

Effets du cuivre sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques

Sandrine Joachim, Anne Morin, Eric Thybaud

► **To cite this version:**

Sandrine Joachim, Anne Morin, Eric Thybaud. Effets du cuivre sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Rapport Scientifique INERIS, 2008, 2007-2008, pp.30-33. ineris-01869193

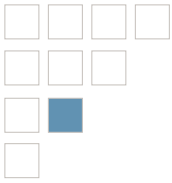
HAL Id: ineris-01869193

<https://hal-ineris.archives-ouvertes.fr/ineris-01869193>

Submitted on 6 Sep 2018

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.



Effets du cuivre sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques

> SANDRINE JOACHIM, ANNE MORIN, ÉRIC THYBAUD

Le cuivre est un métal largement utilisé - 15 millions de tonnes par an dans le monde - dans de nombreux secteurs industriels. Parmi ceux-ci, l'usage dans les câbles électriques et les applications électroniques représente la majeure partie (9,75 x 10⁶ tonnes/an). Les autres utilisations concernent la construction, la plomberie, l'équipement, les industries d'alliage, de peinture, de traitement du bois, mais aussi l'agriculture. Dans ce dernier secteur, le cuivre est fréquemment utilisé comme fongicide, algicide, bactéricide, herbicide et molluscide dans les milieux aquatiques.

Le cuivre est un métal essentiel, toxique à faible et à forte dose. Sa grande utilisation dans des usages dispersifs et sa toxicité connue pour de nombreux organismes ont tout naturellement conduit l'INERIS à évaluer les risques pour les écosystèmes aquatiques liés à leur contamination par ce métal.

OUTILS UTILISÉS

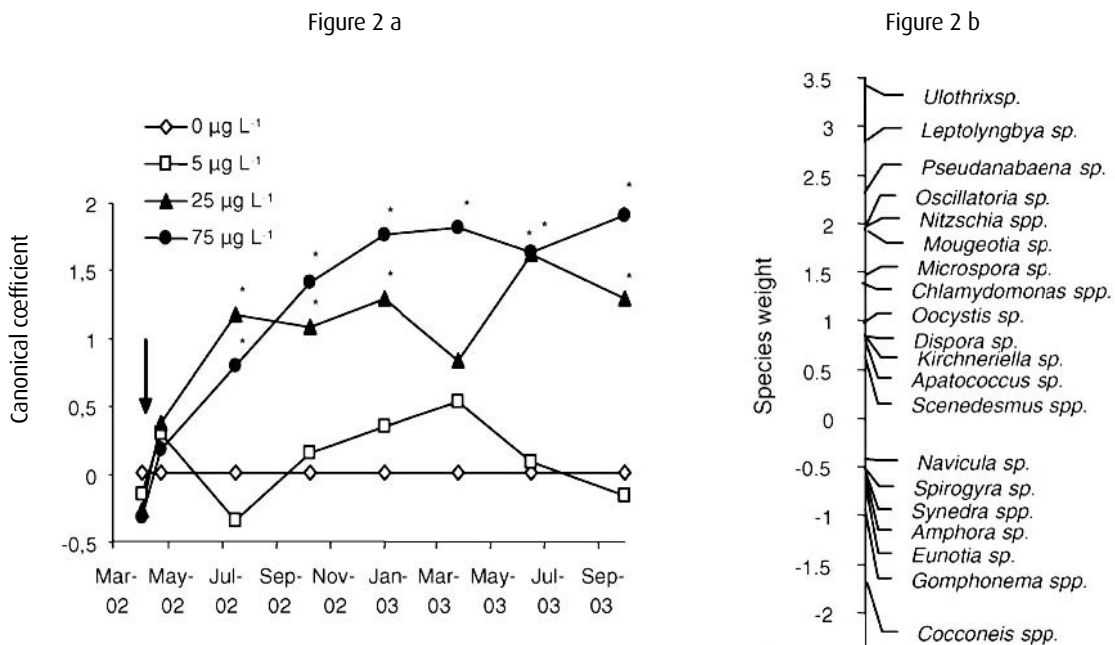
Une étude en condition semi-naturelle a donc été réalisée à l'aide de rivières expérimentales ou mésocosmes lotiques. L'intérêt de ces mésocosmes tient essentiellement au fait qu'ils combinent un certain réalisme écologique par la présence des principaux éléments constitutifs des écosystèmes naturels (sédiments, bactéries, champignons, périphyton, phytoplancton, macrophytes, invertébrés, poissons, etc.) et le contrôle des paramètres abiotiques et biotiques. Ces installations permettent d'étudier les effets des polluants à différents niveaux d'organisation biologique : organismes, populations, communautés et écosystème. Pour cette étude, douze rivières artificielles, chacune de 20 mètres de long et 1 mètre de largeur, ont été utilisées (photo 1). Le cuivre a été administré en continu sous forme de sulfate de cuivre à trois concentrations nominales (5, 25 et 75 µg/l de cuivre dissous) par groupe de trois réplicats. Trois témoins ont également été mis en place. Les travaux ont concerné :

- l'étude des effets du cuivre sur la structure des communautés de phytoplancton, de périphyton (en collaboration avec l'UMR5245 « Écologie Fonctionnelle » de Toulouse), de macrophytes, de zooplancton, de macroinvertébrés, de champignons aquatiques également en collaboration avec l'UMR5245, ainsi que sur une population de poisson, l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*).
- les effets sur le fonctionnement de l'écosystème en étudiant les effets du cuivre sur la décomposition des litières (en collaboration avec l'UMR5245), d'une part, et par une approche par modélisation qualitative des effets indirects du cuivre au sein du réseau trophique de l'écosystème en collaboration avec l'UMR7625 « Fonctionnement et Évolution des Écosystèmes » de l'ENS de Paris, d'autre part.

#1

> La plateforme mésocosmes de l'INERIS.



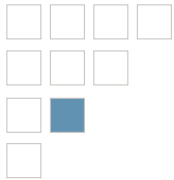


(a) Courbes de réponse principale pour le périphyton et (b) Poids des espèces d'après Roussel et al., 2007 [2]. La flèche représente le début de la contamination. Les annotations «*» indiquent qu'il y a une différence significative entre un traitement et le témoin.

RÉSULTATS

À partir d'une concentration de 25 µg/l, une diminution en abondance de plusieurs taxons de diatomées (eg : *Cocconeis* sp, *Gomphonema* sp.), de macrophytes (eg : *Lemna minor*, *Nasturtium officinale*), de champignons aquatiques (eg : *Clavariopsis aquatica*), de zooplancton (eg : *Mytilinia* sp., *Trichocerca* sp.), et de macroinvertébrés (eg : *Lymnaea* sp., *Gammarus pulex*) a été observée. Ces effets « directs » se sont ensuite propagés au sein des communautés auxquelles ces espèces appartiennent, provoquant des modifications de leur abondance relative au sein de ces communautés. Ainsi, une augmentation en abondance de plusieurs taxons a été constatée (eg : *Nitzschia* sp. chez les diatomées, *Callitriche platycarpa* chez les macrophytes, *Trichosphaerae* chez le zooplancton, *Chironomidae* chez les invertébrés). Pour chaque communauté, l'analyse des modifications structurales a été effectuée par la technique des Courbes de Réponse Principale (PRC). La PRC est une technique multivariée dérivée de l'analyse en composantes principales et spécialement conçue pour les analyses de données obtenues à partir d'expériences en micro et mésocosmes [1]. Les résultats de la PRC sont exprimés par un diagramme qui représente la déviation de la structure des communautés

traitées par rapport à la communauté témoin (eg : communauté périphyton - figure 2a d'après [2]). Les « poids des espèces », représentés à droite du diagramme, peuvent être interprétés comme la contribution de chacune des espèces à la réponse donnée par le diagramme (figure 2b d'après [2]). Ainsi, une valeur négative élevée d'un taxon (eg : *Cocconeis* sp.) indique que ce taxon décroît dans les canaux contaminés à 25 et 75 µg/l et inversement pour une valeur positive (eg : *Ulothrix* sp.). Les effets statistiquement significatifs du traitement, sont ensuite testés en utilisant des tests de permutation de Monte Carlo couplés à des tests de Williams [2]. Grâce à ces résultats, une NOEC communauté (Concentration sans effet pour la communauté) peut être obtenue. Cette dernière a été fixée à 4 µg/l (concentration mesurée à la concentration nominale de 5 µg/l) pour l'ensemble des communautés (périphyton, phytoplancton, macrophytes, zooplancton, macroinvertébrés et champignons aquatiques). En parallèle à ces effets observés au sein des communautés, des altérations des relations entre les différentes communautés ont également été relevées. Ainsi, par exemple, la forte diminution en abondance de certains taxons de zooplancton et de macroinvertébrés brouteurs s'est traduite par une augmentation considérable de la biomasse du

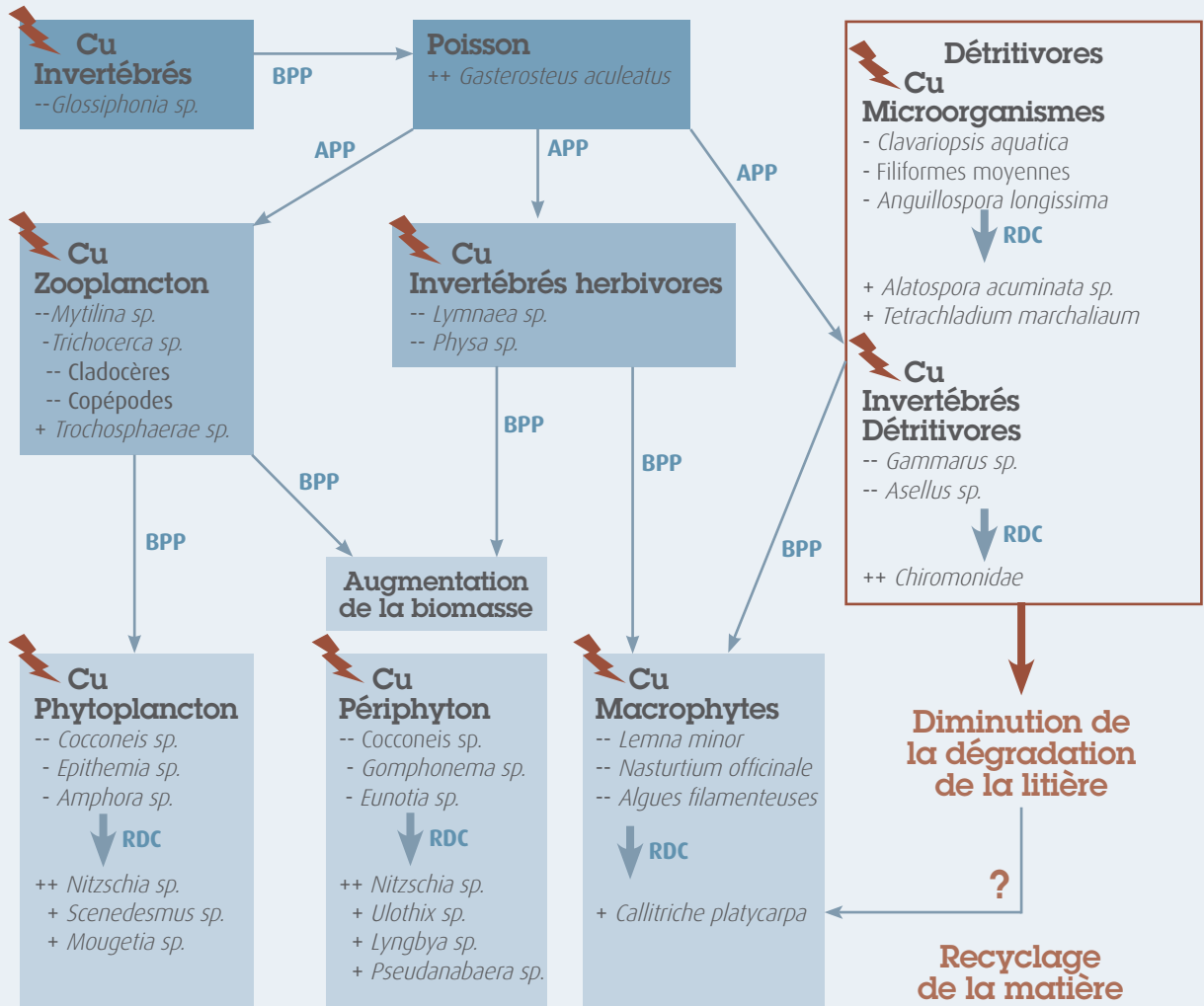


périphyton très probablement par une diminution de la pression de prédation^[14], (figure 3). De même, les relations entre producteurs primaires, consommateurs et détritivores semblent également perturbées au-delà d'une concentration de 25 µg/l. En effet, un effet direct sur les invertébrés détritivores a été observé provoquant une diminution de la dégradation de la litière^[15]. Par ailleurs, un phénomène de redondance fonctionnelle chez les champignons détritivores a également été mis en évidence car, la composition de leur communauté a été affectée alors que leur fonctionnement est resté identique^[16] (figure 3). L'effet global du cuivre à l'échelle de l'écosystème a ensuite été modélisé grâce à un modèle théori-

que basé sur l'analyse en boucles. Ce dernier est basé sur les interactions trophiques de type prédateur-proie et permet de réaliser des prédictions qualitatives sur les effets indirects du cuivre. La comparaison entre les prédictions et les résultats expérimentaux met en avant la dominance de certains chemins de propagation des effets à travers l'écosystème tels que le réseau périphyton => brouteurs. Cependant, certains chemins n'ont pas pu être résolus de façon exacte (signe de l'effet indéterminé) à cause de nombreux autres facteurs écologiques tels que la compétition intra et inter spécifique qui intervient dans la structuration des communautés et donc de l'écosystème^[17].

#3

> Schéma des effets directs et indirects du cuivre.



⚡ Cu Effet direct du cuivre → Effet indirect du cuivre
 □ Producteurs primaires □ Consommateurs primaires □ Prédateurs
 APP : augmentation de la pression de la prédation
 BPP : baisse de la pression de la prédation
 RDC : réduction de la compétition

CONCLUSION

Cette étude a permis de caractériser les effets du cuivre sur la structure de différentes communautés aquatiques. Les résultats obtenus sont utilisables pour la caractérisation du danger du cuivre dans le cadre des procédures réglementaires d'évaluation des risques pour les écosystèmes.

En effet, l'évaluation des dangers est réalisée par la détermination de concentration prévisible sans effet pour les écosystèmes (PNEC). Celle-ci est dérivée de la NOEC par l'application d'un facteur d'incertitude. Ce dernier permet de considérer les incertitudes liées à l'extrapolation de données obtenues en laboratoire à la réalité des situations de terrain.

Il est compris entre 10 et 1000 dans le cas d'une NOEC obtenue à partir d'essais d'écotoxicité monospécifiques, et entre 1 et 5 pour des études en mésocosmes ou de terrain au cas par cas en fonction de la pertinence des données recueillies^[8].

En considérant l'ensemble de ces résultats, il est proposé d'appliquer un facteur de sécurité de 2 à la NOEC communauté. Ce facteur prend en compte le nombre de communautés étudiées, la qualité physico-chimique des eaux ainsi que la représentativité des conditions expérimentales. Une PNEC de 2 µg/l est ainsi déterminée.

Les évaluations des dangers du cuivre actuellement en cours dans les réglementations substances existantes (793/93/CE), produits biocides (98/8/CE) et phytosanitaires (91/414/CE) prennent en compte l'ensemble des résultats d'essais d'écotoxicité aquatiques monospécifiques et des études en mésocosmes disponibles pour le cuivre, pour en déduire une PNEC. Les résultats de la présente étude en mésocosmes ont été considérés de bonne qualité et utilisés dans la détermination de ces PNECs.

□ □ ■ SUMMARY

Annually around the world, about 15 millions tons of copper are used by various activity sectors such as building, electricity, plumbing and agriculture. The aquatic environment is highly concerned by copper pollution, as it is an ultimate receptor of urban wastewater, industrial and mine effluents, agriculture run off and atmospheric deposition. One of the many characteristics of copper is that it is an essential element for organisms given that it is present in a high number of enzymes involved in metabolic processes. Nonetheless, at high concentrations, it is highly toxic to many organisms. Despite of its frequent application in natural ecosystems as an algicide, fungicide, bactericide, plant herbicide and molluscicide, few studies have been performed at the community and ecosystem levels. The ecotoxicological risk assessment and the analytical and environmental chemistry units of INERIS initiated, in 2000, a research project aimed at evaluating the effects of copper on the structure and functioning of freshwater ecosystems. A long-term lotic mesocosms experiment was thus carried on in 20 m long channels, under continuous environmentally realistic concentrations of copper (0, 5, 25 and 75 µg/l) for 18 months. Community structure of phytoplankton, periphyton, macrophytes, zooplankton, macroinvertebrates, emerging insects, aquatic hyphomycetes and population dynamics of three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) were monitored. Copper effects on ecosystem functioning were studied through (1) leaf decomposition processes and (2) the building up of a food web model.

Principal Response Curve analyses, showed that copper at 25 and 75 µg/l altered the structure of all communities. Functioning of the leaf decomposition was also altered. Aquatic hyphomycetes showed functional redundancy in their ability to degrade leaf litter. The food web model based on functional groups qualitatively analysed with loop analyses showed that direct effects of copper propagated within the trophic levels and lead to indirect positive or negative effects. Factors other than predator-prey interactions probably played an important role in the observed community/ecosystem responses (intra-inter competition, tolerance, seasonal benefit, habitat availability, external invasion, access to more resources such as light or nutrient).

This study highlighted the importance of studying both ecosystem structure and function. Further research on functional endpoints and food web modelling seems necessary. Considering all the results, a NOEAEC of 4 µg/l was set up for freshwater ecosystems. This value can contribute to the estimation of the copper threshold value for regulatory matters.

[RÉFÉRENCES

- [1] Van den Brink P.-J., Ter Braak C.J.F., 1999. *Principal response curves: analysis of time-dependent multivariate responses of a biological community to stress*. Environmental Toxicology and Chemistry 18, 138-148.
- [2] Roussel H., Ten-Hage L., Le Cohu R., Joachim S., Gauthier L., Bonzom J.-M., 2007. *A long-term copper exposure on freshwater ecosystem using lotic mesocosms: Primary producers community responses*. Aquatic Toxicology 81 (2), 168-182.
- [3] Roussel H., Joachim S., Bonzom J.-M., Gauthier L. *A long-term copper exposure on freshwater ecosystem using lotic mesocosms: Invertebrates community responses*. Aquatic Toxicology (à paraître).
- [4] Roussel H., Joachim S., Lamothe S., Palluel O., Gauthier L., Bonzom J.-M., 2007. *A long-term copper exposure on freshwater ecosystem using lotic mesocosms: Individual and population responses of three-spined sticklebacks (Gasterosteus aculeatus)*. Aquatic Toxicology 82 (4), 272-280.
- [5] Roussel H., Chauvet E., Bonzom J.-M., 2008. *Alteration of leaf decomposition process in copper contaminated freshwater mesocosms*. Environmental Toxicology and Chemistry 27 (3), 637-644.
- [6] Roussel H., Chauvet E., Joachim S., Bonzom J.-M. *Structural and functional approaches to assess leaf decomposer communities' responses to copper exposure in experimental stream*. (soumis au Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences).
- [7] Roussel H., Hulot F., Joachim S., Gauthier L., Bonzom J.-M. *Food web model to investigate copper toxicity on freshwater ecosystems*. (En cours de préparation).
- [8] TGD (2000). *Technical Guidance Document on Risk Assessment*. Part II, European Commission, 328 p.