

Les nanoparticules dans l'écosystème sol

Période : février 2010 à août 2010

Camille LARUE et Marie CARRIÈRE

CEA/ADEME – IRAMIS/SIS2M/LSDRM – Gif-sur-Yvette

Mots clés : Bactéries, Écotoxicité, Nanoparticules, Remédiation, Sol, Ver de Terre

Alors que le NanoTech Project (www.nanotechproject.org) recensait, en 2009, 1 015 produits de consommation courante contenant des nanoparticules (NP) contre 54 en 2005 (soit une augmentation de plus de 1 000 % en 4 ans) et que la production de nanoparticules s'élève à plusieurs millions de tonnes (AFSSET, 2010), l'écotoxicité de ces NP reste encore peu connue. Néanmoins, quelques articles relatent d'importantes avancées dans le domaine. Gottschalk *et al.* (2009) ont notamment modélisé la quantité de NP potentiellement présentes dans les eaux et sols d'Europe. Leurs résultats montrent que la teneur en NP dans les eaux de surface pourrait aller de 0,003 ng/L pour les fullerènes à 21 ng/l pour les NP-TiO₂. De façon plus préoccupante, les sols pourraient s'enrichir de 89 µg/kg en NP-TiO₂ chaque année. Or, la modélisation est menée ici pour une usure et un recyclage classique des nanoproducts. Le cas d'une dissémination accidentelle ou encore de l'introduction volontaire de NP dans l'environnement n'est pas pris en compte. Devant ce constat, il est important d'évaluer l'impact que pourraient avoir ces NP sur l'écosystème sol (c'est-à-dire le sol et ses habitants) qui semble être le plus menacé. Ainsi, les articles commentés dans cette note analyseront le devenir de NP dans les sols, leurs impacts sur la biomasse du sol (bactérie et ver de terre) et enfin leur utilisation pour la remédiation⁽¹⁾ des sols.

Élaboration d'une méthode permettant de déterminer la rétention de nanoparticules d'argent (NP-Ag) et d'oxyde de cérium (NP-CeO₂) dans les sols

Cornelis G, Kirby JK, Beak D, Chittleborough D, McLaughlin MJ. A method for determination of retention of silver and cerium oxide manufactured nanoparticles in soils. *Environ Chem.* 2010; 7: 298-308.

Analyse

Cornelis *et al.* (2010) présentent, dans leur article, une technique permettant de déterminer la rétention des nanoparticules d'argent et d'oxyde de cérium dans les sols. Cette méthode est basée sur le calcul de coefficients de fractionnement liquide/solide de solutés dans le sol (K_d) selon :

$$K_d = M_{\text{solide}} \times [M]^{-1} \text{ (l kg}^{-1}\text{)}$$

avec M_{solide} , la concentration de l'élément dans le sol (mg kg⁻¹ sol) et $[M]$, la concentration de l'élément en solution (mg l⁻¹).

Ainsi, plus le K_d est élevé, plus l'élément est retenu dans le sol. Pour les NP, un autre coefficient de fractionnement a été élaboré sur le même principe mais prenant en compte les phénomènes de dissolution, propres aux NP (K_r).

L'étude est menée sur des particules nanométriques et micrométriques ajoutées au sol, sur la forme ionique des éléments considérés ainsi que sur les éléments Ag et Ce naturellement présents (forme géogénique⁽²⁾) dans le sol, permettant ainsi de comparer la rétention en fonction de la forme physico-chimique de l'élément.

Pour cela, les différentes formes d'Ag et de Ce en solution sont ajoutées dans les sols, à une concentration proche de 2 mg kg⁻¹. Ce mélange est agité pendant 24 h puis les deux phases (solide et liquide) sont séparées par centrifugation. Le fractionnement des espèces se fait par différentes étapes de filtration et la quantité de l'élément est déterminée dans chaque fraction par ICP-MS⁽³⁾. La rétention est étudiée sur 5 sols aux caractéristiques physico-

chimiques variées. Chacune des étapes menant à l'obtention des coefficients a fait l'objet d'une optimisation.

Les K_r obtenus varient, selon les sols, de 77 à 2165 l kg⁻¹ pour les NP-Ag, et de 1 à 8 282 l kg⁻¹ pour NP-CeO₂. Les K_r , les plus élevés sont obtenus pour les sols les plus argileux. Pour l'Ag, les K_d des formes ionique et géogénique sont différents des K_r , mais ils restent néanmoins du même ordre de grandeur. Pour le CeO₂, les K_d des formes ionique et géogénique sont nettement plus élevés que les K_r . Les NP-CeO₂ sont ainsi moins retenues dans le sol que les autres formes de cérium et, par corrélation, elles se retrouvent donc plus en solution. Enfin, dans les deux cas, les formes micrométriques de l'Ag et du Ce sont 1 000 fois plus retenues dans le sol que n'importe quelle autre forme physico-chimique.

En conclusion, les auteurs montrent que la rétention d'un élément dans le sol est fortement dépendante de l'état physico-chimique de l'élément ainsi que de la texture du sol. Dans ce cas, les NP-Ag sont plus retenues dans les sols que les NP-CeO₂.

Commentaire

Cet article traite de la rétention des NP d'argent (largement utilisée pour leurs propriétés antibactériennes) et des NP d'oxyde de cérium (additif répandu dans l'essence diesel) dont la toxicité a déjà été prouvée. Déterminer la rétention des NP donne également accès à leur mobilité dans le sol, c'est-à-dire la possibilité qu'elles soient transportées jusqu'à un autre compartiment de l'environnement (eaux profonde ou de surface), qu'elles contamineraient alors. C'est également une indication de leur biodisponibilité, c'est-à-dire leur disponibilité vis-à-vis des organismes vivants (végétaux et animaux). Du point de vue écotoxicologique, il est donc important d'avoir accès à ces données qui sont des indicateurs de la contamination potentielle des écosystèmes.

De plus, le travail d'optimisation de toutes les étapes du processus de préparation des échantillons est très bien mené et précisément détaillé. Ce travail n'avait jamais été décrit pour des particules nanométriques, alors que cette méthode des coefficients de fractionnement est largement utilisée pour les polluants organiques et inorganiques.

Au final, ces données expérimentales pourraient être intégrées à un modèle qui permettrait de prédire le comportement de différents types de NP selon les propriétés du sol.

Effets cytotoxiques⁽⁴⁾ de NP de TiO₂, ZnO et CeO₂ sur une bactérie du sol: *Nitrosomonas europaea*

Fang X, Yu R, Li B, Somasundaran P, Chandran K. Stresses exerted by ZnO, CeO₂ and anatase TiO₂ nanoparticles on the *Nitrosomonas europaea*. *J Colloid Interface Sci.* 2010; 348: 329-334.

Analyse

Dans cette étude menée sur une bactérie du sol (*Nitrosomonas europaea*), la toxicité des NP est étudiée, et mise en relation avec leurs caractéristiques physico-chimiques : composition chimique (TiO₂, ZnO ou CeO₂), diamètre (25 et 200 nm pour TiO₂ - anatase) et forme (sphérique pour TiO₂ et ZnO ou bâtonnet pour CeO₂).

Dans un premier temps, les caractéristiques physico-chimiques des NP sont rapportées (taille, surface spécifique⁽⁵⁾, point de charge nulle⁽⁶⁾ et potentiel zeta⁽⁷⁾) dans le milieu de culture à pH 7,5). Après 4 h d'exposition à 0, 20 et 200 mg/l de NP, ces analyses sont renouvelées sur le complexe « bactéries+NP » et la morphologie des bactéries est observée par microscopie électronique à transmission.

Les auteurs constatent qu'en présence de NP-TiO₂ et NP-ZnO, les bactéries exposées voient leur diamètre diminuer quelle que soit la concentration. Cette diminution du diamètre est légèrement plus importante pour les NP-TiO₂ de 200 nm que pour celles de 25 nm. En revanche, l'effet de la forme de la NP est plus net puisque les bâtonnets de CeO₂ n'entraînent une diminution de diamètre que lorsque les bactéries sont exposées à forte concentration. Toutes NP confondues, les auteurs observent une diminution d'environ 30 % du diamètre des bactéries à 200 mg/l. Ces observations sont corrélées aux modifications de potentiel zeta : à 20 mg/l, il augmente légèrement pour les bactéries exposées aux NP-TiO₂ et NP-ZnO mais n'est pas modifié pour celles exposées aux NP-CeO₂. À 200 mg/l, le potentiel zeta se stabilise, quelle que soit la NP, autour de -20,5 mV alors que la bactérie seule a un potentiel de -22,4 mV. Enfin, concernant la morphologie, ce sont les bactéries exposées aux NP-TiO₂ qui sont les plus endommagées avec de fortes distorsions et l'apparition de cavités au sein de la bactérie. Ces effets semblent plus prononcés avec les NP de 25 nm qu'avec celles de 200 nm. Les observations ne laissent pas apparaître de NP à l'intérieur des cellules et très peu de NP sont adsorbées à la surface. Lors de l'exposition aux NP-ZnO, les bactéries sont distordues de façon moindre, mais les membranes semblent davantage endommagées. Enfin, pour l'exposition aux NP-CeO₂, il n'y a pas de modification majeure dans les parois et membranes. Cependant, des cavités intracellulaires se sont formées et

des NP sont adsorbées sur les parois. L'étude a été menée en parallèle avec des ions Zn²⁺, les résultats obtenus tendent à montrer que les effets notés pour les NP-ZnO proviennent de la dissolution des NP. Des analyses d'ultracentrifugation ont été menées pour corroborer ces résultats : toutes les bactéries exposées aux NP ont des coefficients de sédimentation plus élevés et sont donc « plus lourdes » que les bactéries témoins. Ces résultats pourraient s'expliquer par l'adsorption d'espèces ioniques chargées positivement à la surface des bactéries et qui viendraient perturber l'équilibre osmotique des cellules.

Commentaire

Jusqu'à ces dernières années les études d'écotoxicologie prenaient peu en compte les caractéristiques physico-chimiques des NP. Néanmoins, les études les plus récentes attachent une importance croissante à ces caractérisations (Stone *et al*, 2010). Ici, ces caractéristiques sont mises en relation avec la toxicité des NP. Ainsi, la forme de la NP semble influencer la toxicité de façon plus importante que sa taille. Cependant, notons que les auteurs ne mettent pas en relation les effets causés par des NP-CeO₂ de forme sphérique avec ceux causés par les NP-CeO₂ de forme allongée. Ainsi, cette étude ne permet pas de conclure de façon sûre à un effet de la forme de la NP, puisque dans le cas des NP-CeO₂, le facteur « forme » et le facteur « composition chimique » diffèrent.

De même, l'impact de la dissolution des NP a souvent été négligé. Les auteurs montrent ici que la dissolution des NP de ZnO en Zn²⁺ pourrait expliquer leur toxicité.

Cet article confirme donc l'importance de caractériser précisément la physico-chimie et la dissolution des NP en parallèle aux études d'écotoxicologie.

Impact des NP de TiO₂ et de ZnO sur un ver de terre: *Eisenia fetida*

Hu CW, Li M, Cui YB, Li DS, Chen J, Yang LY. Toxicological effects of TiO₂ and ZnO nanoparticles in soil on earthworm *Eisenia fetida*. *Soil Biol Biochem.* 2010; 42: 586-591.

Analyse

Hu *et al.* (2010) ont étudié l'impact de NP de TiO₂ et ZnO (10 à 20 nm de diamètre) sur le ver de terre *Eisenia fetida*. Différents paramètres sont étudiés : la bioaccumulation, l'efficacité du système de défense antioxydant (superoxyde dismutase⁽⁸⁾, SOD et catalase⁽⁹⁾, CAT), l'efficacité de la nutrition (cellulase⁽¹⁰⁾), les atteintes aux membranes plasmiques (malondialdéhyde⁽¹¹⁾, MDA), aux mitochondries et à l'ADN. Les vers de terre sont exposés pendant 7 jours dans un sol auquel sont ajoutées 0 à 5 g kg⁻¹ de NP.

Les résultats montrent que les NP-ZnO sont plus toxiques pour le ver de terre que les NP-TiO₂, ce qui peut être mis en relation avec une bioaccumulation¹² plus importante du Zn que du Ti. En effet, les teneurs des vers de terre en zinc et en titane sont multipliées respectivement par 8 et 12 par rapport aux témoins (animaux non exposés). De plus, l'activité de la CAT et le contenu

en MDA augmente dès une exposition à 0,1 g kg⁻¹ de NP-ZnO, et seulement pour des concentrations plus élevées de NP-TiO₂ (1 et 5 g kg⁻¹). De même, l'activité de la SOD et de la cellulase diminue davantage après exposition aux NP-ZnO. Aux fortes doses de NP-ZnO, le système de défense du ver de terre est dépassé, comme l'indique la chute de l'activité de la CAT et du contenu en MDA. Enfin, aux fortes doses de NP-ZnO et NP-TiO₂, les auteurs notent une modification de la morphologie des mitochondries ainsi que des dommages à l'ADN.

Ainsi, les NP de TiO₂ et ZnO sont toxiques pour le ver de terre mais seulement aux plus fortes doses. Les NP-ZnO sont plus toxiques que les NP-TiO₂.

Commentaire

Cette étude est pertinente à plusieurs points de vue. En effet, les NP de TiO₂ et ZnO sont largement utilisées dans les crèmes solaires ainsi que dans les produits autonettoyants, il est donc probable qu'elles soient disséminées dans les écosystèmes. De plus, les vers de terre représentent de 60 à 80 % de la biomasse du sol. Enfin, tous les tests de toxicité ont été menés selon les recommandations de l'OCDE. D'autre part, la caractérisation physico-chimique fournie par les producteurs de NP a été confirmée en laboratoire.

Néanmoins, il réside ici une réelle lacune : l'étude de la dissolution des NP. En effet, les auteurs mettent en avant la bioaccumulation du zinc et la toxicité des NP-ZnO, or il est connu que ce type de NP est sujet à une dissolution, avec pour conséquence la libération dans le milieu d'exposition d'ions Zn²⁺ toxiques. Ainsi, tous les résultats observés pourraient être liés à la présence de ces ions. Enfin, les doses pour lesquelles la toxicité est démontrée sont tellement élevées qu'il est peu probable de les rencontrer dans l'environnement, sauf si les NP y sont introduites de façon intentionnelle, par exemple en vue de la remédiation des sols.

Immobilisation de l'arsenic dans les sols par des nanoparticules de fer : fer à la valence zéro (ZVI), sulfure de fer (FeS) et magnétite (Fe₃O₄)

Zhang MY, Wang Y, Zhao D Y, Pan G. Immobilization of arsenic in soils by stabilized nanoscale zero-valent iron, iron sulfide (FeS) and magnetite (Fe₃O₄) particles. *Chinese Sci Bull* 2010; 55: 365-72.

Analyse

Zhang *et al.* (2010) mettent en évidence le rôle des NP de fer dans la remédiation de sols contaminés à l'arsenic. Il existe plusieurs types de remédiation. Ici, il s'agit d'immobiliser l'arsenic dans les sols pour éviter la lixiviation⁽¹³⁾ et diminuer la biodisponibilité. par immobilisation de cette substance dans les sols. Les auteurs testent ainsi l'efficacité de trois types de NP à base de fer (ZVI, FeS et Fe₃O₄), stabilisées par de l'amidon, sur deux sols différents (sol de verger et de champ de tir). De plus, ils font varier le ratio Fe:As de 5:1 à 100:1 ainsi que le temps de contact (3 à 7 jours). Après incubation des sols dans une suspension de NP, la bioaccessibilité⁽¹⁴⁾ et la lixiviation de l'arsenic des sols sont examinées.

Dans un premier temps, les auteurs s'assurent que l'ajout des NP n'entraîne pas de désorption de l'arsenic des sols, ni de modification majeure du pH. Les résultats montrent que l'ajout de NP de fer tend à faire diminuer les deux indicateurs de façon dépendante de la dose mais indépendamment du temps de contact. Il semble également que la forme Fe₃O₄ soit la plus efficace. Ainsi, pour un ratio de 100:1 (Fe₃O₄:As) et un temps de contact de 3 jours, la bioaccessibilité et la lixiviation de l'arsenic dans les sols sont diminuées d'environ 60 %. Ces diminutions sont plus marquées sur le sol de verger qui se trouve contenir moins de fer et plus d'arsenic que le sol de champs de tir.

Ainsi, les NP de Fe₃O₄ seraient un bon moyen de stabiliser les sols pollués.

Commentaire

Cette étude présente des manques. Ainsi, on peut déplorer le fait que les expériences n'aient pas été menées en parallèle avec une forme non nanoparticulaire du fer, étude qui pourrait mettre en évidence l'intérêt de l'utilisation de la forme nanoparticulaire. En effet, le fer est déjà connu pour ses propriétés stabilisantes dans les sols. Les résultats obtenus ici sont malgré tout mis en relation avec ceux de la bibliographie qui montrent que les NP de fer seraient plus efficaces. Si les phénomènes de complexation à la surface des NP sont évoqués par les auteurs pour justifier la stabilisation de l'arsenic, aucune caractérisation des NP n'a été réalisée, il n'y a donc aucune indication de leur surface spécifique. Enfin, la différence de résultats obtenue entre les deux sols est expliquée par leur contenu respectif en fer. Au début de l'étude, les auteurs mentionnent que les textures des sols sont différentes : l'un à dominance sableuse et l'autre à dominance argileuse. Or, il a été prouvé que la texture des sols est un paramètre important pour expliquer les interactions entre sol et NP. La texture des sols pourrait donc aussi bien expliquer les différences décrites. Néanmoins, cet article est intéressant car il montre que les NP peuvent être employées pour pallier efficacement à la pollution des sols par l'arsenic. On limite la toxicité de l'arsenic en limitant la mobilisation et donc la lixiviation, qui entraînerait une pollution des eaux de surface et de boisson. De plus, l'arsenic est un polluant largement répandu dans les sols. Il entrait dans la formulation des pesticides et se trouve être aujourd'hui le deuxième polluant dans les sols américains. Cependant l'introduction de NP de façon intentionnelle dans les sols reste problématique, car leur innocuité pour l'environnement et les Hommes n'a toujours pas été démontrée.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Au-delà des résultats obtenus, ces articles mettent en évidence les progrès faits en termes de caractérisation physico-chimique des NP. En effet, ces caractérisations sont maintenant présentes de façon beaucoup plus systématique dans les études. La spécificité de la taille nanométrique du matériau est de plus en plus prise en compte avec notamment l'optimisation des protocoles préexistants. Enfin, les tests de toxicité sont réalisés dans des conditions qui s'approchent toujours plus du modèle environnemental (exposition dans des sols à des doses plus faibles). En ce qui concerne la toxicité des NP pour l'écosystème sol, même si l'on ne peut pas tirer de conclusion générale, certains paramètres, notamment la texture du sol, pourraient être des facteurs déterminants de la toxicité. Surtout, alors que les modèles prévoient des teneurs en NP dans les sols inférieures à 1 mg/kg, les effets toxiques n'apparaissent qu'à des concentrations beaucoup plus élevées, de l'ordre de plusieurs mg voire g/kg. Il serait donc intéressant que les prochaines études écotoxicologiques soient réalisées à des concentrations plus faibles, qui seraient plus réalistes des scénarios actuels. Néanmoins, il ne faut pas négliger la « nanoremédiation⁽¹⁵⁾ » qui emploie de fortes doses de NP pour dépolluer les sols. Ces techniques sont en fort développement, notamment outre-Atlantique.

Lexique

- (1) Remédiation : la remédiation consiste à diminuer la toxicité d'un site (sol ou eau). Il existe différentes techniques de remédiation dont la bioremédiation (détoxification par des organismes vivants) ou la phytoremédiation (détoxification par des végétaux) qui se sont beaucoup développées ces dernières années.
- (2) Géogénique : d'origine naturelle.
- (3) ICP-MS : Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry : technique qui permet de mesurer la quantité d'éléments traces dans des échantillons.
- (4) Cytotoxique : la cytotoxicité est la propriété qu'a un agent chimique ou biologique d'altérer des cellules.
- (5) Surface spécifique : c'est une surface par unité de masse, généralement exprimée en m².g⁻¹, représentant l'aire disponible pour adsorber une monocouche de molécules.
- (6) Point de charge nulle : aussi appelé potentiel isoélectrique, c'est le pH d'une solution aqueuse dans laquelle un solide existe sous un potentiel électrique neutre.
- (7) Potentiel zeta : il correspond au potentiel situé entre la couche d'ions adhérents au colloïde et la couche dite « diffuse ».
- (8) Superoxyde dismutase : c'est une enzyme qui participe au système de défense contre les espèces réactives de l'oxygène dans la cellule.
- (9) Catalase : c'est une enzyme qui participe au système de défense contre les espèces réactives de l'oxygène dans la cellule.
- (10) Cellulase : c'est une enzyme qui peut décomposer la cellulose (constituant principal de la litière du sol).
- (11) Malondialdéhyde : c'est un marqueur du stress oxydant et un indicateur de l'intégrité membranaire.
- (12) Bioaccumulation : c'est l'accumulation progressive d'un contaminant ou d'une substance toxique dans un organisme provenant de diverses sources : atmosphère, eau et aliments.
- (13) Lixiviation : la lixiviation est une mesure de l'extraitibilité, basée sur le test TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure). C'est le rapport entre la quantité de l'élément passé en solution et la quantité totale de l'élément présent au départ dans le sol.
- (14) Bioaccessibilité : ce critère est évalué par la méthode PBET (Physiologically Based Extraction Test). Cette extraction est faite dans un milieu qui mime les conditions de l'estomac humain et reflète l'accessibilité *in vivo* de l'élément.
- (15) Nanoremédiation : ce terme est employé dans le site de NanoTech Project et désigne les sites remédiés par des nanoparticules.

Publications de référence

Afsset. Évaluation des risques liés aux nanomatériaux pour la population générale et pour l'environnement. Rapport d'expertise collective. Saisine n° 2008/005. 2010.

Gottschalk F, Sonderer T, Scholz W *et al.* Modeled environmental concentrations of engineered nanomaterials (TiO₂, ZnO, Ag, CNT, fullerenes) for different regions. *Environ Sci Technol.* 2009 ; 43 : 9216-9222.

Stone V, Nowack B, Baun A *et al.* Nanomaterials for environmental studies: classification, reference material issues, and strategies for physico-chemical characterisation. *Sci Total Environ.* 2010 ; 408 : 1745-1754.

Woodrow Wilson International Center for Scholars. The project on emerging nanotechnologies. <http://www.nanotechproject.org>.

Revue de la littérature

Ambashta RD, Sillanpää M. Water purification using magnetic assistance: a review. *J Hazard Mater.* 2010 ; 180 : 38-49.

Brar SK, Verma M, Tyagi RD *et al.* Engineered nanoparticles in wastewater and wastewater sludge - evidence and impacts. *Waste Manag.* 2010 ; 30 : 504-520.

Marambio-Jones C, Hoek E. A review of the antibacterial effects of silver nanomaterials and potential implications for human health and the environment. *J Nanopart Res.* 2010 ; 12 : 1531-1551.

Quadros ME, Marr LC. Environmental and human health risks of aerosolized silver nanoparticles. *J Air Waste Manag Assoc.* 2010 ; 60 : 770-81.

Autres publications identifiées

Bai W, Zhang S, Tian W et al. Toxicity of zinc oxide nanoparticles to zebrafish embryo: a physicochemical study of toxicity mechanism. *J Nanopart Res.* 2010; 12: 1645-1654.

Cet article traite de l'écotoxicité des nanoparticules sur le poisson, qui n'appartient pas à l'écosystème sol abordé ici.

Coleman JG, Johnson DR, Stanley JK et al. Assessing the fate and effects of nano aluminum oxide in the terrestrial earthworm, *Eisenia fetida*. *Environ Toxicol Chem.* 2010; 29: 1575-1580.

Cet article traite de l'écotoxicité des nanoparticules sur le ver de terre. Un autre article a été choisi pour illustrer cet exemple.

Dong D, Li P, Li X et al. Photocatalytic degradation of phenanthrene and pyrene on soil surfaces in the presence of nanometer rutile TiO₂ under UV-irradiation. *Chem Eng J.* 2010; 158: 378-383.

Cet article traite de l'intérêt des nanomatériaux pour la remédiation des sols mais l'article de Zhang et al. (2010) a été préféré.

Dubchak S, Ogar A, Mietelski JW et al. Influence of silver and titanium nanoparticles on arbuscular mycorrhiza colonization and accumulation of radiocaesium in *Helianthus annuus*. *Span J Agric Res.* 2010; 8: S103-S108.

Cet article traite de l'influence des nanoparticules dans l'association d'une plante avec un champignon pour des fins de phytoremédiation.

Galloway T, Lewis C, Dolciotti I et al. Sublethal toxicity of nano-titanium dioxide and carbon nanotubes in a sediment dwelling marine polychaete. *Environ Pollut* 2010; 158: 1748-1755.

Cet article traite de l'écotoxicité des nanoparticules sur un organisme marin, qui n'appartient pas à l'écosystème sol abordé ici.

Hänsch M, Emmerling C. Effects of silver nanoparticles on the microbiota and enzyme activity in soil. *J Plant Nutr Soil Sci.* 2010; 173: 554-558.

Cet article traite de la thématique impact des nanoparticules sur la microfaune du sol mais l'article de Fang et al. a été préféré.

Hartmann NB, Von der Kammer F, Hofmann T et al. Algal testing of titanium dioxide nanoparticles--testing considerations, inhibitory effects and modification of cadmium bioavailability. *Toxicology.* 2010; 269: 190-197.

Cet article traite de l'écotoxicité des nanoparticules sur une algue, qui n'appartient pas à l'écosystème sol abordé ici.

Ma X, Anand D, Zhang X et al. Carbon nanotube-textured sand for controlling bioavailability of contaminated sediments. *Nano Res.* 2010; 3: 412-422

Cet article traite de l'utilisation de nanoparticules en remédiation. Un autre article a été choisi pour illustrer cet exemple.

Petosa AR, Jaisi DP, Quevedo IR et al. Aggregation and deposition of engineered nanomaterials in aquatic environments: role of physicochemical interactions. *Environ Sci Technol.* 2010; 44: 6532-6549.

Cet article traite du comportement des nanoparticules dans un environnement aquatique, qui ne fait pas l'objet de cette note.

Zhu X, Wang J, Zhang X et al. Trophic transfer of TiO₂ nanoparticles from daphnia to zebrafish in a simplified freshwater food chain. *Chemosphere.* 2010; 79: 928:933.

Cet article est le premier paru relatant le transfert de nanoparticules dans une chaîne trophique en eau douce Mais il n'entre pas dans le cadre de cette note.

Mots clés utilisés pour la recherche bibliographique

Algae, Bacteria, Earthworm, Ecotoxicology, Fish, Nanoparticles, Plant, Remediation, Soil, Surface water.