre qualité et santé des sols

La dynamique historique ainsi retracée montre une concomitance entre d'un côté l'élargissement progressif des dimensions considérées dans la qualité des sols, et de l'autre la promotion, notamment dans certaines institutions internationales, de la notion plus explicitement holistique de santé des sols. Il en résulte que l'acception de ces deux termes présente encore des recouvrements importants, et que malgré les tentatives de clarification proposées dès le début des années 2000 (Doran et Zeiss, 2000), elle continue de faire débat dans la sphère scientifique.

Les premiers éléments de distinction formulés mettent l'accent sur la place plus importante accordée, dans la notion de santé, à la biologie et à la fonctionnalité du sol (Karlen et al., 1997). Plus récemment, des propositions ont associé la notion de qualité aux propriétés pérennes du sol, et celle de santé à la performance obtenue en termes de services écosystémiques, du fait des modalités de gestion mises en œuvre, et compte tenu de l'étendue des possibles encadrée par les propriétés pérennes. Cette acception s'approche de celle proposée notamment par Kibblewhite *et al.* (2008) consistant à considérer la

qualité comme un potentiel, et la santé comme un degré de réalisation de ce potentiel, qui refléterait la performance réelle (par définition inférieure au potentiel et donc bornée par la qualité), en partie liée aux propriétés dynamiques affectées par la gestion du sol. Suivant cette acception illustrée par la Figure 14, le sol B y présente une meilleure santé que le sol A.

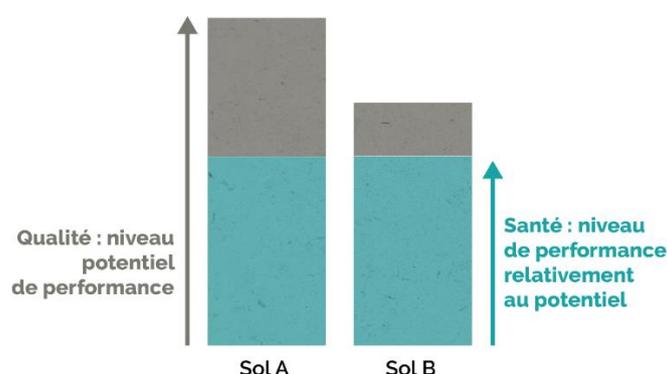


Figure 14. Distinction entre qualité du sol comme potentiel, et santé comme degré de réalisation de ce potentiel.

Sur un plan plus général, le succès rencontré dans la littérature scientifique par la terminologie relative à la santé des sols a pu être analysé comme un détour métaphorique destiné à la sensibilisation du grand public et sans fondement scientifique. Certains auteurs dénoncent une dérive qui consisterait à adopter dans le domaine académique des termes promus pour des raisons politiques, sans qu'ils soient suffisamment formalisés et stabilisés sous forme de concepts. Ils proposent de remplacer la notion de qualité des sols par la notion de qualité du management des sols, mais cette proposition n'a jamais été développée. D'autres mettent en évidence l'intérêt de la métaphore dans le domaine des sciences, pour le renouvellement des concepts. Mais qu'il s'agisse de qualité ou de santé, la difficulté à associer des démarches de quantification à des notions aussi générales est un argument que l'on retrouve de manière récurrente dans l'ensemble de la littérature critique. Lehmann *et al.* (2020) soulignent que les chercheurs n'ont pas encore résolu les « défis de définir la santé des sols de manière à permettre une évaluation quantitative ». Ils suggèrent que dans le domaine académique, la santé des sols devrait être considérée comme un principe primordial au regard duquel développer les connaissances, plutôt que comme une grandeur à mesurer.

4.3. De la qualité aux fonctions écologiques des sols

4.3.1. Choix d'une approche par les fonctions des sols

La Section 3.2 a permis de montrer en quoi une valorisation de la qualité des sols trop étroitement liée aux bénéfices tels qu'ils sont directement perçus par ses utilisateurs, ne conduit pas au maintien de cette qualité. En lien avec les évolutions évoquées en Section 4.1 de la définition de la qualité des sols, l'enjeu est ainsi aujourd'hui de mieux intégrer le fonctionnement écologique des sols dans l'évaluation de leur qualité. Le choix fait pour la présente étude d'adopter une approche centrée sur les fonctions a été raisonné au regard des intérêts et limites identifiés ci-après.

La notion de fonction est ainsi retenue dans la loi Climat et résilience de 2021 (cf. Section 3.3.1). C'est le maillon conceptuel qui permet l'articulation entre les processus et les services (cf. Section 1.1.2). Cette approche permet de valoriser les services écosystémiques tout en veillant à préserver l'ensemble des fonctions écologiques. Elle couvre ainsi les différentes dimensions de la qualité des sols de la façon la plus complète possible, du fait qu'un service écosystémique est sous-tendu par une diversité de fonctions, et qu'une fonction sous-tend parfois une diversité de services écosystémiques.

Au niveau de l'observatoire européen des sols³⁴, le suivi est en revanche jusqu'à présent basé sur une approche par les dégradations. L'évaluation de la santé des sols y est fondée sur huit principales menaces : l'artificialisation d'une part, et pour les sols non artificialisés, la perte de biodiversité, la perte de carbone organique, la pollution, l'excès de nutriments, le tassement, la salinisation et l'érosion. Le sol est considéré comme dégradé dès lors que l'une de ces menaces atteint un

³⁴ EUSO (European union soil observatory) - <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/> (Consulté le 4/11/2024)

niveau considéré comme critique. Cette approche rencontre des résistances en partie liées au découragement qu'elle peut produire chez les acteurs. En effet, elle est construite de telle sorte que le risque d'un diagnostic négatif augmente avec la progression de la connaissance sur les dégradations des sols, ce qui peut dissuader l'amélioration de la surveillance des sols et du suivi de leurs fonctions. Dans la présente étude, le choix a donc été fait de privilégier une approche de la santé des sols qui soit mobilisatrice, fondée sur les fonctions écologiques réalisées. Les fonctions et les dégradations des sols peuvent d'ailleurs être évaluées par des indicateurs proches, voire identiques.

4.3.2. La qualité des sols en six fonctions écologiques

Le corpus bibliographique est lacunaire en ce qui concerne la définition de la notion de fonction et présente une forte hétérogénéité en ce qui concerne la délimitation entre les différentes fonctions du sol. Certaines sources considèrent toutefois comme équivalents fonctions et processus, et d'autres, fonctions et services. Il est pour autant admis de manière assez largement consensuelle qu'une fonction est un assemblage (*bundle*) de processus bio-physico-chimiques (Bünemann *et al.*, 2018) qui interagissent entre eux, assurant une action intégrée qui permet au sol de fonctionner.

Les modalités d'assemblage des processus en fonctions, c'est-à-dire d'identification de l'action intégrée au sein de laquelle s'assemblent les processus pour constituer une fonction, dépendent des angles disciplinaires et des objectifs poursuivis dans les différentes études. Il existe ainsi dans la littérature une multitude de propositions de listes de fonctions des sols. Pour tirer des enseignements de la façon dont les fonctions des sols sont abordées dans le corpus scientifique, une analyse textuelle a été réalisée sur les 152 principaux articles étudiant les fonctions des sols, dont la grande majorité a été publiée après 2013. Le nombre de fonctions déclinées dans ces articles varie de 1 à 32, avec une totalité de 658 intitulés différents. Une observation des termes les plus fréquents dans ce corpus révèle deux grands types : des mots d'action (par ordre décroissant d'occurrence *cycling, regulation, storage, production, sequestration, etc.*) et des mots d'objets (par ordre décroissant d'occurrence *nutrients, water, soil, carbon, etc.*).

Sur cette base, il a été convenu de définir les fonctions des sols comme étant chacune une action du sol sur un objet ou un élément. Un regroupement des dénominations a été réalisé autour des associations action-objet les plus fréquemment trouvées dans la littérature, avec la préoccupation de considérer l'action du sol sur lui-même (formation et entretien de la structure du sol). Il en résulte une liste de 6 fonctions qui influencent la composition, la structure et les flux d'éléments observables dans les sols (Figure 15).

Le Tableau 3 permet de repérer les correspondances entre cette liste de fonctions et les cadres institutionnels abordant la fonctionnalité des sols : d'une part, la Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030 (COM(2021) 699) à partir de laquelle la proposition de directive *Soil monitoring and resilience* a ensuite été déclinée, et d'autre part, les dispositions du code de l'urbanisme issues de la loi Climat et résilience de 2021 (Article L101-2-1).

▪ **Fonction « Supporter la biodiversité »**

Le sol est l'un des plus grands réservoirs de biodiversité du globe. Selon une étude récemment publiée qui tient compte de la richesse estimée de l'ensemble des groupes d'organismes, le sol hébergerait de l'ordre de 60 % de la biodiversité terrestre (Anthony *et al.*, 2023). Pour qu'un organisme soit considéré comme organisme du sol, il doit effectuer au moins une étape de son cycle de vie dans le sol ou l'une de ses annexes (litière, tronc en décomposition, cadavres d'animaux, déjections...). Deux sous-fonctions sont distinguées car elles peuvent être associées à des indicateurs différents.

La sous-fonction « supporter les organismes du sol » (sous-entendu organismes non végétaux) est définie comme étant la capacité du sol à maintenir ou favoriser la diversité, l'abondance et l'efficacité des formes de vie (communautés, populations, espèces, gènes, molécules, enzymes) en interactions et capables de générer des processus biologiques et écologiques.

La sous-fonction « supporter la végétation » correspond à la capacité du sol à soutenir l'émergence et la survie des plantes, la croissance et la production de biomasse végétale, la reproduction, la résistance aux stress et la survie, et les successions naturelles ou induites des plantes. Cette définition implique de considérer l'ensemble des milieux terrestres végétalisés, et notamment ceux dont la productivité n'est pas le principal service écosystémique attendu.

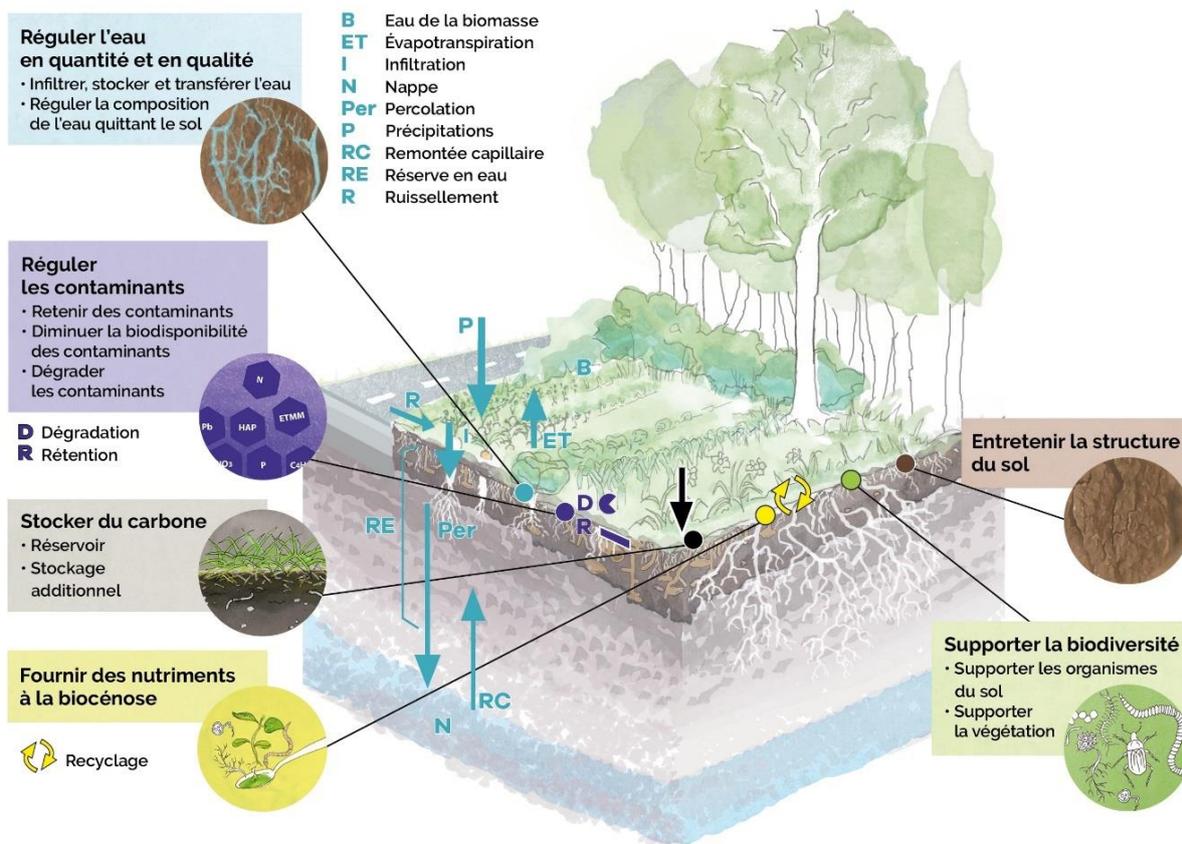


Figure 15. Périmètre des 6 fonctions des sols retenues pour cette étude

Tableau 3. Essai de correspondance entre les fonctions retenues dans cette étude (cf. Figure 15), les services mis en avant dans la Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030, et les fonctions listées dans la loi Climat et Résilience.

Services listés dans la Stratégie de l'UE pour la protection des sols	Fonctions listées dans cette étude	Fonctions listées dans la Loi Climat & Résilience	Fonctions listées dans cette étude
Assurer la production d'aliments et de biomasse, y compris dans les secteurs de l'agriculture et de la foresterie		Potentiel agronomique	
Protéger les nappes aquifères en absorbant, en stockant et en filtrant l'eau, et en transformant les éléments nutritifs et autres substances		Fonctions hydriques	
Fournir les éléments essentiels à la vie et à la biodiversité, y compris les habitats, les espèces et les gènes		Fonctions biologiques	
Jouer le rôle de réservoir de carbone		Fonctions climatiques	
Servir de plateforme pour les activités humaines et constituer un élément du patrimoine culturel	Fonction non-écologique		
Être une source de matières premières	Fonction non-écologique		
Constituer une archive du patrimoine géologique, géomorphologique et archéologique	Fonction non-écologique		

▪ **Fonction « Stocker du carbone »**

Le stockage de carbone est le moyen par lequel l'énergie solaire et le CO₂ captés par la photosynthèse réalisée par les plantes sont incorporés au sol. Ce stockage constitue une source d'énergie pour la biocénose, et contribue à la régulation du taux de CO₂ dans l'atmosphère (Wiesmeier *et al.*, 2019). Deux sous-fonctions de stockage de carbone sont distinguées : celle relative au réservoir de carbone organique du sol (COS) qui représente le statut organique actuel d'un sol, et celle relative à la fonction de capacité de stockage additionnel qui représente la quantité de COS additionnel que peut stocker un sol sous certaines contraintes et conditions. Il convient aussi de ne pas confondre stockage et séquestration de C : le terme stockage utilisé ici est générique et réfère à toutes formes d'accumulation de C dans le sol, alors que le terme séquestration désigne plus précisément le retrait net de CO₂ de l'atmosphère.

▪ **Fonction « Fournir des nutriments à la biocénose »**

Un nutriment est une substance nécessaire aux organismes vivants et pouvant être assimilée directement ou indirectement sans avoir eu besoin de subir des transformations. Sont compris dans les nutriments les éléments nutritifs « majeurs » (comme notamment l'azote, le phosphore, le calcium) et les éléments nécessaires en petites quantités (ou oligoéléments, comme par exemple le cuivre ou le zinc). Les nutriments présentent un caractère ambivalent, car s'ils sont indispensables à la biocénose, ils génèrent des pollutions à trop fortes doses. Bien que le carbone soit l'élément structurant des organismes vivants, il n'est pas considéré ici parmi les nutriments dans la mesure où son acquisition autotrophe (par la photosynthèse) ne concerne pas le sol, et que son devenir hétérotrophe (décomposition *versus* stabilisation) est traité dans la fonction « stocker du carbone ». La fourniture de nutriments dépend bien sûr de la quantité de nutriments présents, mais aussi de leurs formes (dont certaines sont bioassimilables (Marschner, 2012) et d'autres non), et de leur disponibilité dans l'espace et dans le temps.

▪ **Fonctions hydrologiques : « Réguler l'eau quantitativement et qualitativement »**

Le sol, en tant que volume s'étendant de la surface de la terre jusqu'au matériau parental peu ou pas altéré, interagit directement avec l'hydrosphère. Sa surface reçoit en effet une partie des précipitations et participe à la répartition de ces flux d'eau pluviale et à l'alimentation de différents réservoirs. Ainsi, ces précipitations peuvent s'infiltrer, ruisseler, s'évaporer, être stockées dans le sol et atteindre par percolation le sous-sol et une éventuelle nappe. L'eau est omniprésente dans les sols sous différentes formes plus ou moins disponibles pour les plantes : constituant des minéraux du sol, constituant des êtres vivants, eau libre circulant sous l'effet de la gravité dans la méso et macroporosité, ou plus ou moins immobile et accessible pour les végétaux en étant associée à la microporosité du sol (Haslmayr *et al.*, 2016). Une quantification des flux à l'échelle mondiale a été proposée par Te Wierik *et al.* (2020) sur la base des précipitations annuelles sur les terres : 38 % des précipitations retourneraient dans les cours d'eau et l'océan par ruissellement, 2 à 12 % rejoindraient la nappe par percolation, et la plus grande partie (50 à 60 %) serait temporairement stockée dans les sols puis retournerait à l'atmosphère via l'évaporation et l'évapotranspiration. Cette quantification globale masque cependant une grande hétérogénéité temporelle et spatiale, dépendant du climat, de l'occupation et de l'usage des sols, et de la saisonnalité.

Quantitativement, les sols régulent les flux d'eau qui arrivent à leur surface et qui remontent de la nappe par capillarité. Cette fonction de régulation quantitative est relative à la capacité du sol à recevoir, stocker et transférer l'eau.

Qualitativement, les sols régulent la composition de l'eau qui les traverse. Cette fonction de régulation qualitative est relative à des processus de rétention et de dégradation des composés véhiculés par l'eau percolant vers les eaux souterraines et/ou les milieux aquatiques. Elle est intimement liée à la fonction quantitative, car elle est associée à un mouvement de l'eau dans le profil de sol et à sa surface. Du fait qu'elle traite des flux de matières associés à l'eau, elle est également complémentaire de la fonction « fournir des nutriments à la biocénose » qui traite de la disponibilité des nutriments dans le sol, et de la fonction « réguler les contaminants » qui concerne la dynamique de transformation des contaminants dans le sol.

▪ **Fonction « Réguler les contaminants »**

Les sols sont le lieu de passage de nombreuses substances pour lesquelles les sols peuvent jouer un rôle de régulation. Il s'agit des contaminants comme les pesticides, des éléments traces métalliques ou des microorganismes pathogènes, mais aussi de nutriments (par ex. : nitrate et phosphate) présents en excès.

La fonction de régulation des contaminants passe par des processus variés, comme la rétention ou la dégradation. Schématiquement, elle peut être réalisée au travers de trois sous-fonctions, complémentaires mais pas nécessairement effectives dans tous les sols ou pour tous les contaminants :

- i) la capacité à retenir des contaminants (par ex. : par sorption) (Nortjé et Laker, 2021) contribue à préserver les écosystèmes connexes en limitant les transferts, mais elle contribue également à l'accumulation de ces contaminants dans le sol ;
- ii) la capacité à diminuer la biodisponibilité des contaminants (par ex. : par sorption, par complexation ou par changement de la spéciation) (Lin *et al.*, 2016) ;
- iii) la capacité à dégrader les contaminants (notamment *via* l'activité des microorganismes du sol) (Wolejko *et al.*, 2020).

N'oublions pas cependant que, si les sols peuvent partiellement réguler certains contaminants, il n'est resté pas moins que, lorsque les teneurs en éléments sont très élevées, la fonction de régulation ne peut plus être réalisée, et le sol reste ou devient contaminé.

▪ **Fonction « Entretenir la structure du sol »**

La structure des sols est définie comme l'organisation spatiale des vides (pores) et des solides du sol. Entretenir cette structure renvoie à la capacité du sol à maintenir ou favoriser une organisation spatiale des pores et des solides permettant son propre fonctionnement chimique, biologique et physique. Cette définition met en évidence le caractère dynamique de la structure. On peut ainsi distinguer l'état de la structure de son niveau de stabilité. Le premier, comme son nom l'indique, réfère à l'état de la porosité ou de l'agrégation à un temps *t*, et la seconde est un indicateur de la résistance de la structure à une contrainte comme l'impact des gouttes de pluie, la sécheresse, ou le tassement qu'il soit naturel ou engendré par les activités anthropiques (par ex. : engins agricoles, sylvicoles, piétinement des animaux).

Tableau 4. Effets de divers organismes du sol sur les principaux processus écologiques, les fonctions et des propriétés du sol (voir les pictogrammes des fonctions à la Figure 15)

Organismes	Principaux processus écologiques	Fonctions	Exemple de propriétés du sol
Bactéries, Archées	Cycle des nutriments (fixation du N, nitrification, solubilisation du P...), cycle de la matière organique du sol, décomposition, agrégation, altération, oxydo-réduction du fer, dégradation, régulation des populations		Capacité d'échange cationique, structure, stabilité structurale, texture, potentiel redox...
Champignons	Cycle des nutriments, décomposition, agrégation, dégradation des contaminants		Capacité d'échange cationique, structure, stabilité structurale, texture, potentiel redox...
Racines des plantes, lichens, bryophytes	Cycle de la matière organique du sol, altération, infiltration		Structure, porosité, matière organique, pH...
Algues, diatomées, cyanobactéries	Cycle de la matière organique du sol, altération		pH...
Protistes	Régulation des populations		Biomasse microbienne, capacité d'échange cationique...
Nématodes	Régulation des populations, cycle des nutriments		Biomasse et structure microbiennes, minéralisation nette de l'azote...
Arthropodes	Décomposition, régulation des populations, transport de matériaux, infiltration, rétention		Structure, (micro-)structure, matière organique...
Vers de terre	Décomposition, fragmentation, agrégation, transport de matériaux, infiltration, rétention, dégradation		Structure, porosité, complexe argilo-humique, stabilité structurale, matière organique...
Enchytréides	Décomposition, agrégation		Structure, (micro-)porosité...

▪ Relations entre fonctions

Ces six fonctions interfèrent et interagissent les unes avec les autres, selon des interactions complexes et emboîtées à différentes échelles. Elles sont toutes à la fois déterminantes et résultantes les unes des autres.

Par exemple, la biodiversité du sol en interaction avec les conditions abiotiques de son habitat, joue un rôle clé pour l'ensemble des fonctions. Elle peut influencer la fourniture de nutriments, ou être interprétée comme la conséquence d'un certain niveau de biodisponibilité en nutriments. Le Tableau 4 propose une synthèse des processus réalisés par les principaux organismes du sol et les conséquences de ces derniers sur certaines propriétés du sol.

L'entretien de la structure du sol est particulièrement relié aux fonctions de support de la biodiversité dont la végétation, et de régulation quantitative de l'eau. La structure est en effet à la fois un élément fondamental de l'habitat des organismes, et la résultante de leur activité. Elle détermine la dynamique de circulation dans le sol de l'eau et des nutriments et contaminants qu'elle véhicule, tout en évoluant sous l'action physique et chimique de l'eau.

Composée de plus de 50 % de carbone, la matière organique des sols (MOS) influence la plupart des propriétés et fonctions des sols telles que la capacité de rétention en eau, la stabilité structurale, le stockage et la fourniture de nutriments, et le support de la biodiversité.

Lors de la circulation de l'eau dans le sol, et en fonction de son temps de séjour, l'eau interagit plus ou moins fortement avec les différents constituants des sols (minéraux et organiques) et participe aux différents processus tels que l'altération, l'érosion, la minéralisation de la matière organique, le lessivage et la transformation des nutriments, l'adsorption des composés, etc. Ces interactions modifient ainsi la composition physico-chimique des eaux circulant dans le sol. Plus particulièrement, la solution du sol et son interaction avec les composants organo-minéraux sont des éléments fondamentaux pour la croissance de la biomasse.

Il n'y a pas de croissance possible des organismes sans nutriments. De ce fait, la fonction de fournir des nutriments est un déterminant important du support de la biodiversité, mais elle en est aussi la résultante du fait des processus de dégradation, de minéralisation, de fixation, etc., auxquels contribuent les organismes et permettant de transformer sous une forme biodisponible les ressources du milieu. Elle est aussi dépendante de la structure. Par exemple, un horizon de sol tassé limite la prospection du sol profond par les racines des plantes, réduisant d'autant le réservoir d'eau et de nutriments biodisponibles.

Un sol ayant une bonne capacité à retenir l'eau permet d'augmenter le temps de résidence des solutés en son sein, et ainsi augmentera les possibilités de fixation-dégradation des contaminants. Cette capacité dépend de propriétés physiques du sol comme la texture, la profondeur, la teneur en eau à la capacité au champ, la présence de macropores constituant fréquemment des voies de transfert préférentiel.

4.4. Approches pour évaluer la multifonctionnalité des sols

4.4.1. Notion de multifonctionnalité des sols

La complexité des interactions entre fonctions, leurs complémentarités et leurs antagonismes, soulèvent la question de leur prise en compte intégrée dans une approche globale du fonctionnement du sol. Comment en effet évaluer la qualité d'un sol en tenant compte à la fois de sa capacité à transférer l'eau et à la retenir, à stocker le carbone et à le recycler ?

La notion de multifonctionnalité, qui émerge dans les années 1990 et est promue dans le domaine des sols dans les années 2000 (cf. Section 4.1.2), peut recouvrir des questionnements et enjeux différents. Dans le langage courant, notamment autour des enjeux d'aménagement, la multifonctionnalité est généralement évoquée pour répondre au besoin d'élargir les dimensions prises en compte face au caractère jusqu'alors très dominant des services écosystémiques d'approvisionnement, et de mieux considérer les services de régulation et les services culturels rendus par les sols (voir par exemple « Entretien avec les professionnels » dans Vincent et Blanchart, 2023). Cette façon d'aborder la multifonctionnalité des écosystèmes est désignée par Manning *et al.* (2018) comme étant une « multifonctionnalité de services », de manière à la différencier de la

« multifonctionnalité de fonctions ». La multifonctionnalité de services aurait une visée plus appliquée, consistant à évaluer la fourniture de services en réponse à la demande humaine. Il en résulte que la pondération associée à chaque service peut être différente suivant les acteurs impliqués.

La multifonctionnalité de fonctions aurait vocation à s'affranchir de tout jugement de valeur en évaluant de manière objective l'ensemble des processus biologiques, géochimiques et physiques qui régulent les cycles biogéochimiques. Une « bonne » multifonctionnalité serait donc la résultante des différentes fonctions qui confèrent à l'écosystème des cycles biogéochimiques efficaces, marqués en particulier par un recyclage des nutriments rapide et efficace. Cela revient de fait à valoriser implicitement les sols présentant des vitesses élevées de décomposition de la matière organique, de minéralisation, de production primaire, de circulation de l'eau (infiltration et percolation), et potentiellement à négliger les fonctions de rétention d'eau (par ex. : zones humides), de stockage de carbone (par ex. : forêts à humus peu dégradé, tourbières), de support d'une biodiversité caractéristique de milieux pauvres en nutriments (par ex. : prairies calcicoles). Cette approche est très largement la plus représentée dans le corpus bibliographique analysé (86 % des 265 études proposant une quantification de la multifonctionnalité).

Toutes les fonctions sont donc réalisées dans tous les types de sols, mais dans des proportions et avec des dynamiques différentes. Pour faire face à cette difficulté posée par l'intégration des fonctions, trois principaux types de stratégies ont été identifiés dans la littérature, qui sont décrits ci-après, et dont les principaux intérêts et limites sont récapitulés dans la Figure 16.

	a) Nombre de fonctions	b) Profil fonctionnel	c) Rareté fonctionnelle
Exemple de représentation	<p>(Rabot et al., 2022)</p>	<p>(Baveye et al., 2016)</p>	<p>Fct = Fonction Dim fct = Dimension fonctionnelle</p>
Description	Évaluation agrégeant différentes fonctions	Évaluation pour chaque fonction, après scoring des valeurs obtenues pour les indicateurs	Pour une aire territoriale donnée mise en évidence des caractéristiques fonctionnelles les plus rares
Intérêts	Permet de synthétiser l'information sur la base d'une pondération des fonctions suivant l'intérêt de l'utilisateur. L'information agrégée peut être spatialisée.	Permet d'identifier les caractéristiques fonctionnelles des sols en un site et de raisonner des choix en cohérence avec les objectifs poursuivis.	Pas d'a priori sur la définition de la qualité des sols. Correspond à l'axiome écologique suivant lequel les fonctionnalités les plus rares constituent des clés de la résilience de l'écosystème.
Limites	Les modalités d'agrégation des fonctions sont dépendantes de choix a priori. L'information agrégée ne permet pas l'identification de leviers pour l'amélioration des usages et pratiques de gestion.	Pour spatialiser l'information, réaliser une typologie des profils est nécessaire.	Approche data driven qui comporte les biais associés à la constitution des jeux de données.

Figure 16. Diversité des approches possibles de la multifonctionnalité des sols

4.4.2. Evaluer la multifonctionnalité des sols

▪ Maximiser la multifonctionnalité

Une première approche consiste à rassembler les évaluations obtenues pour chacune des fonctions en une seule grandeur, la multifonctionnalité, que l'on cherche donc à maximiser. Deux grands types de méthodes sont le plus couramment utilisés pour agréger les fonctions dans une mesure unique de la multifonctionnalité. Le premier consiste à évaluer de manière binaire (oui/non) la réalisation de chaque fonction écologique. La multifonctionnalité est ensuite considérée comme correspondant au nombre de fonctions réalisées. C'est par exemple la démarche mise en œuvre par Rabot *et al.* (2022) (Figure 16-a). Le second type d'approches consiste à quantifier par un score la réalisation de chaque fonction puis à agréger les fonctions par calcul de la moyenne pondérée de ces scores. Or cette pondération, non seulement peut être spécifique selon les parties prenantes considérées, mais reste dans les faits encore très minoritairement mise en œuvre. Il n'y a en effet pas de référentiel donnant le poids relatif de chaque fonction dans un écosystème, sauf à s'appuyer sur une configuration cible choisie comme référence par l'utilisateur.

▪ Favoriser la diversité des profils fonctionnels

Une approche très présente dans le corpus (68 % des 265 études proposant une quantification de la multifonctionnalité) consiste à renoncer à l'agrégation des fonctions en un indice unique, et à évaluer la qualité du sol par la lecture d'un profil fonctionnel composé du degré de réalisation des différentes fonctions prises une à une (Figure 16-b). Chaque unité de sol est ainsi caractérisée par un bouquet de fonctions, ce qui permet à l'utilisateur d'identifier les unités les plus adéquates à certains usages ou objectifs (Baveye *et al.*, 2016). Ce type d'approche permet aussi et surtout d'identifier les éventuelles synergies, compromis ou antagonismes entre fonctions (Mouchet *et al.*, 2017). Pour représenter la variabilité spatiale de la fonctionnalité des sols considérée suivant une telle approche, Baveye *et al.* (2016) ont associé une typologie des bouquets de fonctions à un code couleur reporté sur une carte.

▪ Préserver les profils fonctionnels les plus rares

L'approche d'une évaluation de la multifonctionnalité basée sur l'observation de « taux » élevés pour ce qui est des fonctions, tend à valoriser les types de sols dont le fonctionnement est le plus dynamique. En réponse à cet écueil, une approche complémentaire peut être envisagée en considérant cette fois la rareté fonctionnelle de certains sols au sein d'un territoire, c'est-à-dire l'originalité du profil de fonctions que l'unité de sol présente. Face à la forte incertitude qui porte sur les caractéristiques fonctionnelles qui seront les mieux adaptées aux conditions environnementales à venir, la décision de privilégier certains profils fonctionnels par rapport à d'autres réduit les possibilités d'adaptation à ces nouvelles conditions, on parle de la valeur d'option de la biodiversité (Faith, 2021).

Cette proposition s'inspire de travaux développés depuis trois décennies en écologie, notamment en écologie fonctionnelle. L'idée n'est alors pas tant d'apposer une valeur « fonctionnelle » absolue aux espèces, mais de les comparer les unes aux autres. Cette approche dite comparative permet d'identifier les espèces fonctionnellement irremplaçables au sein de l'écosystème, et à l'inverse celles qui pourraient être remplacées par d'autres si elles venaient à disparaître (on parle de redondance fonctionnelle) (Ehrlich et Walker, 1998). D'un point de vue méthodologique, identifier les espèces qui sont ou non redondantes fonctionnellement revient à comparer leurs positions relatives au sein d'un espace à n dimensions construit à partir des fonctions mesurées. Cette approche passe par la caractérisation de distances multidimensionnelles entre les espèces et l'analyse de l'ensemble de ces distances via, par exemple, une analyse en composantes principales (ACP) (Figure 16-c.).

En s'inspirant de ces acquis, une réflexion plus exploratoire est proposée pour appliquer aux sols et à leurs fonctions une telle approche. Celle-ci permettrait d'identifier des sols plus ou moins proches fonctionnellement dans un espace à n dimensions, et de caractériser la redondance fonctionnelle entre sols (c'est-à-dire à quel point un sol partage les mêmes fonctions qu'un autre). Elle permettrait notamment de documenter la valeur de sols pas nécessairement les mieux notés pour leur multifonctionnalité, mais avec un profil particulier et rare de réalisation des fonctions, qu'il serait important de préserver pour sa rareté même. Une telle information est très utile pour des prises de décision de protection, à des échelles régionales notamment. Elle est notamment incluse de façon de plus en plus systématique dans les algorithmes d'optimisation utilisés pour délimiter les aires de protection de la biodiversité sur un territoire (Pollock *et al.*, 2020; Pollock *et al.*, 2017).

Cette proposition de transposer au sol les méthodes de mise en évidence de la rareté fonctionnelle développées en écologie reste à tester sur le plan opérationnel, mais permettrait d'apporter une dimension jusqu'alors négligée dans les dispositifs de surveillance de la qualité des sols et de leur capacité de résilience.

4.5. Limites d'une approche par les fonctions

En écologie, il n'y a pas de justification à instaurer une hiérarchie entre des sols différents du point de vue fonctionnel, par exemple entre un sol de tourbière qui stocke des réserves importantes de carbone et d'eau mais produit peu de nutriments, un sol agricole présentant un cyclage rapide des nutriments mais dans certains cas moins riche en biodiversité, un sol forestier qui stocke une grande quantité de carbone, fournit peu de nutriments, et présente une biodiversité importante. Or, une démarche d'évaluation consiste à porter un jugement sur une situation de sol donnée. Ainsi, même si la notion de fonction reste moins tournée vers le soutien d'objectifs humains, elle porte dans nombre de travaux une dimension téléologique qui lui assigne artificiellement un but ou une finalité. Mobiliser la notion de fonction dans le cadre de l'évaluation nécessite donc d'assumer un choix dans le poids accordé aux différentes fonctions.

De plus, l'approche par les fonctions présente un risque par rapport à la préservation patrimoniale des sols naturels. En effet, suivant leurs spécificités, les sols naturels réalisent plus ou moins les différentes fonctions. Une approche strictement fonctionnelle pourrait aboutir à artificialiser des sols peu fonctionnels mais naturels, et à privilégier la fabrication de sols potentiellement plus fonctionnels. Une telle évolution peut aboutir à une perte de diversité des sols existants. En réponse à la préoccupation patrimoniale de préservation des sols pour ce qu'ils sont dans leur diversité, la naturalité des sols reste donc un facteur à considérer au-delà de la fonctionnalité.

5. Démarche d'évaluation

La diversité des perceptions et dimensions de la qualité des sols dont rendent compte les sections précédentes, et celle des contextes de son évaluation, ne permettent pas de proposer un référentiel universel pour juger de la qualité d'un sol. Il s'agit donc avant tout ici de mettre en évidence les principales étapes de la démarche d'évaluation, en soulignant pour chacune les points de vigilance et enjeux méthodologiques qui conditionnent la validité scientifique des résultats obtenus, ainsi que les ressources disponibles permettant d'y répondre.

La démarche d'évaluation proposée est ainsi décomposée en 7 étapes dont certaines sont facultatives. Ces étapes sont positionnées dans la Figure 17 avec des pastilles portant le numéro de la sous-section correspondante parmi celles qui suivent. La démarche part des objectifs fixés dans le cadre des politiques publiques, qui sont rassemblés en trois grands types conduisant chacun à des manières différentes de mobiliser les éléments de l'évaluation. Caractériser la qualité correspond à la réalisation d'un état des lieux descriptif des sols, sans jugement sur leur plus ou moins bonne qualité. L'objectif de préservation implique de porter un jugement sur la situation évaluée, notamment au moyen de valeurs seuils. Restaurer enfin, implique la définition d'un objectif à atteindre, et des valeurs cibles correspondantes. A partir de ces objectifs, la figure montre par des traits pleins les étapes qui sont indispensables à l'évaluation de la qualité des sols, et par des tirets celles qui sont activées au cas par cas suivant les objectifs poursuivis et les niveaux et types de représentations recherchés. Elle met également en évidence les étapes auxquelles les utilisateurs de l'évaluation sont plus particulièrement porteurs de choix qu'il leur revient d'explicitier, et sur la base desquels les experts scientifiques peuvent décliner le paramétrage de l'évaluation.

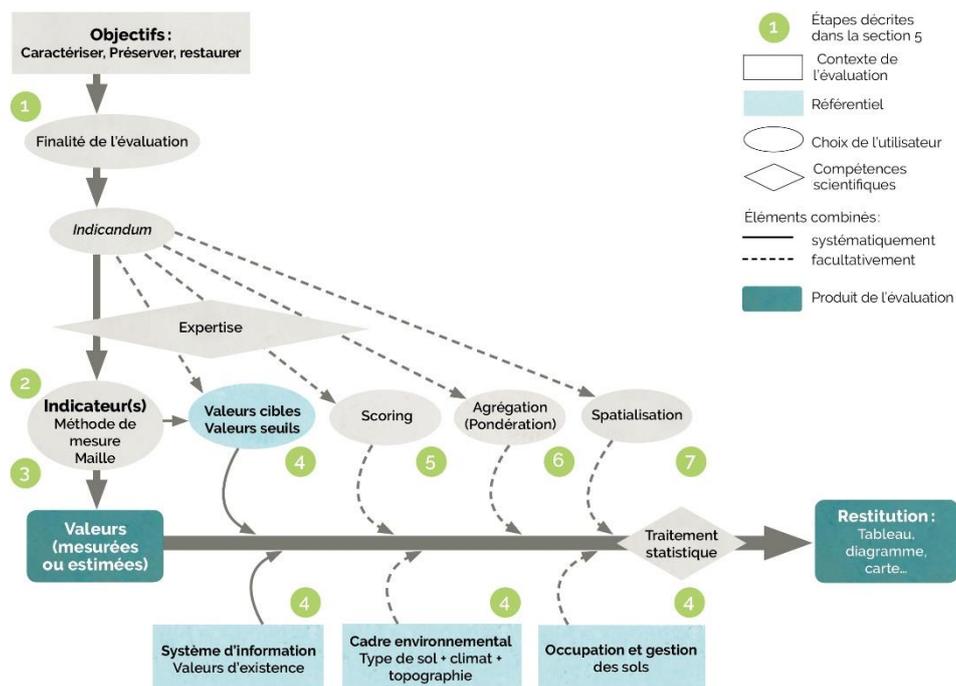


Figure 17. Etapes pour la mise en œuvre du système d'indication

5.1. Finalité de l'évaluation

La finalité dans laquelle est positionnée l'évaluation est importante à expliciter avec les acteurs impliqués, car elle détermine en grande partie les étapes suivantes. S'il s'agit de décrire les caractéristiques du sol ou de juger de ses potentialités au regard d'un objectif préétabli, les choix de mise en œuvre ne seront pas les mêmes. Ceci explique la grande diversité des propositions de référentiels que comporte la littérature, et une partie de leurs différences. A partir de la diversité des situations rencontrées, une classification des principaux types de finalités est ici proposée.

5.1.1. Caractériser ou évaluer

▪ *Établissement d'un état des lieux*

La finalité d'une surveillance globale de la qualité des sols est généralement celle du pilotage des politiques publiques. Il s'agit de fixer des objectifs, et de suivre leur degré de réalisation. Cette surveillance peut être mise en place suivant deux modalités qui se distinguent par leur aspect soit descriptif, soit normatif au sens où un jugement est porté sur la qualité.

La première consiste à **caractériser** la qualité des sols sans émettre de jugement. Par exemple, la cartographie mondiale réalisée par la FAO sur les stocks de carbone organique dans les sols³⁵ n'établit pas de jugement sur le caractère faible ou élevé de ce stock. De même, la carte du pH des sols forestiers établie pour la France en 2011 (Antoni *et al.*, 2011) retient six classes de pH, des sols très acides aux sols très basiques, sans élément de jugement.

Le second type de finalité consiste à **associer un élément de jugement** aux informations recueillies, en particulier lorsqu'il s'agit de préserver des sols ou leurs fonctions, au regard de possibles dégradations, ou bien de proposer des chemins de restauration à des situations dégradées. Par exemple, l'Observatoire européen des sols³⁶ propose en ligne un tableau de bord de la santé des sols, qui comporte un suivi très global du pourcentage de la surface de sol affecté par au moins un processus de dégradation, et une carte indiquant les sols imperméabilisés et le nombre de processus de dégradation affectant les sols non imperméabilisés. Le passage entre une caractérisation, dite descriptive, et une évaluation, dite normative, portant un jugement sur la qualité des sols, fait intervenir la définition de critères sur la base desquels un sol est considéré comme dégradé.

▪ *Aide à la décision*

Les décisions à prendre par les gestionnaires des sols portent sur des choix d'usage et/ou de pratiques de gestion du sol. Il s'agit alors d'évaluer l'adéquation entre les types d'usages et modalités de gestion envisagés, et les caractéristiques du sol considéré.

Dans le cas de la **planification territoriale**, il s'agit de décider de la répartition des usages au sein d'un territoire, en optimisant l'adéquation entre les potentialités du sol estimées à partir de ses caractéristiques, et les usages souhaités à partir des besoins de la population. L'évaluation couvre donc l'ensemble des usages. Par exemple, les projets MUSE (Néel *et al.*, 2022), ou SUPRA (Consalès *et al.*, 2022), s'inscrivent dans cette perspective.

Dans le cas de la **gestion d'un site ou d'une parcelle au sein d'un usage donné**, le diagnostic local vise l'évaluation des impacts sur le sol des pratiques de gestion mises en œuvre et leur optimisation au regard des potentialités du sol estimées à partir de ses caractéristiques pour ce même usage. Par exemple pour l'usage agricole, le projet LANDMARK s'inscrit dans cette perspective, avec l'outil d'aide à la décision *soil navigator*, de même que le projet FOR-EVAL s'agissant de l'usage forestier. Le diagnostic scientifique permet de hiérarchiser les facteurs impactant la qualité du sol et de préconiser des mesures de gestion.

5.1.2. Besoins de spatialisation

Les besoins relatifs à d'éventuelles modalités de spatialisation des résultats sont également importants à repérer à l'origine de l'évaluation, car ils jouent sur les choix relatifs aux modalités d'inférence statistique et à la stratégie d'échantillonnage à mettre en œuvre (cf. Section 5.3.1). Les résultats d'une évaluation peuvent par exemple être statistiquement décrits globalement (par leur moyenne, écart type, variance, etc.) au niveau d'une aire géographique, ou spatialisés sur une carte au niveau de chaque unité de sol échantillonnée. Ces deux options peuvent enfin faire l'objet de diverses combinaisons. Elles peuvent également être croisées avec le fait d'intégrer ou pas un jugement de valeur abordé à la section précédente. Des exemples sont déclinés dans le Tableau 5 pour illustrer ces possibilités.

³⁵ <https://www.fao.org/global-soil-partnership/pillars-action/4-information-and-data/global-soil-organic-carbon-gsoc-map/en/> - (Consulté le 9/11/2024).

³⁶ <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/> - (Consulté le 4/11/2024).

Tableau 5. Exemples d'évaluations de la qualité des sols par grands types de finalités.

Finalité	Statistiques calculées pour une aire géographique	Statistiques spatialisées différenciées par unité de sol
Caractérisation sans jugement	Teneur moyenne en carbone organique des sols agricoles de France	Carte du pH des sols d'une commune
Evaluation avec jugement	% de sols dégradés dans l'UE	Carte du potentiel agronomique des sols d'une région

5.1.3. Prise en compte des usages et pratiques de gestion

La qualité d'un sol résulte de l'histoire des interactions entre ce sol, le climat et les activités humaines, et différents types d'impacts sont mesurables à partir de différentes propriétés du sol, à des échelles de temps et d'espace différentes. Certaines propriétés des sols sont plus sensibles que d'autres aux pressions anthropiques. Pour mettre en évidence les effets des interventions humaines sur les sols et éclairer les choix et décisions, les travaux de recherche proposent couramment de différencier des propriétés sensibles à court terme de celles peu sensibles ou alors à plus long terme. Une distinction apparaît ainsi dans le corpus bibliographique entre des propriétés pérennes, dynamiques, et/ou « manageables » ou manipulables. Le partage entre ces types de propriétés dépend de la finalité de l'étude, notamment de l'horizon temporel des décisions à prendre, et des modalités de prise en compte du type d'usage et des pratiques de gestion mises en œuvre. La distinction entre ces types de propriétés porte ainsi sur les éléments suivants :

- Propriétés pérennes : qui ne varient pas à l'horizon temporel de plus de quelques décennies (par ex. teneur en éléments grossiers).
- Propriétés dynamiques : qui varient à l'horizon temporel de moins de quelques décennies, en lien avec les activités humaines ou d'autres évolutions de l'écosystème (par ex. ratio bactéries/champignons).
- Propriétés manageables ou manipulables : celles qui varient à l'horizon temporel qui intéresse l'utilisateur, en fonction de son activité et de ses objectifs (par ex. teneur en nutriments). Ce caractère manipulable renvoie aux propriétés dynamiques uniquement. En effet, même si les propriétés pérennes sont parfois modifiées par des interventions humaines (ex. : terrassement, drainage, épierrement), on ne parle pas dans ce cas de propriétés manipulables ou manageables.

Les modalités d'évaluation ne vont ainsi pas être les mêmes s'il s'agit d'évaluer sur une année les effets d'apports organiques sur une parcelle, ou l'évolution des caractéristiques de la parcelle compte tenu de l'ensemble des pratiques mises en œuvre à l'issue de plusieurs années de bail, ou l'évolution globale de l'état des sols agricoles d'un pays compte tenu de facteurs anthropiques conjugués à des évolutions climatiques.

Ce point est majeur en matière d'évaluation car il implique de réfléchir à l'ordre dans lequel sont considérées les informations qui relèvent du ou des **contexte(s) pédoclimatique(s)**, du ou des **usage(s)** possibles et du ou des type(s) de **pratiques de gestion** mises en œuvre. Suivant les cas, un même paramètre peut ainsi être considéré comme un élément de cadrage, ou représenter la grandeur que l'on souhaite évaluer. La Figure 18 présente des exemples de situations fictives, choisies pour le contraste qu'elles présentent quant à la finalité de l'évaluation. Elle montre que la façon de prendre en compte les éléments va être organisée différemment suivant cette finalité. Il est ainsi possible d'arbitrer entre les fonctionnalités du sol permises par différents usages. Suivant la finalité choisie, il est également possible de considérer un usage donné et de ne faire varier que les pratiques de gestion. Suivant l'étendue géographique de l'étude, le sol et le climat vont être considérés comme des constantes de cadrage (étude très locale, suivant la variabilité spatiale du type de sol), ou comme des variables (au niveau d'un pays ou d'un continent, comportant différents types de climats).

Il est à noter que pour chacune de ces catégories (pédoclimats, usages, pratiques de gestion), un degré de détail très variable peut être envisagé suivant les objectifs de l'étude. Pour les conditions pédoclimatiques, les climats comme les sols font l'objet de nombreux systèmes de classifications plus ou moins détaillés. Les plus courants sont par exemple la classification des climats de Köppen (Beck *et al.*, 2018), et pour les sols, la WRB³⁷, ou le Référentiel pédologique plus utilisé en France (Baize

³⁷ <https://www.isric.org/explore/wrb> (Consulté le 31/10/2024)

et Girard, 2009). Pour les usages, l'OCS GE³⁸ fournit pour la France une nomenclature emboîtée avec au choix 4 ou 17 postes pour les usages du sol (par ex. : agriculture, routier, zone abandonnée) croisés avec 2, 4, ou 14 postes pour la couverture du sol (par ex. : zone bâtie, surface d'eau, conifères). Pour les pratiques de gestion, les typologies disponibles, par exemple dans le domaine agricole, font référence à des pratiques (par ex. : avec/sans labour) ou à des systèmes de production (par ex. : Agriculture de conservation) pour certains adossés à des certifications (par ex. : Agriculture biologique).

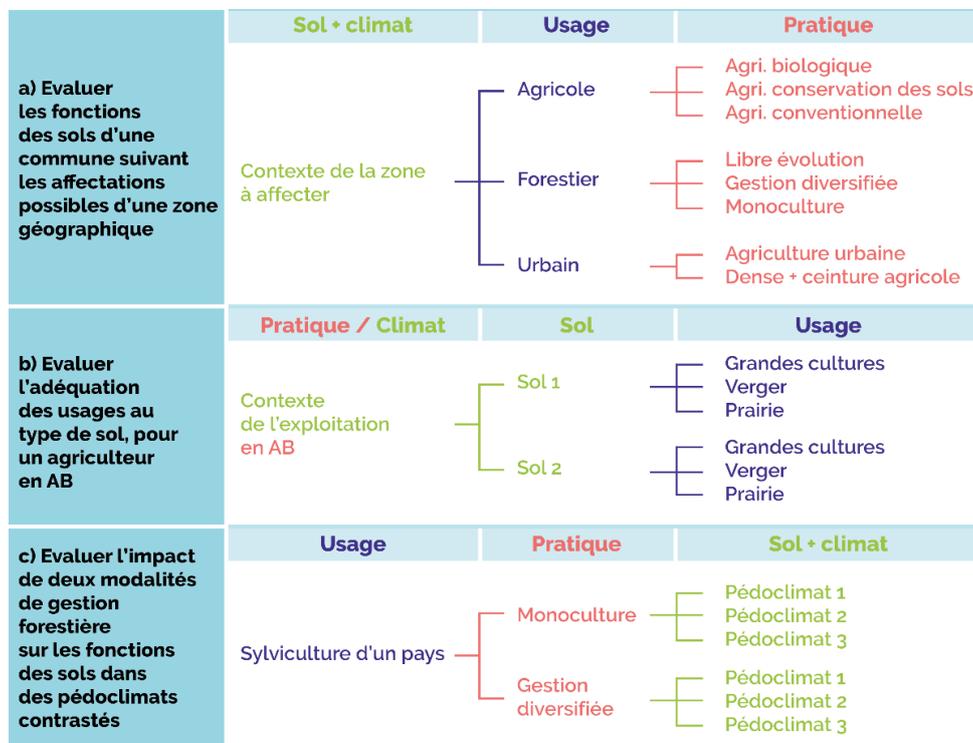


Figure 18. Exemples illustrant à partir de trois situations fictives d'évaluation de la qualité des sols la diversité des modalités de prise en compte du contexte pédoclimatique, des usages et des modalités de gestion

5.2. Choix de l'indicandum et des indicateurs pertinents

Un indicateur sert à l'obtention et à la transmission d'une information sur un objet ou phénomène d'intérêt, appelé *indicandum*. La relation indicateur-*indicandum* peut être de différentes natures. Il peut s'agir par exemple de liens de représentation liant le tout à certaines de ses parties, ou de relations causales ou corrélatives qui peuvent être traduites mathématiquement. La sélection d'un sous-ensemble de paramètres implique toujours une approche réductionniste privilégiant certaines dimensions de l'*indicandum* au détriment du tout. Les sciences sociales montrent que ces premiers choix nécessitent d'être transparents, documentés, et si possible partagés par l'ensemble des parties impliquées dans la construction et l'utilisation du système d'indication (Czucz *et al.*, 2021).

5.2.1. Définition de l'indicandum

L'examen de la littérature relative à la qualité des sols montre que les indicateurs sont la plupart du temps sélectionnés sans raisonnement explicite sur l'*indicandum* que l'on souhaite représenter. Une forte dépendance au sentier a sur ce point été mise en évidence en Section 3.5.3., qui résulte des habitudes de travail, de l'accessibilité des outils et données, de la popularité des indicateurs les plus souvent rencontrés. Bien définir l'*indicandum* est pourtant une étape indispensable pour raisonner ensuite la sélection des indicateurs au regard de leur lien avec cet objet d'intérêt.

³⁸ <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/bases-donnees/ocs-ge> (Consulté le 31/10/2024).

Les études traitant de la qualité des sols en lien avec les politiques publiques, s'appuient sur une diversité de cadres conceptuels dans lesquels des natures différentes d'*indicanda* (ou objets d'intérêt) peuvent être repérées. Certains travaux s'appuient sur le cadre conceptuel DPSIR (Niemeijer et de Groot, 2008) qui catégorise les déterminants (compris ici comme facteurs d'évolution très génériques tels que l'augmentation de la population), pressions, états, impacts et réponses, dans la dynamique de l'écosystème. Dans le domaine des politiques publiques ainsi que dans le corpus en économie, on retrouve souvent comme *indicandum* les menaces (pressions) ou le niveau de dégradation (impacts), avec une très forte prépondérance historique de l'érosion. Par exemple le baromètre de la santé des sols établi par l'Observatoire européen des sols est basé sur 8 sources de dégradation (érosion, tassement, salinisation, perte de carbone organique, perte de biodiversité, pollution, excès de nutriments, artificialisation)³⁹. D'autres travaux s'appuient sur le cadre conceptuel de la cascade des services écosystémiques (cf. Section 1.1.2) pour catégoriser la condition (ou état), les fonctions, les services, et les avantages tirés de l'écosystème.

Dans le cas de la présente étude et en lien avec la loi Climat et résilience de 2021, le choix a été fait de considérer comme *indicandum* les fonctions écologiques des sols, qui permettent d'articuler les propriétés du sol aux services écosystémiques de la façon la plus complète possible (cf. Section 4.3.1).

5.2.2. Sélection d'un jeu d'indicateurs cohérent et performant

Il s'agit ensuite de sélectionner les indicateurs qui vont fournir une représentation de l'*indicandum*. Cette étape de sélection repose sur l'hypothèse que **la variation de ces indicateurs reflète la variation de l'*indicandum***. La littérature scientifique énonce différentes préconisations pour l'identification d'un ensemble minimal d'indicateurs (*minimum data set - MDS*) captant cette variabilité. L'effort de parcimonie dans le nombre d'indicateurs considérés, répond à des préoccupations pratiques de coût de l'étude et de confort de lecture et d'interprétation des résultats, mais aussi à des préoccupations scientifiques d'exhaustivité (intégration des processus physiques, chimiques et biologiques liés à l'*indicandum* évalué), et de non-colinéarité ou redondance pour éviter de déséquilibrer l'importance relative de dimensions mesurées. Dans les années 1990, les premiers travaux de formalisation d'indices de qualité des sols ont mobilisé cette notion de MDS introduite par Larson et Pierce (1991) pour désigner l'ensemble minimal d'indicateurs élémentaires à considérer pour évaluer la qualité d'un sol. Le choix de ces indicateurs constituant le MDS ne fait toutefois pas consensus, et la démarche même d'identification d'un MDS qui soit valable dans tous les contextes est questionnée au regard de la diversité des finalités présentée en Section 5.1.

Lorsque l'objectif est de **comparer différentes options** (par ex. : options d'aménagement, de pratiques agricoles), les indicateurs retenus doivent y être **sensibles**. Dans ce cas, le jeu d'indicateurs n'est pas sélectionné de manière à couvrir la qualité du sol dans toutes ses dimensions, mais de manière à discriminer les options en présence. Par exemple, si la finalité de l'évaluation est de raisonner le travail du sol, les indicateurs analysés porteront sur les caractéristiques les plus susceptibles d'être impactées par le travail du sol, c'est-à-dire le tassement, la structure, les fonctions hydrologiques, l'abondance et la diversité des organismes du sol, et non la teneur en contaminants moins directement liée au travail du sol. Autrement dit, même si un indicateur renseigne un élément incontournable de la qualité du sol, il peut ne pas être sélectionné pour l'évaluation dans le cas particulier de l'étude considérée, dès lors que sa valeur ne varie pas suivant les options considérées. De même, un indicateur discriminant pour les options en présence mais étranger aux dimensions de la qualité du sol que l'on souhaite évaluer, ne ferait pas non plus partie des indicateurs sélectionnés.

La sélection des indicateurs doit également tenir compte du degré de **performance de chaque indicateur** envisageable, et des méthodes de mesure associées. Les conditions de cette performance des indicateurs est étudiée dans la littérature scientifique traitant des approches par indicateur, dans des travaux de préfiguration de systèmes d'indication et notamment de bio-indication, dans des guides méthodologiques développés par des instances nationales ou internationales impliquées en matière de rapportage environnemental, ou encore dans des documents présentant des retours d'expériences relatifs à l'implémentation de systèmes d'indication. Ces travaux permettent de rassembler les critères favorables à l'opérationnalisation de l'information scientifique, entendue comme son appropriation et son utilisation pour la prise de décision publique ou privée. Ces sources fournissent des repères et des préconisations portant sur cet aspect de la sélection des indicateurs. Ces

³⁹ <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/> (Consulté le 4/11/2024).

préconisations peuvent être regroupées en 4 grandes catégories suivant la démarche dite « *credibility, salience, legitimacy* » à laquelle le critère, « *feasibility* » est parfois ajouté (CSLF) :

- La **crédibilité** renvoie à la pertinence scientifique des indicateurs mobilisés pour représenter un objet ou un phénomène d'intérêt. Elle s'évalue principalement à partir de la relation rattachant l'indicateur à l'*indicandum* et des caractéristiques de sa mesure. Cette relation doit ainsi être l'objet d'un consensus scientifique, et être aussi directe que possible. La mesure de l'indicateur doit être précisée explicitement afin d'assurer son degré de précision et sa reproductibilité.
- La **capacité à informer** (ou **salience**, qui n'est pas traduisible par la saillance en français), traite de la pertinence de l'information fournie par l'indicateur pour la prise de décision publique et privée, par exemple la sensibilité de l'indicateur aux pratiques de gestion ou aux changements d'usage des sols que l'on souhaite évaluer. Le ou les indicateurs du système d'indication doivent avant tout être cohérents avec les enjeux et besoins des utilisateurs. L'information fournie doit être compréhensible et interprétable pour réaliser un diagnostic et générer une prise de décision. Pour ce faire, il doit être possible de rendre compte de la variation des conditions de l'environnement, tout comme des actions des utilisateurs.
- La **légitimité** du processus de sélection et de construction des indicateurs pour les utilisateurs du système d'indication, traduit l'acceptation de l'indicateur, de sa mesure et de son interprétation, par les différentes parties prenantes. Elle repose sur la considération de la diversité des utilisateurs et de leurs intérêts légitimes dans le processus de définition, de sélection et d'interprétation des indicateurs.
- La **faisabilité** s'intéresse aux conditions pratiques d'utilisation d'un indicateur, l'adéquation de sa méthode de mesure aux moyens matériels, financiers ou humains mobilisables, ou sa disponibilité dans des bases de données à des résolutions spatiales et temporelles adéquates pour un suivi régulier.

5.2.3. Sélection par la conceptualisation ou par les données

Les démarches proposées dans la littérature pour sélectionner un set pertinent d'indicateurs constituent deux grandes familles : les approches basées sur un modèle conceptuel, et les approches basées sur les caractéristiques statistiques du jeu de données, ou *data driven*.

Les démarches basées sur la conceptualisation ont été formalisées dans des cadres méthodologiques tels que le *Comprehensive Assessment of Soil Health* (CASH ; Fine *et al.*, 2017), également appelé *Cornell framework*, ou le *Soil Management Assessment Framework* (SMAF ; Andrews *et al.*, 2004).

Le cadre méthodologique CASH propose 3 ensembles d'indicateurs (*packages*) en fonction du rapport coût/précision consenti par l'utilisateur : un *package* basique, un standard, un étendu. Le choix est également guidé par des « applications recommandées » correspondant au contexte : basique pour les grandes cultures, standard pour l'agriculture biologique, étendu pour les sols urbains. Des analyses complémentaires sont également recommandées pour des situations particulières, comme par exemple la contamination par les métaux lourds pour les sols urbains, jardins privés, terrains de jeu, friches.

Les démarches basées sur les données mettent en œuvre des méthodes de statistiques descriptives pour identifier les indicateurs les plus explicatifs de la variabilité d'un jeu de données multiples. Il s'agit d'analyses exploratoires multidimensionnelles des données, dont la méthode va dépendre des types de données qui décrivent les situations (quantitative, qualitative ou les deux). Ces analyses multivariées sont notamment des Analyses en composantes principales (ACP), Analyses de redondance (ARD) ou Analyses factorielle (AF). Sur un plan technique, la façon de juger de l'importance relative des différents indicateurs dans la décision fait encore l'objet de divergences entre auteurs. Les divergences concernent les éléments mathématiques à considérer et qui sont produits par les calculs. Ces méthodes présentent l'intérêt de la neutralité du choix, sous réserve des biais de sélection associés aux caractéristiques du jeu de données initial. Elles sont parfois qualifiées de *a posteriori* (Griffiths *et al.*, 2016) du fait que les indicateurs sont sélectionnés parmi un ensemble d'indicateurs candidats déjà mesurés sur les sites d'une étude pour constituer le jeu de données initial.

On notera toutefois qu'à ces stratégies scientifiques de choix des données s'ajoute fréquemment un critère d'existence ou de disponibilité des données. Il n'est parfois pas nécessaire de mettre en œuvre les démarches précitées, notamment lorsque le set de données disponibles est peu fourni.

5.3. Mesure des valeurs de paramètres et d'indicateurs

Les indicateurs nécessaires à la qualification de l'*indicandum* étant choisis, les modalités d'obtention de leurs valeurs comportent des enjeux méthodologiques importants. Les indicateurs peuvent en effet être plus ou moins directement reliés à une grandeur mesurable. Les méthodes d'obtention des valeurs d'indicateurs sont en outre très diverses, elles peuvent être visuelles, instrumentées, faire intervenir un modèle, ou s'appuyer sur un signal capté par proxi- ou télédétection.

5.3.1. Enjeux de l'échantillonnage

Les sols varient dans quatre dimensions, d'un point de l'espace géographique à l'autre, de la surface vers la profondeur, ainsi que dans le temps, et cela concerne leurs caractéristiques morphologiques, physiques, chimiques ou biologiques. Il n'existe pas de solution idéale pour rendre compte de cette variabilité, et les dispositifs mis en œuvre résultent nécessairement de compromis, comme par exemple entre précision et coût, ou entre réponse aux besoins spécifiques et comparabilité. Les développements technologiques des dernières décennies, notamment dans les domaines de la télédétection (cf. Section 5.3.3), des Systèmes d'information géographique (SIG) et de la modélisation, ont permis de développer des méthodes de cartographie de la qualité des sols plus reproductibles et rapides. Ces technologies permettent de collecter, d'analyser et de visualiser des données à des échelles spatiales et temporelles variées.

▪ *Explicitations préalables*

En lien avec la finalité mentionnée en Section 5.1, mettre en œuvre une évaluation de la qualité des sols implique d'explicitier clairement les éléments suivants :

- **Univers ciblé**, ou univers d'intérêt : décrit l'ensemble (population, zone) que l'on souhaite représenter et donc échantillonner, avec des limites dans l'espace et/ou dans le temps, et éventuellement une spécification des exclusions. Par exemple, la couche arable de toutes les terres cultivées d'une région, ou le sol jusqu'à 1 m de profondeur pour les zones forestières d'un pays.
- **Domaine(s) d'intérêt** : spécification de la ou des partie(s) de l'univers pour lesquelles des résultats distincts doivent être communiqués. Il peut s'agir de sous-divisions de l'univers cible, comme par exemple les types d'occupation du sol, les délimitations administratives, d'éventuels « *soil districts* » (cf. Section 3.5.2).
- **Variable(s) ciblée(s)** : variable(s) à déterminer pour chacune des unités d'échantillonnage (par ex. des propriétés du sol ou des indicateurs de qualité du sol pouvant être dérivés des propriétés mesurées).
- **Quantité ciblée** : combinaison d'un domaine, d'une variable cible et d'un paramètre cible. Par exemple, la teneur moyenne (paramètre) en carbone organique du sol dans la couche 0-30 cm (variable cible) des sols forestiers en France (domaine).
- **Type de résultat** : qualitatif (le mode d'inférence est le test, la classification ou la détection ; par exemple, pour détecter la présence de sols riches en carbone dans les sols agricoles en France) ou quantitatif (le mode d'inférence est l'estimation ou la prédiction).

▪ *Définition du support*

En fonction du ou des objectifs ainsi définis, l'échantillonnage est raisonné spatialement et verticalement (pour cette dernière dimension, soit sur une stratification hétérogène qui s'appuie sur les horizons pédologiques d'épaisseur variable, soit sur une stratification plus homogène, qui s'appuie sur des couches de sol d'épaisseur constante, quel que soit le lien réel entre une telle couche et un horizon de sol). On appelle **support** l'ensemble des mesures constituant une unité d'échantillonnage. Par exemple, le support de l'échantillon *LUCAS Soil* est un bloc de 4 x 4 m où un échantillon composite est composé de cinq sous-échantillons prélevés sur 20 cm de profondeur (Orgiazzi *et al.*, 2018). L'échantillon représente ainsi la moyenne du bloc. Dans le cadre du Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS), un échantillon composite est constitué à partir de 25 prélèvements individuels, sur 0-30 cm et 30-50 cm, répartis sur un bloc de 20 x 20 mètres.

Différentes méthodes sont formalisées pour la définition du support, dont la pertinence dépend du type de résultat attendu. De Gruijter *et al.* (2006) donnent un panorama très détaillé des éléments à prendre en compte. Comme pour la sélection des

indicateurs décrite en Section 5.2.2, on retrouve la dichotomie entre les approches *model-based* basées sur la formulation par expertise d'hypothèses simplifiant la variabilité du phénomène étudié, et les approches *design-based* paramétrées à partir de la variabilité des données disponibles. Il est admis que **pour estimer des quantités globales**, telles que les moyennes et les totaux (par ex. : % de sols dégradés sur une zone), les approches d'échantillonnage dites probabilistes avec inférence *design-based* sont plus performantes que les méthodes *model-based*, et permettent d'obtenir des estimations valides et non biaisées des incertitudes associées. **Pour l'échantillonnage à des fins de prédictions spatialisées (cartographie)**, les plans considérés comme plus appropriés sont basés sur différents procédés d'estimation appelés krigeage (Wadoux *et al.*, 2019), qui consistent à optimiser la variation de critères en lien avec la calibration des modèles. **Dans les plans pour la surveillance**, la variation spatiale n'est pas le seul facteur à prendre en compte car il faut également tenir compte de la variation temporelle. Il en découle une plus grande complexité des approches à considérer.

▪ *Mise en œuvre*

Afin de réaliser, à des coûts abordables de recueil et de gestion de données, un plan d'échantillonnage s'approchant des préconisations établies dans la littérature, il apparaît pertinent d'utiliser les données pédologiques existantes et de les rendre disponibles et utilisables. A partir d'une telle base de départ, l'objectif de l'échantillonnage peut ainsi être de mieux décrire les situations pas ou peu décrites dans les données initiales ou d'augmenter la résolution de l'échantillonnage actuel, en prenant soin d'articuler la diversité des sources de manière pertinente. Par exemple en France, les données collectées dans le cadre des programmes du GIS Sol correspondent à diverses approches (voir Encadré 7, Section 6). Le programme Inventaire, gestion et conservation des sols (IGCS) a majoritairement pour objectif de produire des cartes et non de fournir des statistiques globales. Les échantillonnages n'ont ainsi pas été raisonnés pour remplir les contraintes de la théorie de l'échantillonnage probabiliste, ce qui pose question pour quantifier les incertitudes associées. Seules les observations collectées dans le cadre du RMQS répondent à ces critères, mais la résolution reste assez faible pour fournir des informations à des échelles locales. Des efforts sont donc encore nécessaires pour constituer des jeux de données *ad hoc* pour l'évaluation statistique robuste de la qualité des sols à des échelles fines.

▪ *Quantification des incertitudes*

Enfin, la projection des mesures obtenues sur l'échantillon sur la réalité que l'on cherche à observer, comporte des **incertitudes** qu'il est possible de quantifier, et dont l'évaluation revêt une importance forte pour aller vers l'action. Par exemple, la réglementation encadre certains usages du sol par rapport à des teneurs en polluants. Pour vérifier la conformité à la norme, tenir compte de l'incertitude de la moyenne estimée a des conséquences importantes pour l'usager. Lorsque la moyenne se situe juste en dessous de la norme, il existe toujours une forte probabilité qu'une part significative de la population dépasse la norme. Il est donc fondamental d'associer une estimation à sa marge d'erreur.

5.3.2. Relations entre indices, indicateurs et grandeurs mesurées

Le vocabulaire relatif aux propriétés, paramètres, indicateurs, indices, et autres descripteurs, reste employé de manière très hétérogène dans la littérature. Les conventions adoptées pour notre étude et illustrées par la Figure 19, consistent à réserver la dénomination d'« indicateur » à un attribut porteur de sens au regard de l'*indicandum* que l'on cherche à caractériser ou évaluer. Une grandeur élémentaire mesurée ou estimée peut ainsi parfois également être un indicateur (cas de l'indicateur i_2 dans la Figure 19), dès lors qu'il est **indicateur de quelque chose**. C'est cette capacité à représenter qui donne sa nature d'indicateur à la grandeur mesurée. La **grandeur élémentaire** mesurée ou estimée est le plus souvent appelée « **propriété** » lorsqu'elle est rattachée à un processus dynamique, ou « **paramètre** » lorsqu'elle entre dans un calcul ou un modèle. Elle est nommée P dans la Figure 19.

Dans certains cas, l'indicateur est calculé à partir de plusieurs grandeurs mesurées (indicateur i_1 de la Figure 19). A titre d'exemple, le Réservoir en eau utilisable maximum est fréquemment utilisé comme indicateur physique de la fonctionnalité hydrologique (et donc d'une partie de la qualité) des sols. Sa valeur peut être estimée à partir de paramètres tels que la texture, la structure, ou encore la concentration en carbone organique dans le sol.

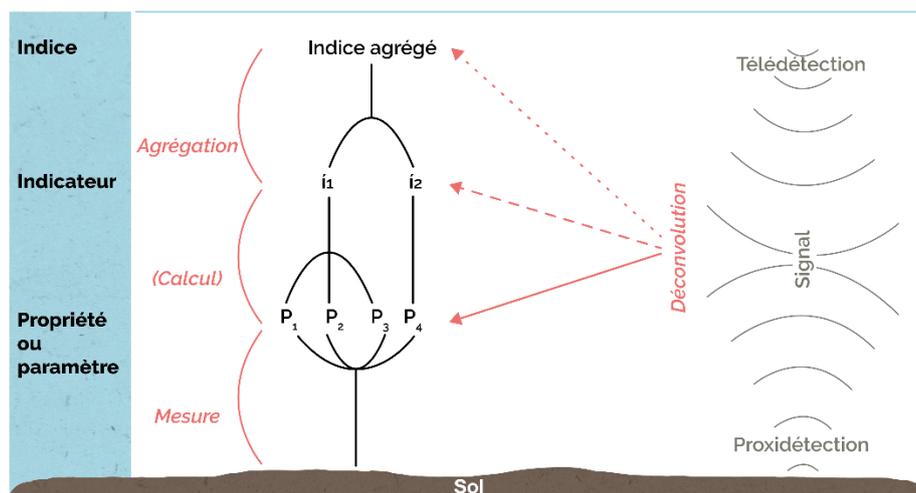


Figure 19. Conventions retenues pour l'étude sur les distinctions entre indice, indicateur, et propriété ou paramètre. Flèche pleine = utilisation du signal la plus courante en proxi- ou télé-détection ; flèche pointillée = utilisations moins fréquentes.

Lorsque plusieurs indicateurs sont mobilisés pour représenter différentes dimensions de la qualité des sols, leurs valeurs peuvent faire l'objet d'une agrégation (cf. Section 5.6) en un **indice** unique. Mais la notion d'indice est aussi fréquemment rencontrée dans la littérature pour désigner une grandeur composite au niveau de l'indicateur d'une seule dimension de la qualité des sols. Par exemple dans le domaine de la biologie, de nombreux indices sont élaborés pour traduire un état (par ex. la richesse taxonomique) ou une structure (par ex. l'indice de diversité de Shannon). De même, dans le domaine de la chimie, des indices de pollution sont élaborés pour rendre compte d'une charge polluante globale agrégeant un ensemble de substances. Mazon *et al.* (2021) parlent d'indices simples pour les différencier d'indices complexes tels que les SQI (*Soil Quality Index*), ou SFI (*Soil Function Index*). L'Encadré 5 propose quelques exemples d'indices simples, tandis que les indices complexes obtenus par une démarche d'agrégation font l'objet de la Section 5.6. Enfin, une agrégation encore plus large que le SQI peut être envisagée en intégrant la végétation et le climat comme c'est le cas par exemple du SI (*Suitability Index*) proposé par AbdelRahman (2023), ou au niveau des indices de qualité des écosystèmes dont le sol est une composante, et qui dépassent le champ de la présente étude.

Certaines méthodes de mesure quantifient directement une information complexe. C'est le cas notamment de signaux captés par proxi- ou télé-détection (cf. Section 5.3.3) et traduits par modélisation sous forme d'indices qui peuvent rendre compte de certaines dimensions de la qualité des sols, comme par exemple l'état de la végétation dans le cas du *Normalized difference vegetation index* (NDVI). Cette information complexe peut être considérée en tant que telle, mais elle peut également faire l'objet d'une interprétation à l'aide d'un procédé algorithmique de déconvolution pour estimer les valeurs de paramètres élémentaires ou d'indicateurs, et ainsi contribuer à l'estimation des valeurs d'indicateurs et d'indices constitués par agrégation.

5.3.3. Intérêts et limites de quelques méthodes de mesure

Différentes méthodes de mesure peuvent conduire à des valeurs différentes d'un même indicateur, et préciser la méthode utilisée est primordial pour éviter une interprétation erronée des résultats. Pour que les valeurs d'indicateurs soient comparables entre situations ou territoires, il est ainsi indispensable que les méthodes de calcul et de mesure (y compris les protocoles d'échantillonnage et de traitement des échantillons) soient harmonisées. C'est pourquoi certaines de ces méthodes ont fait l'objet de standardisation au travers de normes dans le cadre de l'AFNOR au niveau national, et de l'ISO au niveau international. Des standards peuvent également être issus de sociétés savantes (WRB) ou d'organisations internationales (*Global Soil Laboratory Network* - GLOSOLAN, FAO), voire d'ONG comme la *World Biodiversity Association*.

Les méthodes de mesure des grandeurs élémentaires peuvent elles-aussi être multiples. Par exemple la mesure du carbone organique total fait l'objet de deux méthodes normalisées selon ISO ou AFNOR : la combustion par voie sèche via un analyseur élémentaire (ISO 10694 (1995) ; SA08), privilégiée par l'ICP Forests, la WRB et la FAO (FAO, 2019a), et l'oxydation par voie

humide selon la méthode Anne (AFNOR X 31-109) ou la méthode Walkley-Black (NF ISO 14235 ; GLOSOLAN-SOP-02). Le dosage du carbone organique peut également être réalisé par spectrométrie dans le proche infra-rouge, suivant la norme ISO 17184:2014. Les analyses par *laser-induced breakdown spectroscopy* (LIBS) présentent l'avantage d'être réalisables sur des échantillons sans préparation ou directement au champ, mais il n'existe pas de normes associées. Le choix d'une méthode est raisonné au regard de l'adéquation des objectifs de l'évaluation, de l'accessibilité du terrain, des ressources financières, de l'équipement et des compétences disponibles.

Encadré 5. Exemples d'indicateurs exprimés sous forme d'indices simples n'intégrant qu'une dimension de la qualité des sols

• Quantification de la structure de la biodiversité

L'indice de diversité de Shannon exprime la diversité spécifique d'une communauté. Il intègre le nombre d'espèces (richesse spécifique) et la répartition des individus au sein de ces espèces. Il traduit l'hétérogénéité de la communauté en tenant compte du nombre d'espèces observées et de leur abondances relatives (proportions). Plus il augmente, plus la diversité est élevée mais il est très fortement influencé par la présence d'espèces rares (faibles abondances relatives).

L'indice de Simpson quantifie aussi la diversité, mais en calculant la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. Il donne ainsi plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares. Il est d'autant plus faible que la communauté est diversifiée.

• Quantification de l'activité biologique

La litière à la surface du sol constitue une ressource majeure pour les organismes décomposeurs. **L'indice litière** consiste à classer l'état de dégradation de la litière à la surface du sol en deux catégories : la litière fragmentée et la litière squelettisée (dont il ne reste que les nervures). Le rapport de la biomasse sèche de feuilles squelettisées ou fragmentées sur la biomasse totale de litière est alors utilisé comme indicateur de l'activité des organismes décomposeurs.

De nombreux **indices microbiens** sont en outre passés en revue dans la synthèse de Bhaduri et al. (2022), comme par exemple Biological Index of Fertility (BIF), Microbial index of soil (Mi), Enzyme Activity Number (EAN), Soil Biological Fertility Index.

• Quantification du degré de perturbation du sol

L'indice de Structure des communautés de nématodes est fonction de l'abondance relative de plusieurs familles de nématodes libres (bactérovores, fongivores, omnivores et prédateurs). Il est calculé à l'aide d'un système de pondération basé sur l'importance relative de ces familles comparée à celle qui devrait être observée au regard d'une trajectoire de structure considérée comme faisant référence. Il reflète la stabilité du milieu : plus l'indice est élevé, moins le milieu est perturbé et plus le réseau trophique du sol est complexe.

L'indice de Maturité (MI) et **l'indice des nématodes PhytoPhages (PPI)** proposés par Bongers (1990) sont basés sur les abondances de populations de nématodes différenciées par leurs caractéristiques fonctionnelles. La valeur de MI est inversement proportionnelle à l'ampleur de la perturbation du sol, tandis que le PPI, qui est un équivalent du MI pour les nématodes phytophages, est positivement corrélé avec la perturbation du sol. Les changements dans l'abondance relative des nématodes se nourrissant de bactéries ou de champignons reflètent les changements dans les voies de décomposition. Ils sont appréhendés par la mesure de **l'Indice de Voie de Décomposition (IDV)** : plus l'IDV est élevé, plus la décomposition est contrôlée par les bactéries.

• Quantification du degré d'anthropisation ou d'artificialisation

Le **Natural pollutant attenuation capacity of urban soils (NAC)** se base sur les paramètres % Corg, % argile, densité apparente, pH et N total, susceptibles de contrôler le devenir des polluants dans les sols. Il est impacté par la nature de l'occupation du sol (selon l'ordre croissant suivant : parcs < écoles < bois < zone résidentielle < réseaux de circulation), et Wang et al. (2015) ont montré qu'il est corrélé à l'âge de l'artificialisation. Il est proposé par ces auteurs à l'appui d'une conceptualisation de la capacité de récupération des sols, ou recovery, et pour le suivi de la capacité d'atténuation de la pollution par les sols urbains.

• Quantification de la pollution

Une spécificité des **Eléments-traces métalliques et métalloïdes (ETMM)** est qu'ils sont nombreux, mais sont considérés comme un seul paramètre parce qu'ils induisent des effets similaires ou cumulatifs. Pour ce faire, des indicateurs spécifiques ont été développés afin d'estimer le degré de contamination d'un sol, tel que, par exemple, **l'indice de charge polluante** défini à partir de la concentration mesurée pour chaque métal et d'une teneur de référence pour cet élément. Le calcul de ces indicateurs spécifiques nécessite, pour chaque élément, qu'ils soient analysés au regard des fonds géochimiques.

Un aperçu des méthodes disponibles est apporté ci-après à l'aide de quelques exemples, en distinguant les méthodes mises en œuvre sur le terrain, les mesures de laboratoire sur échantillon prélevé, puis la proxi- ou télédétection. Enfin, de nombreux paramètres peuvent être estimés à partir de mesures élémentaires, à l'aide de fonctions de pédotransfert (FPT).

▪ Méthodes mises en œuvre sur le terrain pour évaluer directement la valeur d'une propriété de sol

Les méthodes déployables sur le terrain, sans nécessité d'équipement scientifique, peuvent répondre à différents besoins : faciliter la participation des acteurs à l'évaluation de la qualité des sols, assurer une prospection préalable sur la base de laquelle bâtir un plan d'échantillonnage en vue de la réalisation d'analyses plus poussées, ou être intégrées parmi les mesures d'indicateurs réalisées classiquement. Elles font l'objet de nombreux manuels pratiques ou kits pédagogiques.

Certaines de ces méthodes peuvent être mises en œuvre avec un minimum d'impact dommageable sur le sol, ce qui permet des mesures répétées dans le temps (quasiment) au même endroit. Ainsi, la **vitesse d'infiltration de l'eau** peut être observée sur site suivant la méthode dite Beerkan (ou BEST : *Beerkan estimation of soil transfer parameters*), donnant une estimation de la conductivité hydraulique à saturation qui reflète la porosité du sol. Une des limites de cette méthode est la durée d'acquisition des données, qui peut atteindre jusque 2 heures, en fonction des sites.

La **résistance à la pénétration**, qui permet de détecter les sols compactés limitant l'enracinement pour les végétaux, peut être mesurée par un pénétromètre. Cette méthode, facile à mettre en œuvre, peut être déployée sur de grandes zones.

D'autres méthodes nécessitent le prélèvement d'une petite quantité de sol : par exemple, la stabilité structurale peut également être évaluée visuellement au moyen d'un *slake test* (Herrick et Jones, 2002). Pour cela, des agrégats sont prélevés à deux profondeurs : 0-2 cm et 2-10 cm, et un score est attribué en fonction de leur désagrégation ou dispersion dans l'eau au cours du temps.

Plusieurs méthodes de terrain permettent également de rendre compte de l'**activité biologique** en évaluant la vitesse de dégradation de la matière organique. La plus utilisée consiste à enfouir des sacs de litière (*Litterbag* ; Lecerf, 2017) : la pesée de ces contenants avant et après leur séjour dans le sol (en moyenne 3 mois) donne une indication de l'activité biologique. De manière plus calibrée, la méthode Bait Lamina encadrée par la norme ISO 18311 (2015) met en œuvre de fines languettes en PVC percées de 16 trous remplis d'un substrat organique (notamment cellulose et agar-agar). Dans le sol, la matière organique est consommée au fil du temps par les organismes du sol, et l'observation du nombre de trous vidés rend compte de cette activité biologique. L'évaluation de l'activité biologique peut enfin être mise en œuvre par l'enfouissement de sachets de thé (*Teabag index* ; Keuskamp *et al.*, 2013). Les résultats ainsi obtenus en observant la dynamique de décomposition de matériaux standards sont toutefois à considérer avec précautions du fait que cette dynamique est différente lorsqu'il s'agit de litières naturelles qui dépendent du contexte évolutif dans lequel se retrouvent à la fois les végétaux et les décomposeurs adaptés à ces ressources.

▪ Descriptions de sol et prélèvements d'échantillon

D'autres approches de caractérisation de la qualité des sols nécessitent d'accéder concrètement aux caractéristiques du sol par la visualisation ou par des prélèvements destructifs de portions de sol qui sont donc détruites. Cela ne permet donc pas de reproduire la même mesure successivement dans le temps.

Ces observations concernent notamment la description morphologique des sols : couleur, signes d'érosion, texture et structure. Certaines méthodes sont mises en œuvre sur l'ensemble du profil de sol, d'autres sur le seul horizon de surface.

Les approches de **description des profils de sol**, le plus souvent associées aux différentes classifications des sols, font toutes l'objet de documents méthodologiques de références comme par exemple au niveau de la FAO les « *Guidelines for soil description* » (FAO, 2006) ou en France le Guide pour la description des sols (Baize et Jabiol, 1995). Elles permettent une analyse fine de la structure avec la prise en compte de sa variabilité spatiale sur le plan vertical et horizontal pour le profil cultural (Gautronneau et Manichon, 1987). L'observation permet un diagnostic précis de l'impact des itinéraires techniques. En revanche leur mise en œuvre est longue, incluant le creusement du profil et son rebouchage, et nécessite une expertise non négligeable, limitant généralement leur application à une répétition par parcelle. Récemment la méthode du mini-profil 3D (Tomis *et al.*, 2019) a été proposée, basée sur le prélèvement de blocs de sol d'un mètre cube environ avec les palettes

d'un chargeur télescopique, ou le godet d'un tracteur. Cette méthode est appréciée par les agriculteurs car bien adaptée à un diagnostic en temps réel sur la parcelle. Si elle est plus facile et plus rapide à mettre en œuvre, elle nécessite encore une bonne expertise (Boizard *et al.*, 2019).

Afin de mieux rendre compte de l'ensemble des **structures d'origine biologique** (biostructures) observées sur un profil de sol, une méthode intégrative a été proposée (Piron *et al.*, 2017), qui quantifie non seulement le nombre de galeries (structure tubulaire), mais également le dépôt par les lombriciens de déjections dans et à la surface du sol, qui a des conséquences sur l'agrégation. Elle permet de cartographier la structure du sol sur l'ensemble du profil à un grain fin, et d'évaluer le potentiel d'enracinement. Des méthodes simples sont également disponibles pour le prélèvement et le dénombrement des lombriciens (extraction par la moutarde, tri manuel d'un bloc de sol). L'identification des catégories écologiques (vers épigés, anéciques, endogés) peut aussi être réalisée visuellement sur le terrain, mais l'identification des espèces et l'évaluation de leur diversité nécessite une expertise, qui est désormais proposée par certains laboratoires (ex. : Sol&Co, Auréa, OPVT Université de Rennes).

Concernant l'**horizon de surface**, la méthode *Visual Evaluation of Soil Structure* (VESS) (Ball *et al.*, 2007; Guimaraes *et al.*, 2011) dont la grille d'interprétation est reprise Figure 20, et la méthode *Visual Soil Assessment* (VSA) (Shepherd, 2000) constituent les principaux outils de description de la structure du sol. Elles s'appuient sur un bloc de sol extrait au moyen d'une bêche, d'où le nom souvent employé de « test-bêche ». Les méthodes fondées sur l'observation de blocs extraits à la bêche produisent des indicateurs de qualité de la structure agrégeant implicitement ou explicitement différents paramètres.

Ce type d'évaluation permet de caractériser la structure du sol, sans jugement de valeur. En effet, un état structural peut être favorable pour une fonction et défavorable pour une autre. Cette méthode peut être utilisée au côté d'autres ressources telles qu'un schéma conceptuel des interactions entre états structuraux, afin d'émettre des hypothèses et établir un diagnostic sur l'origine des états observés. Enfin, des éléments quantitatifs peuvent être produits en calculant la proportion de modalités d'intérêt par horizon ou par compartiment, par exemple pour évaluer un tassement.

Qualité de la structure	Apparence générale	Taille	Racine	Porosité visible	Apparence après extraction : même sol mais travail du sol différent		Traits distinctifs	Apparence des agrégats ou fragments de ~1,5 cm de diamètre
Sq1 Friable Agrégats se désagrègent très facilement avec les doigts	Pas de motte fermée	La plupart des agrégats < à 0,6 cm	Les racines colonisent l'ensemble du bloc : les racines sont bien présentes à l'intérieur et autour des agrégats	La plupart des agrégats sont TRÈS poreux			Agrégats très fins et poreux	 Agrégats très poreux, composés de plus petits maintenus ensemble par les racines. Ils sont pour la plupart directement obtenus lors de l'extraction du bloc
Sq2 Intact Agrégats se désagrègent facilement entre les doigts		Mélange d'agrégats arrondis de 2mm à 7cm		La plupart des agrégats sont poreux			Forte porosité des agrégats	 Agrégats arrondis, fragiles, poreux qui se cassent facilement
Sq3 Ferme La plupart des agrégats se désagrègent facilement entre les doigts	Présence possible de mottes fermées	Mélange d'agrégats de 2mm à 10cm. Moins de 30% <1cm		Présence possible de pores grossiers visibles et de fentes de retrait			Faible porosité des agrégats	 Agrégats avec peu de pores visibles et plutôt arrondis
Sq4 Compact Assez difficile de briser les mottes fermées avec une seule main		Moins de 30% des mottes sont de taille <7cm ; structure lamellaire possible		Pas ou peu de racines à l'intérieur des fragments. Les racines présentent sont concentrées	Peu de « pores grossiers visibles » et peu de fissures			Racines dans les pores grossiers visibles

Figure 20. Extrait de la grille d'analyse de VESS (d'après Guimaraes *et al.*, 2011)

▪ *Mesures sur échantillons prélevés*

Les mesures réalisées sur des échantillons de sol prélevés (et donc extraits de leur milieu naturel) sont d'une grande diversité suivant les propriétés ciblées. Le prélèvement d'échantillons peut être réalisé au moyen d'une tarière, une méthode très facile et rapide à mettre en œuvre, ou alors dans une fosse pédologique préalablement creusée : dans ce cas, il ne peut pas être déployé sur de grands espaces, mais des prélèvements à structure conservée peuvent être réalisés, par exemple pour caractériser la structure du sol par tomographie ou observer la microstructure par microscopie. Les prélèvements réalisés en milieu urbain peuvent s'avérer plus difficiles à mettre en œuvre (pierrosité, remblais) et nécessitent le plus souvent d'adapter notamment la profondeur de prélèvement. Dans tous les cas, l'attention est mise sur la localisation du point de prélèvement dans la parcelle d'intérêt, le type de prélèvement (échantillon perturbé ou non perturbé), et les conditions de prélèvement et de conservation des échantillons, qui doivent être maîtrisées pour réduire les marges d'erreur sur le résultat final.

Une fois l'échantillon prélevé, pour réaliser une mesure, la mise en œuvre de méthodes analytiques nécessite souvent un équipement et des compétences qui peuvent limiter leur accessibilité. En contrepartie, et notamment lorsqu'elles sont adossées à des normes de type ISO ou AFNOR, ces méthodes garantissent la validité et la comparabilité des valeurs obtenues et documentent le degré d'incertitude associée. Les mesures élémentaires qu'elles permettent de réaliser sont fondamentales par exemple pour la calibration des autres méthodes, des fonctions de pédotransfert ou de l'interprétation de signaux de proxi- ou télédétection. Dans de nombreux cas, la mesure d'une grandeur élémentaire est réalisée en différentes étapes qui font intervenir plusieurs opérations et méthodes. On peut ainsi distinguer les étapes de préparation (imprégnation, mise en solution, mise en culture, techniques d'extraction, mise en présence de réactifs, etc.), des étapes de mesure en tant que telle (caractérisation d'images, dosages, dynamiques de réaction, analyse de l'ADN, identification des organismes, etc.).

Pour rendre compte de la diversité des opérations réalisables au laboratoire sur échantillon de sol, les exemples suivants donnent un aperçu des plus fréquemment rencontrées :

- dessiccation, combustion, digestion sèche ou humide, permettant d'approcher par exemple les vitesses de minéralisation, teneurs en matière organique ou en nutriments ;
- colorimétrie/spectrométrie pour l'identification et le dosage de certains éléments compte tenu de leurs propriétés physiques (par ex. : nutriments, contaminants) ;
- porosimétrie au mercure et adsorption de gaz, pour déterminer la distribution de taille des pores, des indices de stabilité, la (macro et micro) porosité, la quantité d'eau/d'air disponible ;
- analyse d'image sur des tomographies 3D permettant de caractériser la morphologie et la topologie de la structure du sol ;
- fumigation-extraction pour la mesure de biomasse microbienne ;
- extraction et analyse de l'ADN environnemental (méthodes dites « *-omics* ») permettant une mesure de biomasse, de richesse taxonomique, de structure de communautés et d'équilibre microbien., ou des acides gras phospholipidiques (PLFA) donnant une estimation de la biomasse et une caractérisation de structure de la communauté microbienne ;
- extraction et identification des organismes du sol à l'échelle spécifique ou groupes fonctionnels permettant une caractérisation des abondances et de la diversité des communautés faunistiques ;
- mesures de pression en certains gaz (notamment oxygène), en lien avec l'activité biologique.

▪ *Des approches de terrain non destructives : proxi- et télédétection*

▪ *Caractéristiques de mesures par proxi- télédétection*

La qualité du sol est difficilement perceptible sans creuser une fosse pour accéder aux différents horizons et en prélever les composantes, c'est-à-dire le détruire localement, ce qui limite le retour « au même endroit », et donc ne favorise pas le suivi dynamique des propriétés du sols. Pour pallier cette limite, des méthodes non destructives se sont ainsi fortement développées au cours des dernières décennies ; elles reposent sur la proxi- et/ou la télédétection et l'interprétation d'un signal physique dont les caractéristiques varient en fonction des propriétés du sol. La proxidétéction est réalisée au contact du milieu, en général par l'intermédiaire d'électrodes, à quelques centimètres ou dizaines de centimètres au-dessus du

milieu. En télédétection les mesures sont faites à distance, par des outils embarqués aéroportés, dans des drones, avions ou satellites. Les instruments de proxidtection s'appuient par exemple sur la conductivité électrique, la réflexion d'ondes électromagnétiques émises par un radar et impactées par les caractéristiques du milieu, l'analyse des champs électromagnétiques, et de manière commune avec la télédétection sur l'imagerie spectrale ou thermique. Ces méthodes peuvent être déployées sur des espaces allant de quelques mètres-carrés à quelques dizaines d'hectares pour la proxidtection, et d'une centaine de mètres-carrés à l'ensemble du territoire national pour la télédétection, et sont ainsi mobilisables pour la cartographie d'indicateurs de sols.

Pour les images satellitaires, la fréquence temporelle élevée de revisite permet de cartographier des changements spatio-temporels. Selon les configurations ou les satellites retenus, ces techniques peuvent présenter une haute résolution spatiale qui permet de repérer les zones homogènes à l'intérieur d'une parcelle. Les instruments de proxidtection, quant à eux, sont largement employés à l'échelle intra-parcellaire en milieu agricole pour l'agriculture de précision.

Les mesures réalisées par ces outils sont des mesures indirectes d'une ou plusieurs propriétés de sol, et doivent être interprétées au regard de mesures sur échantillons prélevés ; des modèles relient en effet le signal détecté à une valeur du paramètre mesuré, et permettent donc l'interprétation du signal. Le signal de proxid- télédétection, s'il est variable dans l'espace, peut également être utilisé pour guider l'échantillonnage (cf. Section 5.3.1) en vue de prélèvements sur lesquels les mesures classiques sont réalisées (ce qui alimente en retour la validation des modèles).

▪ *Mesures de paramètres élémentaires et mesures intégrées*

Le signal capté par proxid- ou télédétection peut être relié soit à la mesure d'une grandeur élémentaire, par exemple la teneur en eau de l'horizon de surface ou la teneur en carbone (ce qui représente la grande majorité de leurs utilisations), soit constituer une évaluation plus intégrée de différentes dimensions de la qualité.

En ce qui concerne les mesures élémentaires (Tableau 6), ces techniques permettent d'évaluer des propriétés pérennes telles que la teneur en argile (par résistivité électrique), la teneur en sable (par susceptibilité magnétique), la profondeur du sol (par résistivité ou géoradar) ; mais également des caractéristiques dynamiques telles que la teneur en eau (par géoradar), la teneur en matière organique (par spectroscopie infra-rouge), la teneur en éléments métalliques (par susceptibilité magnétique). Elles sont par exemple de plus en plus utilisées pour caractériser la composante chimique des sols (par ex. spectroscopie proche et moyen infrarouge), et apparaissent également pertinentes pour appréhender le ratio Corg/Ntot.

A ce jour, pour la plupart, les approches reliant le signal détecté et les paramètres élémentaires de la qualité des sols ainsi mesurés s'accompagnent d'une démarche de validation et de calibration des modèles utilisés. Elles sont toutefois loin d'avoir systématiquement fait l'objet d'une évaluation des précisions de prédiction attendues selon les capteurs, résolutions spatiales et spectrales, et selon les agroécosystèmes ou écosystèmes étudiés. En milieu urbain, ces techniques présentent des difficultés de mise en œuvre spécifiques en lien avec l'état de surface des sols.

En ce qui concerne les indices complexes, leur relation à un signal ou à des combinaisons d'informations proxid- télédéteectées est plus rarement basée sur une démarche de validation. A l'exception notable des études de Veum *et al.* (2017) et de Adhikari *et al.* (2022), qui évaluent un indice de qualité ou de santé des sols à l'aide d'outils géophysiques, les travaux cartographiant directement une information intégrée sur la qualité ou la santé des sols sont inexistantes. Ceci constitue un vrai défi pour la recherche actuelle et à venir, et la caractérisation d'évolutions spatio-temporelles.

De nombreux travaux ont été conduits dans la perspective de bilans carbone. Ils combinent des modèles de processus simulant des flux de carbone via les couverts cultivés en mobilisant des données de télédétection, qui restent à développer en lien avec des modèles spectraux et/ou spatiaux sur les sols. L'enjeu de vérifier l'effectivité ou non d'un stockage de carbone dans les sols à l'appui des politiques d'incitation (comme dans le cadre du projet *Carbon farming* par exemple), a conduit au développement des systèmes de certification qui peuvent adopter un type d'encadrement dit MRV pour *Monitoring, reporting, verification*. Il s'agit de s'assurer que les engagements pris par les acteurs font bien l'objet de suivi, de déclaration aux régulateurs, et de vérification. Pour autant, diverses sources d'incertitudes (spatiale, instrumentale, analytique, liée au paramétrage du modèle de processus, etc.) restent encore à évaluer.

Tableau 6. Faisabilité de l'estimation par proxidtection ou télédtection de propriétés élémentaires du sol.
 En vert, estimation directe déjà publiée ; en jaune, estimation directe encore à éprouver ou bien indirecte (avec autres covariables) déjà publiées ; en rouge, estimation a priori impossible ; en gris, estimation non encore avérée.
 Niveau : LAB, mesure ponctuelle en laboratoire ; TERR, mesure ponctuelle sur le terrain ;
 CHAMP, mesure spatialisée au niveau intraparcellaire ; REG ; estimation au niveau régional ou supra

Indicateur	Proxidtection	Télédtection
Minéralisation azote, carbone		
Biomasse microbienne		
Fractions du carbone	LAB	
Stock de carbone du sol (1 m)	LAB/TERR	REG
Stock de carbone du sol (30 cm)	LAB/TERR	REG
Rapport carbone org/ argile	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Teneur en carbone org du sol (g/kg)	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Polluants organiques	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Polluants inorganiques / métalliques (ETMM)	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
K disponible	LAB	CHAMP/REG
P disponible	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
N total	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
CEC	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
pH eau	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Capacité de rétention d'eau	REG	CHAMP/REG
Réservoir en Eau Utilisable (RU) Maximum	TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Conductivité hydraulique à saturation	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Conductivité électrique	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Stabilité structurale	LAB/CHAMP	
Teneur en éléments grossiers	TERR/CHAMP	
Masse volumique apparente	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP
Granulométrie - texture	LAB/TERR/CHAMP	CHAMP/REG
Taux d'érosion	TERR/CHAMP	REG
Profondeur du sol		REG

▪ *Limites des approches en proxi- et télédtection*

Les principales limites de ces techniques sont que les signaux télédectés concernent essentiellement la surface, voire l'horizon de surface pour la télédtection, et sont généralement de qualité décroissante avec la profondeur du sol pour la proxidtection. On peut aussi noter qu'à ce jour ces outils ne sont pas appliqués à la composante biologique des sols. En télédtection, les dispositifs aéroportés représentent un coût important, et l'acquisition des données se heurte encore à de nombreuses difficultés pour la mise en adéquation des résolutions spatiale et spectrale, la correction des effets atmosphériques, le traitement de la couverture nuageuse et des ombres, l'utilisation et le seuillage d'indices spectraux et les stratégies de sélection des dates d'acquisition et de mosaïquage temporel des images afin de tenir compte de la variabilité du développement de la végétation. D'autres difficultés ont trait aux facteurs perturbants en surface du sol tels que par exemple l'humidité, la rugosité, la présence de résidus végétaux ou de recouvrement végétal, les influences d'autres propriétés de sols se surimposant dans les comportements spectraux. En milieux urbains, l'hétérogénéité des surfaces pose une difficulté particulière pour l'utilisation de ces techniques.

On peut enfin considérer les travaux en cours d'émergence dans le domaine de la détection acoustique, comme un élargissement des approches du sol basées sur la détection d'un signal. Au stade actuel, ces travaux portent notamment sur l'analyse de l'activité de la macrofaune et la dynamique de la structure du sol.

▪ Approches par modélisation

▪ Fonctions de pédotransfert

Les méthodes d'évaluation décrites ci-dessus sont coûteuses en temps et en équipement, et requièrent une technicité spécifique. On peut ainsi trouver intérêt à estimer les valeurs de certains paramètres à partir d'autres informations plus accessibles, au moyen de modèles plus ou moins complexes appelés fonctions de pédotransfert (FPT). La littérature scientifique est abondante sur les FPT, qu'il s'agisse de modèles, ou de classes de pédotransfert fournissant par exemple, une valeur par classe de texture. Leur utilisation nécessite toutefois de veiller à prendre en compte le type de sol, les estimations faites pour un groupe de sols n'étant pas transférables à d'autres groupes de sols. Une FPT doit ainsi être employée dans un contexte pédoclimatique proche de celui où elle a été développée et, idéalement, sur des mesures récentes, en y associant autant que possible une évaluation de l'incertitude.

Les FPT sont couramment employées pour estimer des indicateurs de structure (masse volumique apparente) et des paramètres hydriques (RU, teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, conductivité hydraulique à saturation) (Tableau 7).

Tableau 7. Paramètres fréquemment utilisés dans les fonctions de pédotransfert pour calculer des indicateurs hydriques ou la masse volumique apparente.

Indicateur	Capacité de rétention en eau (L/m ²)	Conductivité hydraulique à saturation (cm/jour)	Masse volumique apparente
Masse volumique apparente (g/cm ³)	X	X	
Texture	X	X	X
Abondance en éléments grossiers (%)	X	X	
Teneur en matière organique (%)	X		X
Structure d'agrégat (classe)		X	
Pente (°)	X		
pH			X
CEC			X
Profondeur d'échantillonnage			X

▪ Autres types de modélisation

Au-delà des FPT, des approches de modélisation plus complexes sont également amenées à être développées. Concernant par exemple la richesse bactérienne, un modèle prédictif permet d'obtenir les valeurs d'existence correspondant à la situation définie par des conditions pédoclimatiques données. La limite actuelle de ce modèle est qu'il ne prend pas en compte la variabilité temporelle interannuelle et/ou intra-annuelle (Terrat *et al.*, 2017). Ce modèle est adossé au référentiel sur la diversité bactérienne des sols basé sur les 2 173 points du RMQS dont une représentation cartographique interpolée est proposée pour l'ensemble du territoire hexagonal (Figure 21). De même, une cartographie de richesse des champignons a été proposée pour la France sur la base du RMQS (Djemiel *et al.*, 2024).

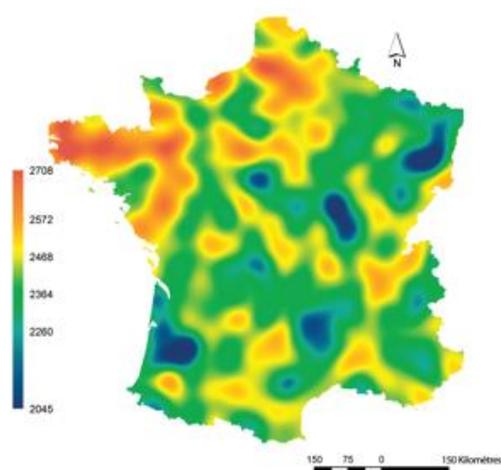


Figure 21. Carte de la richesse taxonomique des bactéries du sol en France (Karimi *et al.*, 2018)

Diversité bactérienne : en nombre d'UTO (unité taxonomique opérationnelle) par gramme de sol

5.3.4. Evolutions récentes des méthodes et perspectives

L'examen de la littérature montre une prépondérance **des paramètres chimiques et physiques** (y compris morphologiques) utilisés pour caractériser la qualité des sols, et peu de remise en question des paramètres anciens (utilisés avant 1990), même si leurs méthodes de mesure ou d'évaluation ont pu évoluer avec l'avancée des développements technologiques. En revanche, la prise en compte des **paramètres biologiques pour évaluer la qualité des sols s'est considérablement développée** au cours des 20 dernières années (Bonilla-Bedoya *et al.*, 2023), en raison principalement des évolutions technologiques ayant facilité l'accès à l'information, ainsi que de la reconnaissance des liens entre organismes du sol et fonctions, conduisant à un intérêt croissant pour la biodiversité des sols.

Si le choix des paramètres mesurés a peu évolué au cours des dernières décennies, les méthodes d'échantillonnage, de mesure et d'estimation des indicateurs, ont en revanche connu de nombreux développements. Le **choix de la méthode à utiliser est rarement consensuel**, y compris pour des paramètres ancrés dans la pratique de l'évaluation comme la teneur en carbone organique, le pH ou la granulométrie. Les divergences peuvent être très liées à la discipline scientifique (par ex. pour la granulométrie) et/ou au pays (par ex. pour les polluants), avec un infléchissement donné par les choix faits dans le cadre des réseaux nationaux de mesure.

Il y a ainsi un débat sur l'intérêt et les limites d'une meilleure **harmonisation et standardisation des méthodes de mesure**. D'un côté, l'harmonisation est promue pour assurer la comparabilité des mesures et l'interopérabilité des bases de données. Elle est également requise pour des paramètres auxquels sont associés des dispositifs réglementaires, qu'il s'agisse d'incitations accordées (en contrepartie de stockage de carbone par exemple) ou d'obligations (par ex. de restauration, de compensation). Les critères de déclenchement et de contrôle de tels dispositifs sont juridiquement opposables, et leur mesure ou évaluation doit donc autant que possible être reproductible et systématisée. D'un autre côté, le choix et l'adaptation de la méthode en tenant compte du contexte du sol étudié, des objectifs de l'étude et de l'existence de données locales de référence apporte une plus grande pertinence des grandeurs mesurées, et une meilleure précision suivant les contraintes spécifiques du terrain. Cette question de l'harmonisation se pose par exemple dans le domaine de la télédétection dont un des avantages est de réaliser des mesures sur de larges étendues, mais sans permettre de relier ces données récentes aux séries historiques qui préexistaient. C'est le cas par exemple de la caractérisation de la teneur en carbone organique au niveau parcellaire.

Concernant la composante biologique, les **approches "-omics"** occupent une place croissante dans la caractérisation de la biodiversité des sols. L'émergence de la méta-génomique a permis d'améliorer de manière considérable la connaissance de la diversité biologique, avec un accent prépondérant dans le développement d'outils permettant de caractériser l'abondance et la diversité microbienne, bactérienne et fongique. Ces outils sont aujourd'hui validés et démocratisés pour la caractérisation des microorganismes du sol. Concernant la faune du sol, ils ne sont pas au même stade de développement.

5.4. Référentiel et cadre d'interprétation

La mesure d'un paramètre ne fournit pas, en tant que telle, une indication sur le phénomène que l'on souhaite caractériser ou évaluer. Par exemple, une mesure de conductivité électrique n'apporte aucun renseignement si l'on ne sait pas si cette valeur est faible ou élevée, normale ou anormale, souhaitée ou non souhaitée, ni au regard de quoi. La mesure nécessite d'être interprétée au moyen d'un référentiel qui permet d'**associer une gamme de valeurs à une signification**.

5.4.1. Situation de référence

Si la finalité de l'évaluation est simplement descriptive, le référentiel comporte des **valeurs d'existence** qui sont en général issues de la distribution statistique des valeurs mesurées (ou de modèles prédictifs basés sur les valeurs existantes). Or, cette distribution peut être très différente suivant le contexte pédoclimatique et le type d'usage des sols. A titre d'exemple, un même niveau de stockage de carbone devra être interprété de manière très différente selon qu'il s'agit d'un sol forestier, agricole ou urbain, d'un sol cultivé amendé ou non en matières organiques, ou encore d'un sol sableux, limoneux, argileux, calcaire ou non calcaire.

Si la finalité de l'évaluation est normative, c'est-à-dire qu'elle produit un jugement à partir de la valeur mesurée, le référentiel d'interprétation comporte des valeurs seuils ou cibles. Une **valeur-seuil** délimite ce qui est considéré comme un état dégradé, et sert théoriquement au déclenchement de mesures correctrices ou de restauration, tandis qu'une **valeur-cible** délimite ce qui correspond à un état souhaité, objectif poursuivi par le gestionnaire ou les politiques publiques. Différentes façons d'identifier une situation de référence permettant d'établir des valeurs-seuil et cible peuvent être identifiées :

- Comparer le sol étudié à une **situation « non perturbée »**. C'est souvent ainsi qu'est défini l'écosystème de référence pour les opérations de restauration écologique. Mais dans les faits, une telle situation reste souvent fictive notamment dans les territoires européens, tant les activités humaines et les évolutions des écosystèmes se sont conjuguées à travers l'histoire. La situation non perturbée considérée comme référence est ainsi bien souvent une situation reconstituée par modélisation. Cette approche est la plus attentive à la valeur patrimoniale du sol, préservé pour ce qu'il est dans ses caractéristiques initiales.
- Repérer les **points de basculement écologique** autour desquels les fonctionnalités du sol se trouvent significativement dégradées ou améliorées. A partir de ces seuils, qui peuvent être biotiques (par ex. la disparition d'espèces ingénieuses ou clés de voûte) ou abiotiques (par ex. la modification du comportement hydrologique, la pollution), les capacités de résilience de l'écosystème ne lui permettent plus de retrouver son état initial ou de favoriser une trajectoire écologique vers cet état initial. Dans les faits, de tels seuils écologiquement établis sont très rarement documentés dans la littérature.
- Comparer le sol étudié à un **objectif visé pour les fonctions**, consistant à maximiser l'ensemble des fonctions (suivant une pondération à définir), ou à équilibrer entre elles les fonctions. Pour les fonctions définies par des flux, c'est alors la dynamique de ces flux qui est évaluée, comme par exemple la rapidité de la dégradation de la MO, celle de l'infiltration de l'eau, ou celle du stockage additionnel de carbone. Ce type de métrique ne rend toutefois pas compte de la qualité des sols dont les fonctions sont peu dynamiques, mais qui jouent un rôle majeur dans la régulation des eaux et du climat, comme par exemple les tourbières ou les pergélisols (sols gelés en permanence). Ce sont de fait des métriques plus adaptées à la production de biomasse.
- Comparer le sol étudié à un **objectif visé pour les services**. La nature des fonctions attendues et leur niveau sont alors fixés en lien direct avec l'usage. Par exemple, si la présence d'un plancher imperméable (ou peu perméable) à faible profondeur est intéressante pour les zones humides, elle peut être problématique pour les cultures.

Les valeurs seuils peuvent faire l'objet de textes juridiques et/ou de recommandations professionnelles, faisant le cas échéant référence à des normes standardisées. Il est à noter que pour certains paramètres, les gammes de valeurs n'auront de signification qu'au-delà d'une valeur de base considérée comme naturelle. Par exemple certains composés chimiques ne constituent une contamination que lorsqu'ils sont présents en excès par rapport au fond géochimique.

Le plus souvent en pratique, les valeurs d'existence pour un contexte ou un territoire donné sont considérées comme situation de référence, et utilisées à des fins de jugement. Dans un tel cas, une valeur va simplement être considérée comme bonne lorsqu'elle est normale par rapport à l'ensemble des valeurs existantes pour le même type de contexte. Ce glissement d'une utilisation descriptive vers une utilisation normative de la distribution statistique est souvent implicite faute de mieux, et rarement justifié sur des bases scientifiques. C'est un problème qui dépasse la question de la qualité des sols et fait également l'objet de discussions dans le domaine de la santé humaine par exemple. En effet cette utilisation de l'existant comme définition d'un bon état pose problème lorsqu'une part importante des sols est dégradée, car cette dégradation est alors mécaniquement considérée comme statistiquement normale.

Le recours à des valeurs seuils est parfois discuté dans son principe même. En effet, le seuil comme point de basculement ne correspond pas toujours à la réalité de processus dont les évolutions sont très graduelles. Ainsi, des situations en réalité proches peuvent être considérées comme très différentes (par ex. dégradé *versus* non dégradé) si elles se situent de part et d'autre du seuil. Cela peut conduire à focaliser l'attention et les décisions sur les situations considérées comme dégradées, et à négliger les mesures de préservation qui permettraient à moindre coût d'éviter la dégradation des sols. On peut d'ailleurs signaler à ce titre qu'en économie, la littérature analysée révèle une réticence à l'utilisation de valeurs seuils qui imposent des limitations importantes dans l'aide à la décision. En effet, alors que des variations de qualité des sols ont des impacts

quelle que soit leur distance au seuil, la présence de seuils limite les impacts considérés à ceux qui se trouvent au voisinage du seuil (par ex. le passage d'un état de sol non dégradé celui de sol dégradé).

5.4.2. Gammes de valeurs disponibles

L'identification de valeurs seuils est un élément encore très hétérogène de la littérature. Pour certains paramètres, elles sont bien stabilisées, pour d'autres elles restent très variables (soit parce que le seuil est très dépendant du contexte et que les bases de données associées se sont pas encore assez renseignées afin de couvrir les différents contextes, soit parce que les méthodes de mesure en développement n'ont pas encore la maturité qui permettrait une identification stabilisée de seuils), ou n'existent simplement pas. Leur déclinaison peut être établie à différents niveaux de contextualisation, par exemple pour l'ensemble des sols français, ou par combinaison occupation du sol × contexte pédoclimatique.

Pour disposer de valeurs d'existence, des systèmes d'information sur les sols sont régulièrement alimentés en nouvelles données d'observations de profils de sol et de propriétés chimiques et physiques des sols, ainsi que, quoique de façon plus récente, de paramètres biologiques. Les valeurs seuils et cibles sont reprises à partir de textes juridiques, ou de résultats publiés dans la littérature scientifique. L'Annexe 2 récapitule, pour les indicateurs faisant l'objet de la liste proposée en Section 6.2, d'une part, dans le Tableau A2, les valeurs d'existence disponibles dans les bases de données du GIS Sol ou dans la littérature, et d'autre part dans le Tableau A3, les valeurs-seuils lorsqu'elles existent.

5.5. Scoring ou normalisation des indicateurs

Le référentiel d'interprétation abordé à la section précédente permet d'associer une signification à la valeur mesurée pour un indicateur. Cependant, pour rendre possible la comparaison ou l'agrégation entre différentes dimensions de la qualité des sols, et donc entre des indicateurs répondant à des référentiels différents, on a recours à un processus de normalisation des indicateurs. L'enjeu est ainsi de rapporter la variabilité des différents indicateurs sur une échelle commune, usuellement comprise entre 0 et 1 (ou 0 et 100 %), et de pouvoir appliquer un même traitement mathématique à ces multiples paramètres aux unités propres diverses. Cette échelle étant directionnelle, elle est nécessairement normative, 1 (ou 100 %) représentant le meilleur et 0 le moins bon. Il n'est par exemple pas possible de normaliser des éléments descriptifs comme les types de sols. En revanche il est possible de normaliser l'abondance d'un groupe biologique (par ex. les vers de terre) considérée comme indicateur de qualité.

Cette étape de transformation d'une mesure en score (dite normalisation de l'indicateur ou *scoring*) est décrite par une fonction de *scoring* caractérisée par sa forme : monotone croissante lorsque le score de qualité varie dans le même sens que la mesure (« *the more the better* »), monotone décroissante dans le cas contraire (« *the less the better* »), ou log-normale voire gaussienne lorsque le score maximum est atteint pour une valeur optimale. Le paramétrage de ces fonctions s'appuie sur la distribution statistique des valeurs d'existence (ou sur l'écart à la prédiction d'un modèle), ou sur les valeurs seuil et cible lorsqu'elles existent. Le choix de ces valeurs de référence est crucial, et est déterminé par les objectifs opérationnels de l'évaluation.

5.6. Agrégation multicritère formant un indice de qualité des sols

L'étape d'agrégation consiste à construire une grandeur numérique unique, un indice intégrant des dimensions de natures diverses, et permettant d'émettre une appréciation globale et de suivre son évolution dans le temps. Si cette étape est facultative, la mettre en œuvre implique d'avoir préalablement procédé à la normalisation ou *scoring* des valeurs des différentes dimensions intégrées dans l'indice (cf. Section 5.5).

Le principe même d'une telle démarche fait l'objet de débats dans de nombreux champs disciplinaires (écologie, économie, aménagement du territoire, etc.). L'agrégation de plusieurs scores en un seul peut être bien accueillie car elle évite au lecteur l'effort d'appropriation d'une multitude d'informations, et les interrogations éventuellement soulevées par des résultats divergents suivant les dimensions considérées de la qualité des sols. En contrepartie, cette information agrégée constitue

une perte de pouvoir explicatif qui complique *in fine* l'identification de mesures correctives. Par exemple, un indice agrégé mesurant la fertilité d'un sol ne permet pas d'identifier les facteurs limitant cette fertilité. Il est nécessaire de disposer d'une information non agrégée pour repérer si par exemple le problème est lié à un excès d'acidité (auquel cas une mesure correctrice peut être un chaulage), ou à un manque en nutriments (auquel cas une fertilisation minérale ou organique, ou encore une stimulation de la minéralisation pourront être envisagées).

Il n'existe pas non plus de consensus quant à la fonction d'agrégation qui relie mathématiquement chaque valeur d'indicateur à la valeur de l'indice agrégé, c'est-à-dire la pondération entre elles des différentes dimensions agrégées. Les choix opérés à cette étape peuvent avoir des conséquences majeures sur la valeur de l'indice obtenu. Des résultats très différents peuvent ainsi être issus d'un même jeu de données. Or la définition de la fonction d'agrégation est rarement justifiée sur le plan scientifique. Le plus souvent, elle est basée sur une moyenne arithmétique. Par défaut, une égale pondération de chaque dimension est souvent adoptée. Dans d'autres cas, la pondération est ajustée en fonction de spécificités environnementales et sociales de l'étude, et/ou décidée par les gestionnaires du sol au regard de leurs objectifs, ou négociée entre parties prenantes.

L'approche dite *one out all out* ou par critère déclassant, est une autre option pour agréger différentes dimensions, sans passer par leur pondération. Elle repose sur un principe de facteur limitant, et revient à considérer que les fonctions du sol étant interdépendantes, toutes sont affectées dès lors qu'une seule n'est pas réalisée. De même, lorsque ce sont les dégradations qui sont évaluées, il est considéré que le sol est dégradé dès lors qu'une dégradation (érosion, tassement, salinisation, perte de carbone organique, perte de biodiversité, pollution, excès de nutriments, artificialisation) dépasse le seuil critique. C'est par exemple suivant cette modalité que l'Observatoire européen des sols calcule le pourcentage des sols dégradés (Figure 22). Cette approche par critère déclassant présente l'intérêt de centrer l'attention et les efforts sur les aspects les plus fragilisés. Mais elle a été critiquée comme pouvant générer une réticence à introduire de nouveaux indicateurs dans le système d'évaluation, car accroître le nombre d'indicateurs considérés augmente la probabilité de rencontrer un critère déclassant.

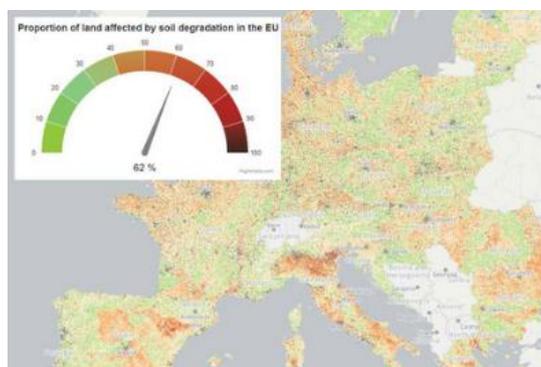


Figure 22. Baromètre de la dégradation des sols établi par l'EUSO⁴⁰
Le baromètre indique la proportion des terres affectées par des processus de dégradation.

La démarche d'agrégation peut être déclinée à différents niveaux. Il peut s'agir d'agréger les valeurs de différents indicateurs pour quantifier la réalisation d'une fonction, ou d'agréger différents indicateurs et/ou fonctions pour obtenir un indice représentant globalement la qualité des sols, comme le montrent les exemples ci-après :

- **Agrégation d'indicateurs pour quantifier une fonction**

Pour la fonction « fournir des nutriments à la biocénose », on peut mentionner l'**Indice d'Enrichissement** qui, se basant sur les nématodes libres, renseigne sur la dynamique des éléments nutritifs et augmente avec la disponibilité en nutriments (Lu *et al.*, 2020), ou le **Soil Biological Fertility Index** (Renzi *et al.*, 2017) qui agrège la matière organique du sol, le carbone de la biomasse microbienne, et différents paramètres de l'activité biologique des organismes (la respiration basale, la respiration cumulée et le quotient métabolique.)

⁴⁰ <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/> (Consulté le 4/11/2024)

- **Agrégation en indice global de la qualité du sol**

Le **Soil Management Assessment Framework (SMAF)** (Andrews *et al.*, 2004) et le **Comprehensive Assessment of Soil Health (CASH)** (Fine *et al.*, 2017) qui en découle, ont été initialement élaborés pour des contextes agricoles du nord-est des États-Unis, et progressivement élargis à d'autres contextes. Aujourd'hui le **Cornell Soil Health Laboratory** propose sur cette base différents choix de sets d'indicateurs suivant le type de contexte et le degré d'approfondissement souhaité par l'utilisateur, avec les modalités d'agrégation associées.

L'**indice d'adéquation d'usage des sols** a été développé dans le cadre du projet UQUALISOL-ZU (Keller *et al.*, 2012; Robert *et al.*, 2013). Il combine la polyvalence d'usage des sols et le plan local d'urbanisme, est basé sur 6 fonctions (circulation et rétention de l'eau, rétention et cycle des nutriments, stabilité physique et support, biodiversité, filtration et pouvoir tampon, patrimoine pédologique) et 9 usages adaptés de la nomenclature CORINE LAND COVER. Pour chaque fonction, on établit par expertise un jeu optimum de paramètres à mesurer (*optimum data set*) caractérisant ladite fonction. Les différents usages n'ont pas la même exigence vis-à-vis des paramètres du sol : de ce fait, il convient de vérifier si chacun des paramètres présente une valeur acceptable ou non (seuil) selon l'usage considéré. Selon le résultat, le paramètre est dit en adéquation ou en non-adéquation avec l'usage considéré. Enfin, l'indice étant fondé sur la notion de facteur limitant, si au moins un des paramètres décrivant une fonction est en non-adéquation, la fonction n'est pas satisfaite, même si les autres paramètres présentent des valeurs adéquates. Ensuite, il est possible d'additionner le nombre total de fonctions satisfaites pour tous les usages, créant ainsi un indice de polyvalence d'usage des sols. Le résultat est donc une évaluation de l'adéquation des sols pour chacun des usages identifiés sur le territoire d'étude.

L'**indice de santé des sols (SHI) produit par Biofunctool®** (Brauman et Thoumazeau, 2020) est basé sur neuf indicateurs dont les méthodes de mesure peuvent être mises en œuvre sur le terrain à faibles coûts, permettant d'évaluer trois fonctions principales du sol : la dynamique du carbone, le cycle des nutriments et le maintien de la structure du sol. Pour faciliter l'interprétation des résultats pour les acteurs du monde agricole, Biofunctool® propose un index synthétique compris en 0 et 1 bâti selon la méthode d'agrégation décrite par Obriot *et al.* (2016). Différents niveaux d'agrégation peuvent être choisis (score par indicateur, par fonction, ou score total donnant une vision multifonctionnelle du système évalué).

Il est à noter que la pollution est très rarement incluse dans des indices globaux de qualité des sols, même si on la trouve parfois utilisée comme facteur limitant pour certaines fonctions (UQUALISOL-ZU, MUSE). Le plus souvent elle fait l'objet d'une étude spécifique, en lien avec les cadres réglementaires davantage associés à la gestion des risques sanitaires qu'à la préservation des fonctions écologiques des sols.

5.7. Surveillance de la qualité des sols dans l'espace et le temps

5.7.1. Cartographie conventionnelle et cartographie par modélisation statistique

La cartographie de la qualité des sols a pour objectif de fournir une projection des propriétés de sols dans une représentation géographique. Comme l'agrégation, la cartographie est une étape optionnelle de la démarche d'évaluation. La qualité des sols d'un territoire peut également être évaluée et restituée sous forme de tableaux statistiques ou de diagrammes. Cartographier les résultats pose la question du grain, ou unité de surface à laquelle est restituée l'information.

La Cartographie conventionnelle des sols (CCS) regroupe l'ensemble des approches basées sur un modèle proposé par un pédologue, et vérifié par des observations de terrain. Le modèle mental sol-paysage est d'abord réalisé afin de définir les premiers contours des sols sur la base des caractéristiques du paysage à partir des interprétations des données géographiques disponibles (géologie, cartes pédologiques existantes...), des photographies aériennes et d'une représentation du relief. Ensuite, des sites d'échantillonnage supposés les plus informatifs sont sélectionnés et leur position spatiale est optimisée par le pédologue afin d'accroître *a priori* la qualité de l'information collectée. Le modèle mental peut être alors affiné sur la base de ces observations de terrain. Enfin, la composition de l'unité d'échantillonnage servant à la cartographie est déterminée. La carte, considérée comme un modèle général avec des classes de sol, est renseignée par des descriptions supplémentaires de profils pédologiques caractérisant chaque unité cartographique (Farewell, 2006). La description du sol au moyen d'un système de classification des sols partagé est ainsi au cœur de la CCS car elle pilote en particulier le découpage de l'espace

géographique en unités de sol. D'un point de vue opérationnel, la CCS est reconnue comme assez coûteuse en temps de travail car elle nécessite beaucoup de main-d'œuvre.

La cartographie des sols basée sur des modélisations statistiques (CSMS) s'est développée avec les outils numériques et la disponibilité accrue de données spatiales (modèle numérique d'élévation, imagerie satellitaire). La CSMS est définie par Voltz *et al.* (2020) comme « la production [par des outils informatiques] d'estimations spatialisées de types de sol ou de valeurs de propriétés des sols en tout point de l'espace par des modèles statistiques alimentés par des données spatiales environnementales et calibrés avec les données de sol disponibles sur la zone d'étude ». Des tests de qualité de la CSMS ont montré une performance souvent similaire voire, dans certaines situations, supérieure de cette approche par rapport à la CCS, grâce notamment à l'utilisation d'approches de fouille de données et à l'exploitation des informations pédologiques stockées dans les bases de données couplées aux nombreuses covariables environnementales disponibles. En outre, la CSMS offre des fonctionnalités très intéressantes avec : i) la fourniture de prédictions des classes de sol et/ou des propriétés du sol qui sont quantitatives et assorties des estimations de l'incertitude de prédiction ; ii) des grilles de prédictions à des résolutions qui peuvent être très fines (90 m) ; ou iii) la fourniture d'un modèle de prédiction spatiale quantitative reproductible et permettant de mettre facilement à jour les produits lorsque de nouvelles données sont disponibles. Toutefois, les approches CSMS doivent être calibrées et/ou validées sur la base de données de terrain collectées notamment lors de programmes de CCS.

5.7.2. Evaluation numérique des sols

La CSMS peut en outre s'inscrire dans un processus plus large d'évaluation numérique des sols (ENS). L'objectif est alors centré sur la traduction des valeurs spatialisées des paramètres mesurés, en indice agrégé de qualité des sols. Le flux de données permet de fournir un résultat unique à partir d'un ensemble de propriétés du sol qui caractérisent différents horizons du sol. La Figure 23 représente dans un espace tridimensionnel (un cube) les trajectoires d'inférence qui peuvent être envisagées pour produire un résultat d'ENS. Chaque dimension (ou arête du cube) correspond à un type d'inférence :

- le *scoring* et la normalisation (cf. Section 5.5) qui permettent de traduire les valeurs de propriétés primaires du sol en indice de qualité ;
- la combinaison des couches de sol en une seule valeur par unité spatiale ;
- la spatialisation cartographique par CSMS.

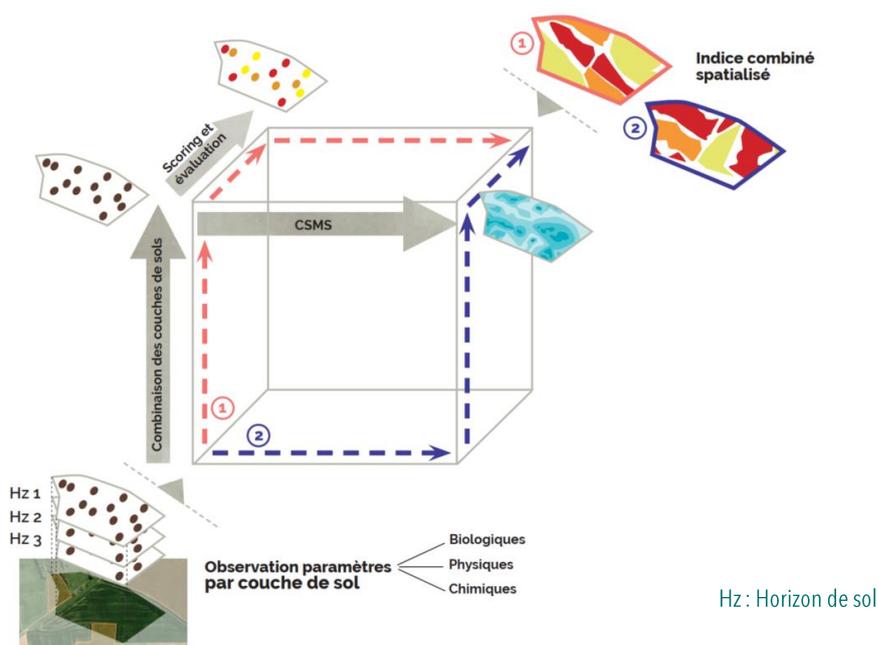


Figure 23. Exemples de trajectoires d'évaluation numérique des sols suivant le séquençage des étapes de combinaison des couches de sol, de normalisation (*scoring*), et de Cartographie des sols par modélisation statistique (CSMS).

Les trajectoires d'inférence diffèrent par l'ordre dans lequel ces trois traitements sont exécutés, et donnent chacune un résultat différent à partir du même jeu de données initial. Dans l'exemple de la trajectoire 1 (en rouge sur la Figure 23), la cartographie est la dernière opération exécutée après avoir normalisé en indice les propriétés du sol, et combiné les couches de sol sur le jeu de données d'entrée. C'est l'approche qui semble la plus implémentée dans les travaux publiés récemment. La trajectoire 2 (en bleu sur la Figure 23) commence par produire la cartographie de chaque indicateur élémentaire/propriété de sol, puis la normalisation de ces propriétés en indice, puis la combinaison des couches de sol. Recommandée par Styc et Lagacherie (2019) pour une évaluation régionalisée du Réservoir en Eau Utilisable, cette trajectoire ne semble toutefois pas être utilisée de manière systématique.

5.7.3. Suivi temporel

Les caractéristiques des sols varient au cours du temps suivant des temporalités diverses. Les caractéristiques considérées comme pérennes sont celles dont les variations associées sont observables sur une durée de quelques générations humaines, par exemple la charge en éléments grossiers, la pente, la profondeur. Les caractéristiques dites dynamiques sont sensibles aux variations de l'environnement et des modalités de gestion, comme par exemple la matière organique, les nutriments, le pH, l'abondance des organismes du sol et leur diversité. Enfin, certaines propriétés peuvent varier significativement sur une temporalité de quelques heures, comme l'humidité, l'abondance des populations microbiennes et les activités associées (minéralisation, nitrification, respiration) et les activités enzymatiques. Il est donc indispensable de raisonner le pas de temps entre deux mesures de suivi en cohérence avec la variabilité temporelle des propriétés mesurées.

Cette question est aujourd'hui prégnante en écologie, où la stabilité (et l'instabilité) d'un écosystème est l'une des caractéristiques les plus étudiées, car elle est un marqueur de la réponse des écosystèmes aux changements globaux. Il existe ainsi tout un corpus théorique et méthodologique (de Bello *et al.*, 2021) pour caractériser la résistance et la résilience des écosystèmes en réponse à des stimuli environnementaux ou anthropiques, ainsi que pour identifier des « signaux précoces » (*early warnings*) de changements. Une telle boîte à outils déployée pour les indicateurs d'évolution de la qualité des sols pourrait s'avérer très prometteuse en appui aux politiques de préservation, par exemple pour quantifier le degré de réversibilité de la dégradation d'un sol causée par l'artificialisation (cf. Section 3.4).

6. Liste générique d'indicateurs de fonctions des sols et essai d'évaluation sur un territoire

Après avoir décomposé, au fil de la section précédente, la démarche de mise en œuvre d'une évaluation de la qualité des sols, une présélection d'indicateurs est ici proposée en s'appuyant sur leur fréquence d'apparition dans le corpus bibliographique, et leur lien avec les fonctions. Cette sélection est assortie d'informations sur leur intégration dans les annexes de la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience*, et sur leur degré d'opérationnalité.

6.1. Principales catégorisations des indicateurs

La liste des indicateurs permettant d'évaluer la qualité des sols ne peut pas être considérée comme un répertoire dont les éléments pourraient être extraits et utilisés indépendamment les uns des autres, elle constitue un ensemble. Les indicateurs sont en interactions les uns avec les autres, et peuvent avoir différents statuts au regard de l'évaluation. La littérature révèle ainsi une diversité d'approches pour tenir compte de tels sous-ensembles en distinguant des catégories d'indicateurs, qui vont au-delà d'un classique rattachement au domaine disciplinaire auquel se réfère la dimension mesurée (physique, chimique, biologique).

6.1.1. Rôle au regard de l'évaluation

Les indicateurs peuvent être distingués suivant leur rôle dans le référentiel d'interprétation (cf. Section 5.4). Certains indicateurs, non spécifiquement liés au sol et à son fonctionnement, sont dits **indicateurs de cadrage** ; ils définissent le cadre général de l'indication. *A minima*, cette catégorie intègre les indicateurs qui permettent de caractériser le contexte environnemental : type de sol (basé sur un référentiel pédologique tel que par exemple le WRB ou sur les paramètres élémentaires de texture, structure, pH_{eau} , taux de matière organique de l'horizon de surface, etc.), type de climat (précipitations, température), topographie (pente, altitude). Suivant la finalité de l'étude (cf. Section 5.1), la typologie de référence peut en outre intégrer le type d'occupation et de couvert (par ex. : forêt, urbain, verger), et/ou le type de mode de gestion (par ex. : agriculture conventionnelle / biologique / de conservation des sols).

Le positionnement d'un indicateur comme élément de cadrage ou comme dimension à évaluer au regard de ce référentiel d'interprétation, dépend de sa sensibilité aux changements dont on cherche à évaluer les incidences. Par exemple si l'on cherche à évaluer les impacts des pratiques de gestion sur le tassement des sols, les pratiques seront intégrées dans les catégories de référence, et la structure sera l'indicateur considéré pour l'évaluation. A l'inverse si l'objectif est d'évaluer les incidences du tassement sur l'activité microbienne du sol, différents degrés de tassement constitueront les catégories de référence, et c'est l'activité microbienne qui sera l'indicateur considéré pour l'évaluation.

6.1.2. Indicateurs spécifiques de fonctions et déterminants

En ce qui concerne le lien aux fonctions, l'information fournie par les indicateurs peut porter soit sur des caractéristiques du sol qui sont plus ou moins favorables à la réalisation d'une fonction (on parle de **déterminant**), soit sur une évaluation de la **réalisation de la fonction**. Par exemple, la fonction « réguler l'eau en quantité » peut être caractérisée par l'indicateur « capacité d'infiltration », celui-ci étant lui-même sous la dépendance de la structure de l'horizon de surface dont la masse volumique constitue un indicateur ; la masse volumique est ici considérée comme un déterminant pour la fonction « réguler l'eau en quantité ». Cette notion de déterminant est toutefois difficile à manipuler car les interactions fortes des fonctions écologiques entre elles font que de nombreux paramètres sont à la fois des déterminants et des indicateurs de fonctions.

Enfin, la mesure d'un indicateur de réalisation d'une fonction peut porter sur des dimensions de natures différentes, telles que des mesures de **teneur** (par ex. : teneurs en contaminants ou en nutriments), de **stock** (par ex. : stock de carbone organique), ces deux dimensions étant liées entre elles par le calcul puisque le stock peut être obtenu en multipliant la teneur

par la densité apparente et le volume de sol considéré, de **flux** (par ex. : vitesse d'infiltration, vitesse de minéralisation), ou d'une **dynamique d'état** (par ex. : changement/maintien des indices de biodiversité, du pH, de la capacité d'échange cationique).

En ce qui concerne les indicateurs biologiques, la relation aux fonctions peut être différente suivant la grandeur mesurée. Sont ainsi distinguées l'**abondance**, la **diversité** d'une population ou d'une communauté, qui peuvent être déclinées suivant le niveau (individu, espèce, population, communauté) ou le type (diversité génétique, diversité compositionnelle ou diversité fonctionnelle) de biodiversité, et l'**activité** des organismes (par ex. : respiration, activité enzymatique, décomposition de la litière). Y compris pour un groupe biologique donné, par exemple les microorganismes, et même si tous les indicateurs mentionnés ici sont à relier à la fonction « supporter la biodiversité », on n'exprime en réalité pas la même dimension de la fonction si l'on mesure :

- la biomasse microbienne, qui indique globalement la capacité à supporter la biodiversité en termes d'abondance d'organismes ;
- la richesse taxonomique des bactéries et/ou des champignons, qui indique globalement la capacité à supporter la biodiversité en termes de nombre de groupes de microorganismes, le fonctionnement biologique du sol et ses capacités de résilience ;
- la composition avec par ex. le rapport champignons/bactéries, qui indique la capacité à notamment décomposer la matière organique du sol ;
- l'activité avec par ex. la respiration microbienne, qui indique la capacité à transformer la matière organique et minérale et donc à fournir des nutriments à la biocénose.

6.1.3. Indicateurs « idéaux »

Les fonctions étant des processus dynamiques, un indicateur de fonction devrait théoriquement refléter cette caractéristique, et donc idéalement quantifier un flux ou un changement d'état, plutôt qu'un état. Par exemple, la fonction « entretenir la structure du sol » devrait être qualifiée par un indicateur qui reflète la dynamique dans le temps de la masse volumique apparente, plutôt que simplement la masse volumique apparente, voire l'un des déterminants. Pour autant, la littérature scientifique n'est pas disert sur le lien réel *indicandum*-indicateur lorsque *l'indicandum* est une fonction écologique. Un indicateur est alors souvent identifié en raison de sa proximité avec la réalisation d'une fonction (voire comme sa disponibilité dans un jeu de données), plutôt que comme sa capacité à quantifier réellement la réalisation de la fonction.

De manière à s'approcher le plus possible d'une mesure de la réalisation des fonctions plutôt que des déterminants qui conditionnent la réalisation de cette fonction, une réflexion a été conduite à dire d'experts (3 ou 4 experts de chaque fonction) pour identifier une série d'indicateurs dits « idéaux », sur la base suivante : i) définir un seul indicateur par fonction ; ii) choisir cet indicateur comme ayant la meilleure capacité à représenter la fonction considérée ; iii) ne pas tenir compte des contraintes opérationnelles à la mise en œuvre de l'évaluation de cet indicateur (caractère « idéal » de l'indicateur). L'indicateur retenu renseigne alors selon les situations : le flux lié à la fonction (par ex. la quantité annuelle d'eau drainée à la base du sol), le changement d'état qui en découle (par ex. la dynamique annuelle de la distribution de taille des pores qui découle des équilibres entre création, conservation et disparition des pores), ou encore l'état final généré par la fonction (par ex. la structure du réseau trophique). La liste ainsi obtenue (Tableau 8) a pour vocation de représenter, par une seule et unique grandeur, les différentes fonctions et sous-fonctions conformément à leur définition dans cette étude (cf. Section 4.3.2).

Malgré l'attention portée au lien entre chaque indicateur et la fonction représentée, les définitions proposées révèlent encore quelques limites. C'est par exemple le cas de la quantité de contaminants biodisponibles stabilisés, qui ne précise pas quels sont les contaminants considérés ou qui ne définit pas précisément les notions de biodisponibilité et de stabilisation des contaminants biodisponibles (processus qui n'est d'ailleurs pas irréversible). Dans d'autres cas, l'indicateur ne rend pas compte de toute la complexité de l'objet ou du phénomène d'intérêt. Par exemple pour la fonction « fournir des nutriments », la quantité annuelle d'azote assimilée par la biocénose ou la quantité annuelle d'azote non lixiviée font abstraction du phosphore. Or le comportement dans les sols de ce dernier est différent de celui de l'azote. La dynamique du réseau poral est traitée uniquement sous l'angle de la distribution de taille des pores et omet celui de sa connectivité ou de sa tortuosité, même si celles-ci sont prises en compte indirectement dans une distribution de taille des pores qui varie avec le temps. Un

réseau trophique pourrait être caractérisé par le nombre ou l'intensité des liens, par sa stabilité ou encore sa résilience, plutôt que par le nombre de nœuds proposé ici. Pour finir, ces indicateurs sont, par construction, dépendants de la définition retenue pour chacune des fonctions qu'ils sont censés représenter. Ainsi, alors que le stockage annuel de carbone sur toute l'épaisseur pourrait être un indicateur pertinent de la fonction globale « stocker du carbone », cette option n'a pas été retenue ici compte-tenu de la définition des deux sous-fonctions relatives au statut organique du sol et à sa capacité additionnelle de stockage. De même, la fonction « entretenir la structure du sol » pourrait être appréhendée sous l'angle de sa capacité à conserver sa structure sous contraintes, plutôt que sous l'angle de sa capacité à créer de la porosité.

Tableau 8. Liste des indicateurs « idéaux » correspondant à la définition des fonctions et sous-fonctions.

Fonction	Sous-fonction	Indicateur "idéal"	Unité
Supporter la biodiversité	Supporter la végétation	Productivité primaire nette potentielle	kgC/ha/an
	Supporter les organismes	Réseau trophique (nombre de nœuds)	
Stocker du carbone	Réservoir de C	Stock de C sur l'épaisseur totale du sol	kgC/ha
	Stockage additionnel de C	Potentiel de stockage additionnel de C sur l'épaisseur totale du sol	kgC/ha
Fournir des nutriments à la biocénose		Quantité annuelle d'azote fournie à la biocénose	kgN/ha/an
Réguler quantitativement et qualitativement l'eau	Transférer l'eau	Quantité annuelle d'eau drainée à la base du sol	m ³ /ha/an
	Stocker l'eau	Quantité moyenne annuelle d'eau stockée sur l'épaisseur totale du sol	m ³ /ha/an
	Réguler la composition de l'eau	Quantité annuelle d'azote minéral non lixiviée	kgN/ha/an
Réguler les contaminants	Retenir les contaminants	Stockage annuel de contaminants sur l'épaisseur totale du sol	kg/ha/an
	Diminuer la biodisponibilité des contaminants	Quantité annuelle de contaminants biodisponibles stabilisée	kg/ha/an
	Dégrader les contaminants	Quantité annuelle de C respiré issu de contaminants organiques	kgC/ha/an
Entretenir la structure du sol		Dynamique annuelle de la distribution de taille des pores sur l'épaisseur totale du sol	m ³ /ha/an

Ces propositions constituent ainsi à ce stade une première piste pour l'élaboration d'un système d'indication du fonctionnement des sols, et non une liste stabilisée et prête à l'emploi. Si ces indicateurs axés sur le niveau de réalisation des fonctions constituent un nouveau prisme pour l'évaluation de qualité des sols, ils ne permettent pour autant pas de diagnostiquer les causes du degré de fonctionnalité observé, ni d'identifier les stratégies pour un rétablissement. En ce sens, ils sont complémentaires des indicateurs classiquement utilisés pour évaluer l'état des sols qui, en tant que déterminants des différentes fonctions des sols, sont et resteront essentiels à la compréhension et au pilotage des fonctionnements quantifiés à l'aide des indicateurs « idéaux » tels que ceux proposés ici.

6.2. Indicateurs génériques sélectionnés

6.2.1. Stratégie de sélection des indicateurs

La sélection des indicateurs présents dans la liste décrite ci-après a été conduite en combinant trois approches complémentaires. La première a consisté à repérer les propriétés de sol les plus fréquemment mesurées dans le corpus bibliographique traitant de la qualité ou de la santé des sols. Les propriétés ou paramètres intervenant dans plus de 20 % des publications ont été retenus. La seconde approche s'est basée sur le corpus bibliographique relatif aux fonctions des sols, pour repérer les indicateurs les plus pertinents pour l'évaluation des 6 fonctions définies en Section 4.3.2. Le croisement de ces deux approches a montré une forte convergence du résultat entre les deux processus de sélection, qui se sont complétés à la marge, et qui légitiment d'ailleurs le choix d'une approche par fonction pour caractériser la qualité/santé des sols. Enfin, des indicateurs ont été ajoutés à dire d'expert, notamment pour assurer la dimension générique, c'est-à-dire pertinente quel que soit le contexte, de la liste proposée ici. Par exemple, si les indicateurs relatifs aux lombriciens sont issus du processus

de sélection, les enchytréides ont ensuite été ajoutés pour couvrir les situations de sols très acides. En effet de telles conditions sont incompatibles avec la présence de lombriciens, et ce sont les enchytréides qui sont alors utilisés pour évaluation des processus qui sont proches de ceux auxquels contribuent les lombriciens.

Le Tableau 9 présente les indicateurs ainsi sélectionnés (une cinquantaine). Cette liste présente à la fois des indicateurs de fonctions et des déterminants de ces indicateurs, les uns et les autres étant nécessaires à l'évaluation de la fonction.

6.2.2. Présentation de la liste d'indicateurs de fonctions

Dans le Tableau 9, les indicateurs sont listés dans la colonne centrale. Les fonctions sont identifiées dans les 8 colonnes de droite. Chaque indicateur de fonction est repéré par une case rouge, et chaque déterminant par une case rosée. Une lecture en ligne du tableau permet d'identifier, pour chaque propriété de sol, de quelle(s) fonction(s) il est soit l'indicateur, soit le déterminant. Certaines propriétés de sols sont ainsi : i) indicatrices d'une seule fonction (par ex. : la conductivité hydraulique à saturation pour la fonction « réguler quantitativement l'eau » et l'abondance de microarthropodes pour la fonction « supporter les organismes du sol ») ; ii) indicatrices de plusieurs fonctions (par ex. la respiration basale du sol, indicatrice des deux sous-fonctions relatives au support de la biodiversité) ; ou iii) indicatrices de fonctions ou déterminantes d'autres (par ex. la masse volumique apparente indicatrice de la fonction « entretenir la structure du sol » et déterminante de 4 autres fonctions). Une lecture en colonne du tableau permet d'identifier le ou les indicateurs caractéristiques de cette fonction, ou bien les déterminants qui permettent de la contextualiser (par ex. la fonction « entretenir la structure du sol » est qualifiée par la stabilité structurale et la masse volumique apparente, et déterminée également par la texture et la teneur en carbone organique).

Chaque indicateur est assorti d'informations relatives au système d'indication. L'espace dans lequel la mesure doit être effectuée est précisé : soit sur un horizon spécifique ou une couche de sol, soit sur l'ensemble du profil de sol, soit à l'échelle d'un bassin versant et/ou d'un territoire, c'est-à-dire sur un ensemble de profils de sols. Sur le plan technique, il est précisé si une méthode de mesure a été standardisée sous la forme d'une norme ISO ou AFNOR. Le niveau d'opérationnalité de l'indicateur (tel qu'établi sur les bases exposées en Section 6.3) est également figuré, ainsi que son éventuelle mobilisation dans des travaux du domaine de l'économie. On notera qu'il n'est pas fait mention ici d'un lien à l'usage : à l'exception de l'indicateur « type et composition de l'humus forestier », tous les indicateurs recensés ici ont vocation à pouvoir être évalués quel que soit l'usage, notamment pour être utilisés dans des contextes d'évaluation territoriale ou dans des opérations de restauration.

6.2.3. Lien avec les niveaux de dégradation

Les indicateurs listés dans le Tableau 9 sont également mis en regard des menaces qui pèsent sur les sols (les 10 colonnes à gauche du tableau) ; ce sont les indicateurs mentionnés dans la proposition de directive européenne sur la surveillance et la résilience des sols, dans sa version de mai 2024. On peut observer une relativement bonne concordance entre les indicateurs retenus dans la proposition de directive pour suivre le niveau de dégradation des sols, et les indicateurs de fonctions sélectionnés à partir du corpus scientifique. Pour autant, sur la quarantaine d'indicateurs de fonctions retenus, 14 n'ont pas été proposés dans le cadre de la directive. A l'inverse, 6 indicateurs retenus dans la proposition de directive ne figurent pas dans la liste d'indicateurs associés aux fonctions, en général parce qu'ils sont très spécifiques, ou bien parce qu'ils sont encore peu usités dans les évaluations.

Les dimensions considérées dans la présente étude et non dans la proposition de directive sont les suivantes :

- La teneur en K disponible, et le potentiel de minéralisation de N et C, ne sont pas retenus dans l'annexe de la proposition de directive, mais ont un lien fort aux fonctions, notamment « fournir des nutriments à la biocénose » et « supporter la biodiversité ».
- Le type et la composition de l'humus forestier est un indicateur également fortement lié à la fonction « supporter la biodiversité », qui n'est pas retenu dans la proposition de directive (probablement en raison du tropisme de ce texte vers les sols agricoles).

Tableau 9. Indicateurs sélectionnés pour évaluer les fonctions des sols identifiées dans cette étude, et indicateurs mentionnés dans la proposition de directive sur la surveillance et la résilience des sols (Soil Monitoring and Resilience Law - SMLR)

Menaces mentionnées dans la SMLR*

Fonctions définies dans cette étude

Indicateurs											Cadre d'évaluation de l'indicateur	Méthode normalisée de mesure	Niveau d'opérationnalité	Utilisé dans évaluations économiques	Supporter les organismes du sol	Supporter la végétation	Stocker du carbone	Réguler les contaminants	Fournir des nutriments à la biocénose	Réguler quantitativement l'eau	Réguler qualitativement l'eau	Entretien de la structure du sol	
Perte de biodiversité	Perte de carbone organique	Contamination des sols	Excès de nutriments dans le sol	Acidification des sols	Réduction de la capacité à retenir l'eau	Tassement des horizons profonds	Tassement de l'horizon de surface	Salinisation	Erosion	Indicateur commun aux 2 démarches													
										Profondeur	⇄	●	x										
										Taux d'érosion	⇄			x									
										Granulométrie -- Texture	x	●	x										
										Masse volumique apparente	x	●											
										Teneur en éléments grossiers		●	x										
										Stabilité structurale		●											
										Conductivité électrique	x	●											
										Conductivité hydraulique à saturation		●	x										
										Air capacity		●											
										Réservoir en Eau Utilisable (RU) Maximum	⇄	●	x										
										Water Holding Capacity (WHC)	⇄												
										pH (eau)	x	●	x										
										Capacité d'échange cationique (CEC)		●	x										
										Teneur en N total	x	●	x										
										Teneur en P disponible	x	●	x										
										Teneur en K disponible	x	●	x										
										Teneurs totales en ETMM ^o		●											
										Teneurs partielles (extractibles) en ETMM ^o		●											
										Teneurs en polluants organiques (HAP ^o)	x	●											
										Teneurs en polluants organiques (PCB ^o , dioxines/furanes)	x	●											
										Teneurs en polluants organiques (pesticides et métabolites)	x	●											
										Teneur en carbone organique	x	●											
										Rapport Corg/Arg		●											
										Stock de carbone (sur 30 cm)		●	x										
										Stock de carbone (sur 1 m)	⇄	●											
										Fractions du carbone		●											
										Fraction de carbone oxydable		●											
										Rapport C/N		●											
										Type et composition (dont C/N) de l'humus forestier		●											
*										Biomasse moléculaire microbienne	x	●		*									
*										Biomasse microbienne	x	●		*									
*										Respiration basale du sol	x	●		*									
										Potentiel de minéralisation de N et C		●		*									
*										Acides gras phospholipidiques (PLFA)		●		*									
*										Diversité des bactéries du sol		●		*									
										Diversité des champignons du sol		●		*									
										Ratio champignons/bactéries		●		*									
										Abondance des enchytréides		●		*									
*										Abondance des lombriciens	x	●	x	*									
*										Diversité/groupes écologiques/fonctionnels des lombriciens	x	●		*									
*										Abondance des nématodes	x	●		*									
*										Diversité/groupes fonctionnels des nématodes	x	●		*									
*										Abondance des microarthropodes	x	●		*									
*										Diversité/groupes fonctionnels des microarthropodes		●		*									
*										Activités enzymatiques	x	●		*									
*										Abondance des fourmis				*									
*										Diversité des fourmis				*									

* Version en discussion
 au 24 mai 2024 - document
 2023/0232 (COD) - 10236/24

^o ETMM : éléments traces
 métalliques et métalloïdes
 HAP : hydrocarbures
 aromatiques polycycliques ;
 PCB : polychlorobiphényles

■	indicateur pour une fonction (à droite) ou pour une menace (dans la SMRL, à gauche)
■	indicateur optionnel pour une fonction ou une menace
s	existence d'un seuil fixé par la SMRL
*	un ou plusieurs indicateurs sont à choisir sur la colonne pour caractériser la fonction ou l'état de dégradation
■	déterminant pour une fonction ou une menace
■	indicateur non retenu (dans l'étude ou la SMRL)

Niveau d'opérationnalité de l'indicateur :

- indicateur mature
- indicateur en maturation
- indicateur en développement

⇄ indicateur à évaluer sur l'ensemble du profil de sol
 ⇄ indicateur à évaluer sur un bassin versant et/ou
 un territoire
 sinon, l'indicateur est à évaluer sur un horizon de sol

- Il en est de même pour les fractions du carbone et la fraction de carbone oxydable, qui permettent de différencier la part du carbone rapidement minéralisable de celle qui est plus durablement séquestrée dans le sol, et sont donc indispensables à une bonne évaluation de la fonction stocker du carbone.
- Dans le domaine de la microbiologie, le ratio champignons/bactéries sélectionné pour la présente étude, peut également être obtenu au moyen des PLFA (acides gras phospholipidiques) proposés dans l'annexe de la directive. La diversité des bactéries est retenue des deux côtés, mais celle des champignons n'est retenue que dans l'étude. Si la diversité des champignons peut être approchée au travers de l'analyse des PLFA, l'information obtenue renseigne toutefois cette diversité avec un niveau de finesse différent de celui obtenu par une approche de séquençage haut débit basée sur l'extraction du métagénome du sol et l'amplification de régions cibles permettant une affiliation taxonomique.

En sens inverse, l'abondance et la diversité des fourmis sont mentionnées dans la proposition de directive, mais sont des indicateurs encore peu courants dans l'évaluation des fonctions, ce qui témoigne d'une ouverture à de nouveaux bioindicateurs.

6.2.4. Relations entre indicateurs

Les indicateurs les plus courants pour évaluer les fonctions des sols sont fortement interdépendants les uns des autres. Il est important de tenir compte de ces relations pour lire et interpréter le résultat d'une évaluation de la qualité d'un sol. La liste d'indicateurs proposée en Section 6.2 ne doit ainsi pas être considérée comme une série d'informations à additionner les unes aux autres, mais comme un réseau dynamique de relations. Ainsi, l'examen des valeurs obtenues pour un indicateur appelle à considérer l'évolution concomitante des paramètres avec lesquels il est le plus en lien. Ces indicateurs liés sont indispensables, que ce soit pour l'interprétation des valeurs obtenues (par ex. en fonction du niveau de pH, les valeurs de référence pour les indicateurs de biodiversité seront très différentes) ou pour garantir une bonne compréhension des évolutions observées et des processus qu'elles traduisent (par ex. une diminution de la conductivité hydraulique à saturation peut être liée au tassement du sol indiqué par la densité apparente, et/ou à la perte de carbone organique, ce qui n'appelle pas les mêmes mesures correctrices au niveau des modalités de gestion).

6.3. Opérationnalité des indicateurs

L'analyse de la littérature, réalisée dans le cadre de cette étude, montre que l'identification des principaux indicateurs de qualité des sols est assez consensuelle sur le plan scientifique, et que pour autant, la mobilisation de cet outillage à l'appui des politiques publiques de préservation de la qualité des sols reste difficile. Ces constats soulèvent la question du caractère opérationnel de ces indicateurs.

6.3.1. Grille d'analyse de l'opérationnalité des indicateurs de qualité des sols

Les choix faits par l'utilisateur des indicateurs s'appuient en effet sur une stratégie qui tient compte de la nature de ses besoins (simple état des lieux ? diagnostic explicatif ? avec quelle finesse de résolution ? quel degré de précision ?) et des moyens mobilisables en temps, en compétences, en instruments. L'opérationnalité n'est donc pas une grandeur mesurable, mais résulte de l'adéquation entre les besoins d'information et les moyens d'indication mis en œuvre.

Le niveau d'opérationnalité de chacun des indicateurs du Tableau 9 (Section 6.2.2), assorti d'une méthode de mesure (précisée en Annexe 3), a été évalué dans cette étude, ainsi que quelques indicateurs dits « idéaux » tels que présentés à la Section 6.1.3. L'opérationnalité est considérée dans ses deux dimensions, l'opérationnalité technique (fondements conceptuels, méthodes, base de données) et l'opérationnalité d'usage (temps, compétences et moyens mobilisés), et est décomposée en différents critères tirés de la synthèse de la littérature. L'intérêt est de différencier les éléments qui confèrent une plus ou moins bonne opérationnalité aux indicateurs, et d'apporter les réponses appropriées en termes de moyens mis en œuvre et de stratégie d'indication.

Encadré 6. Mise en commun des approches de l'opérationnalité par Technology readiness level (TRL) et par Tiers

L'opérationnalité technique d'un procédé ou d'un développement industriel peut être définie par la hiérarchisation des étapes nécessaires pour passer du stade de l'idée ou de principes à celui de la mise en œuvre en conditions réelles, et/ou celui d'une production industrielle. Dans la littérature considérée, différents auteurs ont proposé d'utiliser deux de ces approches pour les indicateurs de qualité/santé des sols : l'approche par TRL et l'approche par Tier.

L'approche par TRL a été développée aux Etats-Unis par la NASA et est couramment employée dans l'industrie. Elle comporte 9 niveaux, les plus élevés étant atteints lorsque la technologie considérée est en application industrielle. Appliquée aux indicateurs de qualité des sols, le niveau de TRL3 correspondrait à la disponibilité technique de l'indicateur. Favoriser son accessibilité (à l'analyse) et son interprétabilité (compréhensible par un non-initié), ainsi qu'une mise en œuvre semi-industrielle à un coût acceptable, permettrait d'atteindre un niveau TRL6. L'existence de référentiels (bases de données), de valeurs seuils ou encore d'approches comparatives robustes permettant de poser un diagnostic et d'ouvrir sur un conseil de gestion, conduirait aux niveaux de TRL les plus élevés (8 à 9).

L'approche par Tier comporte trois niveaux et a été déployée notamment dans des domaines de recherche portant sur l'évaluation d'impacts (par ex. : les services écosystémiques, impacts environnementaux, émissions de gaz à effet de serre). Concernant les sols, elle est mobilisée dans différents travaux qui n'associent pas tous la même signification aux trois niveaux. Certains s'approchent de la démarche TRL en classant les indicateurs en fonction des développements méthodologiques et de l'acquisition de connaissances encore nécessaires à leur utilisation. D'autres considèrent les niveaux de Tier en fonction de la complexité des indicateurs et méthodes mises en œuvre, allant d'une accessibilité directe pour l'utilisateur, à la nécessité de mettre en œuvre des procédés complexes de modélisation. Si ces deux classifications en niveaux de Tier insistent sur des critères distincts, toutes les deux s'accordent sur la catégorisation du degré d'opérationnalité des indicateurs, le niveau 1 étant le plus directement opérationnel.

Pour les besoins de la présente étude, ces différentes échelles ont été rassemblées en une seule comme le montre la Figure 24. On considère donc ici une opérationnalité maximum avec un niveau de Tier 1, décroissante jusqu'au niveau de Tier 3.

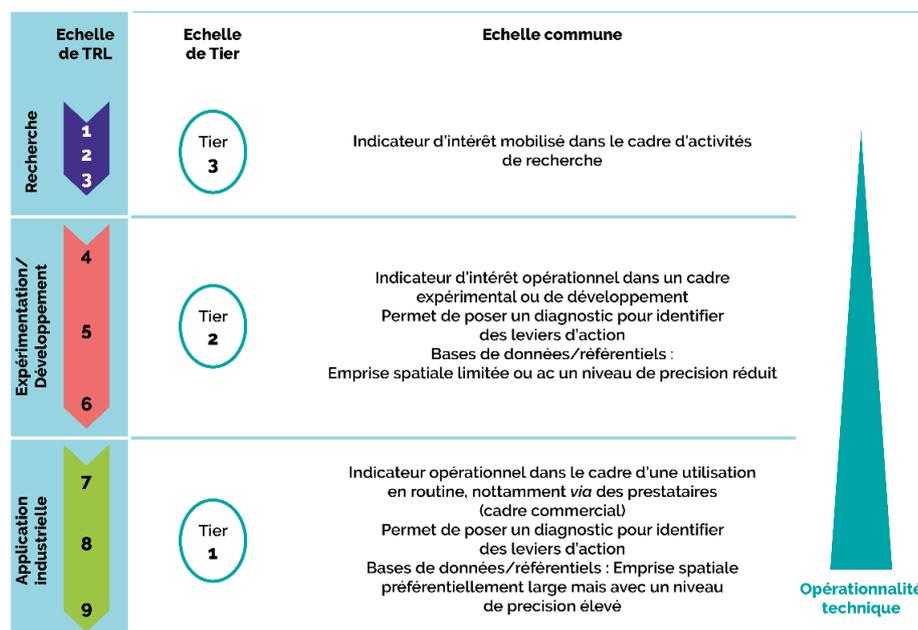


Figure 24. Proposition d'une échelle d'opérationnalité technique, de définition de ses différents niveaux et de correspondances avec les échelles de TRL et de Tier.

La décomposition de l'opérationnalité en différents critères s'appuie sur l'approche CSLF présentée en Section 5.2.2, à laquelle est ajoutée une catégorie relative à la diversité des cadres de mises en œuvre avec lesquels l'indicateur considéré est susceptible d'être en adéquation. La question du coût de mise en œuvre d'un suivi régulier est en principe incluse dans le critère de faisabilité technique. Ce critère pourrait faire l'objet d'une grandeur incluant le coût de l'équipement, le temps passé, et les consommables utilisés. De telles informations ne figurent toutefois pas dans la littérature constituant le corpus de cette étude, et aurait nécessité un travail d'enquête spécifique qui n'a pas été mis en œuvre ici. En outre, le coût de mise

en œuvre serait également à considérer relativement à la valeur de l'information produite. Cette question de la valeur de l'information constitue un domaine de recherche à part entière et en fort développement dans le domaine de l'économie.

De manière à proposer une forme d'objectivation du niveau de réalisation de tous les critères d'opérationnalité, ces derniers ont été passés en revue à dire d'expert pour chaque indicateur. Des modalités de quantification ont été établies de manière commune et utilisées par les experts, permettant d'affecter à l'indicateur un score pour chacun des critères. Suivant le critère, cette normalisation peut être binaire (le critère est rempli ou pas), graduelle (un degré d'opérationnalité est défini en termes de *Tier*, cf. Encadré 6 ci-contre), ou combinatoire (une valeur de score est associée au nombre de situations dans lesquelles l'opérationnalité est assurée). L'Annexe 3 (Tableau A5) détaille l'ensemble des critères et les modalités de quantification établies pour chacun. La Figure 25 récapitule ces informations dans le cadre global de l'opérationnalité technique et de l'opérationnalité d'usage.

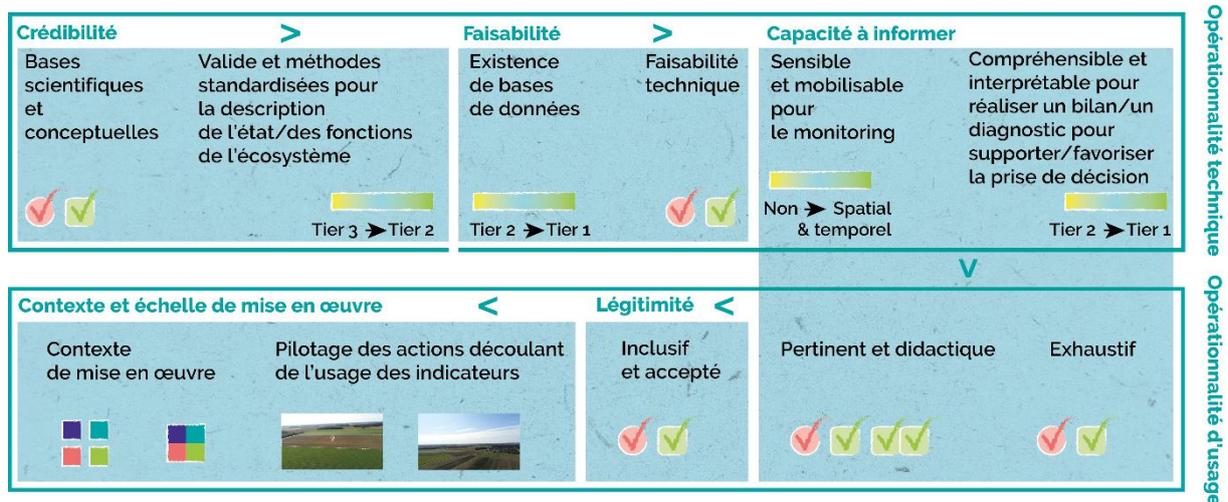


Figure 25. Schéma décrivant l'outil de caractérisation de l'opérationnalité d'un indicateur.

Les symboles en dessous de chaque élément représentent la modalité de quantification : binaire (croix rouge : Non, coche verte : Oui, deux coches vertes : Oui - niveau 2) ; graduelle (gradient de tier ou de quantité d'information) ; la multiplicité des situations (mosaïque) ou les échelles de mise en œuvre (parcelle ou territoire).

6.3.2. Profils d'opérationnalité et enseignements tirés

La notation de chaque indicateur physique, chimique ou biologique suivant les différents critères d'opérationnalité fait apparaître, après traitement par Analyse factorielle multiple, trois grands groupes d'indicateurs : des indicateurs en développement, des indicateurs en maturation, et des indicateurs matures actuellement fréquemment mobilisés par les acteurs (Figure 26). Ce gradient peut être mis en parallèle de l'historique d'usage des indicateurs ou des efforts d'acquisition/d'agrégation de données consentis au cours des 20 dernières années. En effet, les indicateurs de laboratoire physiques et chimiques du groupe des **indicateurs matures** sont historiquement utilisés par de multiples acteurs impliqués dans la gestion des sols, et capitalisés dans diverses bases de données (cf. Encadré 7, Section 6.4). Parmi les indicateurs matures, les indicateurs biologiques ont fait l'objet d'un effort important au cours de ces 20 dernières années dans le cadre de la recherche, pour la constitution de bases de données nationales, et pour la dissémination active des outils et des savoirs auprès des acteurs au travers de la formation, de programmes de recherche-action ou de recherche participative. Les **indicateurs en maturation** ont pour la plupart un historique plus récent de mesure et de dissémination encore en cours, ou alors reposent sur une multitude de petites bases de données qu'il serait nécessaire d'agréger et de consolider à une échelle nationale.

Selon les indicateurs, c'est leur opérationnalité technique qui n'est pas encore mature (méthode de mesure à améliorer/normaliser, par exemple), ou leur opérationnalité d'usage (valeurs de références pour l'interprétation encore lacunaires, par exemple, ce qui limite leur appropriation par les acteurs). Pour les **indicateurs en développement**, dont on retrouve ici les indicateurs idéaux décrits en Section 6.1.3, la priorité est à porter sur la stabilisation des méthodes de mesure, et l'acquisition de données conformément à ces méthodes. Sans cette base de crédibilité et bien que ces indicateurs soient considérés comme sensibles aux actions de gestion, le reste des critères d'opérationnalité peut difficilement être amélioré.

Indicateurs matures
Da : Masse volumique apparente (kg/L)
Granulo : Granulométrie
pH : pH dans l'eau
RU : Réservoir Utile Maximal mesuré (mm)
Profondeur : Profondeur (m)
Cond_El_Ece : Conductivité électrique (Ece)
Cond_El_Ec_1_5 : Conductivité électrique (Ec 1/5)
EG : Eléments grossiers
teneur_en_C : Carbone organique (teneur, g/kg)
Stock_C_30 : Stock de Carbone (0-30cm de profondeur)
Ntot : N total (teneur, g/kg)
P_ass : P disponible (teneur, g/kg)
CEC : Capacité d'Echanges Cationiques
C_N : Rapport Carbone/Azote
ETMM_pseudo-tot : Concentrations pseudo-totales
ETMM_part_agric : Concentrations partielles et contexte agricole
ETMM_part_trans : Concentrations partielles et transfert
BMM : Biomasse moléculaire microbienne (µg ADN/gsol)
Div_16S : Diversité bactérienne (nombre de taxons)
Div_18S : Diversité de champignons (nombre de taxons)
Ratio_F_B : Equilibre microbien (ratio Champignons/Bactéries)
Nem_ab_gp_fonc : Abondance totale et des groupes fonctionnels de nématodes
Nem_ind_large : Indices nématofauniques
VDT_Ab_Tri : Lombriciens - Abondance
VDT_Rich_Taxo_Tri : Lombriciens - Richesse et diversité taxonomique
VDT_Gp_fonc_Tri : Lombriciens - Abondance des groupes fonctionnels
Indicateurs en maturation
Stab_struct : Diamètre moyen pondéré (Méthode Le Bissonnais)
Humus : Type d'humus forestier
C_A : Rapport Corg/%argile
Stock_C_100 : Stock de C sur l'épaisseur totale du sol (à concurrence d'une épaisseur maximale de 1 m)
Frac_C : Carbone labile/ fractionnement
Pot_mine_N_C : Potentiel de minéralisation N et C
ETMM_part_sante : Concentrations partielles et accessibilité santé
HAP : Polluants organiques - Teneur en HAP (teneur, µg/kg)

PCB : Polluants organiques - Teneur en PCB, Dioxines, Furanes (teneur, µg/kg)
Pest : Polluants organiques - Teneur en Pesticides et métabolites (teneur, µg/kg)
Pot_stock_C : Potentiel de stockage additionnel de C sur l'épaisseur totale du sol
K_dispo : Potassium disponible (teneur, g/kg)
Stock_contam : Stockage annuel de contaminants sur l'épaisseur totale du sol
BM_CFE : Quantité de carbone et d'azote microbien (biomasse microbienne)
Resp_bas_lab : Respiration basale du sol mesurée au laboratoire
POxC : Carbone labile/fraction - fraction oxydable au Permanganate
Ez_Deshyd : Activité enzymatique Déshydrogénase
Ez_B_Gluco : Activité enzymatique Beta-Glucosidase
Ez_Phosph : Activité enzymatique Phosphatases
Ez_Aryl : Activité enzymatique Arylsulfatase
Ez_Ureases : Activité enzymatique Uréases
Mesofaune_Ab : Microarthropodes et Mésofaune - Abondance
Mesofaune_Rich_tax : Microarthropodes et Mésofaune - Richesse et diversité taxonomique
Mesofaune_Gp_fonc : Microarthropodes et Mésofaune - Abondance des groupes fonctionnels
Indicateurs en développement
Cond_Hydro_sat : Conductivité hydraulique à saturation
H2O_moy_An_profil : Quantité moyenne annuelle d'eau stockée sur l'épaisseur totale du sol
Lame_H2O_drainee : Quantité annuelle d'eau drainée à la base du sol
Pore_distrib_evolution : Dynamique annuelle de la distribution de la taille des pores sur l'épaisseur totale du sol
Prel_NPK : Quantité annuelle d'azote fournie à la biocénose
N_ann_non_lixivie : Quantité annuelle d'azote minéral non lixiviée
Stock_contam_disp : Quantité annuelle de contaminants biodisponibles stabilisée
NPP_pot : Productivité primaire nette potentielle
Res_troph : Réseau trophique (structure)
Enchytraeas : Enchytraeas (Abondance)
Q_C_resp_contam : Quantité annuelle de C respiré issu de contaminants organiques

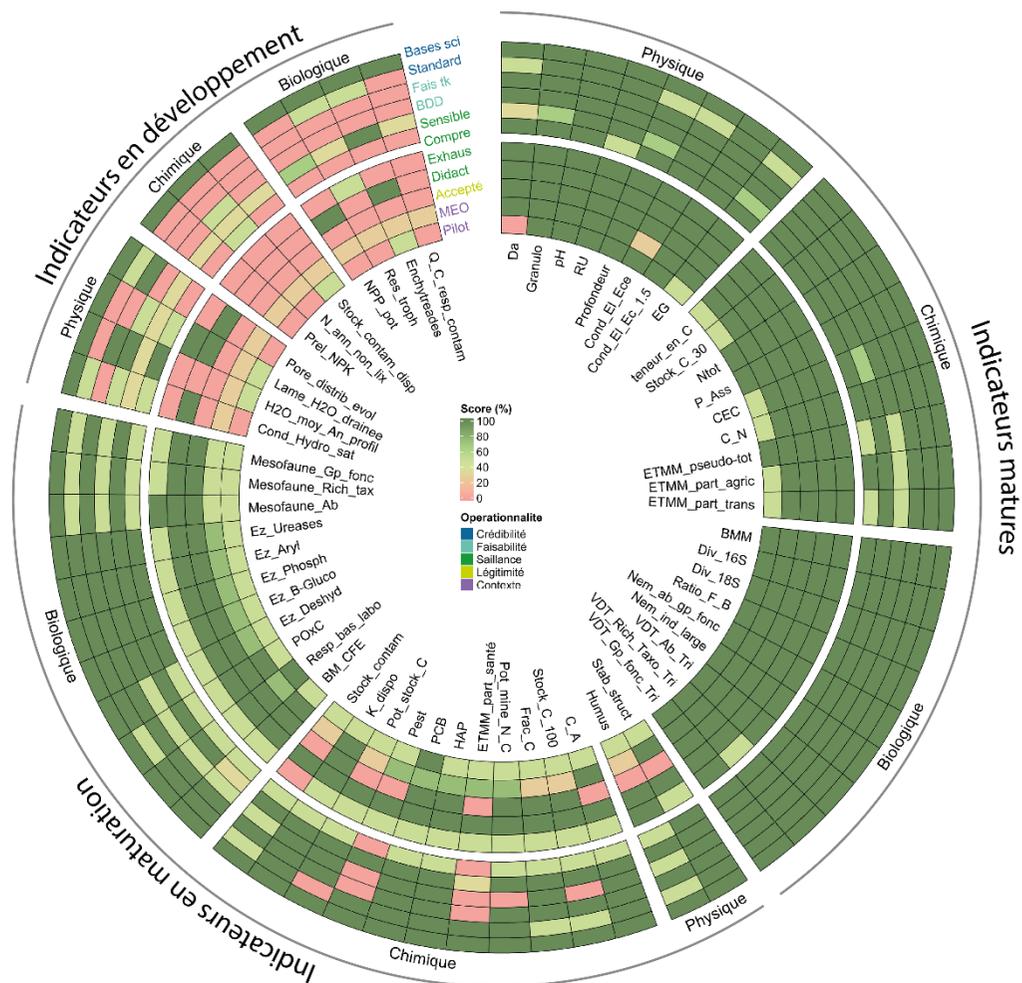


Figure 26. Synthèse des scores des indicateurs pour les différents critères d'opérationnalité. La couleur de chaque cellule correspond à la valeur du score normalisé, les critères d'évaluation sont positionnés sur l'axe des ordonnées et les indicateurs sur l'axe des abscisses.

6.4. Evaluer la qualité des sols en France

6.4.1. Données pour évaluer la qualité des sols

La variabilité spatiale et temporelle des sols, la diversité des paramètres qui permettent d'en caractériser la qualité, et l'évolution des connaissances et des méthodes de caractérisation, se traduisent par une production importante de données sur les sols. Ces évolutions accentuent les problématiques de stockage, gestion de métadonnées, propriété et mise à disposition des données, interopérabilité entre systèmes d'information, qui sont cruciales à tous les niveaux (individuel, commercial, territorial, national et international).

Les données disponibles et libres d'accès pour la France, sont principalement stockées dans le Système d'information national sur les sols et sur l'évolution de leur qualité (cf. Encadré 7). Par ailleurs, des données locales couvrant des territoires de petite taille, peuvent être stockées dans d'autres espaces. Des bureaux d'études spécialisés dans l'évaluation d'un ou plusieurs indicateurs spécifiques (par ex. les nématodes), développent également leur(s) propre(s) base(s) de données. L'existence de telles données n'est alors pas recensée de manière centralisée, et la liberté d'accès n'est pas assurée.

La gestion centralisée des données assurée par le GIS Sol permet d'en contrôler la validité et la comparabilité en encadrant les méthodes de mesure et de calcul utilisées, notamment sur la base de normes ISO. La plupart des paramètres mesurés dans le cadre de cette surveillance portent historiquement sur des caractéristiques pérennes de la qualité des sols. Leur intérêt est ainsi de fournir des valeurs d'existence à différentes échelles et pour différents types de contextes, et de rendre compte de tendances globales d'évolution. Mais de nouvelles mesures de résidus de pesticides (polluants organiques dans le Tableau 8) et de microplastiques ont été intégrées dans le RMQS sur certains échantillons. Pour les indicateurs biologiques (par ex. les activités enzymatiques, la diversité bactérienne, fongique et la biomasse microbienne, l'abondance et la biodiversité des lombrics), des évaluations sur le RMQS ont permis de fournir des estimations de valeurs d'existence dans différents contextes.

La conservation des échantillons prélevés, assurée au Conservatoire européen des échantillons de sols (CEES) situé à Orléans, permet de compléter *a posteriori*, en fonction de l'évolution des préoccupations et des connaissances, la nature des observations réalisées.

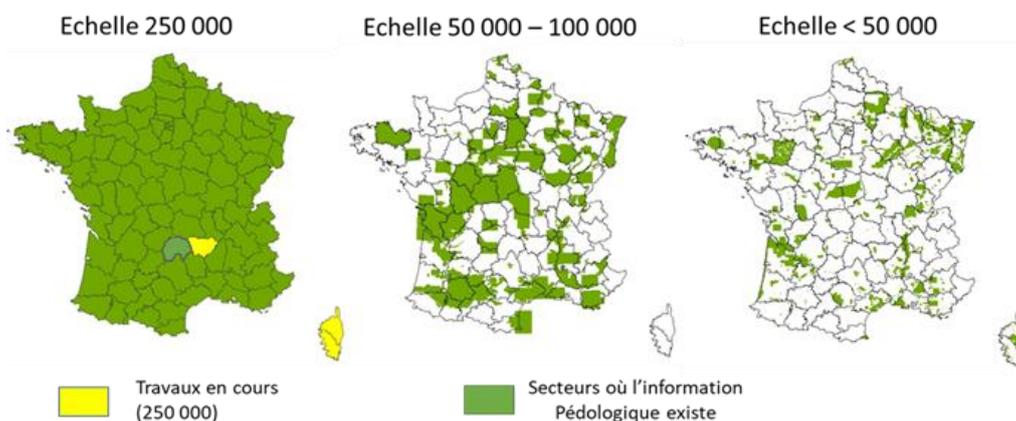


Figure 27. Disponibilité de l'information pédologique aux différentes échelles, pour la France hexagonale (source : Laroche et al., 2024)

Enfin, l'interopérabilité entre systèmes d'information permet de relier les paramètres de sol à d'autres domaines, comme par exemple le Système d'information sur la nature et les paysages (SINP) ou les écosystèmes forestiers (données RENECOFOR).

Ces améliorations permanentes sont toutefois génératrices de coûts importants et font l'objet d'arbitrages sur la base d'une hiérarchisation des besoins⁴¹.

⁴¹ <https://agriculture.gouv.fr/evaluation-du-groupement-dinteret-scientifique-sur-les-sols-gis-sol> (Consulté le 9/11/2024)

Encadré 7. Le système français d'information sur les sols

Les données publiquement disponibles pour la France sont principalement stockées dans le Système d'information national sur les sols et sur l'évolution de leur qualité (Arrouays et al., 2022) coordonné dans le cadre du GIS Sol et rendues accessibles sur son site web⁴², ainsi que sur la plateforme ouverte des données publiques françaises <https://www.data.gouv.fr>. L'IGN met également à disposition de nombreuses données géolocalisées sur le portail national de connaissance du territoire <https://www.geoportail.gouv.fr/>.

Plusieurs programmes structurent le Système d'information national sur les sols : le programme Inventaire, gestion et conservation des sols (IGCS), le Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS), la Base de données des analyses de terre (BDAT), la Base de données des éléments-traces métalliques (BDETM) et la Base de données des sols urbains (BDSolU).

Le programme IGCS a pour mission de faire l'inventaire et la cartographie des sols français à plusieurs échelles :

- Le Référentiel régional pédologique (RRP) au 1/250 000 permet une précision à l'échelle régionale, et couvre actuellement 96 % du territoire français, bien qu'une part importante des données de la couverture urbaine soit indisponible (Laroche et al., 2014). Sur l'ensemble du territoire hexagonal, il décrit environ 9 000 Unités cartographiques de sols (UCS) et environ 17 000 Unités typologiques de sols (UTS).
- Le volet Connaissance pédologique de la France (CPF) aux échelles 1/100 000 et 1/50 000 permet une précision à l'échelle de certains territoires départementaux, mais ne couvre que 18 % à 24 % des surfaces (Richer-De-Forges et al., 2014).
- Les Secteurs de référence (SR) au 1/10 000 détaillent les informations pédologiques à l'échelle de petits espaces agricoles ou environnementaux, mais ne couvrent le territoire français que de façon marginale.

Le degré de couverture du territoire est ainsi inégal entre territoires comme le montre la Figure 27, mais aussi entre types d'usage, avec une bonne connaissance de la qualité des sols agricoles, des informations moins développées sur les sols forestiers, et très lacunaires en ce qui concerne les sols urbains.

Les données produites dans le cadre de ce programme IGCS sont une représentation de la répartition des sols suivant l'échelle de restitution déterminée. Cette couche graphique est associée à une base de données en format DoneSol (INRA Unité InfoSol, 2015). La base **DoneSol** comprend 2 ensembles :

- i) des données ponctuelles décrivant les observations faites sur le terrain suivant le dictionnaire DoneSol ;
- ii) des données surfaciques, issues de la synthèse du pédologue-cartographe, qui décrivent les caractéristiques du ou des polygones de la carte pédologique résultante en termes d'environnement mais également en types de sols présents sur cette portion du territoire.

Le RMQS assure le maillage systématique à la résolution de 16 km, qui permet de recueillir des données de manière spatialement homogène avec des modalités de prélèvement qui quadrillent l'ensemble du territoire.

La BDAT a été créée afin de capitaliser et de valoriser les plus de 250 000 analyses de terres réalisées chaque année en France par des laboratoires d'analyses agréés, principalement sur demande des agriculteurs. Les informations portent sur les propriétés physico-chimiques des horizons de surface des sols cultivés, et permettent d'observer leurs variations dans l'espace et dans le temps.

La BDETM rassemble les résultats d'analyses sur les éléments traces métalliques réalisées en lien avec l'épandage des boues d'épuration urbaine, sur des échantillons de sols prélevés en surface (horizons labourés) des terres essentiellement agricoles, sur l'ensemble du territoire. La BDETM compte aujourd'hui plus de 73 400 sites référencés depuis les années 1990. Des analyses effectuées dans le cadre d'études scientifiques ont en outre été ajoutées.

La **BDSolU** capitalise des données de sources diverses, qui visent à différencier, sur un territoire donné, les valeurs du fond pédogéochimique naturel – lié principalement au substrat géologique – des valeurs liées aux activités humaines, particulièrement prégnantes en milieu urbain, et qui représentent le fond pédogéochimique anthropisé.

6.4.2. Exemples d'évaluation d'indicateurs de la qualité des sols

Le système d'information sur les sols vient à l'appui de l'évaluation, notamment pour fournir les valeurs d'existence qui servent de base à l'élaboration du référentiel d'interprétation des valeurs des indicateurs (cf. Section 5.4). Dans cette optique, un test a été réalisé pour établir dans quelle mesure les informations actuellement disponibles permettent de procéder à

⁴² <https://www.gissol.fr/le-gis/programmes/rmq34> (Consulté le 9/11/2024).

l'évaluation des indicateurs prévus par la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience*, et de quelques indicateurs complémentaires, et de préciser quelques précautions à prendre pour réaliser de telles évaluations.

▪ **Evaluer des indicateurs microbiens à l'aide de données du RMQS**

Des données d'indicateurs biologiques, nécessaires à l'évaluation de fonctions écologiques des sols, sont déjà disponibles en France. La Figure 28 présente la biomasse microbienne et la diversité microbienne évaluées sur le territoire de la Côte d'Or par les données RMQS, et comparées aux valeurs nationales. On constate que, si la biomasse microbienne est légèrement supérieure, en moyenne sur le département de la Côte d'Or, à la moyenne nationale, la diversité est, quant à elle, inférieure à la médiane nationale. La répartition des 2 paramètres est hétérogène sur le territoire, et différente pour les 2 indicateurs : l'abondance est plus élevée au nord-est alors que la diversité microbienne, est plus élevée dans la partie sud-est.

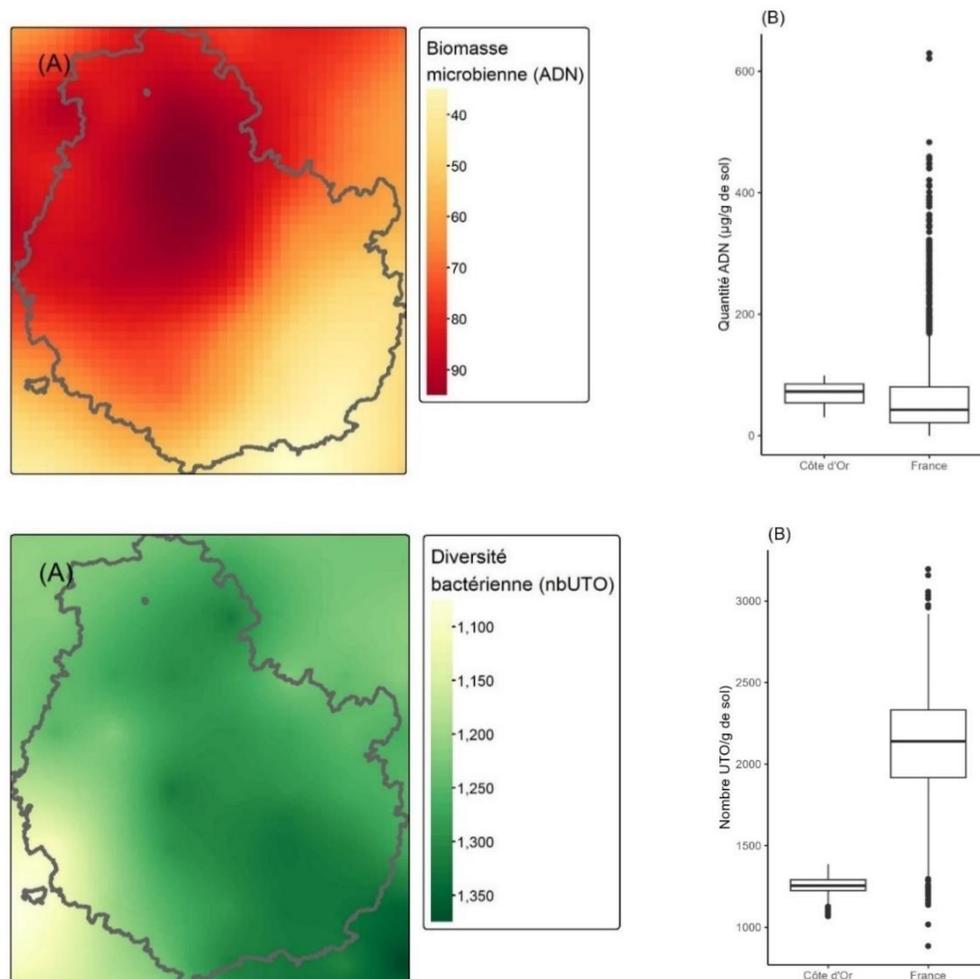
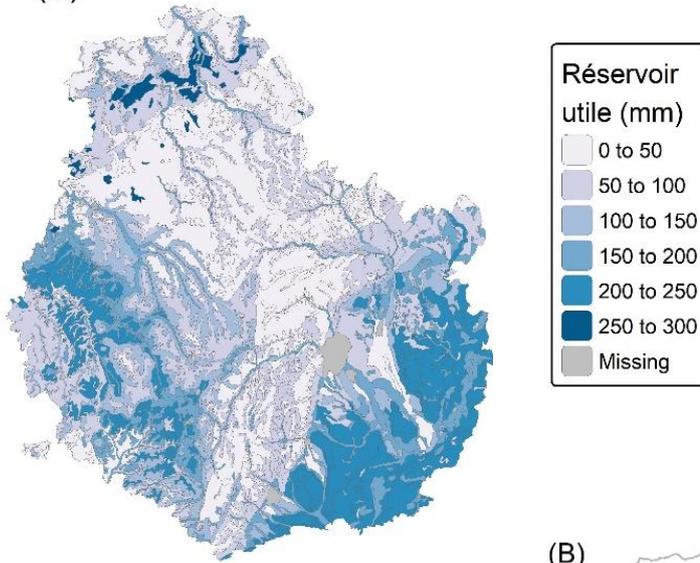


Figure 28. Biomasse microbienne (en µg ADN/g de sol) et diversité bactérienne des sols du département de la Côte d'Or (données du RMQS) : cartes et comparaisons aux données nationales du RMQS

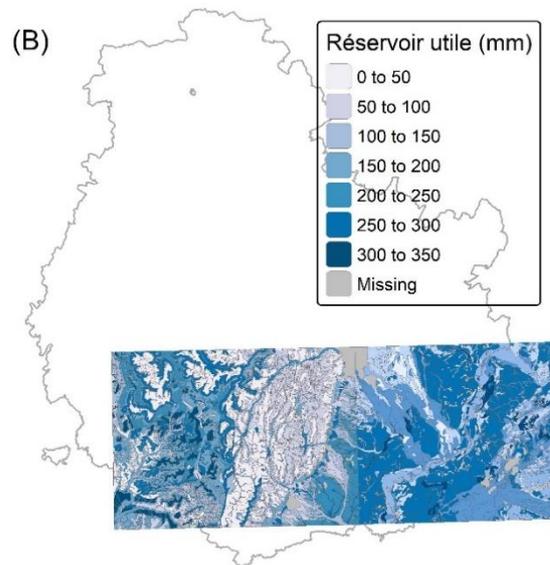
▪ **Evaluer le niveau de dégradation des sols au sens de la proposition de directive européenne Soil Monitoring and Resilience**

La proposition de directive précise, pour certains indicateurs, le ou les seuils décrivant un ou plusieurs niveaux de dégradation (voir Annexe 2). La masse volumique apparente des horizons profonds constitue, par exemple, un indicateur du niveau de tassement profond. La Figure 29 présente l'évaluation de cet indicateur sur le territoire de la Côte d'Or ; elle exprime la proportion surfacique des types de sol considérés comme tassés sur la zone d'étude. On observe que très peu de sols sont considérés comme dégradés vis-à-vis du tassement profond, à l'exception de quelques sols au nord-ouest du territoire.

(A)



(B)



(C)

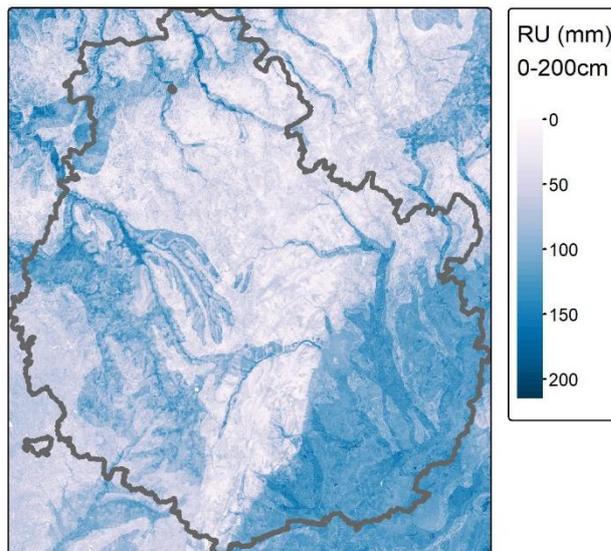


Figure 30. Réservoir en eau utilisable maximal. **A)** Evaluation à partir des données du RRP au 1/250 000 (profondeur = 110 cm); **B)** Evaluation à partir des données CPF à 1/100 000 (profondeur = 110 cm); **C)** Evaluation issue du programme GlobalSoilMap (profondeur = 200 cm)

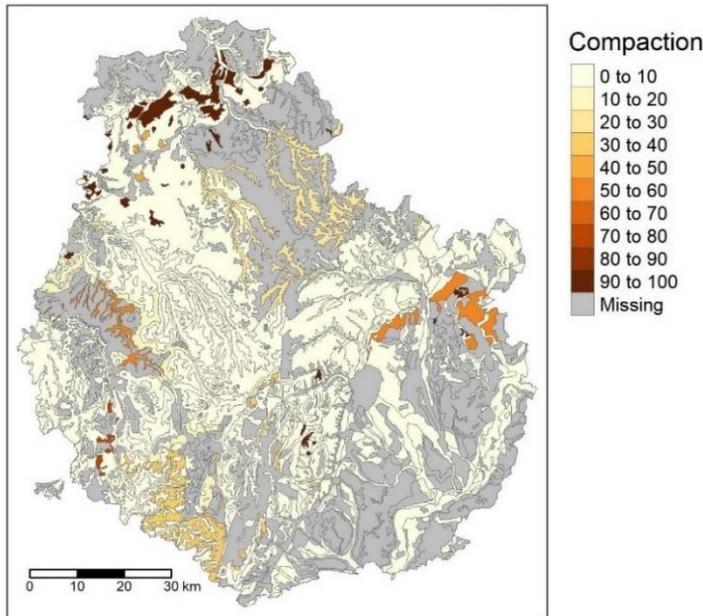


Figure 29. Indication du niveau de dégradation par le tassement sur le département de la Côte d'Or. Proportion (%) de chaque UCS dont des UTS dépassent les valeurs limites de masse volumique proposées par la Soil Monitoring Law.

▪ **Choisir une base de données spécifiques pour évaluer un indicateur**

Même si les données sur les sols sont nombreuses (voir Encadré 7), il n'est pas toujours facile d'identifier lesquelles sont les plus à même de produire un résultat cohérent. La Figure 30 ci-contre montre l'exemple de l'évaluation du Réservoir en eau Utilisable Maximum, calculé par une fonction de pédotransfert, à partir soit du RRP au 1/250 000, soit de la Carte pédologique de France à 1/50 000. Si les grands ensembles semblent identifiés, l'évaluation en un point donné peut être légèrement différente, sans que pour autant il faille conclure que l'une ou l'autre soit fausse.

C'est donc bien en fonction de la précision recherchée et de l'utilisation finale de l'évaluation de l'indicateur qu'il faut sélectionner le jeu de données à utiliser. Cependant, pour simplifier la démarche de l'utilisateur, le Tableau 10 synthétise les évaluations spécifiques que l'on peut réaliser en fonction des données disponibles.

Tableau 10. Disponibilité des données relatives aux principaux indicateurs de la qualité des sols.

En vert : données disponibles dans chaque base de données (une couleur vert clair indique qu'une donnée est disponible mais en faible proportion des points de la base). En orange : évaluation indirecte à partir de données disponibles. En rouge : information actuellement absente des bases de données françaises.

Source de données	Indicateurs prévus par la proposition de Soil monitoring law										Autres indicateurs							
	Conductivité électrique	Taux d'érosion	Teneur en Carbone organique (g/kg)	Rapport Corg/Arg	Masse volumique apparente	Teneur en P disponible	Teneurs totales en ETMM	Teneurs en polluants organiques (HAP)	Réservoir en eau utilisable	Teneur en N total	pH (eau)	Biomasse microbienne	Profondeur	Granulométrie - Texture	Capacité d'échange cationique (CEC)	Teneur en K disponible	Stock de carbone (30 cm)	Densité microbienne
IGCS - depuis 1990			■	■		■			■	■		■	■	■	■			
BDAT* - depuis 1990			■	■		■			■	■		■	■	■	■			
RMQS - depuis 2000			■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Calculable par BDAT x IGCS*			■	■		■			■	■								
Calculable par FTP à partie d'IGCS								■										
Calculable par une autre méthode		■															■	
Non disponible, à mesurer	■																	

* uniquement sur l'horizon de surface

6.4.3. Pour aller plus loin

Il ressort des travaux analysés dans le cadre de cette étude, que les données sur les sols actuellement disponibles en France permettent d'évaluer la plupart des indicateurs identifiés pour caractériser les fonctions de sols et la qualité/santé des sols. Les principaux enjeux résident dorénavant dans la diversité des types d'usages et types de sols et de climats couverts, et dans la répétition des mesures dans le temps. En effet, augmenter la fréquence des mesures de suivi de certains indicateurs permettrait de mieux caractériser et expliquer les changements environnementaux inédits qui mettent aujourd'hui en jeu la qualité des sols.

Dans cette optique, les suivis de terrain sur longue durée servent de base pour l'encadrement et la calibration des nouveaux outils qui permettent de déployer, dans l'espace et dans le temps, le recueil des données. Il s'agit notamment des outils de proxi- et télédétection (cf. Section 5.3.3) de plus en plus utilisés en lien avec les procédés d'intelligence artificielle. Dans une autre orientation, les Sciences et recherches participatives (SRP) contribuent à un tel recueil (cf. Section 2.1) et couvrent une grande diversité de contextes : agricoles (par ex. : OPVT⁴³), urbains et péri-urbains (par ex. : projet REV-URBAIN), ou encore les jardins (par ex. : projet Jardibiodiv⁴⁴). Dans le cas particulier des lombrics par exemple, l'OPVT a permis de collecter 6 820 observations en 9 années, soit une moyenne annuelle de 757 observations alors que la recherche seule ne permettait de collecter qu'entre 20 et 80 observations par an avant 2010. Cette participation active a nourri une base de données du projet LandWorm⁴⁵ qui va permettre d'aboutir prochainement à des valeurs de références contextualisées à un grain fin (contextes agro-pédo-climatiques) et couvrant l'ensemble du territoire national.

⁴³ https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php (Consulté le 31/10/2024)

⁴⁴ <http://ephytia.inra.fr/fr/P/165/jardibiodiv> (Consulté le 31/10/2024)

⁴⁵ <https://www.fondationbiodiversite.fr/la-frb-en-action/programmes-et-projets/le-cesab/landworm/> (Consulté le 31/10/2024)

7. Enseignements et pistes de recherche

7.1. Récapitulatif des principaux enseignements

7.1.1. Les qualités attendues du sol

▪ *Intérêt croissant pour la dynamique écologique des sols*

La bonne qualité est évaluée suivant des approches diverses. Le plus classiquement, elle correspond à l'adéquation à un usage. Un sol considéré comme de bonne qualité est ainsi fertile pour l'agriculteur et le forestier, stable pour le constructeur, exempt de pollutions pour l'habitant, riche en biodiversité pour le naturaliste, etc. Cette énumération fait apparaître des antagonismes. Par exemple l'apport de fertilisants minéraux maximise la productivité agricole tout en compromettant potentiellement la qualité de l'eau et la diversité des organismes du sol. De même, l'assèchement des zones humides répond à un objectif de productivité agricole et de lutte contre les vecteurs de maladies, mais compromet les fonctions hydrologiques des sols avec *in fine* des conséquences délétères pour l'agriculture et la santé humaine. Le développement des connaissances sur les dégradations du climat et de la biodiversité et sur leurs conséquences pour la viabilité des activités humaines a conduit à porter davantage d'**attention aux dynamiques écologiques qui régulent et préservent** plus globalement de telles qualités. La composante biologique du sol, ainsi que la compréhension de ses interactions avec les composantes physiques et chimiques, ont ainsi fait l'objet d'un intérêt croissant.

▪ *Distinction entre qualité et santé*

La notion de santé des sols connaît un essor, notamment dans les cadres internationaux appelant à une meilleure préservation des sols (ONU, UE) et sur la dernière décennie dans la littérature scientifique internationale. Elle s'inscrit dans une vision plus holistique du fonctionnement écologique des sols que la qualité, qui correspondrait plus classiquement à son adéquation à un usage. Certains travaux proposent en outre de considérer la qualité comme un niveau de fonctionnalité potentiellement permis par le type de sol considéré (c'est-à-dire les valeurs communément observées pour l'ensemble des sols du même type), et la santé comme le pourcentage d'ajustement de ce niveau de fonctionnalité effectivement observé du fait des pressions anthropiques exercées plus particulièrement sur le sol étudié. A l'heure actuelle, les connaissances manquent toutefois pour quantifier un tel ratio sur l'ensemble des fonctions et suivant différentes hypothèses de perturbation, sachant que la situation de référence « sol non perturbé » n'est, pour de nombreux types de sols et notamment en France, plus disponible dans la réalité.

▪ *A la recherche d'une approche générique de la qualité : les fonctions des sols*

Les sols sont le lieu de réalisation d'un nombre très élevé de processus qui contribuent à réaliser et réguler les grands cycles hydrobiogéochimiques indispensables au maintien de la vie sur terre. Ces processus s'inscrivent dans des emboîtements d'échelles couvrant tout l'éventail des dimensions spatiales et temporelles (par ex. l'évolution rapide et très locale des communautés de microorganismes et de leur métabolisme, et l'évolution plus lente qui en résulte à l'échelle planétaire de la teneur de l'atmosphère en gaz à effet de serre). La notion de fonction écologique est un concept permettant de **structurer l'analyse de ces processus** en rassemblant ceux qui ont entre eux le plus d'interactions.

Les fonctions écologiques des sols ont donc été **choisies dans cette étude comme objet d'évaluation** de la qualité et de la santé des sols. Elles constituent en effet un compromis entre une approche anthropocentrée trop réductrice (car ne considérant qu'une partie des dimensions de la qualité des sols), et une approche écocentrée moins directement utilisable pour la décision (car en écologie tout objet a une pertinence écosystémique, il n'y a pas de « bonnes » ou « mauvaises » qualités de sols).

L'évaluation des fonctions écologiques est ainsi considérée comme une **approche pouvant être commune à l'ensemble des types de sols et d'usages**. L'intérêt de cette généralité est notamment de mesurer ou estimer les impacts des changements d'usages (entre espaces naturels, agriculture, sylviculture, urbanisation) et d'en tenir compte pour les choix fonciers.

Cette approche par les fonctions est toutefois complémentaire de l'attention portée à la **valeur patrimoniale** de la naturalité des sols. En effet, évaluer la qualité des sols à la seule aune de leur fonctionnalité, met sur le même plan des sols naturels dont les fonctionnalités ont été préservées et des sols construits présentant les mêmes résultats dans la mesure des fonctions.

Enfin, une perspective encore émergente est proposée en s'inspirant de la notion de **rareté fonctionnelle** utilisée en écologie. Elle consisterait à considérer, à l'échelle d'un territoire donné, les unités de sol présentant un profil fonctionnel original et rare par rapport à l'ensemble des sols du territoire.

▪ *La qualité du sol, une part souvent négligée du foncier*

Après des décennies de **focalisation sur la productivité des sols**, les autres fonctions qu'ils assurent et leurs liens avec et les avantages qu'en tire la société commencent à être reconnus. Dans le domaine agricole, des pratiques sont spécifiquement promues pour la préservation des différentes fonctions des sols comme par exemple la réduction du travail du sol, l'intégration des prairies dans les rotations, ou des arbres dans le parcellaire. Dans le domaine de l'urbanisme, l'enjeu de limiter l'altération des fonctions du sol est désormais inscrit dans le droit. Enfin, des initiatives reliant des ressources scientifiques et une implication citoyenne ont permis ces dernières années de développer une sensibilité aux enjeux liés aux sols.

Pour autant, la **valeur économique des terres** ne tient compte que dans des cas très particuliers (certaines aires AOC par exemple) d'indicateurs de qualité des sols. Ce sont les critères relatifs au foncier qui priment (notamment la proximité des bassins urbains, infrastructures, filières économiques), et dans une moindre mesure la valeur agronomique au regard de productions plus ou moins bien valorisées (verger, vigne, céréale, prairie, etc.).

A l'heure actuelle, les **modalités de planification de l'urbanisme** prennent encore très peu en compte la qualité écologique des sols, au-delà des démarches volontaires de certaines collectivités associées à des projets de recherche (MUSE, UQUALISOL-ZU, etc.). Même lorsque le droit se veut attentif à la qualité des sols, comme dans le cadre des opérations d'aménagement foncier, sa prise en compte s'avère peu décisive dans les arbitrages finaux, par comparaison aux enjeux socio-spatiaux du foncier. Pourtant, à travers l'application de régimes juridiques préservant d'autres enjeux tels que la lutte contre le changement climatique, la préservation des zones humides ou de la potabilité de l'eau, alors le contrôle fait par l'administration du maintien des fonctionnalités du sol est manifeste.

7.1.2. Le système d'indication : une finalité, des indicateurs et un référentiel d'interprétation

En amont de l'interprétation de chaque indicateur, une stratégie adéquate doit être établie en fonction de la finalité de l'évaluation, en ce qui concerne notamment la complémentarité entre les indicateurs utilisés, leur éventuelle pondération, l'échantillonnage des mesures, le traitement statistique et/ou cartographique des résultats. L'articulation de l'ensemble de ces éléments constitue le **système d'indication**.

La présente étude met en évidence les étapes de la démarche d'évaluation au cours desquelles **des choix doivent être assumés par l'utilisateur** des résultats. C'est à partir de ces choix que l'expertise scientifique peut ensuite décliner les options méthodologiques pertinentes.

▪ *La finalité : une base à mieux expliciter*

Etape souvent négligée, expliciter la finalité de l'évaluation est pourtant indispensable pour sélectionner les indicateurs pertinents, raisonner la prise en compte de leur variabilité spatiale et temporelle, ainsi que celle des types de sols, de climats et d'usages. Par exemple, une évaluation visant à établir un suivi dans le temps des fonctions de l'ensemble des sols d'un territoire sera conduite de manière très différente d'une étude locale visant à choisir l'implantation d'un projet industriel, ou d'un diagnostic local identifiant les impacts sur les fonctions écologiques des modalités de gestion d'un site, pour y apporter des ajustements. Or, il est constaté que dans la littérature scientifique, le choix des indicateurs et la définition des modalités de leur interprétation sont rarement explicités au regard de la finalité. Les études s'inscrivent le plus souvent dans un domaine d'utilisation donné (par ex. : agriculture, forêt, urbanisme), et s'appuient sur des pratiques usuelles sans les relier à un cadre théorique ou méthodologique.

▪ *Acquis stabilisés pour la plupart des indicateurs*

La liste des paramètres élémentaires qui interviennent dans la caractérisation et l'évaluation de la qualité des sols semble bien stabilisée dans la littérature, et permet d'identifier une cinquantaine d'indicateurs principaux. Compte tenu de l'amélioration continue du recueil et de la mise à disposition des données sur ces indicateurs, une première base de connaissances permet de procéder à l'évaluation de la qualité des sols dans ses dimensions physiques, chimiques et biologiques pour le territoire français. Pour approfondir cette évaluation dans une approche basée sur les fonctions écologiques des sols, des indicateurs ont été identifiés comme en maturation ou encore en développement, notamment des indicateurs biologiques (cf. *infra* Pistes de recherche).

▪ *Questions débattues sur les méthodes de mesure ou d'estimation*

Le **degré d'harmonisation** des méthodes est un point récurrent de discussion. C'est un enjeu important car les écarts constatés entre deux valeurs peuvent être davantage liés à des méthodes de mesure différentes qu'à des réalités différentes. En ce qui concerne les méthodes de mesure, leur standardisation adossée à des normes est conseillée pour éviter les erreurs d'interprétation. Une réflexion est ainsi conduite et reste encore ouverte, sur les éléments ou étapes méthodologiques les plus pertinents à standardiser. L'objectif est d'obtenir des résultats normalisés et comparables, tout en préservant la flexibilité nécessaire à une bonne adéquation des protocoles scientifiques aux objectifs de chaque étude et aux particularités du contexte.

Le **degré d'agrégation** de l'information produite fait également l'objet de points de vue divergents. Des résultats exprimés sous la forme d'une diversité d'indicateurs évoluant suivant des dynamiques qui sont parfois contrastées ou contradictoires, peuvent nuire à la possibilité pour des utilisateurs non-experts d'en tirer des enseignements. Ainsi dans des cadres très globaux de gouvernance et de communication (ONU, UE, objectifs nationaux relatifs à l'artificialisation), les appels sont régulièrement réitérés à l'élaboration d'un index unique permettant de communiquer sur l'évolution globale de la qualité des sols. Les propositions qui en découlent (par ex. : baromètre de la dégradation des sols au niveau UE, artificialisation nette au niveau national) font toutefois difficilement consensus. Elles présentent le risque d'une surpondération de certaines dimensions de la qualité, ou de compensation entre dimensions évoluant de manière antagoniste au risque de rendre invisibles certains types de dégradation. Ainsi, l'information agrégée doit être associée à des résultats élémentaires sur chaque indicateur pour permettre une explication des évolutions observées et l'identification des possibilités d'amélioration.

La question des **incertitudes** est également cruciale pour une interprétation pertinente des résultats de l'évaluation. Les méthodes existent pour quantifier les incertitudes liées aux méthodes de mesure, de calcul, et des marges de progrès devraient permettre leur explicitation plus systématique dans les publications scientifiques. Cette étape permettra en effet de mieux traiter ces incertitudes lors des opérations d'agrégation et de spatialisation.

Enfin, les concepts et modèles établissant les **liens entre une fonction écologique et ses indicateurs** sont rarement établis. Le choix des indicateurs est le plus souvent effectué sur des bases empiriques.

▪ *Lacunes à combler sur le référentiel d'interprétation des indicateurs*

Les valeurs obtenues pour un indicateur n'ont du sens qu'au regard du **référentiel d'interprétation** associé. Celui-ci est établi en tenant compte de la finalité poursuivie, et du contexte pédoclimatique de l'évaluation. Evaluer nécessite de commencer par caractériser la qualité du sol considéré, dans une approche descriptive, à partir des valeurs d'existence. Si la finalité poursuivie est en outre normative, c'est-à-dire que l'on cherche à porter un jugement sur la plus ou moins bonne qualité du sol considéré pour décider des mesures de préservation ou de restauration à mettre en œuvre, les valeurs des indicateurs seront comparées à des valeurs seuils et/ou cibles.

Les valeurs d'existence, seuils et/ou cibles, sont les **valeurs de référence**. Elles dépendent de la situation de référence au regard de laquelle l'état du sol est évalué. Les modalités de choix de la situation de référence ont été récapitulées, et font l'objet de questions encore non résolues :

- Partir d'un **objectif politique** (par ex. limiter les risques pour la population d'exposition à des polluants). Les valeurs peuvent alors être différentes suivant le pays ou la région.

- Partir d'un **objectif de gestion** (par ex. un objectif productif pour un exploitant agricole ou forestier), sachant qu'il y a un biais à considérer le seul bénéfique productif comme reflétant la qualité du sol. Cela ne permet pas de discerner la part du rendement liée à la qualité du sol de celle qui est liée aux interventions humaines, par exemple l'apport d'intrants. En effet dans cet exemple, un sol de meilleure qualité peut présenter des rendements moindres par hectare dans le cas d'une conduite économe en intrants et en aménagements.
- Viser l'état d'un sol de même type **non perturbé (ou « naturel »)**, même si dans les faits une telle situation reste souvent fictive notamment dans les territoires européens, tant les activités humaines et les évolutions des écosystèmes se sont conjuguées à travers l'histoire. La situation non perturbée considérée comme référence est ainsi bien souvent une situation reconstituée par modélisation.
- Repérer scientifiquement les seuils de changement d'état de « l'écosystème sol ». Dans une approche par les fonctions, il s'agit de repérer les **points de basculement écologique** autour desquels celles-ci se trouvent significativement dégradées ou améliorées. Ce domaine de recherche est encore très ouvert, en lien avec les travaux en écologie sur la dynamique des écosystèmes.

En pratique, la plupart des seuils mentionnés dans la littérature scientifique proviennent de la **distribution statistique des valeurs d'existence**. Le repérage des valeurs seuils est ainsi progressivement amélioré grâce à la consolidation continue des bases de données. Un sol est alors considéré comme en « bonne santé » lorsqu'il est dans l'intervalle normal des valeurs existantes pour l'ensemble des sols comparables. Cette stratégie d'évaluation au regard de l'existant est mise en œuvre faute de mieux, mais constitue un point de vigilance pour l'interprétation des résultats, car elle ne tient pas compte du niveau de dégradation ou de régénération de l'ensemble des sols qui font référence. En effet, si les sols qui font référence ont déjà été dégradés, le sol étudié sera considéré comme présentant un état correct même s'il a été également dégradé, et inversement pour un ensemble de sols qui aurait été amélioré.

La question se pose différemment lorsqu'il s'agit d'évaluer, dans une situation donnée, les **effets dans le temps de pratiques de gestion** mises en œuvre. Dans ce cas la situation de référence est clairement l'état du sol au démarrage de l'étude. La question est alors davantage liée à la possibilité de discerner les effets des pratiques d'une évolution liée à des facteurs tels que les changements climatiques.

▪ *Les données : un point-clé de l'opérationnalité*

La disponibilité de données de référence servant de base comparative pour caractériser la qualité d'un sol reste l'un des freins majeurs à la mise en œuvre opérationnelle du système d'indication. Certains indicateurs n'ont ainsi pas de valeurs seuils car celles-ci sont dépendantes de l'usage et du contexte, et les **bases de données existantes ne sont pas consolidées à un niveau suffisamment fin** pour les établir. A ce jour en effet, les valeurs seuils proposées sont le plus souvent globales. La France dispose d'un système d'information dont la performance est exemplaire au regard d'autres pays (cf. Encadré 7). Plus ponctuellement, les valeurs d'existence peuvent être relevées dans des bases de données spécifiques, ou dans des articles scientifiques. Mais compte tenu de la diversité des gradients pédologiques, climatiques et d'occupation des sols rencontrés sur le territoire, les bases de données restent à améliorer pour une bonne couverture de cette diversité, dans l'espace et dans le temps. Peu de données sont disponibles en ce qui concerne plus particulièrement les sols urbains.

En outre, pour que le système français de recueil et de gestion des données sur les sols contribue pleinement à l'opérationnalité des indicateurs, le **libre accès à l'ensemble de ces données pour les utilisateurs** reste à assurer.

7.1.3. Vers un régime intégré de préservation de la qualité des sols

▪ *Une définition de la qualité pour améliorer la sécurité juridique*

Les études de droit mettent en évidence l'**absence de définition juridique** de la qualité du sol et les enjeux de clarté du droit et de sécurité juridique qu'elle soulève. La qualité des sols fait ainsi l'objet d'un traitement paradoxal dans les instruments de gouvernance : tout en étant reconnue comme condition fondamentale de la possibilité de vie et d'activité des sociétés humaines, elle reste indéfinie, incommensurable, et donc largement absente des cadres normatifs.

Progressivement, le droit de l'environnement et le droit de l'urbanisme intègrent des concepts issus de l'écologie et des sciences de l'environnement en général. Il en est ainsi du concept de fonctions. La littérature juridique en particulier, comme le droit positif français et européen, font directement référence au **bon état écologique des milieux** s'agissant de l'air et l'eau, mais à ce stade pas en ce qui concerne les sols.

Pour autant, bien que les critères définissant juridiquement la bonne qualité d'un sol ne soient actuellement pas établis, il est d'ores et déjà possible de **tenir compte des caractéristiques pédologiques** pour y associer des dispositifs visant à préserver cette qualité.

▪ *Manque de recul sur la restauration écologique des sols*

Les sols ont une capacité de résilience liée à leurs fonctions écologiques, mais passés certains seuils les dégradations sont irréversibles, ce qui appelle des opérations de restauration écologique. La principale spécificité des sols dans le domaine de la restauration écologique est qu'ils ont une dynamique d'évolution beaucoup plus lente que celle des successions écologiques plus directement observables. Le retour effectif des fonctions des sols peut ainsi survenir sur un pas de temps supérieur à celui nécessaire à l'apparition de certaines communautés végétales. **Le pas de temps du droit et des politiques publiques risque d'être en inadéquation avec les exigences de la mesure d'une restauration effective** des fonctions du sol. Des indicateurs de qualité du sol sont ainsi à prévoir pour juger effectivement une trajectoire de restauration.

Les indicateurs de qualité des sols ne peuvent toutefois pas à eux seuls juger de la restauration écologique, dont le protocole de suivi devra nécessairement être enrichi d'**indicateurs écologiques** pour l'ensemble de l'écosystème, et d'**indicateurs économiques, sociologiques et culturels**. Ces derniers seront déterminants dans la pérennisation d'une telle opération, laquelle pourra notamment être garantie par le recours à des mécanismes de contractualisation ou de maîtrise foncière attentifs à la santé du sol.

Les travaux scientifiques qui documentent de telles trajectoires ont été réalisés jusqu'à présent sur des **durées qui ne permettent pas de conclure quant à l'effectivité de la restauration écologique** des sols étudiés. Il y a ainsi un manque de recul sur les opérations d'ingénierie pédologique qui appelle à la prudence. Dans cette optique, et suivant la séquence Eviter-réduire-compenser (ERC), la priorité doit être accordée au recyclage des surfaces déjà dégradées plutôt qu'à des stratégies de restauration mises en œuvre en compensation de nouvelles dégradations.

▪ *Calibrage des dispositifs incitatifs*

L'indicateur en droit revêt plusieurs formes et est contrôlé par différentes autorités, publiques (État et collectivités) comme privées. Si demain la santé des sols était consacrée comme un objectif juridiquement contraignant et qu'un système d'indication était créé pour contrôler sa réalisation, il appartiendrait au législateur de décider de la mise en place d'un régime de police administrative spéciale ou de mécanismes incitatifs sous formes de contrats ou de certifications, les deux n'étant pas exclusifs l'un de l'autre, mais renvoyant à des logiques d'adhésion différentes.

La littérature économique s'intéresse à la calibration en proportion des instruments incitatifs, justifiés par le fait que **les acteurs de la dégradation des sols ne sont souvent pas ceux qui en subissent le plus fortement les conséquences**. Celles-ci peuvent se reporter dans l'espace à diverses échelles (par ex. : coulées de boues résultant de pratiques qui favorisent l'érosion, inondations résultant de la perte d'infiltration, impacts sur le climat tels que réchauffement résultant des émissions de GES, sécheresse résultant de la perte de la capacité de rétention de l'eau), ainsi que dans le temps (rachat d'une parcelle préalablement dégradée, conséquences futures des dégradations présentes). Les régulations portant sur la qualité des sols seront d'autant mieux justifiées que leurs conséquences économiques seront précisément connues, tout comme elles seront d'autant plus performantes qu'elles reposent sur des données environnementales et économiques fiables.

L'information sur la qualité des sols est ainsi à plusieurs titres un élément clé tant pour les usagers directs du sol que pour ceux qui, sur un territoire donné, voient leur cadre de vie modifié.

▪ *Lacunes de connaissances sur les conséquences des usages et pratiques sur les sols*

La littérature rend compte de la pertinence de baser les incitations sur des obligations de moyens (usages, pratiques), sous réserve d'**améliorer et actualiser les fondements scientifiques** sur lesquels leur définition repose, et d'assurer la cohérence globale des dispositions mises en œuvre. En effet, les incitations à préserver la qualité des sols s'appuient, à de rares exceptions, sur des connaissances empiriques et des expérimentations ponctuelles dont les résultats sont ensuite extrapolés, qui établissent certains usages et pratiques comme bénéfiques pour la qualité des sols. Mais le résultat réellement obtenu n'est que très rarement vérifié. Dans certains cas, les connaissances scientifiques font défaut pour procéder à l'évaluation de l'impact réel (par ex. stockage de carbone). Des améliorations sont ainsi à apporter à la fois dans le domaine des métriques pour certains indicateurs, et dans le domaine de la compréhension du lien entre la pratique mise en œuvre et le résultat observé en situation, compte tenu des autres paramètres intervenant (par ex. les changements climatiques).

▪ *Importance de l'implication des acteurs*

Le lien est désormais établi entre la qualité des sols et des dommages tels que par exemple des phénomènes d'inondation, et la qualité de vie procurée par exemple par les îlots de fraîcheur en ville ou la diversité des paysages. Ce point d'entrée constitue un levier majeur et concret de sensibilisation.

Le système d'indication crée un espace de dialogue aspirant à impliquer, dans le développement de la connaissance et dans l'action, l'ensemble des usagers d'un sol. C'est pourquoi il est si important qu'il ne se limite pas, dans sa mise en œuvre, à des politiques publiques sectorielles, mais qu'il serve au contraire d'**outil intégrateur** de problématiques d'alimentation, d'urbanisation, de changement climatique, etc. Cette appropriation des enjeux se poursuit avec la hiérarchisation collective des priorités concernant les fonctions des sols.

Face à la complexité du fonctionnement du sol et aux questions soulevées par la définition de sa santé, la littérature scientifique souligne l'**intérêt des dispositifs participatifs**. L'inclusion des acteurs dans l'élaboration, la réalisation et l'interprétation du suivi, favorisent une perception partagée de la qualité et de la santé des sols, et contribue à réguler les rapports de pouvoir. Le développement de kits et manuels pédagogiques de terrain peu coûteux en équipement, ainsi que la mise en place de structures d'animation (telles que des *living labs*, par exemple) sont attendus pour développer les possibilités d'implication et des lieux d'échange autour du sol, de ses usages et de sa santé.

7.2. Pistes de recherche

▪ *Approfondir l'approche par les fonctions*

L'approche de la qualité des sols par la réalisation de ses fonctions est bien adaptée à des démarches collaboratives pour la préservation de la qualité des sols. Elle permet de mettre en évidence les adéquations sol-usage, les compromis entre fonctions, afin d'éclairer les arbitrages en termes de choix. Elle est en revanche moins bien adaptée au suivi sur un territoire (ou *monitoring*), qui implique de dépasser certaines difficultés comme la prise en compte de différentes fonctions dans un résultat unique, ou le fait que le lien indicateur-fonction soit le plus souvent très difficilement modélisable, et reste établi sur des bases empiriques. Il reste en outre difficile de distinguer les indicateurs correspondant à des facteurs qui déterminent la réalisation de la fonction, de ceux qui mesurent directement cette réalisation.

Pour autant, à l'image de l'écologie fonctionnelle, il apparaît que la pédologie fonctionnelle est un domaine de recherche susceptible d'apporter des réponses à ces difficultés et dans lequel beaucoup reste à faire. Mieux documenter la relation entre la réalisation des fonctions qui renvoie à des indicateurs encore peu matures, et les déterminants, plus faciles à mesurer, suppose alors :

- La définition et la sélection des indicateurs de réalisation, pour lesquelles la présente étude fournit une base de travail.
- Le développement d'un réseau de mesure de la fonctionnalité des sols, qui aurait moins vocation à couvrir de manière non biaisée toutes les situations envisageables, qu'à servir de jeu de données d'apprentissage et de validation. Celui-ci pourrait notamment s'appuyer sur les réseaux de dispositifs expérimentaux de longue durée existants dans lesquels nombre de fonctions sont d'ores et déjà suivies et dont il s'agirait alors de poursuivre la banalisation.

- Le développement de stratégies de modélisation et leur calibration sur les situations mesurées (point précédent).
- L'extension des modélisations sur l'ensemble des points géographiques de suivi des déterminants qu'elles mettent en jeu, voire sur la totalité du territoire français en se basant sur les cartes numériques des sols par exemple.

▪ *Équilibrer le corpus scientifique dominé par les problématiques agricoles*

La littérature scientifique traitant de la qualité des sols porte très majoritairement sur des problématiques agricoles. En conséquence, la sélection des indicateurs et le calibrage des valeurs de référence sont proposés fréquemment dans une optique de réponse à des problématiques agricoles. C'est en effet dans ce domaine que les conséquences des dégradations sont le plus directement perçues par les acteurs, notamment en ce qui concerne les propriétés dynamiques qui sont les plus sensibles aux modalités de gestion des sols. Or le développement des connaissances sur les conséquences à plus long terme de la généralisation et de l'intensification des pressions anthropiques sur les sols montre la nécessité d'élargir les domaines d'étude. Par exemple, des espaces peu productifs comme les landes et zones humides remplissent par ailleurs des fonctions hydrologiques, écologiques et climatiques essentielles. Les sols urbains sont majoritairement abordés sous l'angle des risques pour la santé humaine associés aux pollutions, des risques d'inondation ou d'instabilité de la structure du sol, et très peu sous l'angle de leurs fonctionnalités écologiques. Les sols forestiers font l'objet d'une préoccupation croissante sur des thématiques assez ciblées telles que l'érosion et le tassement ; ils nécessitent le développement d'outils spécifiques adaptés à la difficulté d'accès de ces terrains.

▪ *Développer les indicateurs biologiques*

Si une batterie d'indicateurs biologiques existe et est plus ou moins consolidée depuis 10 ans, on peut aussi noter l'absence de mobilisation de certains de ces indicateurs. Les organismes du sol et la végétation jouent pourtant un rôle important via le réseau complexe d'interactions qui existent entre eux et avec le milieu environnant (abiotique), contribuant ou affectant une multitude de services liés au fonctionnement du sol. Il apparaît donc nécessaire d'élargir la palette de bioindicateurs mobilisés dans les évaluations de santé des sols. Certains organismes pourtant peu utilisés dans les diagnostics de santé des sols, sont connus comme représentant un poids important dans la biomasse de l'édaphon⁴⁶ comme c'est le cas des protozoaires, ou comme jouant un rôle spécifique dans le fonctionnement du sol comme par exemple les enchytréides, ou les fourmis. Il apparaît aussi important de prendre en compte les organismes altérant les fonctions : ainsi certaines larves d'insectes phytophages consommant des racines vivantes (par ex. : larves de taupins ou de hannetons) vont avoir, si elles sont présentes en surabondance, un effet délétère sur le développement de la végétation. Enfin, au-delà de l'indicateur lui-même, ce sont aussi de nouvelles métriques qu'il convient de développer, sur la complexité des interactions biologiques dans les sols et sur le lien avec les fonctions, comme cela est développé en milieux aquatiques.

Les approches par réseau trophique et par traits fonctionnels, développées en écologie et applicables aux communautés du sol, sont généralement considérées comme particulièrement prometteuses pour dépasser la classique caractérisation de la structure des écosystèmes au profit de leur fonctionnement. Basées sur des critères morphologiques plus ou moins simples (par ex. forme et visibilité des pièces buccales ou couleur et taille des organismes), elles ont abouti à la création de groupes écologiques ou groupes fonctionnels regroupant différents taxons (par ex. : nématodes, collemboles, acariens, vers de terre). Les approches par traits permettent en outre de s'affranchir des contraintes liées à la détermination à l'échelle de l'espèce qui pose souvent difficulté. Elles constituent également une piste de recherche sur les microbes en s'appuyant sur la caractérisation de l'ADN du sol, qui se heurte souvent à la difficulté à relier affiliation taxonomique et fonctions ou groupes de fonctions. Leur développement reste toutefois limité à la description des composantes vivantes des écosystèmes, mais n'a à notre connaissance jamais été appliquée au sol sur la base de ses fonctions, en intégrant ses composantes biotiques et abiotiques.

▪ *Convenir d'une métrique pour la charge polluante globale*

Les concentrations en polluants sont rarement incluses dans les indices globaux de qualité des sols, et constituent un jeu d'indicateurs séparé. Les polluants les plus étudiés sont les éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM) et certains

⁴⁶ Edaphon : ensemble des organismes vivant dans le sol.

polluants organiques (HAP, pesticides). Les polluants dits émergents (par ex. : micro- et nanoplastiques, antibiotiques, nanoparticules manufacturées, PFAS) sont très rarement, voire jamais, pris en compte. Certaines approches globales de la pollution s'appuient sur des indicateurs biologiques utilisant des organismes (par ex. les escargots avec l'indicateur de Somme des excès de transfert - SET-escargot, ou les plantes avec la Charge métallique totale - CMT-végétaux) dont la sensibilité permet de rendre compte de la contamination par les polluants et de leur biodisponibilité. Il reste donc un champ de recherche ouvert sur la définition d'indicateurs permettant d'approcher la charge globale en polluants dans les situations de pollution diffuse.

▪ Développer des techniques non destructrices

La télédétection et la proxidtection offrent la possibilité d'assurer des mesures fréquentes sur une même unité de sol sans destruction, à des résolutions spatiales inatteignables sur la base de prélèvements d'échantillons. Elles restent toutefois dépendantes d'une mesure directe des propriétés du sol pour calibrer les modèles permettant de déconvoluer et interpréter l'information contenue dans le signal détecté. Dans le cas de la télédétection, elles ne portent en outre que sur l'horizon de surface. Pour autant les nombreux paramètres des sols auxquels les signaux de télédétection et de proxidtection sont sensibles font de ces derniers des covariables de choix dans des approches de *monitoring* et de cartographie numérique des sols. Elles sont particulièrement pertinentes pour le premier repérage de situations d'alerte, dont l'état des lieux peut ensuite être approfondi sur la base de prélèvements. Une piste à explorer porte enfin sur d'autres modalités d'interprétation du signal qui ne passeraient pas par une déconvolution pour obtenir des propriétés élémentaires, mais consisteraient à l'analyser comme mesure directe de la santé des sols.

▪ Définir le bon état écologique d'un sol

A l'instar de ce que l'on observe dans d'autres champs traitant du concept de santé, en particulier de la santé humaine, le « bon état » reste difficile à définir. En effet, il est plus classique d'identifier une limite correspondant à une dégradation (le diagnostic d'une maladie) qu'un tableau de « bonne santé ». Par exemple, les sols de formations végétales de type « landes » sont acides et pauvres en nutriments, mais ne peuvent pas être considérés comme en mauvais état écologique. Ils jouent un rôle important dans le stockage du carbone, et intervenir sur leurs caractéristiques par fertilisation et chaulage risque de conduire à la perte de ces formations végétales devenues rares. Pour faciliter la définition d'un bon état écologique, il manque, dans la littérature courante sur les sols, une réflexion conceptuelle sur les seuils correspondant à une détérioration des fonctions, et la cible correspondant à ce bon état écologique.

Compte tenu de la diversité des échelles spatiales et temporelles auxquelles se produisent les différents processus qui contribuent à une même fonction, et des contraintes que le sol subit, une double réflexion, théorique et opérationnelle, est à conduire sur la mesure de processus emboîtés : la connaissance de la dynamique de fonctionnement du système devrait conditionner la fréquence du suivi. Il est par exemple recommandé de faire des mesures temporelles répétées dans un contexte pédoclimatique cohérent, et de privilégier les intersaisons (printemps, automne) qui sont la période d'activité biologique la plus intense. Mais comment déterminer *a priori* cette ou ces fréquence(s) et d'ailleurs, ces fréquences optimales de mesure existent-elles réellement ? Sont-elles compatibles avec des impératifs socio-économiques ?

▪ Evaluer l'intérêt et les limites des proxies

Face à la difficulté d'arbitrage entre les différentes fonctions ou d'agrégation de l'ensemble des fonctions qui pose des problèmes non résolus actuellement, une méthode pragmatique serait de choisir un indicateur comme proxy d'un fonctionnement optimum du sol. La littérature révèle que le carbone est déjà parfois adopté dans une telle optique. Pour autant, bien qu'il soit un déterminant important de la composante biologique dans les sols (abondance, biomasse, diversité), il ne permet pas de rendre compte de la richesse taxonomique qui supporte directement la diversité des fonctions du sol (richesse qui serait par exemple un autre proxy envisageable). Le caractère multifonctionnel serait ainsi à prendre en compte indirectement, en s'assurant que l'augmentation de la fonction de stockage de carbone ne se fasse pas au détriment des autres. Certains indices biologiques ont également été proposés comme reflétant le niveau global de fonctionnalité du sol (par ex. *Soil Biological Quality*, QBS-ar qui se base sur les micro-arthropodes du sol). Cependant, de tels indices présentent des limites car ils ne tiennent pas compte de l'ensemble de la biodiversité (exclusion des microorganismes, des nématodes,

des vers de terre). En outre, pour pouvoir considérer la biodiversité comme un proxy des fonctions, il apparaît nécessaire de mieux documenter la relation entre les deux, et de déployer des programmes de recherche afin d'affiner les connaissances en écologie fonctionnelle.

▪ *Territorialiser le suivi de la qualité des sols*

Les travaux sur la gouvernance de la qualité des sols soulignent l'importance d'envisager la territorialisation de l'action publique à une échelle locale ou régionale pour assurer la cohérence des dispositifs mis en œuvre et l'implication des acteurs. En outre, la proposition de directive européenne *Soil monitoring and resilience* initialement publiée en juillet 2023 prévoit la délimitation de soil districts (pour la gouvernance) et de soil units (pour le suivi) au sein de chaque État membre. La définition de ces entités reste toutefois à ce stade encore très ouverte. La littérature scientifique traitant de la délimitation de l'aire géographique pertinente et des compétences associées, met en évidence les différentes approches qui s'appuient sur : i) des unités administratives existantes (par ex. les SCoT), ce qui permet la cohérence avec la planification territoriale mais ne correspond pas nécessairement à la réalité de la qualité des sols ; ii) des unités homogènes quant au type et à l'usage des sols (les Petites régions agricoles – PRA - en sont l'exemple le plus approchant) ; iii) des unités pertinentes pour la prise en compte intégrée des enjeux environnementaux, auquel cas les bassins versants apparaissent comme de bons candidats.

▪ *Evaluer les leviers juridiques d'une approche intégrée de la qualité des sols*

Les objectifs à mettre en place au sein des territoires appellent aussi à davantage de recherche sur la capacité d'intégration d'un objectif de santé des sols par les documents de planification existants. A cet égard, ceux découlant de la mise en œuvre de la loi Climat et résilience sont-ils suffisants ou bien limités ? Par ailleurs, ne s'agit-il pas là d'une opportunité pour améliorer, d'une part, le droit à l'information environnementale en matière de sols, et d'autre part, la participation des citoyens à la gouvernance des sols ? Car le droit à l'information en ce domaine reste limité pour l'essentiel au registre des sols pollués ainsi qu'à la planification de l'urbanisme. Bien que ce droit provienne de principes constitutionnellement protégés par la Charte de l'environnement, il a jusqu'ici été mis de côté. Une réflexion reste à conduire sur le format et la mise en place d'instances démocratiques et de services dédiés à cette gouvernance, s'appuyant sur des systèmes de données assurant l'information des citoyens et l'effectivité des actions.

La régulation des usages des sols susceptible d'en découler entraînerait-elle une atteinte injustifiée à l'exercice du droit de propriété privée ? Face à la montée en puissance de la reconnaissance de la multitude d'intérêts que la société a à préserver les sols, il serait intéressant de voir comment évoluent, voire s'estompent, les obstacles juridiques jusqu'alors identifiés comme freinant toute tentative d'évolution du droit, et qui s'avèrent en réalité davantage politiques.

▪ *S'appuyer sur les dispositifs participatifs*

Les programmes de sciences et recherches participatives contribuent à une amélioration de la prise en compte des connaissances, du fait du caractère inclusif de l'élaboration, du choix et de la mobilisation des indicateurs. Ils ouvrent également la possibilité de déployer le recueil de données à un grain fin, dans une diversité de contextes, y compris dans des espaces privés peu accessibles pour la recherche et les institutions. Leur principale fragilité réside dans la difficulté à maîtriser les méthodes d'échantillonnage et de mesure mises en œuvre. Elle est en partie compensée lorsque les programmes sont largement déployés, par la masse des données recueillies qui permet l'application de méthodes basées sur les statistiques pour le repérage des anomalies.

A ce titre, l'implication des acteurs français dans ces dispositifs participatifs, et leurs liens avec le Réseau européen des laboratoires vivants (*European Network of Living Labs*, ENOLL), pourraient être renforcés en ce qui concerne les sols. Les conditions de succès de telles démarches résident dans la diversité des parties prenantes impliquées (y compris, par exemple, les gestionnaires fonciers, les fournisseurs de technologies, les prestataires de services, les acteurs institutionnels concernés, les utilisateurs finaux professionnels ou résidentiels). L'importance est également soulignée d'une répartition claire des rôles entre scientifiques, utilisateurs et décideurs politiques. L'intérêt de ce type de dispositif est de produire des résultats en conditions ou contextes réels, sur des problèmes partagés entre acteurs, et faisant l'objet de suivis et d'évaluations sur le plan des acquis de connaissances, des retombées écologiques, sociales et économiques.

Annexes

Annexe 1. Etat des lieux initial : initiatives institutionnelles pour l'évaluation de la qualité des sols

Annexe 2. Valeurs de référence pour les indicateurs sélectionnés

Annexe 3. Opérationnalité : méthodes de mesure, modalités de quantification

Annexe 1. Etat des lieux initial : initiatives institutionnelles pour l'évaluation de la qualité des sols

Tableau A1. Principales initiatives institutionnelles récentes visant à établir un référentiel d'indicateurs de la qualité des sols, aux différents niveaux de gouvernance.

Aire géographique couverte	Période	Projet	Résolution la plus fine	Principaux utilisateurs ciblés	Types d'approches de la qualité	Types d'usages	Types de paramètres mesurés	Outil d'aide à la décision	Documents ou sites de référence
Monde	2006-présent	FAO <i>Soils Portal</i>	1 km	politiques publiques	Santé	tous	physiques, chimiques	non	https://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/global-soil-health-indicators-and-assessment/global-soil-health/en/
	2015-actualisation en cours	FAO - <i>Status of the World's Soil Resources - GLADIS (Global land degradation information system)</i>	< 10 m	politiques publiques	qualité, santé, menaces, sécurité, fonctions, services écosystémiques, fertilité	tous	physiques, chimiques, biologiques	non	https://www.fao.org/documents/card/en/c/c6814873-efc3-41db-b7d3-2081a10ede50/
Union européenne	2023-2026	AI4SoilHealth	< 10 m	politiques publiques	santé, menaces	tous	physiques, chimiques, biologiques	OAD	https://cordis.europa.eu/project/id/101086179
	2023-présent	JRC - EUSO (<i>EU soil observatory</i>) dashboard	10 m	politiques publiques	menaces	tous	physiques, chimiques, biologiques	non	https://esdac.jrc.ec.europa.eu/esdacviewer/euso-dashboard/
	2022	EEA - <i>Soil monitoring in Europe</i>	10 m	politiques publiques	qualité, santé, menaces, fonctions, services écosystémiques, fertilité	tous	physiques, chimiques, biologiques	non	https://www.eea.europa.eu/publications/soil-monitoring-in-europe
	2023-2028	BENCHMARKS - <i>European network for the characterisation and harmonisation of monitoring approaches</i>	suivant cas d'études	politiques publiques, agriculteurs	santé	tous	physiques, chimiques, biologiques	non	https://soilhealthbenchmarks.eu/
	2021-2024	EJP Soil - MINOTAUR - <i>Modelling and mapping soil biodiversity patterns and functions across Europe</i>	10 m	politiques publiques	fonctions, services écosystémiques	agricole	biologiques	non	https://ejpsoil.eu/soil-research/minotaur
	2021-2024	EJP Soil - SERENA - <i>Soil ecosystem services and soil threats modelling and mapping</i>	10 m	politiques publiques	menaces, services écosystémiques	agricole	(en cours)	non	https://ejpsoil.eu/soil-research/serena
	2021-2022	EJP Soil - SIREN - <i>Stocktaking for agricultural soil quality and ecosystem services indicators and their reference values</i>	10 m	politiques publiques	qualité, santé, menaces, sécurité, fonctions, services écosystémiques, fertilité	agricole	physiques, chimiques, biologiques	non	Faber <i>et al.</i> , 2022
	2020	INSENSE (Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse) FOR-EVAL - Evaluation des sols forestiers	parcelle	forestiers	menaces, fertilité	forestier	physiques, chimiques	OAD	Augusto <i>et al.</i> , 2018 https://bibrairie.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/1262-insense-indicateurs-de-sensibilite-des-ecosystemes-forestiers-soumis-a-une-recolte-accrue-de-biomasse.html https://www6.bordeaux-aquitaine.inrae.fr/ispa/Outils/Outils-d-aide-a-la-decision/For-Eval-une-application-mobile-pour-evaluer-les-sols-forestiers
	2015-2020	iSQAPER (<i>interactive soil quality assessment</i>)	parcelle	agriculteurs, politiques publiques	menaces, fonctions,	agricole	physiques, chimiques, biologiques	OAD	https://www.isqaper-is.eu/
	2015-2019	LANDMARK consortium	parcelle	politiques publiques, agriculteurs	fonctions, services écosystémiques	agricole	physiques, chimiques, biologiques	OAD	https://landmark2020.eu/list-of-deliverables/
2011-2014	ECOFINDERS (<i>Ecological function and biodiversity indicators in european soils</i>)	parcelle	politiques publiques	menaces, fonctions, services écosystémiques	tous	biologiques, économiques	noni	https://projects.au.dk/ecofinders	
2006-2008	ENVASSO (<i>Environmental Assessment of Soil for Monitoring</i>)	5 m	politiques publiques	menaces	tous	physiques, chimiques, biologiques	noni	https://esdac.jrc.ec.europa.eu/Projects/Envasso/documents/ENV_Vol1_Final2_web.pdf	

Aire géographique couverte	Période	Projet	Résolution la plus fine	Principaux utilisateurs ciblés	Types d'approches de la qualité	Types d'usages	Types de paramètres mesurés	Outil d'aide à la décision	Documents ou sites de référence
France	2019-présent	Observatoire national de l'artificialisation des sols	parcelle	politiques publiques, collectivités territoriales	artificialisation	urbain	occupation des sols	non	https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/
	2017-présent	MUSE - Intégrer la multifonctionnalité de sols dans les documents d'urbanisme	parcelle	collectivités locales	fonctions	urbain	physiques, chimiques, biologiques	non	Branchu <i>et al.</i> , 2022 https://www.cerema.fr/fr/actualites/prendre-compte-multifonctionnalite-sols-amenagement?folder=4232
	2017-2022	SUPRA (Sols urbains et projets d'aménagement)	parcelle	aménageurs	fonctions	urbain	physiques, chimiques, biologiques	OAD	Consalès <i>et al.</i> , 2022
	2016-2021	SOILSERV - Evaluation multi-échelle des services écosystémiques des sols au sein d'agroécosystèmes	parcelle	agriculteurs, collectivités territoriales	services écosystémiques	agricole	physiques, chimiques, biologiques, économiques	non	https://anr.hal.science/search/index/?q=%2A&rows=30&nrProjectReference_s=ANR-16-CE32-0005&nrProjectAcronym_s=Soilserv
	2019	ADEME - Méthodologies d'évaluation des fonctions et des services écosystémiques rendus par les sols	parcelle	politiques publiques	fonctions, services écosystémiques	tous	physiques, chimiques, biologiques	non	https://bibrairie.ademe.fr/sols-pollues/491-methodologies-d-evaluation-des-fonctions-et-des-services-ecosystemiques-rendus-par-les-sols.html
	2019	ADEME - Diagnostic de la qualité des sols agricoles et forestiers	parcelle	politiques publiques, collectivités territoriales, acteurs économiques	qualité, fonctions, services écosystémiques	agricole, forestier	physiques, chimiques, biologiques	non	https://bibrairie.ademe.fr/produire-autrement/290-diagnostic-de-la-qualite-des-sols-agricoles-et-forestiers.html
	2019	ONB - Observatoire national de la biodiversité				agricole	biologiques	non	https://naturefrance.fr/indicateurs
	2018	MNHN - Atlas français des bactéries du sol	16 km	politiques publiques, collectivités territoriales, agriculteurs	qualité	tous	biologiques	non	https://sciencepress.mnhn.fr/sites/default/files/documents/fr/fiche-pub-hc41.pdf
infra national	2022	Mieux aménager avec des sols vivants Tours métropole	parcelle	collectivités territoriales	fonctions, services écosystémiques	agricole, urbain	physiques, chimiques, biologiques	non	http://sols-vivants.atu37.org/le-referentiel/
	2019-2020	ARTISOLS Occitanie	1/125 000°	collectivités territoriales	fonctions, services écosystémiques	tous	physiques, chimiques	non	https://www.agro-bordeaux.fr/wp-content/uploads/2021/05/6_IGCS_2021_CNRS_E_Robot_et_al_projet_ARTISOLS_indice_multifonctionnalite_sols.pdf
	2004-2017	Bioindicateurs de qualité des sols	parcelle	politiques publiques	qualité, fonctions	agricole, forestier	biologiques	non	Bispo <i>et al.</i> , 2017 (notamment Chapitre 9 « Mise en place d'outils et bio-indicateurs pertinents de qualité des sols »)
	2014-2017	DESTISOL	site projet	collectivités territoriales	fonctions, services écosystémiques	urbain	physiques, chimiques, occupation des sols	OAD	https://bibrairie.ademe.fr/sols-pollues/3923-destisol-les-sols-une-opportunit-e-pour-un-amenagement-urbain-durable.html
	2008-2012	UQUALISOL ZU - Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine Bassin minier de Provence	jusqu'à 10 m	collectivités territoriales	qualité, fonctions	urbain	physiques, chimiques, biologiques	non	https://bibrairie.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/563-uqualisol-zu-preconisation-d-utilisation-des-sols-et-qualite-des-sols-en-zone-urbaine-et-peri-urbaine.html

Annexe 2. Valeurs de référence pour les indicateurs sélectionnés

Tableau A2. Valeurs d'existence pour les indicateurs sélectionnés.

Indicateur	Gamme de valeurs par occupation du sol					Références
	Successions culturales	Surfaces toujours en herbe	Surfaces boisées	Vergers et cultures pérennes arbustives	Toutes occupations	
Profondeur	Très variable - contexte géopédoclimatique dépendant					
Taux d'érosion	non analysé dans cette étude					
Granulométrie - Texture	Très variable - contexte géopédoclimatique dépendant					
Masse volumique apparente (g/cm ³) couche 0-30 cm	Min : 0,79 Max : 1,96 Med : 1,36 Moy : 1,36 n=878	Min : 0,44 Max : 1,98 Med : 1,30 Moy : 1,29 n=521	Min : 0,48 Max : 2,05 Med : 1,24 Moy : 1,24 n=672	Min : 1,00 Max : 2,04 Med : 1,54 Moy : 1,54 n=59	Min : 0,37 Max : 2,05 Med : 1,32 Moy : 1,31 n=2144	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024)
Masse volumique apparente (g/cm ³) couche 30-50 cm	Min : 0,87 Max : 2,16 Med : 1,48 Moy : 1,48 n=878	Min : 0,20 Max : 2,26 Med : 1,44 Moy : 1,43 n=521	Min : 0,51 Max : 2,34 Med : 1,38 Moy : 1,39 n=672	Min : 1,06 Max : 2,10 Med : 1,53 Moy : 1,55 n=59	Min : 0,20 Max : 2,34 Med : 1,47 Moy : 1,46 n=2144	
Teneur en éléments grossiers (%)	Très variable - contexte géopédoclimatique dépendant					
Stabilité structurale (MWD) (mm)	Min : 0,2 Max : 2,2 Med : 0,6 Moy : 0,7 n=102	Min : 0,6 Max : 3,2 Med : 1,9 Moy : 1,8 n=36	Min : 0,5 Max : 3,3 Med : 2,4 Moy : 2,2 n=30	Min : 0,5 Max : 1,4 Med : 0,4 Moy : 0,5 n=6		RMQS, 1 ^{re} campagne (174 sites) Rabot et al. (2014)
Conductivité électrique (σ) (dS/m)	(pas de données nationales disponibles)					
Conductivité hydraulique à saturation (Ks) (m/s) horizon de surface					Min : 4,09.10 ⁻⁷ Max : 1,08.10 ⁻⁴ Med : 3,57.10⁻⁵ Moy.géo : 2,47.10⁻⁵ n=86	Base de données SOLHYDRO (données acquises par INRAE / UR Sols, non publiées)
Air Capacity (%)	Non analysé dans cette étude					
Réservoir en Eau Utilisable (RU) Maximum (mm/cm) horizon de surface	Min : 0,73 Max : 2,20 Med : 1,28 Moy : 1,32 n=29	Min : 0,47 Max : 2,77 Med : 1,68 Moy : 1,71 n=30	Min : 0,32 Max : 5,09 Med : 1,27 Moy : 1,48 n=29	Min : 0,67 Max : 1,87 n=3		RMQS, 2 ^e campagne Programme RU-RMQS (données 2016-2023)
Réservoir en Eau Utilisable (RU) Maximum (mm/cm) horizons profonds	Min : 0,36 Max : 2,47 Med : 1,05 Moy : 1,13 n=31	Min : 0,62 Max : 3,03 Med : 1,18 Moy : 1,38 n=24	Min : 0,22 Max : 2,46 Med : 1,04 Moy : 1,13 n=37	Min : 0,65 Max : 0,95 n=2		
Water Holding Capacity (WHC)	Non analysé dans cette étude					
pH (eau) couche 0-30 cm	Min : 4,5 Max : 8,6 Med : 7,1 n=878	Min : 4,5 Max : 8,6 Med : 5,9 n=521	Min : 3,7 Max : 8,7 Med : 5,0 n=672	Min : 4,9 Max : 8,7 Med : 8,1 n=59	Min : 3,7 Max : 9,2 Med : 6,2 n=2144	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024)
pH (eau) couche 30-50 cm	Min : 4,7 Max : 9,1 Med : 7,3 n=791	Min : 4,2 Max : 8,9 Med : 6,2 n=420	Min : 4,0 Max : 9,0 Med : 5,0 n=501	Min : 5,0 Max : 8,8 Med : 8,1 n=50	Min : 4,0 Max : 9,1 Med : 6,5 n=1775	
CEC (meq/100g de sol) couche 0-30 cm	Min : 0,5 Max : 59,6 Med : 11,8 Moy : 14,0 n=878	Min : 0,8 Max : 63,5 Med : 10,0 Moy : 14,5 n=521	Min : 0,3 Max : 70,1 Med : 6,7 Moy : 13,6 n=672	Min : 3,6 Max : 39,3 Med : 13,1 Moy : 14,6 n=59	Min : 0,3 Max : 70,1 Med : 10,2 Moy : 14,0 n=2144	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024)
CEC (meq/100g de sol) couche 30-50 cm	Min : 0,8 Max : 62,6 Med : 11,4 Moy : 13,2 n=791	Min : 1,1 Max : 56,0 Med : 8,3 Moy : 11,7 n=420	Min : 0,3 Max : 58,3 Med : 5,0 Moy : 9,0 n=501	Min : 3,4 Max : 34,7 Med : 12,5 Moy : 13,9 n=59	Min : 0,3 Max : 62,2 Med : 8,9 Moy : 11,6 n=1775	
Teneur en N total (mg/kg)	Min : 0,28 Max : 5,7 Med : 1,46 Moy : 1,65 n=877	Min : 0,52 Max : 12,3 Med : 2,43 Moy : 2,8 n=521	Min : 0,03 Max : 11,9 Med : 1,85 Moy : 2,33 n=672	Min : 0,37 Max : 4,02 Med : 0,9 Moy : 1,11 n=59	Min : 0,03 Max : 16 Med : 1,73 Moy : 2,14 n=2144	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024)
Teneur en P disponible (POlsen) (mg/kg) couche 0-30 cm	Min : 0,005 Max : 0,557 Med : 0,075 Moy : 0,084 n=878	Min : 0,001 Max : 1,110 Med : 0,031 Moy : 0,047 n=521	Min : 0,001 Max : 0,210 Med : 0,009 Moy : 0,015 n=672	Min : 0,003 Max : 0,162 Med : 0,036 Moy : 0,055 n=59	Min : 0,001 Max : 1,110 Med : 0,034 Moy : 0,053 n=2144	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024)
Teneur en P disponible (POlsen) (mg/kg) couche 30-50 cm	Min : 0,001 Max : 0,308 Med : 0,022 Moy : 0,033 n=878	Min : 0,000 Max : 1,060 Med : 0,011 Moy : 0,022 n=521	Min : 0,001 Max : 0,259 Med : 0,005 Moy : 0,010 n=672	Min : 0,003 Max : 0,134 Med : 0,017 Moy : 0,030 n=59	Min : 0,000 Max : 1,060 Med : 0,012 Moy : 0,024 n=2144	

Teneur en K disponible (mg/kg)	n=878 Min : 0,06 Max : 2,15 Med : 0,4 Moy : 0,46	n=521 Min : 0,04 Max : 9,77 Med : 0,30 Moy : 0,39	n=672 Min : 0,13 Max : 1,08 Med : 0,19 Moy : 0,24	n=59 Min : 0,11 Max : 1,87 Med : 0,47 Moy : 0,52	n=2144 Min : 0,01 Max : 9,77 Med : 0,316 Moy : 0,376	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024)	
Teneurs totales en ETMM (mg/kg)	Disponibles dans le rapport de l'étude pour As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Ti, Zn						
Teneurs partielles (extractibles) en ETMM (mg/kg)	Des données ponctuelles sont mesurées dans le cadre du programme QUASAPROVE du RMT Al-Chimie						
Teneurs en polluants organiques : HAP (µg/kg)	n=889 Min : 6,05 Max : 31193 Med : 90,1 Moy : 287	n=532 Min : 5,1 Max : 6521 Med : 73,8 Moy : 245	n=582 Min : 5,2 Max : 2656 Med : 60,6 Moy : 129	n=66 10,2 Max : 1313 Med : 138 Moy : 278	n=2154 Min : 5,1 Max : 31193 Med : 76,3 Moy : 229		
Teneurs en polluants organiques : PCB (µg/kg)	n=887 Min : 0,02 Max : 2867 Med : 0,68 Moy : 6,5	n=532 Min : 0,02 Max : 17404 Med : 0,53 Moy : 36	n=578 Min : 0,02 Max : 63,5 Med : 0,81 Moy : 1,40	n=66 Min : 0,02 Max : 54,3 Med : 0,62 Moy : 2,01	n=2152 Min : 0,02 Max : 17404 Med : 0,67 Moy : 12,0	RMQS, 1 ^{re} campagne	
Teneurs en polluants organiques : dioxines, furanes (ng/kg)	n=887 Min : 1,02 Max : 148 Med : 7,06 Moy : 17,6	n=532 Min : 1,03 Max : 297 Med : 7,06 Moy : 16,1	n=579 Min : 1,52 Max : 277 Med : 5,96 Moy : 12,0	n=66 Min : 1,25 Max : 143 Med : 4,38 Moy : 14,0	n=2153 Min : 1,02 Max : 297 Med : 6,37 Moy : 15,4		
Teneurs en polluants organiques : pesticides (fongicides)(µg/kg)	n=29 Min : 0,04 Max : 263,7 Med : 24,7 Moy : 44,1	n=5 Min : 0,08 Max : 5,4 Med : 0,4 Moy : 1,56	n=5 Min : 0,07 Max : 0,94 Med : 0,21 Moy : 0,34	n=4 Min : 0,04 Max : 229,8 Med : 1,04 Moy : 58,0	n=47 Min : 0,04 Max : 264 Med : 7,49 Moy : 33,9		
Teneurs en polluants organiques : pesticides (herbicides)(µg/kg)	n=29 Min : 0,06 Max : 1167,3 Med : 61,1 Moy : 128,9	n=5 Min : 4,42 Max : 75,2 Med : 33,1 Moy : 36,5	n=5 Min : 0,05 Max : 606,6 Med : 0,95 Moy : 202,5	n=4 Min : 13,2 Max : 283,5 Med : 24,8 Moy : 107,2	n=47 Min : 0,05 Max : 1167 Med : 45,7 Moy : 116	RMQS, 2 ^e campagne Projet Phytosol (47 sites)	
Teneurs en polluants organiques : pesticides (insecticides)(µg/kg)	n=29 Min : 0,21 Max : 136,7 Med : 1,41 Moy : 10,1	n=5 Min : - Max : - Med : - Moy : -	n=5 Min : 0,26 Max : 0,26 Med : 0,26 Moy : 0,26	n=4 Min : 0,82 Max : 4,73 Med : 1,09 Moy : 2,21	n=47 Min : 0,21 Max : 413 Med : 23,3 Moy : 1,38		
Teneur en carbone organique (g/kg) couche 0-30 cm	n=878 Min : 2,6 Max : 58,2 Med : 14,6 Moy : 16,7	n=521 Min : 6,8 Max : 145 Med : 25,2 Moy : 29,4	n=672 Min : 0,6 Max : 170 Med : 28,2 Moy : 34,9	n=59 Min : 3,4 Max : 39,3 Med : 9,2 Moy : 11,6	n=2144 Min : 0,6 Max : 243 Med : 20,4 Moy : 25,6	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024)	
Teneur en carbone organique (g/kg) couche 30-50 cm	n=792 Min : 0,8 Max : 52 Med : 6,5 Moy : 8,1	n=420 Min : 1,8 Max : 142 Med : 8,7 Moy : 11,8	n=501 Min : 0,6 Max : 128 Med : 8,5 Moy : 13,1	n=50 Min : 2,0 Max : 17 Med : 5,7 Moy : 6,9	n=1775 Min : 0,6 Max : 235 Med : 7,4 Moy : 10,6		
Rapport Corg/Arg	n=877 Min : 0,012 Max : 0,54 Med : 0,03 Moy : 0,08	n=521 Min : 0,03 Max : 0,72 Med : 0,11 Moy : 0,13	n=672 Min : 0,01 Max : 9 Med : 0,14 Moy : 0,23	n=59 Min : 0,01 Max : 0,16 Med : 0,04 Moy : 0,05	n=2144 Min : 0,01 Max : 9 Med : 0,09 Moy : 0,14	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby et al. (2019, 2024)	
Stock de carbone (kg C/m ²) couche 0-30 cm	n=884 Min : 1,0 Max : 13,7 Med : 4,8 Moy : 5,2	n=601 Min : 1,8 Max : 30,9 Med : 7,8 Moy : 8,5	n=586 Min : 0,7 Max : 23,0 Med : 7,3 Moy : 8,1	n:verg;22; vigne:42 Min : ver : 1,6 vig : 0,5 Max : ver : 9,8 vig : 6,3 Med : ver : 4,5 vig : 3,2 Moy : ver : 4,7 vig : 3,4	Moy : 6,85 (moyenne pondérée en fonction des effectifs dans chaque catégorie, MM)	RMQS, 1 ^{re} campagne	
Stock de carbone (kg C/m ²) couche 0-50 cm	Données en cours de consolidation					n=2144 Min : 0,5 Max : 40,7 Med : 7,6 Moy : 8,6	RMQS, 1 ^{re} campagne
Fractions du carbone : physique grossière, POC (g C/kg sol)	n=405 Min : 0,72 Max : 13,85 Med : 1,96 Moy : 2,37	n=246 Min : 1,13 Max : 55,85 Med : 4,36 Moy : 6,04	n=243 Min : 1,13 Max : 36,97 Med : 6,69 Moy : 9,09	n=26 Min : 0,86 Max : 10,12 Med : 1,84 Moy : 2,68	n=960 Min : 0,37 Max : 55,85 Med : 3,35 Moy : 5,38	Delahaie et al. (2024)	
Fractions du carbone : physique fine, MAOC (g C/kg sol)	n=405 Min : 3,25 Max : 46,27 Med : 12,56 Moy : 14,20	n=246 Min : 6,81 Max : 69,83 Med : 20,94 Moy : 23,89	n=243 Min : 3,16 Max : 82,08 Med : 18,21 Moy : 21,76	n=26 Min : 4,02 Max : 35,97 Med : 7,11 Moy : 10,23	n=960 Min : 0,22 Max : 82,08 Med : 15,84 Moy : 18,87		
Fractions du carbone : thermique active, C _a (g C/kg sol)	n=785 Min : 1,70 Max : 32,53 Med : 7,23 Moy : 8,52	n=479 Min : 2,75 Max : 84,86 Med : 15,31 Moy : 18,74	n=520 Min : 0,31 Max : 83,14 Med : 16,95 Moy : 21,39	n=42 Min : 0,70 Max : 18,93 Med : 3,16 Moy : 4,40	n=1879 Min : 0,31 Max : 84,86 Med : 11,56 Moy : 15,04	Delahaie et al., 2024	
Fractions du carbone : thermique stable, C _s (g C/kg sol)	n=785 Min : 2,71 Max : 24,35 Med : 7,53 Moy : 8,52	n=479 Min : 3,25 Max : 44,81 Med : 9,65 Moy : 11,45	n=520 Min : 1,17 Max : 38,13 Med : 9,52 Moy : 11,95	n=42 Min : 2,71 Max : 12,50 Med : 6,59 Moy : 7,07	n=1879 Min : 1,17 Max : 44,89 Med : 8,43 Moy : 10,25		
Fraction de carbone oxydable	(pas de données nationales disponibles)						

Indicateur	Gamme de valeurs par occupation du sol					Références
	Successions culturales	Surfaces toujours en herbe	Surfaces boisées	Vergers et cultures pérennes arbustives	Toutes occupations	
Rapport C/N couche 0-10 cm			n=102 Min : 12,8 Max : 40,3 Moy : 20,1			Données RENECOFOR et Achat <i>et al.</i> (2018)
Rapport C/N couche 0-30 cm	n=877 Min : 5,1 Max : 22,6 Med : 9,9 Moy : 10,1	n=521 Min : 8,1 Max : 17,4 Med : 10,3 Moy : 10,5	n=672 Min : 7,5 Max : 52,7 Med : 15,1 Moy : 16,5	n=59 Min : 5,2 Max : 19,0 Med : 10,2 Moy : 10,6	n=2144 Min : 5,1 Max : 52,7 Med : 10,8 Moy : 12,3	RMQS, 1 ^{re} campagne Saby <i>et al.</i> (2019, 2024)
Rapport C/N couche 30-50 cm	n=791 Min : 3,0 Max : 26,5 Med : 9,1 Moy : 8,9	n=420 Min : 4,9 Max : 30,2 Med : 9,2 Moy : 9,6	n=501 Min : 4,0 Max : 57,0 Med : 13,2 Moy : 14,8	n=50 Min : 3,5 Max : 19,0 Med : 9,4 Moy : 9,8	n=1775 Min : 3,0 Max : 57,0 Med : 9,5 Moy : 10,9	
Type de l'humus forestier			n=102 Mull : 50% Moder/Amphi : 40% Mor : 10%			Données RENECOFOR et Zanella <i>et al.</i> (2011)
Biomasse moléculaire microbienne ADN (µg /g sol)	n=878 Min : 0,4 Max : 306,2 Moy : 38,5	n=521 Min : 2,3 Max : 455 Moy : 84,7	n=672 Min : 0,2 Max : 629,6 Moy : 76,8	n=59 Min : 0,2 Max : 249,2 Moy : 24,4	n=214 Min : 1,1 Max : 412,5 Moy : 75,3	RMQS, 1 ^{re} campagne
Biomasse microbienne (mg C /kg sol)	n=885 Min : 0,2 Max : 306,2 Moy : 38,5	n=536 Min : 2,3 Max : 455 Moy : 84,7	n=584 Min : 0,2 Max : 629,6 Moy : 76,4	n=42 Min : 0,2 Max : 249,2 Moy : 23,6	n=2146 Min : 0,2 Max : 629,6 Moy : 61,7	RMQS, 1 ^{re} campagne Atlas Français des Bactéries du Sol Horrique <i>et al.</i> , 2016
Respiration basale du sol (Oxitrop)	n=83 Min : 0 Max : 1,312 Moy : 0,486	n=24 Min : 0,667 Max : 1,493 Moy : 1,023	n=20 Min : 0,183 Max : 1,251 Moy : 0,612		n=187 Min : 0 Max : 1,633 Moy : 0,638	Programme Bioindicateurs - Phase 2
Potentiel de minéralisation de N et C	En cours d'acquisition sur le programme RMQS-biodiversité					
PLFA totaux (nmol /g sol sec)	n=84 Min : 35,9 Max : 534,6 Moy : 146,9	n=24 Min : 160,6 Max : 1846,6 Moy : 527,4	n=20 Min : 68,6 Max : 813,23 Moy : 268,66		n=188 Min : 23,8 Max : 1846,6 Moy : 247,2	Programme Bioindicateurs - Phase 2
Densité des bactéries du sol (millions d'ADNr 16S /g sol)	n=842 Min : 163 Max : 499978 Moy : 92627	n=463 Min : 473 Max : 50193 Moy : 14148	n=490 Min : 136 Max : 50564 Moy : 10152	n=47 Min : 200 Max : 22737 Moy : 6185	n=184 Min : 136 Max : 50600 Moy : 10648	RMQS, 1 ^{re} campagne Djemiel <i>et al.</i> , 2023
Diversité des bactéries du sol (nombre d'Unités Taxonomiques Opérationnelles)	n=743 Min : 1192 Max : 3075 Moy : 2181	n=470 Min : 1141 Max : 2901 Moy : 2109	n=501 Min : 870 Max : 2962 Moy : 1902	n=27 Min : 1748 Max : 2579 Moy : 2212	n=1842 Min : 870 Max : 3075 Moy : 2083	RMQS, 1 ^{re} campagne Karimi <i>et al.</i> , 2018 Atlas Français des Bactéries du Sol Terrat <i>et al.</i> , 2020
Densité des champignons du sol (millions d'ADNr 18S/g sol)	n=847 Min : 3 Max : 1485 Moy : 252	n=489 Min : 3,9 Max : 1484 Moy : 353,6	n=503 Min : 3,1 Max : 527,3 Moy : 387,3	n=48 Min : 4,1 Max : 1199,9 Moy : 180,4	n=188 Min : 3,1 Max : 1527,3 Moy : 312,5	RMQS, 1 ^{re} campagne Djemiel <i>et al.</i> , 2024 Djemiel <i>et al.</i> , 2023
Diversité des champignons du sol (nombre d'Unités Taxonomiques Opérationnelles)	n=848 Min : 703 Max : 2363 Moy : 1497	n=510 Min : 501 Max : 2316 Moy : 1464	n=542 Min : 452 Max : 2577 Moy : 1392	n=57 Min : 813 Max : 2112 Moy : 1370	n=206 Min : 452 Max : 2577 Moy : 1454	RMQS, 1 ^{re} campagne Djemiel <i>et al.</i> , 2024
Ratio champignons/bactéries	n=849 Min : 0,24 Max : 11,59 Moy : 3,05	n=509 Min : 0,25 Max : 11,75 Moy : 2,52	n=521 Min : 0,36 Max : 12,15 Moy : 4,45	n=50 Min : 1,08 Max : 10,75 Moy : 3,07	n=192 Min : 0,24 Max : 12,15 Moy : 3,29	RMQS, 1 ^{re} campagne Djemiel <i>et al.</i> , 2023
Abondance des enchytréides	(pas de données nationales disponibles)					
Abondance des lombriciens (nombre individus /m ²)	n=262 Min : 0 Max : 917 Moy : 223	n=117 Min : 32 Max : 1333 Moy : 421	n=20 Min : 90 Max : 219 Moy : 92	n=126 Min : 0 Max : 1092 Moy : 163		Forêts : programme Bioindicateurs
Diversité des lombriciens (nombre de taxa)	n=229 Min : 0 Max : 11 Moy : 5	n=90 Min : 5 Max : 13 Moy : 9	n=20 Min : 0 Max : 9 Moy : 3	n=120 Min : 0 Max : 10 Moy : 3		Autres occupations : données de l'OPVT
Abondance des nématodes totaux (nombre individus /g sol sec)	n=336 Min : 0,05 Max : 113 Moy : 16,6	n=121 Min : 0 Max : 149 Moy : 18,1	n=483 Min : 0,24 Max : 132 Moy : 14,0	n=111 Min : 0,06 Max : 256 Moy : 11,4	n=617 Min : 0 Max : 256 Moy : 15,8	Base de données ELIPTO (base de données d'ELISOL environnement)
Diversité des nématodes totaux (Indice de Shannon)	n=336 Min : 0,19 Max : 2,69 Moy : 1,91	n=121 Min : 0 Max : 2,78 Moy : 1,81	n=483 Min : 0,48 Max : 2,84 Moy : 1,86	n=111 Min : 0,21 Max : 2,63 Moy : 1,98	n=617 Min : 0 Max : 2,84 Moy : 1,90	
Abondance des microarthropodes (collemboles) (nombre individus /m ²)	n=304 Min : 0 Max : 10.10 ³ Moy : 4.10³	n=46 Min : 0 Max : 34.10 ³ Moy : 12.10³	n=25 Min : 0 Max : 27.10 ³ Moy : 10.10³	n=136 Min : 0 Max : 15.10 ³ Moy : 6.10³		Méta-analyse Joimel <i>et al.</i> , 2017

Diversité des microarthropodes (collemboles) (nombre d'espèces)			n=25 Min : 0 Moy : 8,6	n=136 Min : 0 Moy : 3,2		
Abondance des microarthropodes (acariens) (nombre d'individus /m ²)	n=47 Min : 707 Max : 16154 Moy : 4756	n=42 Min : 825 Max : 21460 Moy : 7835	n=8 Min : 5188 Max : 39500 Moy : 12823		n=98 Min : 707 Max : 39500 Moy : 6755	RMQS - Biodiv 1 - Bretagne
Diversité des microarthropodes (acariens)	<i>(pas de données nationales disponibles)</i>					
Activités enzymatiques	<i>En cours d'acquisition sur certains sites du RMQS (200 points)</i>					
Activités enzymatiques - Galactosidase (mU/g sol sec)	n=84 Min : 0 Max : 18,23 Moy : 4,57	n=24 Min : 1,86 Max : 7,88 Moy : 3,57	n=20 Min : 2,41 Max : 15,00 Moy : 6,19		n=188 Min : 0 Max : 39,25 Moy : 5,56	Programme Bioindicateurs - Phase 2
Activités enzymatiques - B Glucosidase (nmol/min/g sol sec)	n=84 Min : 1,17 Max : 23,88 Moy : 7,63	n=24 Min : 2,84 Max : 19,00 Moy : 9,73	n=20 Min : 0 Max : 10,52 Moy : 3,57		n=188 Min : 0 Max : 25,64 Moy : 7,79	
Activités enzymatiques - Arylsulfatase (mU/g sol sec)	n=84 Min : 0,65 Max : 10,89 Moy : 3,50	n=24 Min : 2,58 Max : 32,09 Moy : 8,6	n=20 Min : 0,51 Max : 56,80 Moy : 26,81		n=188 Min : 0,15 Max : 56,8 Moy : 8,86	
Activités enzymatiques - Phosphatase acide (nmol/min/g sol sec)	n=84 Min : 0 Max : 56,08 Moy : 10,74	n=24 Min : 0 Max : 44,19 Moy : 19,09	n=20 Min : 0 Max : 104,34 Moy : 20,44		n=188 Min : 0 Max : 104,34 Moy : 14,74	
Activités enzymatiques - Phosphatase alcaline (nmol/min/g sol sec)	n=84 Min : 2,35 Max : 29,06 Moy : 13,23	n=24 Min : 2,18 Max : 24,41 Moy : 8,53	n=20 Min : 0,23 Max : 38,48 Moy : 16,87		n=188 Min : 0 Max : 41,49 Moy : 13,43	
Abondance des fourmis	<i>Non analysé dans cette étude</i>					
Diversité des fourmis	<i>Non analysé dans cette étude</i>					

Tableau A3. Valeurs-seuils pour les indicateurs sélectionnés.

Indicateur	Usage du seuil	Nombre de classes	Classes et seuils associés					Référence
Profondeur	(sans objet)	-	dépendant du contexte pédoclimatique					
Taux d'érosion (t/ha)	Risque d'érosion	2	à fixer par chaque état-membre (valeur usuelle : Taux d'érosion < 2 t)					SMRL, 2024
Granulométrie - Texture	(sans objet)	-	dépendant du contexte pédoclimatique					
Masse volumique apparente (MV) (horizon de surface) (g/cm ³)	Risque de tassement superficiel	à fixer	à fixer par chaque état membre					SMRL, 2024
Masse volumique apparente (MV) (horizon profond) (g/cm ³)	Risque de tassement profond	4	MV < 1,2 très aéré	1,2 < MV < 1,6 normal	1,6 < MV < 1,9 dense	MV > 1,9 impermeable	EEA, 2023	
	Risque de tassement profond	5	sable, sable limoneux, limon moyen sableux MV < 1,8	limon argilo-sableux, limon moyen MV < 1,75	limon, limon moyen argileux MV < 1,65	argile sableuse, argile limoneuse (35-45% argile) MV < 1,58	argile MV < 1,47	SMRL, 2024
Teneur en éléments grossiers (EG)(%)	Risque de limitation de la croissance végétale	-	pas de seuil : risque dépendant de l'usage du sol et/ou du type de végétal					
Stabilité structurale (MWD) (mm)	Risque de structure non stable	5	MWD < 0,4 : très instable	0,4 < MWD < 0,8 : instable	0,8 < MWD < 1,3 : modérément instable	1,3 < MWD < 2 : stable	MWD > 2 : très stable	Le Bissonnais, 1996
Conductivité électrique (σ) (dS/m)	Risque de limitation de la croissance végétale	2	s < 4 dS/m					Richards (ed.), 1954
	Qualification du niveau de salinisation	2	s < 4 dS/m					SMRL, 2023
Conductivité hydraulique à saturation (Ks) (m/s)	Risque de ruissellement et d'érosion	3	Ks > 10 ⁻⁵ m/s risque faible	Ks < 10 ⁻⁵ m/s risque fort				
	Réduction de la capacité du sol à retenir l'eau	à fixer	à fixer par chaque état membre					SMRL, 2024
	Risque de tassement profond	2	Ks > 1,16.10 ⁻⁵ m/s					SMRL, 2024
Air Capacity (Air) (%)	Risque de tassement profond	2	Air ≥ 5%					SMRL, 2024
	Réduction de la capacité du sol à retenir l'eau	?	à fixer par chaque état membre					SMRL, 2024
Réservoir en Eau Utilisable (RU) Maximum (mm/cm)	Risque de limitation de la croissance végétale	-	pas de seuil : risque dépendant de l'usage du sol et/ou du type de végétal					
Water Holding Capacity (WHC) (tonne)	Réduction de la capacité du sol à retenir l'eau	?	à fixer par chaque état membre					SMRL, 2023
pH (eau)	Risque d'acidification des sols	?	à fixer par chaque état membre					SMRL, 2024
	Risque d'acidification des sols	?	à fixer par chaque état membre					SMRL, 2024
CEC (meq/100 g de sol)	Risque de croissance non optimale des végétaux	-	pas de seuil spécifique, mais "un niveau suffisant de chaque cation basique doit être recherché"					Kopittke & Menzies, 2007
Teneur en N total (mg/kg)	Risque de croissance non optimale des végétaux	-	pas de seuil : risque dépendant des besoins du végétal et du climat					EEA, 2023
Teneur en P disponible [P] (mg/kg)	Risque de lixiviation et eutrophisation	2	[P] > 40 mg/kg					Li et al., 2011
	Risque de croissance non optimale des végétaux	2	[P] < 20 mg/kg					Bai et al., 2013
	Risque d'excès de nutriments dans le sol	à fixer	à fixer par chaque état membre					SMRL, 2024
Teneur en K disponible	Risque de croissance non optimale des végétaux	-	pas de seuil : risque dépendant des besoins du végétal et du contexte pédoclimatique					COMIFER, 2015

Teneurs totales en ETMM (mg/kg)	Risque de contamination	à fixer	à fixer par chaque état membre				SMRL, 2024
Teneurs partielles en ETMM (mg/kg)	Risque de contamination	-	Seuils dépendant du contexte pédoclimatique				Villaneau <i>et al.</i> , 2008 ; ADEME
Teneurs (Tx) en polluants organiques (HAP) (mg/kg)	Risque de contamination	4	Tx < 200 µg/kg : sol non contaminé	200 < Tx < 600 µg/kg : sol faiblement contaminé	600 < Tx < 1000 µg/kg : sol contaminé	Tx > 1000 µg/kg : sol fortement contaminé	Maliszewska-Kordybach, 1996
Teneurs en polluants organiques (PCB) (mg/kg)	Risque de contamination (pour les milieux aquatiques)	2	Seuil pour les sédiments de cours d'eau : Total PCB : < 0,68 mg/kg Seuils pour les 7 PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) considérés comme toxiques (perturbateurs endocriniens avérés)				INERIS, 2011
Teneurs en polluants organiques (dioxines, furanes) (mg/kg)	Risque de contamination	-	pas de seuil pour les dioxines/furanes dans les sols français				
Teneurs en polluants organiques (pesticides et métabolites) (mg/kg)	Risque de contamination	-	Pas de seuils réglementaires dans les sols mais certaines limites proposées suivant les usages (ex: chlordécone)				
Teneur en carbone organique couche 0-30 cm	Risque de perte de carbone organique dans le sol	2	voir Rapport C/Arg ou seuil à fixer par chaque état-membre				SMRL, 2023
Rapport Corg/Arg	Risque de perte de carbone organique dans le sol	2	à fixer par chaque état-membre (valeur usuelle : Cor/Arg > 1/13)				SMRL, 2023
Stock de carbone (0-30 cm)	Risque de perte de Carbone organique dans le sol	-	pas de seuil : risque dépendant de l'usage et du contexte pédoclimatique				
Stock de carbone (0-100 cm)							
Fractions du carbone (physiques ou thermiques)							
Fraction de carbone oxydable							
Rapport C/N	Risque d'excès de nutriments dans le sol	?	à fixer par chaque état-membre				SMRL, 2024
Présence d'humus	(sans objet)	-	dépendant de l'usage et du contexte pédoclimatique				
Biomasse moléculaire (microbienne)	Perte de biodiversité	?	En dehors de seuils issus des modèles prédictifs du compartiment microbien (biomasse moléculaire, diversité microbienne et bactérienne), il n'existe pas de seuils actuellement disponibles à l'échelle nationale, mais des seuils sont en cours de finalisation (notamment à l'échelle parcellaire) pour certains indicateurs (microbien, nématodes, lombriciens) dans des programmes de recherche (par exemple Landworm, ProDij) ou des laboratoires d'analyse				SMRL, 2024
Biomasse microbienne							
PLFA totaux							
Diversité des bactéries du sol							
Diversité des champignons du sol							
Abondance des nématodes							
Diversité des nématodes							
Abondance des lombriciens							
Diversité des lombriciens							
Abondance des microarthropodes							
Diversité des microarthropodes							
Abondance des fourmis							
Diversité des fourmis							
Respiration basale du sol							
Activités enzymatiques							
Ratio champignons/bactéries							
Abondance des enchytréides	Perte de biodiversité	?	Pas de seuil actuellement				
Potentiel de minéralisation de N et C	Perte de biodiversité	?	Pas de seuil actuellement				

Annexe 3. Opérationnalité : méthodes de mesure, modalités de quantification

Tableau A4. Méthodes de mesure considérées pour l'analyse de l'opérationnalité des indicateurs.

Groupe	Indicateur	Métrique élémentaire	Référence	
Chimiques	Carbone organique (teneur, g/kg)	Carbone organique (teneur, g/kg)	Plusieurs méthodes normées.	
	pH dans l'eau	pH dans l'eau	NF EN ISO 10390 (1994)	
	P disponible (teneur, g/kg)	P disponible (teneur, g/kg)	Neyroud et Lischer, 2003	
	N total (teneur, g/kg)	N total (teneur, g/kg)	Ros <i>et al.</i> , 2011 ISO 13878	
	CEC	CEC	NF X 31-130 (1999)	
	Polluants inorganiques et métalloïdes (ETMM)	Concentrations pseudo-totales		global : NF X31-147 (HP et eau régale) / HF - acide perchlorique (NF ISO 14869-1 ; SA12A) et la fusion alcaline (ISO 14869-2:2002 ; SA12B) sont listées par le GEMAS et le ICP Forests; Eau régale : NF ISO 11466/NF EN ISO 54321 ; GLOSOLAN-SOP-19 ; SA11, + méthodes analytiques SAA, ICP-OES (NF EN ISO 11885), ICP-MS (EN ISO 17294-2), méthodes spécifiques Hg (ISO 16772- AAS vapeur froide)
		Concentrations partielles et contexte agricole		DTPA : NF X 31-121 ; GLOSOLAN-SOP
		Concentrations partielles et transfert		Cipullo <i>et al.</i> , 2018
		Concentrations partielles et accessibilité santé		NF ISO 17924 : bioaccessibilité orale (UBM du groupe européen BARGE) par ex : Li <i>et al.</i> , 2021; Billmann <i>et al.</i> , 2023
	K disponible (teneur, g/kg)	K disponible (teneur, g/kg)	AFNOR, Recueil de Normes. Qualité des sols. volume, 1999, vol. 1, p. 566.	
	Carbone labile/ fraction	Fractionnement physique		Norme AFNOR NF X 31-516
		Fractionnement Thermique		Delahaie <i>et al.</i> , 2024
		Fraction oxydable au Permanganate		Weil <i>et al.</i> , 2009
	Conductivité électrique	Ece		GLOSOLAN-SOP-08
		Ec 1/5		ISO 11265:1994 ; GLOSOLAN-SOP-07
Polluants organiques (teneur, µg/kg)	Pesticides et métabolites		Froger <i>et al.</i> , 2023	
	PCB - Dioxines - Furanes			
	HAP		NF ISO 18287	
Physiques	Stabilité structurale	Diamètre moyen pondéré (Méthode Le Bissonnais)	NF X31-515 / ISO 10930:2012	
	Granulométrie	Granulométrie	AFNOR X31 107	
	Profondeur (m)	Profondeur (m)		
	Humus	Humus	Zanella <i>et al.</i> , 2018	
	Masse volumique apparente (kg/L)	Masse volumique apparente (kg/L)		
	Conductivité hydraulique à saturation	Conductivité hydraulique à saturation		
	Réservoir Utile Maximal (mm)	Mesuré	norme ISO 11274	
Calculées	Réservoir Utile Maximal (mm)	Estimé par fonctions de pédotransfert	Dobarco <i>et al.</i> , 2019; Roman Dobarco <i>et al.</i> , 2019	
	Cstock (t Carbone)	0-30 cm	Méthode FAO (2019) référencée dans le chapitre 10. Intègre teneur en carbone, densité apparente et profondeur	
	Rapport C/N	Rapport C/N		
	Rapport Corg/%argile	Rapport Corg/%argile	Plusieurs méthodes normées. (European Environment Agency, 2023)	
Biologiques	Microbiologie (Abondance et diversité)	Biomasse moléculaire microbienne (µg ADN/gsol)	NF ISO 11063 (2020), intégrant les modifications de Terrat <i>et al.</i> , 2017; Horrique <i>et al.</i> , 2016	
		Equilibre microbien (ratio Champignons/Bactéries)	Djemiel <i>et al.</i> , 2024 & NF ISO 11063 (2020)	
		Diversité bactérienne (nombre de taxons)	NF ISO 11063 (2020) & (Terrat <i>et al.</i> , 2017)	
		Diversité de champignons (nombre de taxons)	Djemiel <i>et al.</i> , 2024 & NF ISO 11063 (2020)	
		Quantité de carbone et d'azote microbien (biomasse microbienne)	NF ISO 14240-2	
	Nématodes (Abondance et diversité)	Abondance totale et des groupes fonctionnels	ISO 23611-4, 2011	
		Indices nématofauniques	ISO 23611-4, 2011	
	Microarthropode et Mésofaune (Abondance et diversité)	Abondance	ISO 23611-2 (2006)	
		Abondance des groupes fonctionnels	ISO 23611-2 (2006)	
		Richesse et diversité taxonomique	ISO 23611-2 (2006)	
	Enchytraedes (Abondance)	Abondance	ISO 23611-3 (2007)	
	Lombriens (Abondance et diversité)	Abondance	ISO 23611-1 (2006), 2018	
Abondance des groupes fonctionnels		ISO 23611-1 (2006), 2018		
Richesse et diversité taxonomique		ISO 23611-1 (2006), 2018		
Activités	Activité enzymatiques	Déshydrogénase, Beta-Glucosidase, Phosphatases, Arylsulfatase, Uréases	Trevors, 1984 ; méthode colorimétrie ou fluorogène respectivement NF EN ISO 20130, ISO 22939	
	Respiration basale du sol	Respiration basale du sol	norme ISO 16072:2002	
	Potentiel de minéralisation N et C	Potentiel de minéralisation N et C	Norme NF XP U44-163 de 2009	

Tableau A5. Modalités de quantification des critères d'opérationnalité des indicateurs.

Groupe	Critère	Type	Niveau	Score	
Opérationnalité Technique - Crédibilité	Bases scientifiques et conceptuelles	Binaire	Non	0	
			Oui	1	
	Valide et standardisé pour décrire l'état/ les fonctions de l'écosystème	Hiérarchisée	0 - Non mesurable ou absence de technique standardisée	0	
			1 - Mesurable par une technique standardisée niveau recherche avec mesure fiable, précise et robuste (niveau Tier 3) 2 - Mesurable par une technique standardisée niveau labo prestation avec mesure fiable, précise et robuste (niveau Tier 2)	1 2	
Opérationnalité Technique - Faisabilité	Faisabilité technique	Binaire	Non	0	
			Oui	1	
	Existence de bases de données	Hiérarchisée	0 - Pas de données disponibles	0	
			1 - Disponibilité des données ayant une emprise restreinte dans le temps et/ou dans l'espace (niveau Tier 2) 2 - Disponibilité des données sur une emprise nationale et/ou couvrant des périodes de temps longues (niveau Tier 1)	1 2	
Opérationnalité Technique - Capacité à informer	Sensible et mobilisable pour du monitoring	Hiérarchisée	0 - Non	0	
			1 - Oui mais contraintes significatives à la mise en œuvre (échantillonnage) compte-tenu d'une forte variabilité intra-parcellaire ou intra-annuelle	1	
			2 - Oui mais surtout pour du monitoring spatial (faible variabilité temporelle) 3 - Oui pour du monitoring spatial et temporel	2 3	
	Compréhensible et utilisable pour réaliser un bilan/un diagnostic pour favoriser la prise de décision	Hiérarchisée	0 - Pas de valeurs d'existences, seuils ou cibles permettant d'établir un référentiel et/ou non compréhensible	0	
			1 - Compréhensible et associé à un référentiel d'interprétation restreint à certains territoires/périodes de temps (niveau Tier 2) 2 - Compréhensible et associé à un référentiel d'interprétation nationale sur des périodes de temps longues (niveau Tier 1)	1 2	
			0 - Non	0	
Opérationnalité d'usage - Capacité à informer	Pertinence des informations et sensibilisation des usagers pour l'action	Hiérarchisée	1 - Oui mais appropriation par les usagers non scientifique nécessitant une intermédiation (scientifiques, conseillers...) pour l'interprétation et la déclinaison d'actions 2 - Oui avec appropriation au moins partielle d'usagers non scientifiques (agriculteurs, élus,...)	1 2	
			Utilisation des indicateurs pour répondre à un objectif précis	Binaire	Non Oui
	Opérationnalité d'usage - Légitimité	Acceptation des indicateurs	Binaire	Non	0
				Oui	1
Opérationnalité d'usage - Transférabilité (cadre) & Modularité (échelle)	Cadre de mise en œuvre Initiative individuelle / Recherche / Recherche Participative ou Recherche-Action / Prestation de service	Combinaison de situations	Aucune situation	0	
			1 Situation	1	
			2 Situations	2	
			3 Situations	3	
	Pilotage des actions découlant de l'usage des indicateurs Niveau local et/ou territorial	Combinaison de situations	4 Situations	4	
			Aucune	0	
			Local	1	
			Territorial	1	
			Local et territorial	2	

Sigles et abréviations

ACP	Analyse en composantes principales
ADEME	Agence de la transition écologique
ADN	Acide désoxyribonucléique
AEE/EEA	Agence européenne de l'environnement
AFNOR	Association française de normalisation
AOC	Appellation d'origine contrôlée
BCAE	Bonnes conditions agricoles et environnementales
BDAT	Base de données des analyses de terre
BDETM	Base de données des éléments-traces métalliques
BMM	Biomasse moléculaire microbienne
CASH	<i>Comprehensive Assessment of Soil Health</i>
CCP	Coefficient de constructibilité potentielle
CCS	Cartographie conventionnelle des sols
CDTA	Carte départementale des terres agricoles
CEC	Capacité d'échange cationique
CEREMA	Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
COS	Carbone organique du sol
CNRS	Centre national de la recherche scientifique
CSLF	<i>Credibility - Saliency - Legitimacy - Feasibility</i> (Crédibilité - Capacité à informer - Légitimité - Faisabilité)
CSMS	Cartographie des sols basée sur des modélisations statistiques
DDT	Direction départementale des territoires
DEPE	Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (INRAE)
DoneSol	Base de données nationale des informations spatiales pédologiques
DPSIR	<i>Drivers - Pressures - State - Impacts - Responses</i> (Forces - pressions - état - impacts - réponses)
DRAAF	Direction régionale de l'agriculture, de l'alimentation et de la forêt
Ece	Conductivité électrique
ENAF	Espaces naturels, agricoles et forestiers
ENS	Espaces naturels sensibles
ENS	Évaluation numérique des sols
EPCI	Établissement public de coopération intercommunale
ERC	Eviter - Réduire - Compenser (séquence)
ETMM	Élément-trace métallique et métalloïde
EUSO	<i>European union soil observatory</i> (Observatoire européen des sols)
FAO	<i>Food and agriculture organization</i> (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture)
FPT	Fonction de pédotransfert
GES	Gaz à effet de serre
GIS Sol	Groupement d'intérêt scientifique Sol
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
IGCS	Inventaire, gestion et conservation des sols
IGN	Institut national de l'information géographique et forestière
INRAE	Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (depuis 2020)
IQS	Indice de qualité des sols
ISO	<i>International organization for standardization</i> (Organisation internationale de normalisation)
JRC	<i>Joint research center</i> (Centre commun de recherche, Union européenne)
LBC	Label bas carbone
MAEC	Mesures agroenvironnementales et climatiques
MASAF	Ministère de l'Agriculture, de la Souveraineté alimentaire et de la Forêt
MDS	<i>Minimum Data Set</i>
MNHN	Museum national d'histoire naturelle
MO	Matière organique

MOS	Matière organique du sol
MTEECPR	Ministère de la Transition écologique, de l'énergie, du climat et de la prévention des risques
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i> (Etats-Unis)
OAD	Outil d'aide à la décision
OCS GE	Occupation du sol à grande échelle
ODD	Objectif de développement durable
OFB	Office français de la biodiversité
ONF	Office national des forêts
ONG	Organisation non gouvernementale
ONU	Organisation des Nations unies
OPVT	Observatoire participatif des vers de terre
PAC	Politique agricole commune
PADD	Projet d'aménagement et de développement durables
PCB	Polychlorobiphényles
PEAN	Périmètres de protection des espaces naturels et agricoles périurbains
PLFA	<i>Phospho Lipid Fatty acid Analysis</i>
PLU	Plan local d'urbanisme
PLUi	Plan local d'urbanisme intercommunal
PPRN	Plan de prévention des risques naturels
PRA	Petite région agricole
PSN	Plan stratégique national
RMQS	Réseau de mesures de la qualité des sols
RRP	Référentiel régional pédologique
RU	Réservoir en eau utilisable
RUSLE	<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i>
SAU	Surface agricole utile
SCoT	Schéma de cohérence territoriale
SER	<i>Society for Ecological Restoration</i>
SIG	Système d'information géographique
SHS	Sciences humaines et sociales
SMAF	<i>Soil Management Assessment Framework</i>
SMRL	<i>Soil Monitoring and Resilience Law</i> (proposition européenne de directive-cadre sur la surveillance et la résilience des sols)
SNB	Stratégie nationale pour la biodiversité
SQI	<i>Soil Quality Index</i> (IQS)
SRP	Sciences et recherches participatives
TRL	<i>Technology readiness level</i> (niveau de maturité technologique)
UCS	Unité cartographique de sol
UE	Union européenne
USA	<i>United states of America</i> (États-Unis)
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i> (ministère de l'agriculture des États-Unis)
UTCATF	Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie
UTS	Unité typologique de sol
VDT	Ver de terre
VESS	<i>Visual Evaluation of Soil Structure</i>
WHC	<i>Water holding capacity</i>
WoS	<i>Web of science</i>
WRB	<i>World Reference Base for Soil Resources</i>
ZAN	Zéro artificialisation nette
ZAP	Zone agricole protégée

Sources bibliographiques

- AbdelRahman, M.A.E., 2023. An overview of land degradation, desertification and sustainable land management using GIS and remote sensing applications. *Rendiconti Lincei-Scienze Fisiche E Naturali*, 34 (3): 767-808. <https://doi.org/10.1007/s12210-023-01155-3>
- Adhikari, K.; Smith, D.R.; Collins, H.; Hajda, C.; Acharya, B.S.; Owens, P.R., 2022. Mapping Within-Field Soil Health Variations Using Apparent Electrical Conductivity, Topography, and Machine Learning. *Agronomy-Basel*, 12 (5): 16. <https://doi.org/10.3390/agronomy12051019>
- Andrews, S.S.; Karlen, D.L.; Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (6): 1945-1962. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>
- Anne, B.; Geoffroy, S.; Cherel, J.; Warot, G.; Marie, S.; Noël, C.J.; Louis, M.J.; Christophe, S., 2018. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. *Landscape and Urban Planning*, 176: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.019>
- Anthony, M.A.; Bender, S.F.; van der Heijden, M.G.A., 2023. Enumerating soil biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 120 (33): 9. <https://doi.org/10.1073/pnas.2304663120>
- Antoni, V.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Brossard, M.; Le Bas, C.; Stengel, P.; Villanneau, E.; Baize, D.; Barriuso Benito, E.; Bispo, A.; Blanca, Y.; Boulonne, L.; Briand, O.; Cabidoche, Y.-M.; Caria, G.; Brossard, M.; Chéry, P.; Cluzeau, D.; Cousin, I.; Couturier, A.; Decaëns, T.; Denoroy, P.; Dequiedt, S.; Derrière, N.; Desbourdes, S.; Dupuits, E.; Fardeau, J.-C.; Feix, I.; Gabrielle, B.; Gibaud, C.; Guernion, M.; Hartmann, A.; Hénault, C.; Jamagne, M.; Jolivet, C.; Laroche, B.; Le Bas, C.; Le Martret, H.; Lehmann, S.; Lemerrier, B.; Lucas, S.; Malet, J.-P.; Martin, M.; Massad, R.S.; Miskovsky, J.-C.; Moulin, J.; Morard, V.; Nazaret, S.; Pasquier, C.; Péres, G.; Perrin, J.-L.; Perrin, P.; Ranjard, L.; Richard, G.; Richer de Forges, A.; Roger-Estrade, J.; Saby, N.; Sauter, J.; Schnebelen, N.; Stengel, P.; Vibert, M.-A.; Villanneau, E.; Walter, C., 2011. *L'état des sols de France*. Paris: Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols. <https://www.gissol.fr/publications/rapport-sur-letat-des-sols-de-france-2-849>
- Aronson, J.; Floret, C.; Le Floch, E.; Ovalle, C.; Pontanier, R., 1993. Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. I. A View from the South. *Restoration Ecology*, 1 (1): 8-17. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1526-100X.1993.tb00004.x>
- Arrouays, D.; Stengel, P.; Feix, I.; Lesaffre, B.; Morard, V.; Bardy, M.; Bispo, A.; Laroche, B.; Caquet, T.; Juille, F.; Rabut, M.; Soussana, J.-F.; Voltz, M.; Gascuel-Oudou, C., 2022. Le GIS Sol, sa genèse et son évolution au cours des vingt dernières années. *Etude et Gestion des Sols*, 29: 365-379. <https://www.afes.fr/ressources/le-gis-sol-sa-genese-et-son-evolution-au-cours-des-vingt-dernieres-annees/>
- Augusto, L.; Pousse, N.; Achat, D.; Brédoire, F.; Bronner, T.; Durante, S.; Jabiol, B.; Legout, A.; Levillain, J.; Remy, A.; Seynave, I., 2018. Projet INSENSÉ : « Indicateurs de sensibilité des écosystèmes forestiers soumis à une récolte accrue de biomasse ». *Comment préserver les sols forestiers dans un contexte de récolte accrue de bois ?* Paris, France: 2018-06-25. <https://hal.inrae.fr/hal-03193840>
- Baize, D.; Girard, M.C., 2009. *Référentiel pédologique 2008*. Éditions Quae (Savoir-faire), 405 p. <https://edepot.wur.nl/481543>
- Baize, D.; Jabiol, B., 1995. *Guide pour la description des sols*. INRA (Techniques et pratiques), 375 p.
- Balestrat, M.; Barbe, É.; Chery, J.-P.; Lagacherie, P.; Tonneau, J.-P., 2011. Reconnaissance du patrimoine agronomique des sols : une démarche novatrice en Languedoc-Roussillon. *Norois. Environnement, aménagement, société*, (221): 83-96. <https://doi.org/10.4000/norois.3752>
- Ball, B.C.; Batey, T.; Munkholm, L.J., 2007. Field assessment of soil structural quality - a development of the Peerkamp test. *Soil Use and Management*, 23 (4): 329-337. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00102.x>
- Bampa, F.; O'Sullivan, L.; Madena, K.; Sandén, T.; Spiegel, H.; Henriksen, C.B.; Ghaley, B.B.; Jones, A.; Staes, J.; Sturel, S.; Trajanov, A.; Creamer, R.E.; Debeljak, M., 2019. Harvesting European knowledge on soil functions and land management using multi-criteria decision analysis. *Soil Use and Management*, 35 (1): 6-20. <https://doi.org/10.1111/sum.12506>
- Bartkowski, B.; Bartke, S., 2018. Leverage points for governing agricultural soils: A review of empirical studies of European farmers' decision-making. *Sustainability*, 10 (9): 3179. <https://doi.org/10.3390/su10093179>
- Bartkowski, B.; Droste, N.; Ließ, M.; Sidemo-Holm, W.; Weller, U.; Brady, M.V., 2021. Payments by modelled results: A novel design for agri-environmental schemes. *Land Use Policy*, 102: 105230. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105230>
- Baveye, P.C.; Baveye, J.; Gowdy, J., 2016. Soil "Ecosystem" Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Frontiers in Environmental Science*, 4 (41). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>
- Beck, H.E.; Zimmermann, N.E.; McVicar, T.R.; Vergopolan, N.; Berg, A.; Wood, E.F., 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*, 5 (1): 180214. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>
- Bhaduri, D.; Sihi, D.; Bhowmik, A.; Verma, B.C.; Munda, S.; Dari, B., 2022. A review on effective soil health bio-indicators for ecosystem restoration and sustainability. *Frontiers in Microbiology*, 13: 25. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.938481>
- Billet, P., 2016a. La prise en compte de la qualité des sols dans le droit français In: Bispo, A.; Guellier, C.; Martin, E.; Sapjanskas, J.; Soubelet, H.; Chenu, C., eds. *Les sols. Intégrer leur multifonctionnalité pour une gestion durable*. Versailles: Éditions Quae (Savoir faire), 259 p. <https://www.quae.com/produit/1332/9782759223947/les-sols>
- Billet, P., 2016b. *NORMASOL. Recherches sur la protection juridique des fonctions et services du sol. Programme GESSOL (MEDDE/ADEME)*: Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable; Ademe. <https://univ-lyon3.hal.science/hal-02126279/>

- Billmann, M.; Hulot, C.; Pauget, B.; Badreddine, R.; Papin, A.; Pelfrène, A., 2023. Oral bioaccessibility of PTEs in soils: A review of data, influencing factors and application in human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 896: 20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165263>
- Bispo, A.; Jolivet, C., C.; Ranjard, L.; Cluzeau, D.; Hedde, M.; Peres, G., 2017. Mise en place d'outils et bio-indicateurs pertinents de qualité des sols. *Les sols et la vie souterraine : des enjeux majeurs en agroécologie*. QUAE, 328 p. <https://hal.science/hal-01606253>
- Bispo, A.; Schnebelen, N., 2018. Synthèse des outils, indicateurs, référentiels disponibles pour comprendre et piloter la biologie des sols. *Innovations Agronomiques*, 69: 91-100. <https://doi.org/10.15454/DCZJMP>
- Blaikie, P., 2016. *The Political Economy of Soil Erosion in Developing Countries*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315637556>
- Boizard, H.; Peigné, J.; Vian, J.-F.; Duparque, A.; Tomis, V.; Johannes, A.; Métais, P.; Sasal, M., Carolina; Boivin, P.; Roger-Estrade, J., 2019. Visual methods for assessing soil structure in support of a clinical approach in agronomy. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 9 (2): 55-76. <https://isara.hal.science/hal-04103319>
- Bongers, T., 1990. The maturity index - an ecological measure of environmental disturbance based in nematode species composition. *Oecologia*, 83 (1): 14-19. <https://doi.org/10.1007/bf00324627>
- Bonilla-Bedoya, S.; Valencia, K.; Herrera, M.A.; López-Ulloa, M.; Donoso, D.A.; Pezzopane, J.E.M., 2023. Mapping 50 years of contribution to the development of soil quality biological indicators. *Ecological Indicators*, 148: 13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110091>
- Bouleau, G.; Deuffic, P., 2016. Qu'y a-t-il de politique dans les indicateurs écologiques? *Vertigo*, (Volume 16 numéro 2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.17581>
- Boutet, D.; Serrano, J., 2013. Les sols périurbains, diversification des activités et des valeurs. Quelques éléments de comparaison et d'analyse. *Économie rurale. Agricutures, alimentations, territoires*, (338): 05-23. <https://doi.org/10.4000/economierurale.4142>
- Branchu, P.; Marseille, F.; Béchet, B.; Bessière, J.P.; Boithias, L.; Duvigneau, C.; Genesco, P.; Keller, C.; Lambert, M.L.; Laroche, B.; Le Guern, C.; Lemot, A.; Métois, R.; Néel, C.; Sheriff, R., 2022. *MUSE. Intégrer la multifonctionnalité dans les documents d'urbanisme. Rapport et annexes*, 219 p. <https://bibliothèque.ademe.fr/urbanisme-et-batiment/5415-muse-integrer-la-multifonctionnalite-des-sols-dans-les-documents-d-urbanisme.html>
- Brauch, H.G.; Spring, Ú.O., 2009. Securing the ground, grounding security, Desertification land degradation and drought. *UNCCD issue paper*, 2: 52. https://catalogue.unccd.int/843_dldd_eng.pdf
- Brauman, A.; ThoumazEAU, A., 2020. Biofunctool® : un outil de terrain pour évaluer la santé des sols, basé sur la mesure de fonctions issues de l'activité des organismes du sol. *Etude et Gestion des Sols*, 27 (1): 289-304. <https://www.afes.fr/ressources/biofunctool-un-outil-de-terrain-pour-evaluer-la-sante-des-sols-base-sur-la-mesure-de-fonctions-issues-de-lactivite-des-organismes-du-sol/>
- Brunet, Y.; Voltz, M., 2023. Les sols : éléments d'un cycle dynamique. In: Euzen, A.; Eymard, L.; Gaill, F., eds. *Le développement durable à découvert*. CNRS Éditions, p. 78-79. <https://doi.org/10.4000/books.editions-cnrs.10626>
- Buisson, E., 2011. *Community and restoration ecology, importance of disturbance, natural resilience and assembly rules*. Thèse d'Habilitation à Diriger les Recherches - Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse.
- Bünemann, E.K.; Bongiorno, G.; Bai, Z.G.; Creamer, R.E.; De Deyn, G.; de Goede, R.; Flesskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.W.; Mäder, P.; Pulleman, M.; Sukkel, W.; van Groenigen, J.W.; Brussaard, L., 2018. Soil quality - A critical review. *Soil Biology & Biochemistry*, 120: 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Cipullo, S.; Prpich, G.; Campo, P.; Coulon, F., 2018. Assessing bioavailability of complex chemical mixtures in contaminated soils: Progress made and research needs. *Science of the Total Environment*, 615: 708-723. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.321>
- Clarimont, B.; Barbe, É.; Lagacherie, P., 2021. Chapitre 2 - Enjeux autour des terres agricoles et des données pédologiques : point de vue opérationnel d'un service de l'État en région. In: Brennan, J.; Maurel, P.; Plant, R., eds. *Les terres agricoles face à l'urbanisation : De la donnée à l'action, quels rôles pour l'information ?* Versailles: Éditions Quæ (Update Sciences & Technologie), 51-64. <http://books.openedition.org/quae/28335>
- Compagnone, C.; Pribetich, J., 2017. Quand l'abandon du labour interroge les manières d'être agriculteur: Changement de norme et diversité des modèles d'agriculture. *Revue Française de Socio-Économie*, n° 18 (1): 101-121. <https://doi.org/10.3917/rfse.018.0101>
- Consalès, J.-N.; Blanchart, A.; Séré, G.; Vidal-Beaudet, L.; Schwartz, C., 2022. Le sol, une ressource à considérer dans les stratégies d'aménagement des villes : mise en place d'une démarche collaborative pour construire un outil d'aide à la décision d'affectation des sols. *Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace*, 27. <https://doi.org/10.4000/paysage.31354>
- Czúcz, B.; Keith, H.; Maes, J.; Driver, A.; Jackson, B.; Nicholson, E.; Kiss, M.; Obst, C., 2021. Selection criteria for ecosystem condition indicators. *Ecological Indicators*, 133: 108376. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108376>
- de Bello, F.; Lavorel, S.; Hallett, L.M.; Valencia, E.; Garnier, E.; Roscher, C.; Conti, L.; Galland, T.; Goberna, M.; Májeková, M.; Montesinos-Navarro, A.; Pausas, J.G.; Verdú, M.; E-Vojtkó, A.; Götzenberger, L.; Lepš, J., 2021. Functional trait effects on ecosystem stability: assembling the jigsaw puzzle. *Trends in Ecology & Evolution*, 36 (9): 822-836. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.05.001>
- De Groot, J.J.; Brus, D.J.; Bierkens, M.F.P.; Knotters, M., 2006. *Sampling for Natural Resource Monitoring*. Heidelberg: (Springer).
- Delahaie, A.A.; Cécillon, L.; Stojanova, M.; Abiven, S.; Arbelet, P.; Arrouays, D.; Baudin, F.; Bispo, A.; Boulonne, L.; Chenu, C.; Heinonsalo, J.; Jolivet, C.; Karhu, K.; Martin, M.P.; Pacini, L.; Poeplau, C.; Ratié, C.; Roudier, P.; Saby, N.P.A.; Savignac, F.; Barré, P., 2024. Investigating the complementarity of thermal and physical soil organic carbon fractions. *EGU Sphere*, 2024: 1-25. <https://doi.org/10.5194/egusphere-2024-197>
- Djemiel, C.; Dequiedt, S.; Horrigue, W.; Bailly, A.; Lelièvre, M.; Tripied, J.; Guillaud, C.; Perrin, S.; Comment, G.; Saby, N.P.A.; Jolivet, C.; Bispo, A.; Boulonne, L.; Pierart, A.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Maron, P.A.; Terrat, S.; Ranjard, L., 2024. Unraveling biogeographical patterns and environmental drivers of soil fungal diversity at the French national scale. *Soil*, 10 (1): 251-273. <https://doi.org/10.5194/soil-10-251-2024>

- Dobarco, M.R.; Cousin, I.; Le Bas, C.; Martin, M.P., 2019. Pedotransfer functions for predicting available water capacity in French soils, their applicability domain and associated uncertainty. *Geoderma*, 336: 81-95. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.022>
- Dokoutchaev, V.V., 1893. *Russian Chernozems. (Russian Chernozems)*.
- Dominati, E.J.; Mackay, A.D.; Bouma, J.; Green, S., 2016. An ecosystems approach to quantify soil performance for multiple outcomes: the future of land evaluation? *Soil Science Society of America Journal*, 80 (2): 438-449. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.07.0266>
- Domínguez-Haydar, Y.; Velásquez, E.; Carmona, J.; Lavelle, P.; Chavez, L.F.; Jiménez, J.J., 2019. Evaluation of reclamation success in an open-pit coal mine using integrated soil physical, chemical and biological quality indicators. *Ecological Indicators*, 103: 182-193. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.015>
- Donadieu, P.; Rémy, E.; Girard, M.-C., 2016. Les sols peuvent-ils devenir des biens communs? *Natures Sciences Sociétés*, 24 (3): 261-269. <https://doi.org/10.1051/nss/2016025>
- Donnars, C.; Tibi, A.; Caillaud, M.A.; Dashkina, R.; Girard, A.; Leenhardt, S.; Lelievre, V.; Le Perchec, S.; Paresys, L.; Richard, G., 2021. *Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études en éclairage des politiques et du débat publics (version 2 – Novembre 2021)*: INRAE DEPE, 63 p. <https://doi.org/10.15454/tkna-4w25>
- Doran, J.W.; Zeiss, M.R., 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15 (1): 3-11. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6)
- Duflo, E., 2017. The economist as plumber. *American Economic Review*, 107 (5): 1-26. <https://doi.org/10.3386/w23213>
- Ehrlich, P.; Walker, B., 1998. Roundtable: Rivets and redundancy. *BioScience*, 48 (5): 387-387. <https://doi.org/10.2307/1313377>
- European Environment Agency, 2023. *Soil monitoring in Europe – Indicators and thresholds for soil quality assessments*. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2800/956606>
- Faber, J.H.; Cousin, I.; Meurer, K.H.E.; Hendriks, C.M.J.; Bispo, A.; Viketoft, M.; ten Damme, L.; Montagne, D.; Hanegraaf, M.C.; Gillikin, A.; Kuikman, P.; Obiang-Ndong, G.; Bengtsson, J.; Taylor, A., 2022. *Stocktaking for Agricultural Soil Quality and Ecosystem Services Indicators and their Reference Values*: EJP SOIL Internal Project SIREN Deliverable 2. Report, 153.
- Fadil, A.; El Wahidi, F., 2023. Vers une nouvelle classification des modèles d'évaluation et de prédiction de l'érosion hydrique. *Physio-Géo*, 19. <https://doi.org/10.4000/physio-geo.15783>
- Faith, D.P., 2021. Valuation and Appreciation of Biodiversity: The "Maintenance of Options" Provided by the Variety of Life. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.635670>
- FAO, 2006. *Guidelines for soil description - Fourth edition*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 109 p. <https://www.fao.org/4/a0541e/a0541e.pdf>
- FAO, 2019a. *Measuring and Modelling Soil Carbon Stocks and Stock Changes in Livestock Production Systems: Guidelines for Assessment (Version 1)-Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership*. Rome: FAO, 170 p. <https://www.fao.org/3/CA2934EN/ca2934en.pdf>
- FAO, 2019b. *Outcome document of the Global Symposium on Soil Erosion*. Rome: FAO. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/e5717cbe-ac10-414e-bcb9-33aeb87fbbed/content>
- Farewell, T.S., 2006. LEGROS, J.-P. 2006. Mapping of the Soil. First published 1996 as Cartographie des Sols by Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne. Translated from French by V. A. K. Sharma. xv 411 pp. Enfield, Jersey, Plymouth: Science Publishers. Price £42.00 (hard covers). ISBN 1 57808 363 X. *Geological Magazine*, 143 (4): 551-552. <https://doi.org/10.1017/S0016756806222489>
- Farinetti, A., 2013. La protection juridique de la qualité du sol au prisme du droit de l'eau. *Environnement et développement durable*, (N°6 étude 17): 143-157.
- Fine, A.K.; van Es, H.M.; Schindelbeck, R.R., 2017. Statistics, Scoring Functions, and Regional Analysis of a Comprehensive Soil Health Database. *Soil Science Society of America Journal*, 81 (3): 589-601. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.09.0286>
- Forsyth, T., 2007. Sustainable livelihood approaches and soil erosion risks: Who is to judge? *International Journal of Social Economics*, 34 (1/2): 88-102. <https://doi.org/10.1108/03068290710723381>
- Fournil, J.; Kon Kam King, J.; Granjou, C.; Cécillon, L., 2018. Le sol : enquête sur les mécanismes de (non) émergence d'un problème public environnemental. *Vertigo*, (Volume 18 numéro 2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.20433>
- Friedlingstein, P.; O'Sullivan, M.; Jones, M.W.; Andrew, R.M.; Bakker, D.C.E.; Hauck, J.; Landschützer, P.; Le Quéré, C.; Lujikx, I.T.; Peters, G.P.; Peters, W.; Pongratz, J.; Schwingshackl, C.; Sitch, S.; Canadell, J.G.; Ciais, P.; Jackson, R.B.; Alin, S.R.; Anthoni, P.; Barbero, L.; Bates, N.R.; Becker, M.; Bellouin, N.; Decharme, B.; Bopp, L.; Brasika, I.B.M.; Cadule, P.; Chamberlain, M.A.; Chandra, N.; Chau, T.T.T.; Chevallier, F.; Chini, L.P.; Cronin, M.; Dou, X.Y.; Enyo, K.; Evans, W.; Falk, S.; Feely, R.A.; Feng, L.; Ford, D.J.; Gasser, T.; Ghattas, J.; Gkritzalis, T.; Grassi, G.; Gregor, L.; Gruber, N.; Gürses, Ö.; Harris, I.; Hefner, M.; Heinke, J.; Houghton, R.A.; Hurtt, G.C.; Iida, Y.; Ilyina, T.; Jacobson, A.R.; Jain, A.; Jarníková, T.; Jersild, A.; Jiang, F.; Jin, Z.; Joos, F.; Kato, E.; Keeling, R.F.; Kennedy, D.; Goldewijk, K.K.; Knauer, J.; Korsbakken, J.I.; Körtzinger, A.; Lan, X.; Lefèvre, N.; Li, H.M.; Liu, J.J.; Liu, Z.Q.; Ma, L.; Marland, G.; Mayot, N.; McGuire, P.C.; McKinley, G.A.; Meyer, G.; Morgan, E.J.; Munro, D.R.; Nakaoka, S.I.; Niwa, Y.; O'Brien, K.M.; Olsen, A.; Omar, A.M.; Ono, T.; Paulsen, M.; Pierrot, D.; Pocolter, K.; Poulter, B.; Powis, C.M.; Reshder, G.; Resplandy, L.; Robertson, E.; Rödenbeck, C.; Rosan, T.M.; Schwinger, J.; Séférian, R.; Smallman, T.L.; Smith, S.M.; Sospedra-Alfonso, R.; Sun, Q.; Sutton, A.J.; Sweeney, G.; Tans, P.P.; Tian, H.Q.; Tilbrook, B.; Tsujino, H.; Tubiello, F.; van der Werf, G.R.; van Ooijen, E.; Wanninkhof, R.; Watanabe, M.; Wilmart-Rousseau, C.; Yang, D.X.; Yang, X.J.; Yuan, W.P.; Yue, X.; Zaehle, S.; Zeng, J.Y.; Zheng, B., 2023. Global Carbon Budget 2023. *Earth System Science Data*, 15 (12): 5301-5369. <https://doi.org/10.5194/essd-15-5301-2023>

- Froger, C.; Jolivet, C.; Budzinski, H.; Pierdet, M.; Caria, G.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Bispo, A., 2023. Pesticide Residues in French Soils: Occurrence, Risks, and Persistence. *Environmental Science & Technology*, 57 (20): 7818-7827. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09591>
- Gann, G.D.; McDonald, T.; Walder, B.; Aronson, J.; Nelson, C.R.; Jonson, J.; Hallett, J.G.; Eisenberg, C.; Guariguata, M.R.; Liu, J.G.; Hua, F.Y.; Echeverria, C.; Gonzales, E.; Shaw, N.; Decler, K.; Dixon, K.W., 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27: S3-S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- Gascuel-Oudou, C.; Renault, P.; Antoni, V.; Arrouays, D.; Bougon, N.; Denys, S.; Fiquepron, J.; François, Y.; Ilf, A.; Joassard, I.; Kaszynski, M.; Laville, P.; Bas, C.L.; Vaudour, E., 2023. Quelles perspectives scientifiques et techniques pour l'inventaire et la surveillance des sols en France : Quels besoins en données, comment mieux les acquérir, les diffuser, les utiliser ? *Etude et Gestion des Sols*. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_2023_30_Gascuel_51-64.pdf
- Gauthier, N., 2020. Écologiser une frontière agri-urbaine dans le Val-de-Marne. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 14 (4). <https://doi.org/10.4000/rac.12616>
- Gautronneau, Y.; Manichon, H., 1987. *Guide méthodique du profil cultural*. CERF-ISARA/GEARA-INAPG. https://agriressources.fr/fileadmin/user_upload/Auvergne-Rhone-Alpes/177_Eve-agriressources/fertisols/RESSOURCES/Diagnostic/ISARA_Lyon_guide_test_de_beche_9.pdf
- Girard, M.-C.; Schwartz, C.; Jabiol, B., 2023. Chapitre 1. Les sols de la terre. *Etude des sols*. Dunod, p. 1-12. <https://stm.cairn.info/etude-des-sols--9782100857449?lang=fr>
- Gouée, P.; Marie, M.; Cantat, O.; Bensaïd, A., 2010. DÉMÉTER : une démarche originale pour maîtriser la consommation du foncier agricole liée à l'étalement urbain. *OPDE Outils pour Décider Ensemble* Montpellier 25-26 octobre 2010. https://www.researchgate.net/publication/49136410_DEMETER_une_demarche_originale_pour_maîtriser_la_consommation_du_foncier_agricole_liee_a_l'etalement_urbain
- Greiner, L.; Keller, A.; Grêt-Regamey, A.; Papritz, A., 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy*, 69: 224-237. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>
- Griffiths, B.S.; Römbke, J.; Schmelz, R.M.; Scheffczyk, A.; Faber, J.H.; Bloem, J.; Pérès, G.; Cluzeau, D.; Chabbi, A.; Suhadolc, M.; Sousa, J.P.; da Silva, P.M.; Carvalho, F.; Mendes, S.; Morais, P.; Francisco, R.; Pereira, C.; Bonkowski, M.; Geisen, S.; Bardgett, R.D.; de Vries, F.T.; Bolger, T.; Dirilgen, T.; Schmidt, O.; Winding, A.; Hendriksen, N.B.; Johansen, A.; Philippot, L.; Plassart, P.; Bru, D.; Thomson, B.; Griffiths, R.I.; Bailey, M.J.; Keith, A.; Rutgers, M.; Mulder, C.; Hannula, S.E.; Creamer, R.; Stone, D., 2016. Selecting cost effective and policy-relevant biological indicators for European monitoring of soil biodiversity and ecosystem function. *Ecological Indicators*, 69: 213-223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.023>
- Grimonprez, B., 2019. Le droit au service de la justice foncière du XXIe siècle. In: Dominique, P.; Pierre, B.; Benoît, G., eds. *La terre en commun : plaidoyer pour une justice foncière*. Paris: Fondation Jean-Jaurès. <https://hal.science/hal-02916253>
- Guimaraes, R.M.L.; Ball, B.C.; Tormena, C.A., 2011. Improvements in the visual evaluation of soil structure. *Soil Use and Management*, 27 (3): 395-403. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x>
- Haines-Young, R.; Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G.; Frid, C.L.J., eds. *Ecosystem Ecology : a new synthesis*. Cambridge: CUP. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>
- Hajer, M.A., 2005. *The politics of environmental discourse: ecological modernization and the policy process*. Oxford: Clarendon Press.
- Hallsworth, E.G., 1987. *Anatomy, physiology and psychology of erosion*. Chichester: J. Wiley (IFIAS monograph).
- Haslmayr, H.P.; Geitner, C.; Sutor, G.; Knoll, A.; Baumgarten, A., 2016. Soil function evaluation in Austria - Development, concepts and examples. *Geoderma*, 264: 379-387. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.023>
- Hassenteufel, P., 2010. Les processus de mise sur agenda : sélection et construction des problèmes publics. *Informations sociales*, n° 157 (1): 50-58. <https://doi.org/10.3917/inso.157.0050>
- Heal, G.M.; Daily, G.; Ehrlich, P.; Salzman, J.E.; Boggs, C.; Hellman, J.; Hughes, J.; Kremen, C.; Ricketts, T., 2001. Protecting Natural Capital Through Ecosystem Service Districts. SSRN. <https://doi.org/10.2139/ssrn.279114>
- Hermon, C., 2018. La protection du sol en droit. In: Hermon, C., ed. *Services écosystémiques et protection des sols : Analyses juridiques et éclairages agronomiques*. Versailles: Éditions Quæ. <http://books.openedition.org/quae/30685>
- Herrick, J.E.; Jones, T.L., 2002. A dynamic cone penetrometer for measuring soil penetration resistance. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (4): 1320-1324. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1320>
- Hervé-Fournereau, N., 2009. Le principe d'intégration. *Droit et politiques de l'environnement*. La Documentation Française, 31-40. <https://shs.hal.science/halshs-00428707>
- Horrigue, W.; Dequiedt, S.; Prévost-Bouré, N.C.; Jolivet, C.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2016. Predictive model of soil molecular microbial biomass. *Ecological Indicators*, 64: 203-211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.004>
- Houllier, F.; Joly, P.-B.; Merillhou-Goudard, J.-B., 2017. Dossier Des recherches participatives dans la production des savoirs liés à l'environnement - Les sciences participatives : une dynamique à conforter. *Natures Sciences Sociétés*, 25 (4): 418-423. <https://doi.org/10.1051/nss/2018005>
- INRA Unité InfoSol, 2015. *Dictionnaire des données DoneSol 3, Version du 1er novembre 2015*. 470 p. https://dw4.gissol.fr/fichiers/dictionnaire_donesol_igcs_latest.pdf
- Israel-Jost, V., 2015. L'attribution d'autorité à la science: Approche néopopérienne du problème. *Cahiers philosophiques*, n° 142 (3): 53-72. <https://doi.org/10.3917/caph.142.0053>
- Jasanoff, S., 2010. *States of knowledge: the co-production of science and social order*. London: Routledge (*International library of sociology*). <http://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/17555/1/20.pdf>

- Jaunatre, R., 2012. *Dynamique et restauration d'une steppe méditerranéenne après changements d'usages (La Crau, Bouches-du-Rhône, France)*. Université d'Avignon. <https://theses.hal.science/tel-00862398>
- Jeffery, S.; Verheijen, F.G.A., 2020. A new soil health policy paradigm: Pay for practice not performance! *Environmental Science & Policy*, 112: 371-373. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.07.006>
- Jónsson, J.Ö.G.; Davíðsdóttir, B.; Jónsdóttir, E.M.; Kristinsdóttir, S.M.; Ragnarsdóttir, K.V., 2016. Soil indicators for sustainable development: A transdisciplinary approach for indicator development using expert stakeholders. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232: 179-189. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.009>
- Juerges, N.; Hagemann, N.; Bartke, S., 2018. A tool to analyse instruments for soil governance: the REEL-framework. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 20 (5): 617-631. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2018.1474731>
- Juerges, N.; Hansjürgens, B., 2018. Soil governance in the transition towards a sustainable bioeconomy – A review. *Journal of Cleaner Production*, 170: 1628-1639. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.143>
- Karimi, B.; Chemidlin Prévost-Bouré, N.; Dequiedt, S.; Terrat, S.; Ranjard, L., 2018. *Atlas français des bactéries du sol*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris ; Biotope, Mèze (*Hors collection ; 41*), 192 p. <https://sciencepress.mnhn.fr/fr/collections/hors-collection/atlas-francais-des-bacteries-du-sol>
- Karlen, D.L.; Mausbach, M.J.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F.; Schuman, G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61 (1): 4-10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Keller, C.; Lambert-Habib, M.-L.; Robert, S.; Ambrosi, J.-P.; Rabot, É., 2012. Méthodologie pour la prise en compte des sols dans les documents d'urbanisme : application à deux communes du bassin minier de Provence. *Sud-Ouest européen. Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, (33): 11-24. <https://doi.org/10.4000/soe.173>
- Keuskamp, J.A.; Dingemans, B.J.J.; Lehtinen, T.; Sarneel, J.M.; Hefting, M.M., 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 4 (11): 1070-1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12097>
- Kibblewhite, M.G.; Ritz, K.; Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1492): 685-701. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2178>
- Langlais, A., 2015. L'appréhension juridique de la qualité des sols agricoles par le prisme des services écosystémiques. *Revue de droit rural*, (435): 28-33. <https://univ-rennes.hal.science/hal-01207318>
- Laroche, B.; Almeida Falcon, J.-L.; Boukir, H.; Cousin, I.; Chenu, J.-P.; Girot, G.; Guerrier, S.; Héliès, F.; Le Bas, C.; Lehmann, S.; Leroux, E.; Ramdani, F.; Laouali-Abdou, S.; Richer-De-Forges, A.C.; Robert, J.; Schellenberger, A.; Templier, Y.; Tientcheu, E., 2024. Le programme Inventaire Gestion et Conservation des Sols IGCS. *La connaissance des sols au services des projets de Territoire*. Montpellier, France: 2024-04-23. <https://hal.science/hal-04595742>
- Larson, W.E.; Pierce, F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. *Evaluation for sustainable land management in the developing world*, 2.
- Lecerf, A., 2017. Methods for estimating the effect of litterbag mesh size on decomposition. *Ecological Modelling*, 362: 65-68. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.08.011>
- Lehmann, J.; Bossio, D.A.; Kögel-Knabner, I.; Rillig, M.C., 2020. The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1 (10): 544-553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
- Li, J.; Zhou, D.-d.; Chen, S.; Yan, H.-b.; Yang, X.-q., 2021. Spatial associations between tree regeneration and soil nutrient in secondary Picea forest in Guandi Mountains, Shanxi, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 32 (7): 2363-2370. <https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.202107.006>
- Lin, Z.B.; Schneider, A.; Sterckeman, T.; Nguyen, C., 2016. Ranking of mechanisms governing the phytoavailability of cadmium in agricultural soils using a mechanistic model. *Plant and Soil*, 399 (1-2): 89-107. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2663-6>
- Lu, Q.F.; Liu, T.T.; Wang, N.Q.; Dou, Z.C.; Wang, K.G.; Zuo, Y.M., 2020. A review of soil nematodes as biological indicators for the assessment of soil health. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 7 (3): 275-281. <https://doi.org/10.15302/j-fase-2020327>
- Manning, P.; van der Plas, F.; Soliveres, S.; Allan, E.; Maestre, F.T.; Mace, G.; Whittingham, M.J.; Fischer, M., 2018. Redefining ecosystem multifunctionality. *Nat Ecol Evol*, 2 (3): 427-436. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0461-7>
- Marschner, P., 2012. *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*. London, UK: Elsevier, Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-63043-9>
- Marseille, F.; Boithias, L.; Lamari, S., 2019. *Quelle prise en compte des sols dans les documents d'urbanisme ?* Paris: Cerema. <http://www.cerema.fr/fr/actualites/quelle-prise-compte-sols-documents-urbanisme-premier-rapport>
- Martin-Scholz, A.; Mayere, A.; Barbe, E.; Valette, E.; Maurel, P., 2013. Quand l'information échappe à ses créateurs. Le cas de l'artificialisation des terres agricoles en Languedoc-Roussillon. *Études de communication*, 40. <https://doi.org/10.4000/edc.5199>
- Mazzon, M.; Cavani, L.; Ciavatta, C.; Campanelli, G.; Burgio, G.; Marzadori, C., 2021. Conventional versus organic management: application of simple and complex indexes to assess soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 322: 107673. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107673>
- McBratney, A.; Field, D.J.; Koch, A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma*, 213: 203-213. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>
- McConnell, K.E., 1983. An economic model of soil conservation. *American Journal of Agricultural Economics*, 65 (1): 83-89. <https://doi.org/10.2307/1240340>
- Meynier, A., 2020. *Réflexions sur les concepts en droit de l'environnement*. LGDJ (Thèses), 624 p.

- Mouchet, M.A.; Paracchini, M.L.; Schulp, C.J.E.; Stürck, J.; Verkerk, P.J.; Verburg, P.H.; Lavorel, S., 2017. Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecological Indicators*, 73: 23-28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.026>
- Néel, C.; Boithias, L.; Duplanil, E.; Duvigneau, C.; Le Guern, C.; Métois, R.; Béchet, B.; Marseille, F.; Branchu, P., 2022. *Qualité des sols et urbanisme. Construire une méthodologie adaptée aux besoins des territoires et favoriser son appropriation*: Ademe, 122. https://doc.cerema.fr/Default/doc/SYRACUSE/592638/qualite-des-sols-et-urbanisme-construire-une-methodologie-adaptee-aux-besoins-des-territoires-et-fav?_lg=fr-FR
- Neyroud, J.-A.; Lischer, P., 2003. Do different methods used to estimate soil phosphorus availability across Europe give comparable results? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166 (4): 422-431. <https://doi.org/10.1002/jpln.200321152>
- Niemeijer, D.; de Groot, R.S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8 (1): 14-25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>
- Nortjé, G.P.; Laker, M.C., 2021. Factors That Determine the Sorption of Mineral Elements in Soils and Their Impact on Soil and Water Pollution. *Minerals*, 11 (8): 20. <https://doi.org/10.3390/min11080821>
- O'Sullivan, L.; Wall, D.; Creamer, R.; Bampa, F.; Schulte, R.P.O., 2018. Functional Land Management: Bridging the Think-Do-Gap using a multi-stakeholder science policy interface. *Ambio*, 47 (2): 216-230. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0983-x>
- Obriot, F.; Stauffer, M.; Goubard, Y.; Cheviron, N.; Peres, G.; Eden, M.; Revallier, A.; Vieublé-Gonod, L.; Houot, S., 2016. Multi-criteria indices to evaluate the effects of repeated organic amendment applications on soil and crop quality. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 232: 165-178. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.004>
- Orgiazzi, A.; Ballabio, C.; Panagos, P.; Jones, A.; Fernández-Ugalde, O., 2018. LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. *European Journal of Soil Science*, 69 (1): 140-153. <https://doi.org/10.1111/ejss.12499>
- Ost, F., 1995. *La nature hors la loi. L'écologie à l'épreuve du droit*. Paris: La Découverte, 346 p.
- Party, J.P.; Sauter, J.; Lux, M.; Muller, N., 2014. Classement des sols et classement des terres pour l'aménagement foncier. Méthodes et adaptation en Alsace. *Etude et Gestion des Sols*, 21: 61-76. https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_21_1_2105_Party_61_76.pdf
- Pieper, S.; Frauenstein, J.; Ginzky, H.; Glante, F.; Grimski, D.; Kotschik, P.; Marx, K.; Biegel-Engler, A., 2023. The upcoming European Soil Health Law – chances and challenges for an effective soil protection. *Scientific Opinion Paper - German Environment Agency*: 37 p. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/the-upcoming-european-soil-health-law-chances>
- Piron, D.; Boizard, H.; Heddadj, D.; Pérès, G.; Hallaire, V.; Cluzeau, D., 2017. Indicators of earthworm bioturbation to improve visual assessment of soil structure. *Soil & Tillage Research*, 173: 53-63. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.10.013>
- Plant, R.; Maurel, P.; Ruoso, L.-É.; Barbe, É.; Brennan, J., 2021. Synthèse. De la donnée à l'intelligence collective sur les terres agricoles périurbaines : quels rôles pour l'information, les savoirs et l'action ? *Les terres agricoles face à l'urbanisation : De la donnée à l'action, quels rôles pour l'information ?* Versailles: Éditions Quæ (Update Sciences & Technologie), 249-268. <http://books.openedition.org/quae/28505>
- Pollock, L.J.; O'Connor, L.M.J.; Mokany, K.; Rosauer, D.F.; Talluto, M.V.; Thuiller, W., 2020. Protecting Biodiversity (in All Its Complexity): New Models and Methods. *Trends in Ecology & Evolution*, 35 (12): 1119-1128. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.08.015>
- Pollock, L.J.; Thuiller, W.; Jetz, W., 2017. Large conservation gains possible for global biodiversity facets. *Nature*, 546 (7656): 141-144. <https://doi.org/10.1038/nature22368>
- Prager, K.; Schuler, J.; Helming, K.; Zander, P.; Ratering, T.; Hagedorn, K., 2011. Soil degradation, farming practices, institutions and policy responses: An analytical framework. *Land Degradation & Development*, 22 (1): 32-46. <https://doi.org/10.1002/ldr.979>
- Pülzl, H.; Rametsteiner, E., 2009. Indicator development as 'boundary spanning' between scientists and policy-makers. *Science and Public Policy*, 36 (10): 743-752. <https://doi.org/10.3152/030234209X481987>
- Rabot, E.; Guisresse, M.; Pittatore, Y.; Angelini, M.; Keller, C.; Lagacherie, P., 2022. Development and spatialization of a soil potential multifunctionality index for agriculture (Agri-SPMI) at the regional scale. Case study in the Occitanie region (France). *Soil Security*, 6: 100034. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2022.100034>
- Ranjard, L., 2016. *AgriInnov Tester les Indicateurs de l'état biologique des sols en lien avec les pratiques agricoles*. https://agriressources.fr/fileadmin/user_upload/Auvergne-Rhone-Alpes/177_Eve-agriressources/fertisols/RESSOURCES/Diagnostic/Nov2015-Comifer-Gemas-ARTICLE-RANJARD.pdf
- Ranjard, L., 2020. Sciences participatives au service de la qualité écologique des sols. *Génie écologique*. <https://doi.org/10.51257/a-v-1-ge1074>
- Renzi, G.; Canfora, L.; Salvati, L.; Benedetti, A., 2017. Validation of the soil Biological Fertility Index (BFI) using a multidimensional statistical approach: A country-scale exercise. *Catena*, 149: 294-299. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.002>
- Richelle, L., 2019. *De la fertilité des sols à la santé de la terre. Retour sur un processus d'apprentissage collectif visant l'évaluation de la santé des sols cultivés en agriculture paysanne*. Université de Namur. https://pure.unamur.be/ws/portalfiles/portal/41280240/2019_RichelleL_these.pdf
- Robert, S.; Ajmone-Marsan, F.; Ambrosi, J.P.; Biasioli, M.; Cormier, C.; Criquet, S.; Keller, C.; Lambert-Habib, M.L.; Rabot, E., 2013. *Préconisation d'utilisation des sols et qualité des sols en zone urbaine et péri-urbaine – Application du bassin minier de Provence*: Ademe, 273-p. rapport de recherche. <https://hal.science/hal-01787627>
- Robinson, D.A.; Fraser, I.; Dominati, E.J.; Davíðsdóttir, B.; Jónsson, J.O.G.; Jones, L.; Jones, S.B.; Tuller, M.; Lebron, I.; Bristow, K.L.; Others, 2014. On the value of soil resources in the context of natural capital and ecosystem service delivery. *Soil Science Society of America Journal*, 78 (3): 685-700. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.01.0017>

- Roman Dobarco, M.; Cousin, I.; Le Bas, C.; Martin, M., 2019. Pedotransfer functions for predicting available water capacity in French soils, their applicability domain and associated uncertainty. *Geoderma*, 336: 81 - 95. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.022>
- Ros, G.H.; Temminghoff, E.J.M.; Hoffland, E., 2011. Nitrogen mineralization: a review and meta-analysis of the predictive value of soil tests. *European Journal of Soil Science*, 62 (1): 162-173. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01318.x>
- Rossiter, D.G., 1995. Economic land evaluation: why and how. *Soil Use and Management*, 11 (3): 132-140. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1995.tb00511.x>
- Ruiz, F.; Cherubin, M.R.; Ferreira, T.O., 2020. Soil quality assessment of constructed Technosols: Towards the validation of a promising strategy for land reclamation, waste management and the recovery of soil functions. *Journal of Environmental Management*, 276: 11. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111344>
- Schulte, R.P.O.; Bampa, F.; Bardy, M.; Coyle, C.; Creamer, R.E.; Fealy, R.; Gardi, C.; Ghaley, B.B.; Jordan, P.; Laudon, H.; O'Donoghue, C.; Ó'hUallacháin, D.; O'Sullivan, L.; Rutgers, M.; Six, J.; Toth, G.L.; Vrebos, D., 2015. Making the Most of Our Land: Managing Soil Functions from Local to Continental Scale. *Frontiers in Environmental Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00081>
- Serrano, J.; Vianey, G., 2014. Patrimonialiser des activités agricoles pour banaliser la consommation d'espaces agricoles périurbains : réflexions à partir du cas de l'agglomération de Tours. *Géographie, économie, société*, 16 (3): 297-314. <https://doi.org/10.3166/ges.16.297-314>
- Shepherd, G., 2000. *Visual soil assessment: field guide for cropping*: Landcare Research. <https://orgprints.org/30582/>
- Soenen, B.; Henaff, M.; Lagrange, H.; Lanckriet, E.; Schneider, A.; Duval, R.; Streibig, J.-L., 2021. *Méthode Label Bas-Carbone Grandes Cultures (version 1.0)*, 133p. <https://label-bas-carbone.ecologie.gouv.fr/la-methode-grandes-cultures>
- Spake, R.; Barajas-Barbosa, M.P.; Blowes, S.A.; Bowler, D.E.; Callaghan, C.T.; Garbowski, M.; Jurburg, S.D.; van Klink, R.; Korell, L.; Ladouceur, E.; Rozzi, R.; Viana, D.S.; Xu, W.B.; Chase, J.M., 2022. Detecting Thresholds of Ecological Change in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 47: 797-821. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112420-015910>
- Star, S.L.; Griesemer, J.R., 1989. Institutional Ecology, 'Translations' and Boundary Objects: Amateurs and Professionals in Berkeley's Museum of Vertebrate Zoology, 1907-39. *Social Studies of Science*, 19(3): 387-420. <https://doi.org/10.1177/030631289019003001>
- Stevens, A.W., 2018. The economics of soil health. *Food Policy*, 80: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2018.08.005>
- Styc, Q.; Lagacherie, P., 2019. What is the Best Inference Trajectory for Mapping Soil Functions: An Example of Mapping Soil Available Water Capacity over Languedoc Roussillon (France). *Soil Systems*, 3 (2): 17. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3020034>
- Tafari, C.; Jouve, J., 2023. Penser l'usage agri-environnemental des sols : un enjeu pour un aménagement durable du territoire: L'exemple de la Balagne en Corse. 17-pages. <https://doi.org/10.58110/ESTATE-TG55>
- Te Wierik, S.A.; Gupta, J.; Cammeraat, E.L.H.; Artzy-Randrup, Y.A., 2020. The need for green and atmospheric water governance. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Water*, 7 (2): 20. <https://doi.org/10.1002/wat2.1406>
- Terrat, S.; Horrigue, W.; Dequiedt, S.; Saby, N.P.A.; Lelièvre, M.; Nowak, V.; Tripied, J.; Régnier, T.; Jolivet, C.; Arrouays, D.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Karimi, B.; Bispo, A.; Maron, P.A.; Prévost-Bouré, N.C.; Ranjard, L., 2017. Mapping and predictive variations of soil bacterial richness across France. *Plos One*, 12 (10): 19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186766>
- Tomis, V.; Duparque, A.; Boizard, H., 2019. Development of the "mini 3D soil profile" - A visual method derived from the "profil cultural". *Soil & Tillage Research*, 194: 8. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.06.002>
- Trevors, J.T., 1984. Dehydrogenase Activity in Soil: A Comparison Between the INT and TTC Assay. *Soil Biology & Biochemistry*, 16 (6): 673-674. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(84\)90090-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(84)90090-7)
- Trompette, P.; Vinck, D., 2009. Retour sur la notion d'objet-frontière. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 3 (1): 5-27. <https://doi.org/10.3917/rac.006.0005>
- Tsiboe, F.; Tack, J., 2022. Utilizing Topographic and Soil Features to Improve Rating for Farm-Level Insurance Products. *American Journal of Agricultural Economics*, 104 (1): 52-69. <https://doi.org/10.1111/ajae.12218>
- Turnhout, E.; Hisschemöller, M.; Eijsackers, H., 2007. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators*, 7 (2): 215-228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.12.003>
- United Nations Convention to Combat Desertification, 2022. *The Global Land Outlook - Second edition - Land Restoration for Recovery and Resilience* Bonn: UNCCD. https://www.unccd.int/sites/default/files/2022-04/UNCCD_GLO2_low-res_2.pdf
- van Leeuwen, C.C.E.; Cammeraat, E.L.H.; de Vente, J.; Boix-Fayos, C., 2019. The evolution of soil conservation policies targeting land abandonment and soil erosion in Spain: A review. *Land Use Policy*, 83: 174-186. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.01.018>
- Veum, K.S.; Sudduth, K.A.; Kremer, R.J.; Kitchen, N.R., 2017. Sensor data fusion for soil health assessment. *Geoderma*, 305: 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.031>
- Vincent, Q.; Auclerc, A.; Beguiristain, T.; Leyval, C., 2018a. Assessment of derelict soil quality: Abiotic, biotic and functional approaches. *Science of the Total Environment*, 613: 990-1002. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.118>
- Vincent, Q.; Blanchart, A., 2023. *Faciliter le transfert des résultats de la recherche en outils opérationnels - Thématique de la multifonctionnalité des sols*: Ademe, 97 p. <https://bibliothèque.ademe.fr/recherche-et-innovation/6788-le-bilan-de-la-recherche-sur-la-multifonctionnalite-des-sols.html>
- Vincent, Q.; Leyval, C.; Beguiristain, T.; Auclerc, A., 2018b. Functional structure and composition of Collembola and soil macrofauna communities depend on abiotic parameters in derelict soils. *Applied Soil Ecology*, 130: 259-270. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.07.002>
- Voltz, M.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Lagacherie, P.; Laroche, B.; Lemerrier, B.; Richer-de-Forges, A.; Sauter, J.; Schnebelen, N., 2020. Possible futures of soil-mapping in France. *Geoderma Regional*, 23: 11. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00334>

- Wadoux, A.; Marchant, B.P.; Lark, R.M., 2019. Efficient sampling for geostatistical surveys. *European Journal of Soil Science*, 70 (5): 975-989. <https://doi.org/10.1111/ejss.12797>
- Wahlhütter, S.; Vogl, C.R.; Eberhart, H., 2016. Soil as a key criteria in the construction of farmers' identities: The example of farming in the Austrian province of Burgenland. *Geoderma*, 269: 39-53. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.12.028>
- Wang, M.E.; Faber, J.H.; Chen, W.P.; Li, X.M.; Markert, B., 2015. Effects of land use intensity on the natural attenuation capacity of urban soils in Beijing, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 117: 89-95. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.03.018>
- Weil, R.R.; Islam, K.R.; Stine, M.A.; Gruver, J.B.; Samson-Liebig, S.E., 2009. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture*, 18 (1): 3-17. <https://doi.org/10.1079/AJAA200228>
- Weissgerber, M.; Roturier, S.; Julliard, R.; Guillet, F., 2019. Biodiversity offsetting: Certainty of the net loss but uncertainty of the net gain. *Biological Conservation*, 237: 200-208. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.036>
- Wiesmeier, M.; Urbanski, L.; Hobley, E.; Lang, B.; von Lützow, M.; Marin-Spiotta, E.; van Wesemael, B.; Rabot, E.; Liess, M.; Garcia-Franco, N.; Wollschläger, U.; Vogel, H.J.; Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333: 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Wolejko, E.; Jablonska-Trypuc, A.; Wydro, U.; Butarewicz, A.; Lozowicka, B., 2020. Soil biological activity as an indicator of soil pollution with pesticides - A review. *Applied Soil Ecology*, 147: 13. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.006>
- Zanella, A.; Ponge, J.F.; Jabiol, B.; Sartori, G.; Kolb, E.; Gobat, J.M.; Le Bayon, R.C.; Aubert, M.; De Waal, R.; Van Delft, B.; Vacca, A.; Serra, G.; Chersich, S.; Andreetta, A.; Cools, N.; Englisch, M.; Hager, H.; Katzensteiner, K.; Brêthes, A.; De Nicola, C.; Testi, A.; Bernier, N.; Graefe, U.; Juilleret, J.; Banas, D.; Garlato, A.; Obber, S.; Galvan, P.; Zampedri, R.; Frizzera, L.; Tomasi, M.; Menardi, R.; Fontanella, F.; Filoso, C.; Dibona, R.; Bolzonella, C.; Pizzeghello, D.; Carletti, P.; Langohr, R.; Cattaneo, D.; Nardi, S.; Nicolini, G.; Viola, F., 2018. Humusica 1, article 4: Terrestrial humus systems and forms - Specific terms and diagnostic horizons. *Applied Soil Ecology*, 122: 56-74. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.07.005>

Collectif de travail

Pilotes scientifiques

Isabelle COUSIN (DR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UR **Info&Sol** (Etat, fonctionnement, surveillance des sols, évaluation des services et des sols, impacts, santé et qualité de sols, gestion de données environnementales), Orléans. *Physique du sol, Fonctions et services écosystémiques*

Maylis DESROUSSEAU (MCF) : Ecole d'Urbanisme de Paris (Urbanisme et aménagement), Champs sur Marne. *Droit de l'environnement, Protection des sols*

Experts scientifiques

Denis ANGERS (DR) : Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), **Centre de recherche et de développement de Québec**, Québec, Canada. *Science du sol, Agronomie, Carbone du sol*

Laurent AUGUSTO (DR) : INRAE - ECODIV*, UMR **ISPA (Interactions sol-plante-atmosphère)** (effets des changements globaux sur les écosystèmes, transferts de matière et d'énergie), Villenave. *Ecologie des sols forestiers, Fonctions des sols*

Jean-Sauveur AY (CR) : INRAE - ECOSOCIO*, UMR **CESAER (Centre d'Economie et de Sociologie Rurales Appliquées à l'Agriculture et aux Espaces Ruraux)**, Dijon. *Economie foncière, Prix et usage de la terre, Politiques publiques*

Adrien BAYSSE-LAINÉ (CR) : CNRS - UMR **Pacte** (Géographie, aménagement, urbanisme, science politique, sociologie), Grenoble. *Géographie du droit et géographie sociale de l'environnement, Foncier agricole et forestier, Rapports propriété-gestion-usage*

Philippe BRANCHU (IR) : CEREMA, Equipe TEAM (Hydrologie urbaine, sciences de l'environnement), Trappes. *Géochimie, Solutions fondées sur la nature (eau, sol), Sols urbains*

Alain BRAUMAN (DR) : IRD, UR **Eco&Sol** (Ecologie fonctionnelle des sols, rôle des organismes dans les cycles biogéochimiques), Montpellier. *Ecologie des sols*

Nicolas CHEMIDLIN PRÉVOST BOURÉ (Pr) : Institut Agro Dijon, UMR **Agroécologie** (Microbiologie des sols, agronomie, interactions plantes microorganismes, génétique), Dijon. *Ecologie microbienne des sols, Biogéographie, Impact des pratiques agricoles*

Claude COMPAGNONE (Pr) : Institut Agro Dijon, UMR **CESAER (Centre d'Economie et de Sociologie Rurales Appliquées à l'Agriculture et aux Espaces Ruraux)**, Dijon. *Sociologie*

Raphaël GROS (Pr) : Aix-Marseille Université, UMR **IMBE (Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie marine et continentale)** (Biodiversité et systèmes socio-écologiques), Marseille. *Ecologie des sols et de la restauration*

Carole HERMON (Pr) : Université Toulouse Capitole, UR **IEJUC (Institut d'études juridiques de l'urbanisme, de la construction et de l'environnement)** (Droit de l'environnement, droit de l'urbanisme, droit immobilier, droit rural, droit des biens), Toulouse. *Droit de l'environnement, Agriculture, Contentieux*

Catherine KELLER (Pr) : Aix-Marseille Université, UR **CEREGE (Centre de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement)** (Géosciences, développement durable, risques, climats, environnements actuels, formation et déformation de la surface terrestre), Aix-en-Provence. *Biogéochimie, Contamination-(phyto)remédiation, Sols urbains*

Germain MEULEMANS (CR) : CNRS - UMR **Centre Alexandre-Koyré** (Histoire sociale et culturelle des sciences, des savoirs et des techniques), Paris. *Anthropologie de l'environnement, Etude des sciences et des techniques (STS)*

David MONTAGNE (MCF) : AgroParisTech - UMR **EcoSys** (Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Saclay. *Pédologie, Pédogenèse, Services écosystémiques*

* Départements INRAE : AgroEcoSystem : Agronomie et sciences de l'environnement pour les agroécosystèmes ; ECODIV : Ecologie et biodiversité ; EcoSocio : Economie et sciences sociales

Guénola PÉRÈS (MCF): Institut Agro - UMR **SAS (Sol Agro hydrosystème Spatialisation)** (Interactions agriculture - environnement), Rennes. *Ecologie fonctionnelle du sol, Bioindicateurs, Lombriciens, Fonctions et services écosystémiques*

Nicolas SABY (IR): INRAE - AgroEcoSystem*, UR **Info&Sol** (Etat, fonctionnement, surveillance des sols, évaluation des services et des sols, impacts, santé et qualité de sols, gestion de données environnementales), Orléans. *Géostatistiques, Surveillance, Modélisation, Analyse spatiale, Système d'information statistique*

Jean VILLERD (IR): INRAE - AgroEcoSystem*, UMR **LAE (Laboratoire Agronomie et Environnement)** (Fonctionnement de la plante, des cultures, des systèmes de production agricole et des territoires), Nancy/Dijon. *Modélisation, Analyse de données, Développement logiciel*

Cyrille VIOLLE (DR): CNRS - UMR **CEFE (Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive)** (Biodiversité, écologie, biologie évolutive), Montpellier. *Ecologie fonctionnelle, Biodiversité, Dynamique éco-évolutive, Biogéographie*

Experts scientifiques - contributeurs ponctuels

Bertrand LAROCHE (IR): INRAE - AgroEcoSystem*, UR **Info&Sol** (Etat, fonctionnement, surveillance des sols, évaluation des services et des sols, impacts, santé et qualité de sols, gestion de données environnementales), Orléans. *Pédologie, Coordination du programme national Inventaire Gestion et Conservation des Sols (IGCS)*

Emmanuelle VAUDOUR (DR): INRAE - UMR **EcoSys (Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes)** (Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Saclay. *Pédologie, Télédétection, Analyse spatiale, Cartographie*

Chargées de mission

Julie ITEY (IR): INRAE - DEPE, Paris. *Eléments de contexte, étude de la jurisprudence.*

Marie-Caroline BRICHLER (IR): INRAE - Info&Sol, Orléans. *Phase de test.*

Claire FROGER (IR): INRAE - Info&Sol, Orléans. *Phase de test.*

Documentation

Sybille DE MARESCHAL: INRAE - DipSO (Direction pour la science ouverte, pôle Astra), Bordeaux.

Virginie LELIEVRE: INRAE - AgroEcoSystem*, Avignon.

Graphisme

Sacha DESBOURDES: INRAE - AgroEcoSystem*, Orléans. *Designer graphique.*

Maëlle JOLY: graphiste indépendante. *Illustration.*

Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE)

Sophie LEENHARDT. *Conduite du projet, rédaction.*

Claire MEUNIER. *Appui à la conduite du projet.*

Kim GIRARD. *Appui communication et gestion administrative.*

Sandrine GOBET. *Gestion logistique et administrative.*

Isabelle SAVINI. *Appui éditorial.*

* Département INRAE : AgroEcoSystem : Agronomie et sciences de l'environnement pour les agroécosystèmes

Comité de suivi

Membres : ADEME (Miriam BUITRAGO, Antoine PIERART), OFB (Nolwenn BOUGON, Kathleen MONOD), MTEECPR/CGDD (Véronique ANTONI puis Benjamin TROCHON, Irénée JOASSARD), MASAF/DGER (Patricia LAVILLE), INRAE DS Environnement adjoint (Pierre RENAULT) et INRAE DEPE (Guy RICHARD).

Comité consultatif d'acteurs

Organisations participantes : Association de coordination technique agricole (ACTA), Association française d'agronomie (AFA), Aménagement foncier agricole, forestier et environnemental (AFAFE), Association française pour l'étude des sols (AFES), Association pour la promotion de l'agriculture durable (APAD), Assemblée permanente des Chambres d'agriculture (APCA), Association des régions de France (ARF), Caisse des dépôts et consignations (CDC) Biodiversité, Centre national de la propriété forestière (CNPF), Fédération nationale d'Agriculture biologique des régions de France (FNAB), Fédération nationale des SCoT (FN-SCoT), France Nature Environnement (FNE), Fondation pour la nature et l'homme (FNH), Fédération nationale des Sociétés d'aménagement foncier et d'établissement rural (FN-SAFER), Humanité et biodiversité, Laboratoire d'initiatives foncières et territoriales innovantes (LIFTI), Ligue pour la protection des oiseaux (LPO), Terre de Liens-Fédération, Union des consultants et ingénieurs en environnement (UCIE), Union professionnelle du génie écologique (UPGE).

Ce document est la synthèse du rapport d'étude dont les auteurs sont le comité d'experts et les contributeurs ponctuels sollicités par les experts, comme cités dans la référence ci-dessous :

Isabelle Cousin (coord.), Maylis Desrousseaux (coord.), Denis Angers, Laurent Augusto, Jean-Sauveur Ay, Adrien Baysse-Lainé, Philippe Branchu, Alain Brauman, Nicolas Chemidlin Prévost-Bouré, Claude Compagnone, Raphaël Gros, Carole Hermon, Catherine Keller, Bertrand Laroche, Germain Meulemans, David Montagne, Guénola Pérès, Nicolas Saby, Emmanuelle Vaudour, Jean Villerd, Cyrille Violle ; Virginie Lelièvre, Sybille de Mareschal ; Marie-Caroline Brichler, Claire Froger, Julie Itey ; Sophie Leenhardt (coord.) (2024). *Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs*. Rapport d'étude, INRAE (France).

Les auteurs de la synthèse remercient les contributeurs ponctuels et les relecteurs du rapport et de la présente synthèse.

Designer graphique : © S. DESBOURDES - INRAE
Illustration de couverture : photo © INRAE - Bertrand NICOLAS - 2021

Novembre 2024



Centre-siège Paris Antony
Direction de l'expertise scientifique
collective, de la prospective et des études
147 rue de l'Université - 75338 Paris cedex 07
Tél. +33 (0)1 42 75 94 90

Rejoignez-nous sur :



inrae.fr



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

INRAE

**Institut national de recherche pour
l'agriculture, l'alimentation et l'environnement**

