

En France, l'utilisation du cuivre comme agent antifongique contre le mildiou de la vigne (*Plasmopara viticola*) remonte à la création en 1882 de la bouillie bordelaise ($\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CuSO}_4$).

Son utilisation sur les parties aériennes de la vigne s'est rapidement répandue pour combattre les maladies cryptogamiques grâce à son action polyvalente.

Il existe diverses formulations de fongicides à base de cuivre, notamment l'hydroxyde de cuivre, l'oxychlorure de cuivre, l'oxyde cuivreux et le sulfate de cuivre (Macary, 2023).

La bouillie bordelaise, la plus couramment employée, résulte de la neutralisation d'une solution aqueuse de sulfate de cuivre ($\text{CuSO}_4, 5\text{H}_2\text{O}$) par du lait de chaux ($\text{Ca}(\text{OH})_2$).

Teneurs et stocks de cuivre dans les sols viticoles

Couche superficielle du sol

Le cuivre étant un élément trace métallique naturellement présent dans les roches et les sols, sa concentration moyenne dans les couches superficielles des sols non pollués se situe généralement entre 10 et 30 mg/kg de sol (Baize, 1997).

Les actuelles concentrations de cuivre dans les sols résultent de l'accumulation de deux principales sources : les dépôts atmosphériques et les apports liés aux pratiques agricoles.

Les dépôts atmosphériques peuvent avoir des origines naturelles comme l'érosion éolienne, les éruptions volcaniques, les sels marins et les incendies de forêt ainsi que des origines humaines telles que les activités industrielles (industries minières et agricoles) et la combustion des déchets (Macary, 2023).

En France on estime que les dépôts atmosphériques moyens de cuivre sont d'environ 9 g Cu/ha/an (Sogreah et Ademe, 2007).

Les apports liés aux pratiques agricoles ont pour origine la fertilisation minérale, l'application d'amendements organiques (déjections animales, boues urbaines, sous-produits agro-industriels comme les vinasses ou les composts) ainsi que l'utilisation de traitements phytosanitaires qui est la principale source d'accumulation de cuivre dans les sols viticoles (Macary, 2023).

Des analyses à l'échelle nationale réalisées par le réseau de surveillance de la qualité des sols (RMQS) ont révélé des concentrations en cuivre dans la couche superficielle du sol (0-30 cm) allant jusqu'à 508 mg Cu/kg avec une médiane de 13 mg Cu/kg (Macary, 2023).

Les traitements cupriques ont évolué au cours du temps : avant la Seconde Guerre mondiale la quantité de cuivre utilisée était de l'ordre de 20 à 50 kg Cu/ha/an (Branas, 1984) tandis qu'aujourd'hui elle se situe en moyenne entre 2,5 à 6,5 kg Cu/ha/an (Andrivon et al., 2017).

Actuellement en Europe la quantité de cuivre autorisée est de 4 kg Cu/ha/an lissée sur 7 ans (CE 2018/1981).

Les concentrations de cuivre présentes dans les sols aujourd'hui sont le résultat des applications antérieures et par conséquent il existe une relation entre la durée pendant laquelle le sol a été utilisé pour la viticulture et les niveaux de cuivre mesurés actuellement dans la couche superficielle du sol (figure 1) (Macary, 2023).

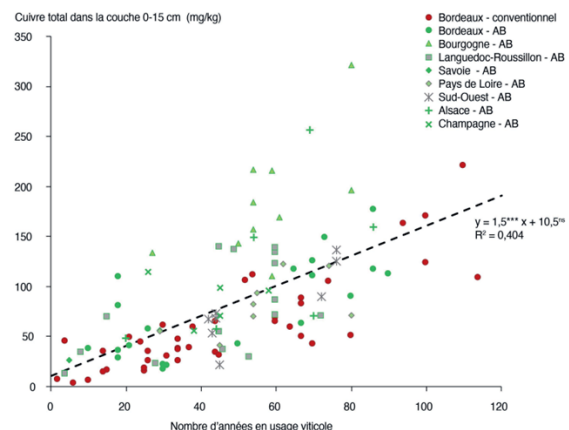


Figure 1 : relation significative ($p < 0,001$) entre l'âge viticole des sols et la teneur en cuivre de leur couche de surface (0-15 cm) pour des sols issus de différentes études (Anatole-Monnier, 2014 ; Pierdet, 2020 ; Blondel, 2021 ; Quédraogo et al., 2022) et provenant de différents vignobles français.

Répartition du cuivre dans les profils de sols

Après une pluie, le cuivre présent sur les feuilles est lessivé et il s'accumule principalement dans la couche supérieure du sol. Il existe ainsi une importante variabilité spatiale de sa teneur entre les rangs et l'inter rang au sein d'une parcelle de vigne (Mirlean et al., 2007).

Le cuivre peut être intégré dans les profils de sol par des mécanismes pédologique ou par des actions humaines.

Deux processus pédologiques peuvent provoquer le déplacement des contaminants en profondeur (Macary, 2023) :

- le lessivage (transfert vertical particulaire ou colloïdal)
- la lixiviation (transfert vertical sous forme ionique)

Par exemple, dans des sols sableux et acides tels que les podzosols ou les sols lessivés, on peut observer un transfert du cuivre vers des horizons d'accumulation plus profonds (horizons podzoliques ou argilluviaux) et l'intensité de ce transfert varie en fonction de la quantité de précipitations (Mirlean et al., 2007). Néanmoins cette migration en profondeur est moins importante dans les sols viticoles chaulés (Macary, 2023).

En revanche, l'incorporation du cuivre dans le profil de sol est importante après le labour qui précède la replantation de la vigne (figure 2). En effet, ce labour qui va enfouir la couche de surface, modifie la distribution du cuivre dans le sol créant parfois des couches très contaminées vers 20 à 40 cm de profondeur (Brun et al., 1998 ; Pierdet, 2020).

Le labour profond peut aussi affecter l'agrégation et le lessivage particulaire, favoriser la minéralisation de la matière organique ou modifier l'adsorption du cuivre sur les constituants du sol, tous ces processus favorisant les transferts en profondeur (Macary, 2023).

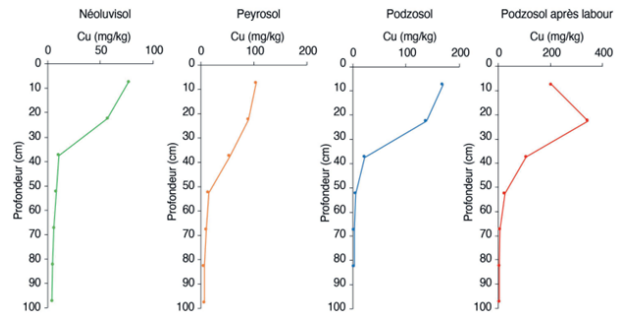


Figure 2 : distribution du cuivre dans différents sols de la région de Blaye ayant tous un passé viticole de plus de 70 ans (Pierdet, 2020).

Déplacement du cuivre vers les aquifères superficiels

Étant donné que le cuivre est fortement fixé en surface, son transfert vers les aquifères superficiels se produit principalement par érosion et ruissellement en particulier dans les vignobles en pente où la surface n'est pas enherbée (Macary, 2023). Les concentrations en cuivre dans les eaux de ruissellement sont bien plus élevées (parfois de plus d'un facteur 20) que dans les eaux d'infiltration (Banas et al., 2010).

L'analyse des taux de contamination en cuivre dans les eaux de ruissellement (présents dans les bassins de rétention en aval des vignobles) ont révélé des concentrations pouvant dépasser 100 µg/l, concentration dépassant les seuils toxiques pour de nombreuses espèces aquatiques (Macary, 2023).

Bien que le cuivre soit généralement considéré comme ayant une faible mobilité dans les sols, les aquifères superficiels dans les régions viticoles présentent souvent une contamination plus élevée en cuivre. Par exemple, un suivi des eaux de drainage de parcelles viticoles bordelaises a montré une variation de concentration allant de 9 à 430 µg/l au cours de l'année (Pierdet, 2020).

Dans des cours d'eau de volumes plus élevés, un phénomène de dilution se produit et ainsi le niveau retrouvé dans la Garonne est de l'ordre de 5 µg/l (Masson et al., 2006).

Affinités, formes chimiques et biodisponibilité du cuivre dans le sol

Affinités du cuivre pour la phase solide du sol

La phase solide du sol est le compartiment accumulateur de cuivre et dans la plupart des sols de 95 % à 99 % du cuivre y est associé selon un schéma de répartition illustré en figure 3 (Macary, 2023).

Deux grands mécanismes d'adsorption expliquent la rétention du cuivre sur la phase solide du sol (Macary, 2023) :

- l'adsorption physique (physiorption)
- l'adsorption chimique (chimisorption)

Physiorption

Dans le cas de la physiorption, les ions métalliques Cu^{2+} se fixent sur des surfaces chargées négativement par attraction électrostatique et ce processus se produit de manière quasi instantanée et réversible (Macary, 2023).

La matière organique solide et les phyllosilicates sont quantitativement les principaux constituants du sol impliqués dans la physiorption du cuivre et l'ion Cu^{2+} peut être facilement échangé avec d'autres cations présents en solution tels que le proton H^+ ou le calcium Ca^{2+} (Macary, 2023).

Chimisorption

La chimisorption se caractérise par la formation d'une liaison chimique (covalentes ou ioniques) entre un métal et les atomes en surface des constituants du sol. L'énergie de liaison est nettement plus élevée par rapport à la physiorption et cette réaction est beaucoup moins réversible (Macary, 2023).

La complexation de surface est le principal mécanisme de chimisorption des ions métalliques. Les oxydes de fer, d'aluminium ou de manganèse et les matières organiques sont les principaux constituants du sol impliqués dans la complexation du cuivre (Macary, 2023) (figure 3). Dans les sols carbonatés, le cuivre peut aussi précipiter avec ou sous forme de carbonates (figure 3) pour former de la malachite par exemple (Macary, 2023).

Ainsi le cuivre a tendance à s'accumuler principalement dans les fractions les plus fines du sol ou au sein des matières organiques particulières en décomposition (Flores-Vélez et al., 1996 ; Besnard et al., 2002).

Échanges entre la phase solide et liquide du sol

La concentration en cuivre dans l'eau porale du sol (ou solution du sol) est le plus souvent positivement corrélée à la teneur totale en cuivre du sol et négativement corrélée à la teneur en matière organique du sol ou au pH du sol (Sauvé et al., 1997).

Teneur en cuivre du sol

Le passage du cuivre en solution dépend de la teneur en cuivre du sol et par conséquent plus le sol contient de cuivre, plus la concentration de cuivre dans la solution du sol en équilibre avec les constituants solides est élevée (Macary, 2023).

Teneur en matière organique du sol

Le passage du cuivre en solution dépend de la nature de ces constituants et notamment de sa teneur en matière organique : plus le sol a une teneur en matière organique élevée, plus la concentration en cuivre total en solution a tendance à être faible (Macary, 2023).

La rétention du cuivre par la matière organique est influencée aussi bien par sa quantité (taux de matière organique du sol) que par sa qualité (degré d'humification) (Macary, 2023).

De plus, la matière organique dissoute favorise le passage du cuivre dans la solution du sol grâce à la formation de complexes organométalliques solubles en fonction de sa qualité, notamment du type de molécules et de leur degré d'humification (Djae et al., 2017).

pH du sol

Le passage du cuivre en solution dépend du pH du sol.

La concentration du cuivre en solution est le plus souvent négativement corrélée au pH : elle est donc généralement plus élevée dans les sols de pH acide que dans les sols de pH neutre à alcalin (Macary, 2023).

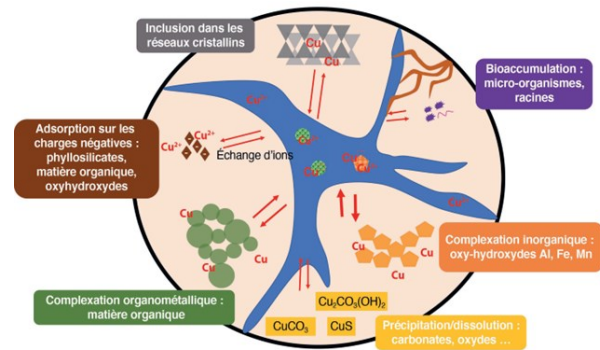


Figure 3 : représentation schématique de la répartition du cuivre entre les différents types de constituants du sol (Macary, 2023).

Le pH du sol affecte l'ensemble des mécanismes de rétention du cuivre sur les phases solides. Il influe sur la charge de surface des constituants du sol : une hausse de pH a pour effet d'augmenter la charge de surface négative variable des phyllosilicates et des matières organiques et ainsi de favoriser la physisorption de Cu^{2+} (Macary, 2023).

Formes chimiques du cuivre en solution

Dans la solution du sol le cuivre est présent soit sous forme ionique (Cu^{2+}), soit associé à des anions minéraux (HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- ...), soit complexé par la matière organique dissoute (MOD).

Du fait de la grande affinité du cuivre pour la MOD, il est majoritairement présent en solution sous forme de complexes organiques (Macary, 2023) : dans les sols ayant un pH neutre à alcalin, la proportion de cuivre sous forme ionique est généralement inférieure à 1 % tandis que celle associée à la matière organique dissoute représente souvent plus de 95 % (Martinez et McBride, 1999).

Le pH a un effet très important sur la concentration en Cu^{2+} en solution. La figure 4 montre ainsi une corrélation négative entre le pH et la fraction ionique de cuivre en solution dans des sols viticoles (Macary, 2023). Ainsi il est courant de constater que les sols acides contenant des concentrations modérées en cuivre présentent souvent des niveaux plus élevés de Cu^{2+} en solution que les sols alcalins à teneurs élevées en cuivre (Macary, 2023).

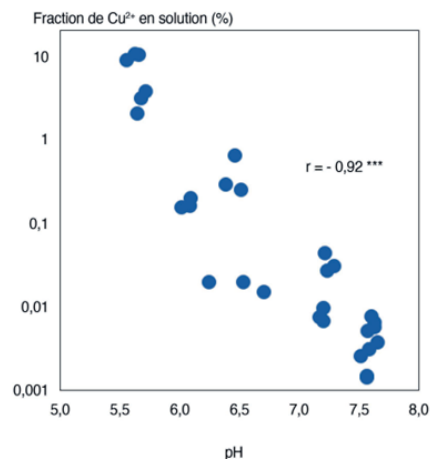


Figure 4 : relation entre le pH et la fraction ionique de cuivre mesurée dans la solution du sol de dix sols viticoles de l'AOP Pessac Léognan (Cornu et al., 2020).

Biodisponibilité du cuivre

En termes de biodisponibilité du cuivre seul l'ion Cu^{2+} en solution est considéré comme capable de traverser une membrane biologique et d'être absorbé par un organisme vivant (Macary, 2023) : l'ion Cu^{2+} est donc la seule forme de cuivre biodisponible pour les organismes vivants.

À l'interface entre le sol et la membrane biologique, les organismes vivants ont la capacité de modifier la forme chimique du cuivre en influençant sur les conditions physicochimiques du milieu, notamment le pH, en excréant des protons (H^+) ou des ions hydroxyles (OH^-) (Macary, 2023).

Par exemple, les racines de blé dur ont une activité alcalinisante dans des sols très acides ce qui conduit à une importante réduction de la biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère (Bravin, 2007).

Dans une moindre mesure ces organismes vivants peuvent aussi agir sur la concentration de ligands susceptibles de complexer le cuivre par le biais de l'exsudation d'acides organiques (Macary, 2023).

Écotoxicité du cuivre

Le cuivre est un oligoélément essentiel à la vie qui joue un rôle crucial dans diverses fonctions physiologiques. Il existe donc une concentration tissulaire critique de cuivre en dessous de laquelle l'organisme subit une carence qui perturbe son métabolisme.

Le cuivre à cause de ses valences multiples ($\text{Cu}^+/\text{Cu}^{2+}$) est essentiel pour les réactions enzymatiques d'oxydoréduction mais au-delà d'un certain seuil il peut devenir toxique en perturbant le fonctionnement physiologique ou la reproduction, voire entraîner la mort (Macary, 2023). En effet, la toxicité du cuivre à des faibles doses s'explique par sa capacité à déloger d'autres ions métalliques de leurs cibles physiologiques entraînant souvent des déséquilibres nutritionnels en cas d'excès de cuivre (Macary, 2023).

Le cuivre a un niveau d'efficacité optimale dans une gamme de concentrations très

Le Cuivre dans les sols viticoles : généralités, écotoxicité et gestion agronomique

étroite ce qui signifie qu'il passe de cet optimum à un excès plus rapidement que les macroéléments, voire même que la plupart des oligoéléments (Cornu et al., 2017). Il est donc particulièrement important de contrôler de manière précise sa disponibilité dans les sols où il est présent en excès.

Chez les plantes

Le cuivre intervient chez les plantes dans des systèmes enzymatiques impliqués dans la chaîne respiratoire, la protection des tissus contre les espèces réactives de l'oxygène (ERO), la photosynthèse, le métabolisme des parois cellulaires, la fixation de l'azote atmosphérique chez les légumineuses et la dégradation des protéines (Macary, 2023). Il est généralement admis que la concentration optimale de cuivre dans les feuilles se situe entre 3 et 30 mg Cu/kg de matière sèche (Reuter et Robinson, 1997).

La forme chimique du cuivre absorbée par les racines des plantes est l'ion Cu^{2+} . Une fois absorbé, il subit une réduction en Cu^+ à la surface des racines avant d'être capté par des protéines membranaires spécifiques et il s'accumule principalement dans les racines, en particulier dans l'apoplasme¹ (Macary, 2023).

Le transport du cuivre des racines vers les parties aériennes de la plante (translocation) est régulé finement pour éviter tout excès, notamment afin de protéger l'appareil photosynthétique qui est sensible aux concentrations excessives de cuivre (Macary, 2023).

Ainsi les racines des plantes jouent le rôle d'organe « tampon » en stockant et en détoxifiant le cuivre lorsqu'il est présent en excès dans le sol. La concentration critique de cuivre que peut supporter une plante varie d'une plante à l'autre en fonction de leur tolérance au cuivre et de l'efficacité de leurs processus de détoxification dans les racines (Macary, 2023).

Ces processus de détoxification visent à limiter le prélèvement de cuivre et à le séquestrer dans des lieux (vacuole, paroi cellulaire) et sous des formes chimiques (par exemple complexé à des biomolécules telles les métallothionéines) minimisant son effet néfaste sur le métabolisme de la plante (Macary, 2023)

Le signe le plus visible de l'excès de cuivre dans une plante est l'induction d'une déficience en fer et on observe ainsi les symptômes d'une chlorose ferrique avec un jaunissement des feuilles (Macary, 2023).

Au-delà d'une concentration critique, le cuivre provoque une « rhizotoxicité » qui se traduit par un épaississement et un raccourcissement des racines, l'apparition d'une coloration brune, la diminution de la ramification et un déchirement des tissus périphériques dans les cas les plus graves (Macary, 2023).

Organismes du sol

Le cuivre peut entraîner des effets négatifs sur les organismes du sol constituant la faune (macrofaune, mésofaune et microfaune) ainsi que la microflore. Lorsqu'il est présent en concentration élevée le cuivre peut impacter la survie des organismes et à des concentrations plus faibles, des observations ont révélé des effets sur la reproduction et la croissance des vers de terre, des enchytrées et des collemboles (Sørensen et Holmstrup, 2005 ; Ruyters et al., 2013).

La contamination par le cuivre affecte principalement la reproduction. Mais des effets génotoxiques et cytotoxiques ont également été observés et ils semblent varier en fonction des espèces, de la durée d'exposition et des formes chimiques du cuivre apporté (Wang et al., 2018).

La contamination par le cuivre a aussi un impact sur le comportement des organismes, et par exemple, il a été démontré que les vers de terre et les enchytrées développent des stratégies d'évitement des zones les plus contaminées (Bart et al., 2017).

Certaines espèces telles que les enchytrées *Enchytraeus albidus* et *Enchytraeus luxuriosus* (de Barros Amorim et al., 2005) ainsi que les collemboles *Folsomia candida*, *Sinella communis* et *Proisotoma minuta* (Greenlade et Vaughan, 2003) présentent une plus grande tolérance que d'autres au cuivre.

¹ Région de la cellule végétale située à l'extérieur de la membrane plasmique, qui comprend la paroi, les espaces intercellulaires et les cellules mortes du xylème.

Le Cuivre dans les sols viticoles : généralités, écotoxicité et gestion agronomique

La biodiversité fluctue donc en fonction du degré de contamination en cuivre et les niveaux de biodisponibilité du cuivre influent également sur l'abondance et la diversité des organismes présents dans le sol (Macary, 2023).

Une récente synthèse sur l'impact écotoxique du cuivre sur la biodiversité du sol ont abouti à la conclusion « qu'une dose de 4 kg/ha/an ne présente pas de risque à court terme pour la biodiversité des sols dans certains vignobles mais pourrait constituer une menace dès à présent dans les vignobles les plus vulnérables (forte accumulation historique, conditions spécifiques de pH et de matière organique des sols) » (Karimi et al., 2021 ; Imfeld et al., 2021).

En effet, ce n'est pas la quantité de cuivre ajoutée qui doit être prise en compte mais plutôt sa biodisponibilité qui dépend du pH, de la teneur en matière organique du sol et de la concentration totale en cuivre dans le sol (Macary, 2023).

La biodisponibilité du cuivre diminue également au cours du temps après son introduction à cause d'un phénomène appelé « vieillissement » qui correspond à un changement de la forme chimique du cuivre et à son adsorption progressive aux phases solides (Daoust et al., 2006 ; Ruyters et al., 2013).

Par conséquent, les seuils de toxicité cupriques pour les organismes telluriques varient considérablement d'un sol à l'autre, variabilité s'expliquant souvent par la teneur en matière organique ou en oxydes, la capacité d'échange cationique (CEC) et le pH des sols utilisés pour réaliser ces tests (Macary, 2023).

Le tableau 1 illustre cette variabilité concernant les valeurs seuils de CE50² et NOEC³ rapportées par différents auteurs pour les concentrations totales de cuivre dans les sols.

Organisme	Critère	NOEC mg Cu/kg sol	CE50 mg Cu/kg sol	Références
Nématodes	Survie	NA	413-1061	Donkin et Dusenbery, 1993
	Reproduction	< 23-922	45-2 270	Criel <i>et al.</i> , 2008
Collemboles	Reproduction	< 10-320	102-662	de Barros Amorim <i>et al.</i> , 2005 ¹⁶
	Mortalité	10 → 1000	75 → 1000	
Enchytrées	Reproduction	100 → 320	122 → 320	
	Mortalité	> 320	> 320	
Ver du fumier (<i>Eisenia fetida</i>)	Reproduction	54-328	72-778	Criel <i>et al.</i> , 2008
	Mortalité	NA	335-6190	Daoust <i>et al.</i> , 2006

Tableau 1 : quelques seuils écotoxiques mentionnés dans la littérature pour les organismes de la mésofaune du sol (Macary, 2023).

La contamination en cuivre affecte la respiration, l'abondance et la diversité des microorganismes du sol (Scott-Fordsmand et al., 2000 ; de Barros Amorim et al., 2005 ; Fernández-Calviño et al., 2010). Par exemple, il perturbe leurs activités enzymatiques impactant ainsi sur le fonctionnement des sols (Fernández-Calviño et al., 2010 ; Mackie et al., 2013).

Néanmoins, malgré ces effets négatifs il semble que le pH joue un rôle central dans la composition de ces communautés et dans leur capacité à résister au cuivre (Vázquez-Blanco et al., 2020). D'autres facteurs tels que le taux de carbone organique (matière organique) ou la texture du sol jouent un rôle non négligeable sur la tolérance des communautés microbiennes au cuivre (Soler-Rovira et al., 2013).

Il semble donc important de ne pas raisonner l'impact du cuivre sur les microorganismes du sol par rapport à la teneur totale en cuivre dans le sol mais par rapport à la teneur en cuivre biodisponible (Macary, 2023).

En outre, les communautés fongiques semblent plus tolérantes car leur croissance est affectée à des doses plus élevées que les communautés bactériennes (Vázquez-Blanco et al., 2020).

Gestion agronomique du cuivre dans le sol

Dosage du cuivre dans les sols

Aujourd'hui, le protocole le plus couramment utilisé pour évaluer la disponibilité de cuivre dans un sol est l'extraction en présence d'EDTA (éthylène diamine tétraacétique acid ; molécule chélatante) (NF X31-120) qui permet d'extraire efficacement le cuivre de la phase solide et d'estimer ainsi la capacité du sol à renouveler le cuivre dans la solution (Macary, 2023).

Pour les sols viticoles certains laboratoires d'analyses utilisent un seuil critique de disponibilité de cuivre pour interpréter les concentrations de cuivre extraites avec l'EDTA et il est établi à CuEDTA = 60 mg/kg (Macary, 2023).

Un exemple de cartographie de risque de toxicité cuprique est présenté en figure 5.

² La Concentration Efficace 50 % (CE50) est la concentration d'un polluant qui cause un effet toxique donné chez 50 % des individus exposés après un temps d'exposition normalisé.

³ No observed effect concentration : concentration sans effet observé. C'est la plus forte concentration d'une substance testée n'ayant aucun effet observé sur un organisme vivant.

En rouge la carte met en évidence les cantons présentant un risque élevé de toxicité au cuivre où plus de 25 % des analyses de sols affichent des valeurs de $Cu_{EDTA} > 60$ mg/kg : ces cantons sont généralement associés à des zones viticoles.

Il est communément admis que le rapport entre la teneur de cuivre extraite à l'EDTA et la teneur en matière organique du sol (Cu_{EDTA}/MO) constitue l'indicateur le plus pertinent pour évaluer le risque de toxicité cuprique car, comme nous l'avons vu, la matière organique (solide ou en solution) conditionne fortement la biodisponibilité du cuivre dans le sol (Macary, 2023).

Ainsi, un sol avec un ratio Cu_{EDTA}/MO supérieur à 30 serait à risque de toxicité cuprique pour les céréales à paille (Braun, 2019), ce qui serait le cas par exemple d'un sol de vigne de $Cu_{EDTA} = 60$ mg/kg-1 dont la teneur en MO serait inférieure à 2 %.

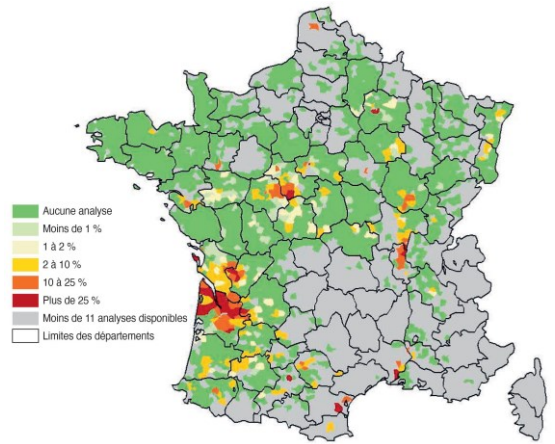


Figure 5 : pourcentage des valeurs de $Cu_{EDTA} > 60$ mg/kg par rapport au nombre d'analyses disponibles par canton (Baize et al., 2006). Cette carte est tirée de la base de données des analyses de terres (BDAT).

Leviers agronomiques pour contenir la disponibilité du cuivre

Pour contenir la disponibilité du cuivre dans le sol, une bonne gestion du pH et de la teneur en matière organique du sol sont des leviers agronomiques efficaces (Brunetto et al., 2016).

Agir sur le pH du sol

Relever et/ou maintenir le pH du sol au-dessus de 6,5 par chaulage est un moyen efficace pour contenir la disponibilité du cuivre dans le sol car l'adsorption de cet élément sur la phase solide du sol et la complexation du cuivre par la matière organique en solution sont favorisées à pH élevé (Macary, 2023). Par exemple, le chaulage a permis de régler dans les années 1960 le problème de toxicité cuprique sur jeunes plants de vigne observé dans les sols de graves, naturellement très acides ($pH < 5$), du vignoble bordelais (Delas, 1963).

Agir sur le taux de matière organique du sol

Enrichir le sol par l'apport d'amendements organiques est probablement le moyen le plus efficace pour contenir la disponibilité du cuivre dans les sols, sous réserve que ces amendements soient peu chargés en cuivre (Macary, 2023). Cet effet « protecteur » des amendements organiques pour les organismes du sol s'explique avant tout par la capacité de la MO solide à adsorber le cuivre sur la phase solide du sol et à celle de la MO dissoute à complexer le cuivre en solution. Il tient aussi, en contexte acide, à leurs propriétés alcalinisantes (Laurent et al., 2020).

La figure 6 montre qu'un apport de compost en surface peut limiter la toxicité cuprique et favoriser la croissance du blé dur sur un sol à antécédent viticole (Braun, 2019).

L'effet « protecteur » de la MO vis-à-vis du cuivre semble davantage s'exprimer lorsque la matière organique n'est pas diluée par le labour.

Le labour, notamment le labour profond, a d'ailleurs tendance à favoriser la minéralisation rapide de la matière organique et à augmenter les transferts de cuivre vers la profondeur (Pierdet, 2020).



Figure 6 : impact de l'apport de compost en surface sur la toxicité du cuivre sur céréale à pailles dans un sol à antécédent viticole (ARVALIS-Institut du végétal dans Macary, 2023).

- Anatole-Monnier, L. (2014). *Effets de la contamination cuprique des sols viticoles sur la sensibilité de la vigne à un cortège de bio-agresseurs* (Doctoral dissertation, Bordeaux).
- Andrison, D., Bardin, M., Bertrand, C., Brun, L., Daire, X., Decognet, V., ... & Tamm, L. (2017). *Peut-on se passer du cuivre en protection des cultures biologiques?* Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective. Paris : INRA, 66 p.
- Baize, D., Saby, N. N., & Walter, C. (2006). Le cuivre extrait à l'EDTA dans les sols de France. Probabilités de carences et de toxicités selon la BDAT. *Etude et Gestion des Sols*, 13(4), 259-268.
- Banas, D., Marin, B., Skraber, S., Chopin, E. I. B., & Zanella, A. (2010). Copper mobilization affected by weather conditions in a stormwater detention system receiving runoff waters from vineyard soils (Champagne, France). *Environmental Pollution*, 158(2), 476-482.
- Bart, S., Laurent, C., Pery, A. R., Mougin, C., & Pelosi, C. (2017). Differences in sensitivity between earthworms and enchytraeids exposed to two commercial fungicides. *Ecotoxicology and environmental safety*, 140, 177-184.
- Besnard, E., Oort, F. V., & Jongmans, A. G. (2002). Amendements organiques, distribution du cuivre et structure des sols en champagne.
- Blondel, P. (2021). *Analyse de la contamination en cuivre de sols viticoles cultivés en agriculture biologique*. Master 2, université de Bordeaux.
- Branas, J. (1984). Histoire et fonction du cuivre dans la viticulture de qualité. *Le Progrès Agricole et Viticole*, 22, 521-523.
- Braun, P. (2019). Cuivre : de la carence à la toxicité. *Perspectives agricoles* 464, 49-51.
- Bravin, M. (2007). *Processus rhizosphériques déterminant la biodisponibilité du cuivre pour le blé dur cultivé en sols à antécédent viticole*. Thèse de doctorat, Montpellier SupAgro, 203 p.
- Brun, L. A., Maillet, J., Richarte, J., Herrmann, P., & Remy, J. C. (1998). Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. *Environmental pollution*, 102(2-3), 151-161.
- Brunetto, G., de Melo, G. W. B., Terzano, R., Del Buono, D., Astolfi, S., Tomasi, N., ... & Cesco, S. (2016). Copper accumulation in vineyard soils: Rhizosphere processes and agronomic practices to limit its toxicity. *Chemosphere*, 162, 293-307.
- Cornu, J. Y., Lebeau, T., & Waterlot, C. (2020). Phytoextraction du cuivre: Intérêts et limites à sa mise en oeuvre en viticulture. *Revue des oenologues et des techniques vitivinicoles et oenologiques: magazine trimestriel d'information professionnelle*, 47(177), 35-37.
- Cornu, J.Y. (2017). Biogéochimie des oligoéléments. In Colomb B. (dir.), *Guide de la fertilisation raisonnée*. Paris : Éditions France Agricole (2e éd.), 606 p., 163-184.
- Criel, P., Lock, K., Van Eeckhout, H., Oorts, K., Smolders, E., & Janssen, C. R. (2008). Influence of soil properties on copper toxicity for two soil invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 27(8), 1748-1755.
- Daoust, C. M., Bastien, C., & Deschênes, L. (2006). Influence of soil properties and aging on the toxicity of copper on compost worm and barley. *Journal of Environmental Quality*, 35(2), 558-567.
- de Barros Amorim M.J., Römbke J., Schallnaß H.J., Soares A.M.V.M., (2005). Effect of soil properties and aging on the toxicity of copper for *Enchytraeus albidus*, *Enchytraeus luxuriosus* and *Folsomia candida*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(8), 1875-1885.
- Delas, J. (1963). The toxicity of copper accumulated in soils. *Agrochimica*, 7, 258-288.

Djae, T., Bravin, M. N., Garnier, C., & Doelsch, E. (2017). Parameterizing the binding properties of dissolved organic matter with default values skews the prediction of copper solution speciation and ecotoxicity in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(4), 898-905.

Donkin, S. G., & Dusenbery, D. B. (1993). A soil toxicity test using the nematode *Caenorhabditis elegans* and an effective method of recovery. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 25, 145-151.

Fernández-Calviño, D., Soler-Rovira, P., Polo, A., Díaz-Raviña, M., Arias-Estévez, M., & Plaza, C. (2010). Enzyme activities in vineyard soils long-term treated with copper-based fungicides. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(12), 2119-2127.

Flores-Vélez, L. M., Ducaroir, J., Jaunet, A. M., & Robert, M. (1996). Study of the distribution of copper in an acid sandy vineyard soil by three different methods. *European Journal of Soil Science*, 47(4), 523-532.

Greenslade, P., & Vaughan, G. T. (2003). A comparison of Collembola species for toxicity testing of Australian soils. *Pedobiologia*, 47(2), 171-179.

Imfeld, G., Duplay, J., & Payraudeau, S. (2021). Commentaires sur l'Article de Karimi et al.(2021), EGS, 28, 71-92. *Environmental Chemistry Letters*, 71-92.

Karimi, B., Masson, V., Guiland, C., Leroy, E., Pellegrinelli, S., Giboulot, E., ... & Ranjard, L. (2021). La biodiversité des sols est-elle impactée par l'apport de cuivre ou son accumulation dans les sols vignes. *Synthèse des connaissances scientifiques. Etude et Gestion des Sols*, 28(1), 71-92.

Laurent, C., Bravin, M. N., Crouzet, O., Pelosi, C., Tillard, E., Lecomte, P., & Lamy, I. (2020). Increased soil pH and dissolved organic matter after a decade of organic fertilizer application mitigates copper and zinc availability despite contamination. *Science of the Total Environment*, 709, 135927.

Macary, F. (2023). *Pesticides en viticulture: Usages, impacts et transition agroécologique*. Editions Quæ, Versailles, 232 p.,

Mackie, K. A., Müller, T., Zikeli, S., & Kandeler, E. (2013). Long-term copper application in an organic vineyard modifies spatial distribution of soil micro-organisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 65, 245-253.

Martínez, C. E., & McBride, M. B. (1999). Dissolved and labile concentrations of Cd, Cu, Pb, and Zn in aged ferrihydrite-organic matter systems. *Environmental science & technology*, 33(5), 745-750.

Masson, M., Blanc, G., & Schäfer, J. (2006). Geochemical signals and source contributions to heavy metal (Cd, Zn, Pb, Cu) fluxes into the Gironde Estuary via its major tributaries. *Science of the total Environment*, 370(1), 133-146.

Mirlean, N., Roisenberg, A., & Chies, J. O. (2007). Metal contamination of vineyard soils in wet subtropics (southern Brazil). *Environmental pollution*, 149(1), 10-17.

Ouédraogo, F., Cornu, J. Y., Janot, N., Nguyen, C., Sourzac, M., Parlanti, E., & Denaix, L. (2022). Do DOM optical parameters improve the prediction of copper availability in vineyard soils?. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-17.

Pierdet, M. (2020). *Evolution spatiale et temporelle de la mobilité des contaminants organiques et inorganiques dans des sols viticoles contrastés* (Doctoral dissertation, Université de Bordeaux).

Reuter, D., & Robinson, J. B. (Eds.). (1997). *Plant analysis: an interpretation manual*. CSIRO publishing.

Ruyters, S., Salaets, P., Oorts, K., & Smolders, E. (2013). Copper toxicity in soils under established vineyards in Europe: a survey. *Science of the Total Environment*, 443, 470-477.

Sauvé, S., McBride, M. B., Norvell, W. A., & Hendershot, W. H. (1997). Copper solubility and speciation of in situ contaminated soils: effects of copper level, pH and organic matter. *Water, Air, and Soil Pollution*, 100, 133-149.

Scott-Fordsmand, J. J., Krogh, P. H., & Weeks, J. M. (2000). Responses of *Folsomia fimetaria* (Collembola: Isotomidae) to copper under different soil copper contamination histories in relation to risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 19(5), 1297-1303.

Fiche technique n°17

Le Cuivre dans les sols viticoles : généralités, écototoxicité et gestion agronomique

Sogreah, A., & Deporte, I. (2007). Bilan des flux de contaminants entrant sur les sols agricoles de France métropolitaine.

Soler-Rovira, P., Fernández-Calviño, D., Arias-Estévez, M., Plaza, C., & Polo, A. (2013). Respiration parameters determined by the ISO-17155 method as potential indicators of copper pollution in vineyard soils after long-term fungicide treatment. *Science of the total environment*, 447, 25-31.

Sørensen, T. S., & Holmstrup, M. (2005). A comparative analysis of the toxicity of eight common soil contaminants and their effects on drought tolerance in the collembolan *Folsomia candida*. *Ecotoxicology and environmental safety*, 60(2), 132-139.

Vázquez-Blanco, R., Arias-Estévez, M., Bååth, E., & Fernández-Calviño, D. (2020). Comparison of Cu salts and commercial Cu based fungicides on toxicity towards microorganisms in soil. *Environmental Pollution*, 257, 113585.

Wang, Q. Y., Sun, J. Y., Xu, X. J., & Yu, H. W. (2018). Integration of chemical and toxicological tools to assess the bioavailability of copper derived from different copper-based fungicides in soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 161, 662-668.