



HAL
open science

Commentaires sur l'Article de Karimi et al. (2021), EGS, 28, 71-92

Gwenael Imfeld, Joelle Duplay, Sylvain Payraudeau

► **To cite this version:**

Gwenael Imfeld, Joelle Duplay, Sylvain Payraudeau. Commentaires sur l'Article de Karimi et al. (2021), EGS, 28, 71-92. Environmental Chemistry Letters, 2021, pp.71-92. hal-03498086

HAL Id: hal-03498086

<https://hal.science/hal-03498086>

Submitted on 20 Dec 2021

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.

1 **Titre court : Commentaires sur l'Article de Karimi et al. (2021), EGS, 28, 71-92.**

2
3 Gwenaël Imfeld*, Joëlle Duplay, Sylvain Payraudeau

4 *Institut Terre et Environnement Strasbourg (ITES), Université de Strasbourg/EOST/ENGEES, CNRS UMR*
5 *7063, 5 rue Descartes, Strasbourg Cedex F-67084, France*

6
7 *Correspondance : imfeld@unistra.fr (G. Imfeld) ; 03 68 85 04 74

8
9
10
11 **Résumé**

12 Les études de l'impact écotoxicologique du cuivre dans les sols viticoles reposent
13 généralement sur l'effet de l'ajout d'une dose spécifique de cuivre (Cu). Cependant, les
14 propriétés du sol et la dynamique de stockage du Cu dans le sol doivent également être prises
15 en compte pour déterminer à l'échelle du vignoble et de la région viticole les seuils
16 d'écotoxicité à ne pas dépasser pour conserver une bonne qualité biologique du sol. Une
17 utilisation de Cu jusqu'à 28 kg/ha pendant sept ans, conformément à la réglementation
18 européenne actuelle, repousse globalement l'échéance de dépassement du seuil d'écotoxicité
19 du Cu impactant la biodiversité des sols. Toutefois, une amélioration de la qualité et de la
20 durabilité de la production viticole en Europe passe par une utilisation locale adaptée et une
21 évaluation de l'impact du cuivre plus spécifique, tenant également compte de la trajectoire
22 de l'accumulation et de la disponibilité du Cu dans le sol.

23
24 **Mots-clés** : cuivre ; sol ; biodiversité des sols ; toxicité ; viticulture durable

25
26 **Abstract**

27 Consideration of copper storage and availability in vineyard soils to assess its ecotoxicity.
28 Comments on the article by Karimi, et al (2021) - Ecotoxicity of copper input and accumulation
29 for soil biodiversity in vineyards. *Etude et Gestion des Sols*, 28 (1), p. 71-92.

30
31 Studies of the ecotoxicological impact of copper in vineyard soils are generally based on the
32 effect of adding a specific dose of copper (Cu). However, the soil properties and the dynamics
33 of Cu storage in the soil must also be taken into account to determine at the vineyard and
34 wine-growing region level the ecotoxicity thresholds that should not be exceeded to maintain
35 good soil biological quality. The use of Cu up to 28 kg/ha for seven years, in accordance with
36 current European regulations, generally postpones the deadline for exceeding the Cu
37 ecotoxicity threshold impacting soil biodiversity. However, an improvement in the quality and
38 sustainability of wine production in Europe requires an adapted local use and a more specific
39 evaluation of the impact of copper accounting for the trajectory of Cu accumulation and
40 availability in the soil.

41 **Keywords**: copper, soil, soil biodiversity, toxicity, sustainable vine growing

42
43 Soumis : mai 2021 ; Accepté : XX 2021

44

45 Karimi et co-auteurs ont récemment présenté une éclairante revue sur l'écotoxicité du
46 Cu sur la biodiversité du sol dans les vignobles en s'appuyant sur une méta-analyse de la
47 littérature académique internationale (Karimi et al. 2021a,b). Cette étude est particulièrement
48 bienvenue dans un contexte où les viticulteurs, et en particulier les viticulteurs biologiques,
49 sont confrontés à l'absence de traitements alternatifs au Cu efficaces contre le mildiou, et à
50 l'éventualité d'une interdiction d'utilisation du Cu (Andrivon et al., 2018). Karimi et al.
51 parviennent à la conclusion que la dose actuellement autorisée pour la production viticole
52 dans l'UE, soit un maximum de 28 kg Cu/ha sur 7 ans ou 4 kg Cu/ha/an, n'a pas d'effets
53 délétères significatifs sur les organismes du sol. Ils comparent également la dose annuelle
54 moyenne de 4 kg Cu/ha/an à un seuil d'écotoxicité du Cu de 200 kg Cu/ha/an défini à partir
55 d'une méta-analyse approfondie des données disponibles. Bien que ce seuil de 200 kg
56 Cu/ha/an soit possiblement conservatif, la seule prise en compte d'une dose annuelle s'avère
57 à notre avis insuffisante pour garantir l'intégrité de la fertilité des sols et de la biodiversité. En
58 effet, le stock préexistant en Cu dans le sol et sa disponibilité avant l'ajout d'une nouvelle dose
59 de Cu peuvent fortement varier à l'échelle d'un vignoble et entre les vignobles européens en
60 fonction des propriétés physico-chimiques du sol, de la végétation et des différentes formes
61 de Cu dans le sol. Cela remet en question la notion d'utilisation inoffensive du Cu à une dose
62 spécifique, même si celle-ci est inférieure aux doses utilisées historiquement. Nous pensons
63 qu'une telle vision peut entraver les efforts actuels visant à réduire l'utilisation du Cu et les
64 tentatives de développement d'alternatives au Cu acceptées localement, et donner le
65 sentiment que le risque associé à la dose actuellement autorisée est faible, voire inexistant.

66 Comme le soulignent Karimi et ses co-auteurs, des teneurs supérieures au seuil
67 d'écotoxicité de 200 kg Cu/ha ont été atteintes dans plusieurs sols de vignobles européens par
68 l'accumulation historique des applications de Cu (Komárek et al., 2010). Cela implique de
69 spatialiser et de conditionner les risques écotoxicologiques liés à l'utilisation historique,
70 actuelle et future du Cu en agriculture, en intégrant notamment le pH du sol, la végétation ou
71 la teneur en matière organique. Reconnaître et évaluer ce risque écotoxicologique n'est pas
72 seulement nécessaire, mais représente également un facteur stimulant les études et
73 l'innovation pour une viticulture durable. Il est urgent de définir localement les risques de
74 toxicité pour les organismes, et les approches intégratives des pratiques culturales pour
75 limiter l'accumulation de Cu (Cesco et al. 2021). En effet, le Cu ne se dégrade pas et chaque
76 apport de Cu dans le sol contribue à l'accumulation progressive dans le sol du vignoble étant
77 donné que l'exportation de Cu depuis les sols viticoles à l'échelle européenne est inférieure
78 de deux ordres de grandeur par rapport à son accumulation nette (Droz et al., 2021).

79 L'accumulation de Cu dans le sol représente donc une menace agricole et
80 environnementale concrète et immédiate à l'échelle européenne. En viticulture
81 conventionnelle, le risque écotoxique combiné du Cu et des fongicides organiques de synthèse
82 dans le sol et les écosystèmes aquatiques connexes, sont encore peu étudiés. En outre, si la
83 restriction à un taux d'application maximal de 28 kg Cu/ha sur sept ans diminue le taux
84 d'accumulation du Cu dans les sols, elle repousse simplement l'échéance à partir de laquelle
85 une partie des vignobles européens aura atteint un seuil de toxicité de Cu pour les organismes
86 du sol. En considérant la distribution de la concentration de Cu par type de couverture

87 terrestre, les vignobles représentent la classe d'utilisation du sol avec la proportion la plus
88 élevée (14,6 %) d'échantillons de sol affichant des teneurs en Cu supérieures à 100 mg/kg
89 (Ballabio et al. 2018). En France, la teneur en Cu dans les vignobles est particulièrement
90 élevée, avec une valeur moyenne de 91,3 mg/kg et près de la moitié des échantillons
91 présentant des valeurs supérieures à 100 mg/kg. Envisager d'utiliser 4 kg Cu/ha/an signifie
92 concrètement que le seuil écotoxicologique pour la qualité biologique du sol de 200 kg Cu/ha
93 pourrait être atteint en 25 ans dans plusieurs vignobles d'Europe. Dans une étude récente,
94 nous avons montré que la concentration de Cu dans les sols viticoles européens est en
95 moyenne 30% plus élevée que le Cu géogénique et le Cu atmosphérique anthropique non
96 agricole (Droz et al., 2021). Nous estimons que le seuil de 100 mg Cu/kg sol (environ 150-250
97 kg Cu/ha dans la couche supérieure de 10-15 cm du sol) a déjà été dépassé pour environ 70%
98 des surfaces viticoles en Europe centrale et occidentale. Cette proportion devrait augmenter
99 dans les prochaines décennies.

100 Il est donc nécessaire de prédire l'accumulation de Cu dans les sols viticoles en Europe
101 en tenant compte des risques locaux et de l'historique de l'utilisation du Cu. Dans le futur, la
102 proportion de la superficie des vignobles européens dépassant les valeurs de concentration
103 sans effet (PNEC), généralement comprises entre 30 et 290 mg Cu/kg selon les propriétés du
104 sol, pourrait varier considérablement en fonction de la dose de Cu appliquée chaque année
105 (Droz et al., 2021). En supposant que les propriétés du sol (pH, teneur en matière organique,
106 texture, structure et porosité en particulier) soient constantes, la proportion de surfaces
107 viticoles dépassant la PNEC dans les 100 prochaines années devrait augmenter d'au moins 94
108 %, 2 % ou 0,5 % respectivement pour une utilisation de 8, 4 ou 2 kg Cu/ha/an. Ces prédictions
109 soutiennent l'idée que l'application du Cu conformément à la réglementation européenne
110 actuelle peut prolonger à moyen terme son utilisation avant que le seuil écotoxicologique
111 potentiellement critique pour les vignobles européens soit atteint. Cependant, elles
112 soulignent également le fait que le niveau de risque pour la qualité biologique du sol peut être
113 important à certains endroits et augmenter dans les prochaines décennies.

114 Le Cu est partiellement immobilisé dans le sol sous différentes formes, coexistant et
115 évoluant dans l'espace et le temps. Il est donc crucial de considérer la spéciation du Cu et sa
116 biodisponibilité ultérieure, ainsi que les facteurs qui les contrôlent, afin d'évaluer l'impact
117 écotoxicologique sur la qualité biologique des sols. Nous définissons ici la spéciation comme
118 l'identification et la quantification des différentes espèces, formes ou phases définies dans
119 lesquelles un élément est présent. Elle dépend fortement de la minéralogie et de la chimie
120 des sols. Les études écotoxicologiques sont souvent réalisées sans tenir compte de la
121 distribution chimique et physique du Cu historique entre les fractions du sol, en particulier
122 dans les sols végétalisés, comme le sont les parcelles viticoles (Ruyters et al. 2013). Le Cu
123 stocké dans le sol n'est pas une masse inerte et non réactive, distincte du Cu nouvellement
124 appliqué qui serait, lui, labile, réactif et potentiellement dangereux (par exemple, Tom-
125 Petersen et al. 2004). Par exemple, la disponibilité et la toxicité associée du Cu stocké dans le
126 sol augmentent lorsque le pH du sol diminue en fonction de la végétation ou suite à un
127 changement de pratiques, en particulier à un pH inférieur à 5,5. Bien que la matière organique
128 du sol immobilise rapidement le Cu, la diffusion du Cu fraîchement appliqué est lente et
129 progressive dans les oxydes métalliques du sol, les minéraux argileux et les carbonates

130 précipités (Lock et Janssen 2003 ; Pietrzak et al. 2004). Il en résulte différentes fractions
131 chimiques de Cu dans le sol qui peuvent être re-mobilisées en fonction des conditions hydro-
132 climatiques et pédologiques. De plus, l'export de Cu hors des parcelles viticoles
133 principalement due à l'érosion du sol surfacique peut entraîner une perte de Cu associée aux
134 matières en suspension vers des parcelles non-viticoles ou des écosystèmes aquatiques. En
135 effet, 10 % des vignobles sont situés à proximité d'une rivière (<500 m) et le bassin versant
136 associé peut donc constituer une source de contamination au Cu (Andreadis et al., 2013).
137 Ainsi, les processus de rétention et de mobilisation hors des parcelles viticoles ainsi que la
138 disponibilité du Cu stocké historiquement dans les différents composants du sol sont
139 dynamiques et varient en fonction des propriétés du sol.

140 La disponibilité et la mobilité du Cu dans le sol dépendent également de la végétation
141 qui représente une composante intrinsèque des parcelles de vigne. Le cycle biogéochimique
142 du cuivre dans le système sol-plante diverge de celui d'un sol non-végétalisé (Shabbir et al.
143 2020). Les changements du pH et des composés organiques de la rhizosphère induits par les
144 racines de la végétation sur le cavaillon et dans l'inter-rang, ainsi que les plantes pérennes
145 comme la vigne, contrôlent la spéciation du Cu et la formation de complexes
146 organométalliques solubles dans le sol, modifiant potentiellement le degré de toxicité du Cu
147 (Bravin et al. 2009 ; Brunetto et al. 2016). Ainsi, il peut être particulièrement important de
148 considérer l'impact de la végétation sur la disponibilité et la toxicité du Cu lors de la
149 reconversion d'un vignoble en terre arable (Michaud et al., 2007). De plus, les impacts à long
150 terme de l'application répétée de Cu sur la diversité taxonomique et fonctionnelle des macro-
151 et micro-organismes des sols viticoles nécessitent des études plus détaillées de la dynamique
152 de la disponibilité du Cu et de la dissémination des déterminants de la résistance au Cu par
153 transfert horizontal de gènes dans le sol. L'application intra- et interannuelle récurrente de Cu
154 dans les sols viticoles pourrait favoriser la résistance conjointe au Cu et aux antibiotiques, car
155 ces deux effets sont intimement liés et peuvent être transférés à travers le domaine bactérien
156 (Cesco et al. 2021). Ainsi, il ne peut être exclu que l'utilisation actuelle du Cu dans les vignobles
157 contribue à développer et à disséminer une résistance concomitante au Cu et aux
158 antibiotiques *via* des mécanismes de résistance croisée.

159 En conclusion, l'utilisation de Cu jusqu'à 28 kg/ha pendant sept ans, conformément à
160 la réglementation européenne actuelle, repousse globalement l'échéance de dépassement du
161 seuil d'écotoxicité du Cu impactant la biodiversité des sols. Toutefois, cela n'implique pas une
162 amélioration de la qualité et de la durabilité de la production viticole en Europe. La variabilité
163 de la teneur, de l'âge et de la mobilité du Cu historiquement accumulé dans le sol doit être
164 soigneusement évaluée dans chaque vignoble et à l'échelle des vignobles européens. Cela
165 permettra de définir une utilisation locale adaptée et d'évaluer l'impact du cuivre de manière
166 plus spécifique, afin d'élaborer des approches holistiques pour réduire la toxicité du Cu, tout
167 en tenant compte de la trajectoire de l'accumulation du Cu dans le sol. La communauté
168 professionnelle viticole subit une forte pression liée à l'héritage historique de l'utilisation du
169 Cu, à l'évolution rapide des réglementations et au changement climatique. Pour faire face à
170 cette évolution, de nouveaux paradigmes et des approches intégratives doivent être
171 urgemment définis dans toute l'Europe, mais en tenant compte également des spécificités
172 locales, pour répondre aux exigences d'une viticulture durable (e.g., Karimi et al., 2020). Ce

173 n'est qu'ainsi qu'une augmentation inexorable du Cu dans les sols par son utilisation
174 systématique et massive pourra être évitée.

175 Malgré l'intérêt scientifique de cette étude et le fait qu'elle propose de nombreuses
176 pistes de recherches pour répondre aux manques de connaissances scientifiques sur l'impact
177 du cuivre dans les sols viticoles, il existe un risque que certaines conclusions soient relayées
178 auprès du monde agricole (par exemple, Le Point, 2021 ; Vitisphere, 2021) sans que soient
179 prises en compte les remarques et les nuances mentionnées ici. C'est pourquoi nous pensons
180 que cette mise au point est nécessaire.

181

182 **Conflits d'intérêts**

183 Les auteurs ne déclarent aucun conflit d'intérêt. Les financeurs n'ont joué aucun rôle dans la
184 rédaction du manuscrit ou dans la décision de publier cette note de commentaire.

185

186 **Références**

187 Andreadis KM, Schumann GJP, Pavelsky T (2013) A simple global river bankfull width and depth
188 database. *Water Resour Res* 2013, 49, 7164–7168. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20440>

189 Andrivon D, Bardin M, Bertrand C, et al (2018) Can organic agriculture give up copper as a crop
190 protection product? Condensed report of the Scientific collective assessment, INRA, 66 p.
191 <https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/expertise-cuivre-en-ab-8-pages-anglais-1.pdf>

192 Ballabio C, Panagos P, Lugato E, et al (2018) Copper distribution in European topsoils: an assessment
193 based on LUCAS soil survey. *Sci Total Environ* 636:282–298.
194 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.268>

195 Bravin MN, Tentscher P, Rose J, and Hinsinger P (2009) Rhizosphere pH Gradient Controls Copper
196 Availability in a Strongly Acidic Soil. *Environ Sci Technol* 2009, 43, 15, 5686–5691.
197 <https://doi.org/10.1021/es900055k>

198 Brunetto G, Bastos de Melo GW, Terzano R, et al (2016) Copper accumulation in vineyard soils:
199 rhizosphere processes and agronomic practices to limit its toxicity. *Chemosphere* 162:293–307.
200 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.104>

201 Cesco S, Pii Y, Borruso L, et al (2021) A smart and sustainable future for viticulture is rooted in soil: how
202 to face Cu toxicity. *Appl Sc* 11:3, 907. <https://doi.org/10.3390/app11030907>

203 Droz B, Payraudeau S, Rodriguez-Martin J, Tóth G, et al (2021) Copper content and export in European
204 vineyards soils influenced by climate and soil properties. *Environ Sci Technol*.
205 <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02093>

206 Karimi B, Cahurel J -Y, Gontier L, et al. (2020) Revue scientifique sur la qualité biologique des sols de
207 vignes et l'impact des pratiques viticoles. *Etude et Gestion des Sols*, 27 (1), p. 221-239.
208 <https://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-27/>

209 Karimi B, Masson V, Guillaud C, et al (2021a) La biodiversité des sols est-elle impactée par l'apport de
210 cuivre ou son accumulation dans les sols vignes ? Synthèse des connaissances scientifiques. *Etude et*
211 *Gestion des Sols*, 28 (1), p. 71-92. [http://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-](http://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-28-numero-1/)
212 [sols/volume-28-numero-1/](http://www.afes.fr/publications/revue-etude-et-gestion-des-sols/volume-28-numero-1/)

213 Karimi B, Masson V, Guillaud C, et al (2021b) Ecotoxicity of copper input and accumulation for soil
214 biodiversity in vineyards. *Environ Chem Lett*. 19, 2013–2030 <https://doi.org/10.1007/s10311-020->

215 [01155-x](#)

216 Komárek M, Cadková E, Chrástný V, et al (2010) Contamination of vineyard soils with fungicides: a
217 review of environmental and toxicological aspects. *Environ Int.* 36:138–51.

218 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.10.005>

219 Lock K, Janssen CR (2003) Influence of aging on metal availability in soils. In: Ware GW (ed) *Reviews of
220 Environmental Contamination and Toxicology*. Springer New York, New York, NY, pp 1–21.

221 Le Point (2021) Les vers de terre et le cuivre, une histoire d’amour (ou presque).

222 [https://www.lepoint.fr/art-de-vivre/les-vers-de-terre-et-le-cuivre-une-histoire-d-amour-ou-presque-
223 12-02-2021-2413743_4.php](https://www.lepoint.fr/art-de-vivre/les-vers-de-terre-et-le-cuivre-une-histoire-d-amour-ou-presque-12-02-2021-2413743_4.php) (dernier accès le 25 mai 2021).

224 Michaud AM, Bravin MN, Galleguillos M, Hinsinger P (2007) Copper uptake and phytotoxicity as
225 assessed in situ for durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) cultivated in Cu-contaminated, former
226 vineyard soils. *Plant Soil* 298:99–111. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9343-0>

227 Pietrzak U, McPhail DC (2004) Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of
228 Victoria, Australia. *Geoderma* 122:151–66. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.005>

229 Ruyters S, Salaets P, Oorts K, Smolders E (2013) Copper toxicity in soils under established vineyards in
230 Europe: A survey. *Sci Total Environ* 443:470–477. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.001>

231 Shabbir Z, Sardar A, Shabbir A, et al (2020) Copper uptake, essentiality, toxicity, detoxification and risk
232 assessment in soil-plant environment. *Chemosphere* 259:127436.

233 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127436>

234 Tom-Petersen A, Hansen HCB, Nybroe O (2004) Time and moisture effects on total and bioavailable
235 copper in soil water extracts. *J Environ Qual* 33:505–512. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.5050>

236 Vitisphere (2021). Un bureau d’étude conclut que le cuivre n’est toxique qu’à partir de 40 kg/ha/an.

237 [https://www.vitisphere.com/actualite-93391-Un-bureau-detude-conclut-que-le-cuivre-nest-toxique-
238 qua-partir-de-40-kghaan.htm](https://www.vitisphere.com/actualite-93391-Un-bureau-detude-conclut-que-le-cuivre-nest-toxique-qua-partir-de-40-kghaan.htm) (dernier accès le 25 mai 2021).