



Écotoxicité du cuivre dans le sol des vignobles français

Jean-Yves Cornu

ISPA, Bordeaux Sciences Agro, INRAE, 33140, Villenave d'Ornon, France

Dans quelle mesure la contamination cuprique des sols viticoles est-elle écotoxique ? Voilà l'épineuse question à laquelle cet article tente de répondre. En se basant sur les études décrivant la toxicité de Cu pour les plantes, il rappelle que la contamination cuprique des sols de vigne est le plus souvent modérée et que les démonstrations de l'écotoxicité de Cu à la parcelle sont rares. Il souligne que l'écotoxicité de Cu dépend avant tout de sa biodisponibilité dans le sol, et explique pourquoi elle s'extériorise aussi en sol calcaire. Enfin, il précise les questions de recherche prioritaires à traiter sur ce sujet.

Une contamination notable mais souvent modérée

En France, la concentration médiane de Cu mesurée dans l'horizon de surface (0–20 cm) des sols de vigne est comprise entre 50 et 100 mg/kg^{1, 2}. Cette valeur médiane traduit une contamination en Cu modérée de la plupart des sols viticoles comparé aux sols pollués au Cu (industriels ou miniers) dont la concentration en Cu excède souvent 1000 mg/kg³. Toutefois, derrière cette médiane modérée se cache une forte variabilité du niveau de contamination en Cu entre sols viticoles. Dans certains vignobles historiques, la concentration en Cu peut ainsi varier de plus d'un facteur 10 entre les parcelles et dépasser 500 mg/kg¹ dans les parcelles les plus contaminées⁴. Fort logiquement, le niveau de contamination en Cu des sols de vigne est étroitement lié au nombre d'années d'usage de fongicides à base de Cu et donc, à l'âge viticole de la parcelle (Fig. 1). Ce sont donc les parcelles viticoles les plus anciennes dans lesquelles la question de l'écotoxicité de Cu se pose en priorité.

Une écotoxicité de Cu rarement démontrée à la parcelle

Pour des raisons qui tiennent peut-être à ses propriétés fongicides connues de tous et/ou à la sévérité de ses effets à haute dose (perturbation du fonctionnement enzymatique des cellules, altération de l'intégrité de la membrane plasmique), le Cu est souvent évoqué comme une cause des dépérissements observés dans le vignoble. Pour autant, les démonstrations de toxicité cuprique à la parcelle sont rares et se limitent en France, à notre connaissance, à deux contextes : celui des sols sableux acides (pH < 5) du vignoble bordelais dans lesquels l'excès de Cu a provoqué dans les années 1960 un dépérissement des vignes à la plantation⁵, et celui des sols calcaires du Languedoc (sud-est de la France) dans lesquels l'excès de Cu a pénalisé dans les années 2000 la croissance du blé dur semé après l'arrachage des vignes⁶. Plusieurs raisons peuvent expliquer ce peu d'exemples d'écotoxicité de Cu à la parcelle. La première est que le Cu ne s'accumule pas à des concentrations extrêmement élevées dans la plupart des sols viticoles français. Cette explication est à relier au fait que les organismes du sol disposent de moyens de défense contre le Cu (exsudation, détoxification) leur conférant une certaine tolérance à ce métal^{7, 8}. Une deuxième raison est que l'écotoxicité de Cu serait difficile à détecter à la parcelle car les symptômes visuels aériens de toxicité cuprique, notamment la chlorose des feuilles, ne sont pas spécifiques du Cu et ne se manifestent qu'à des stades avancés d'intoxication de la plante par le Cu. S'ajoute à cela le fait que la vigne voit ses racines rapidement plonger en deçà de l'horizon de surface où s'accumule le Cu. Les symptômes visuels de toxicité Cu seraient donc à chercher sur les jeunes vignes ou sur les couverts végétaux de l'inter-rang, par exemple à travers une modification de leur architecture racinaire : élongation moindre, épaississement et/ou sur-ramification.

Une écotoxicité de Cu sous la dépendance de sa biodisponibilité

L'effet écotoxique de Cu ne dépend pas seulement de la teneur totale en Cu du sol mais surtout de sa biodisponibilité. La biodisponibilité est le degré auquel une substance chimique présente dans le sol peut être absorbée ou métabolisée par une cible biologique (ISO 17402). Dans le sol, le Cu se répartit entre la phase solide du sol et la solution de sol. À l'instar de ce qui est décrit pour les plantes, la solution de sol est le compartiment supposé majoritaire dans lequel les organismes du sol prélèvent le Cu (Fig. 2). Le Cu présent dans la solution de sol est donc plus biodisponible et plus écotoxique, par exemple, que celui inclus dans la structure des minéraux. Parce que le Cu est présent à de faibles concentrations dans la solution de sol (i.e. de 10⁻³ à 10⁻⁶ g/L¹ suivant le sol et les conditions du milieu), sa capacité à être

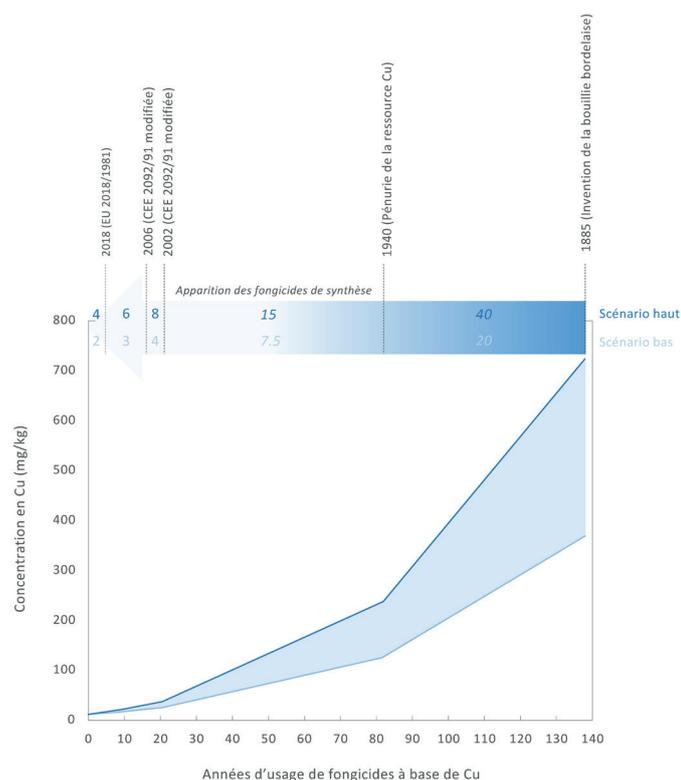


FIGURE 1. Évolution simulée de la concentration en Cu de l'horizon de surface (0–20 cm) des sols viticoles en fonction du nombre d'années d'usage de fongicides à base de Cu. L'année 0 correspond à 2023.



mobilisé depuis la phase solide, i.e. sa solubilité, est un paramètre clé à renseigner pour évaluer sa biodisponibilité. Le Cu, comme les autres éléments, étant prélevé en solution de sol à l'état d'ion Cu^{2+} , la forme sous laquelle il est présent en solution de sol, i.e. sa spéciation, est un second paramètre à considérer pour appréhender sa biodisponibilité. Le pH et, dans une moindre mesure, la teneur en matière organique (MO) du sol sont les deux paramètres physico-chimiques influant le plus sur la biodisponibilité de Cu. Ils influent tous les deux à la fois sur la solubilité de Cu et sur la spéciation de Cu en solution. D'une manière générale, la biodisponibilité de Cu est plus élevée dans les sols de pH clairement acide ($\text{pH} < 6$) et dans les sols dont la teneur en MO est faible ($< 1\%$), tels que l'étaient certains sols viticoles du vignoble bordelais dans les 1960. A contrario, une bonne gestion du pH ($\text{pH} > 6.5$) et de la MO (teneur $> 2\%$) contribue à contenir la biodisponibilité et l'écotoxicité de Cu dans les sols. Idéalement, la gestion de l'écotoxicité de Cu se base sur une mesure de sa biodisponibilité dans le sol afin d'identifier les zones ou parcelles à risque de toxicité Cu, et d'évaluer l'efficacité des pratiques correctives apportées. L'évaluation de la biodisponibilité de Cu se fait classiquement via une extraction de sol en présence d'EDTA (NF X31-120), même si la valeur prédictive de cette extraction en terme de biodisponibilité de Cu reste perfectible. Par ailleurs, cet indicateur ayant été initialement développé pour détecter les situations à risque de carence en oligo-élément pour les cultures, il cherche à reproduire un schéma d'exposition basé sur un prélèvement des éléments en solution. De ce fait, il ne prévaut probablement pas pour les organismes qui ingèrent directement le sol tels que les vers de terre.

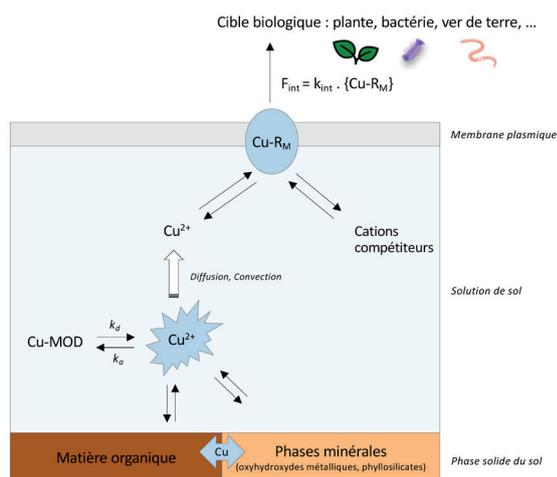


FIGURE 2. Modèle conceptuel d'exposition des organismes du sol au cuivre inspiré du modèle de l'ion libre qui fait référence pour les plantes. MOD : matière organique dissoute, R_M : récepteur membranaire.

Une écotoxicité de Cu qui s'exprime aussi en sol calcaire

Paradoxalement, c'est en sol calcaire que les effets de Cu s'expriment le plus souvent sur les couverts, là même où la biodisponibilité de Cu est a priori faible en raison du pH élevé. L'exemple le plus décrit est celui du vignoble languedocien dans lequel la crise viticole a provoqué l'arrachage de vignes, puis leur remplacement par d'autres cultures, notamment du blé dur. Le fait que le blé dur extériorise spécifiquement sur les parcelles calcaires chargées en Cu un jaunissement révélateur d'une chlorose ferrique (Fig. 3), a permis d'établir un lien, depuis confirmé, entre contamination cuprique des sols et déficience en Fe des cultures.

Cette carence induite en Fe est le plus souvent observée sur céréales, ce qui suggère que l'excès de Cu perturbe l'acquisition de Fe basée, pour les graminées, sur la production de phytosidérophores. L'hypothèse sous-jacente est que dans les sols où la biodisponibilité de Fe est faible, typiquement en sol calcaire, le Cu détournerait les phytosidérophores de leur fonction initiale de complexation du Fe. Notons que cette sensibilité potentiellement accrue des organismes déficients en Fe à la toxicité cuprique illustre le fait que l'écotoxicité de

Cu ne dépend pas que de la biodisponibilité de Cu dans le sol mais aussi de celle d'autres éléments avec lequel il est en interaction, tel que le Fe. Dans un autre registre, cet antagonisme Cu/Fe incite à maîtriser le chaulage des sols viticoles non calcaires afin de ne pas induire, en cas d'excès, une baisse trop prononcée de la biodisponibilité de Fe dans l'horizon de surface.



FIGURE 3. Symptômes de toxicité cuprique sur blé dur observés sur un sol calcaire à antécédent viticole (Hérault) (crédit photo : A. Michaud, M. Bravin, P. Hinsinger, INRAe Montpellier).

Conclusion

S'il paraît indispensable de chercher des alternatives au Cu, efficaces et durables, pour lutter contre le mildiou de la vigne, il est important de rappeler que les démonstrations d'une écotoxicité de Cu en sols viticoles sont rares. A l'inverse, aucune étude ne démontre que cette contamination cuprique, certes modérée, des sols viticoles français est sans effet sur la physiologie de la vigne et sur la pérennité des agroécosystèmes viticoles. Il paraît donc utile de dédier davantage d'études sur le sujet, par exemple, en suivant sur le moyen terme l'effet de doses de Cu similaires à celles utilisées au vignoble sur un cortège de cibles et de traits permettant une évaluation précise de la qualité biologique des sols. Il est également important de souligner que l'écotoxicité de Cu ne dépend pas que de la teneur totale en Cu du sol mais aussi des caractéristiques du sol qui conditionnent sa biodisponibilité. Aussi, semble-t-il nécessaire de fournir à la sphère viticole des indicateurs de biodisponibilité de Cu plus robustes que l'extraction à l'EDTA pour mieux appréhender le risque d'écotoxicité de Cu dans les sols de vigne. ■

- 1 GIS Sol (2011). *L'état des sols de France*. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p.
- 2 Ballabio, C., Panagos, P., Lugato, E., Huang, J., Orgiazzi, A., Jones, A., Fernández-Ugaldé, O., Borrelli, P., & Montanarella, L. (2018). Copper distribution in European topsoils : An assessment based on LUCAS soil survey. *Science of The Total Environment*, 636, 282-298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.268>
- 3 Kolbas, A., Herzig, R., Marchand, L., Maalouf, J. P., Kolbas, N., & Mench, M. (2020). Field evaluation of one Cu-resistant somaclonal variant and two clones of tobacco for copper phytoextraction at a wood preservation site. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 27831-27848. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09151-y>
- 4 Hadri, H. E., Chéry, P., Jalabert, S., Lee, A., Potin-Gautier, M., & Lespès, G. (2012). Assessment of diffuse contamination of agricultural soil by copper in Aquitaine region by using French national databases. *Science of The Total Environment*, 441, 239-247. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.070>
- 5 Delas, J. (1963). La toxicité du cuivre accumulé dans les sols. *Agrochimica*, 7, 257-288
- 6 Michaud, A., Bravin, M., Galleguillos, M., & Hinsinger, P. (2007). Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ for durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. *Plant and Soil*, 298(1-2), 99-111. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9343-0>
- 7 Küpper, H., Götz, B., Mijovilovich, A., Küpper, F. C., & Meyer-Klaucke, W. (2009). Complexation and toxicity of Copper in higher plants. i. Characterization of copper accumulation, speciation, and toxicity in *Crassula Helmsias* a new Copper accumulator. *Plant Physiology*, 151(2), 702-714. <https://doi.org/10.1104/pp.109.139717>
- 8 Liu, X., Jiang, Y., He, D., Fang, X., Xu, J., Lee, Y., Keller, N. P., & Shi, J. (2020). Copper Tolerance mediated by FGACEA and FGCRPA in fusarium Graminearum. *Frontiers in Microbiology*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.01392>