

Écotoxicologie des nanoparticules : avancées méthodologiques dans l'évaluation des risques

Période : novembre 2010 à février 2011

Camille LARUE* et Marie CARRIÈRE**

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

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

Mots clés : Chaîne trophique, Écotoxicologie, Environnement, Faibles doses, Nanoparticules

Les connaissances dans le domaine de l'écotoxicité des nanomatériaux progressent. Le comportement des nanomatériaux dans les différents compartiments de l'environnement, leur internalisation dans les organismes et leur toxicité sont de mieux en mieux appréhendés. Ainsi, une revue récente (Bhatt et Tripathi, 2011) propose une liste de mécanismes susceptibles d'être responsables de la toxicité des nanomatériaux (endommagement des membranes, déstabilisation et oxydation des protéines, endommagement des acides nucléiques ou encore production d'espèces réactives de l'oxygène) ainsi que de leur internalisation (traversée passive des membranes, endocytose ou création de pores dans les parois).

En parallèle, l'usage des nanomatériaux s'intensifie aussi, notamment pour la remédiation de sites pollués. Ainsi, sept pays remédient certains de leurs sites contaminés (majoritairement pollués par des composés chlorés) à l'aide de nanoparticules (Karn *et al.*, 2009). Par exemple, un site de BP Global contaminé au trichloroéthane en Alaska a été traité avec des nanoparticules bimétalliques. La pollution a ainsi été diminuée de 60 à 90 %. Les nanomatériaux permettraient de diminuer les coûts de remédiation des sites pollués mais également de diminuer le temps nécessaire à la dépollution. Dans ce contexte, il est donc très important de poursuivre les efforts de recherche en écotoxicologie pour garantir l'innocuité de ce type de technologie.

Les deux précédentes notes d'actualité de cette thématique étaient centrées sur l'impact des nanoparticules sur les écosystèmes sol et eau. L'écosystème air aurait également pu être abordé mais très peu d'études y ont été réalisées spécifiquement sur l'impact des nanoparticules manufacturées. Néanmoins, ce manque peut être partiellement comblé par les études de pollution atmosphérique sur les particules ultrafines également appelées PM_{0,1} (avec un diamètre inférieur à 0,1 µm) et quelques études ont été publiées. Notamment une revue a été rédigée par l'équipe de Quadros (Quadros et Marr, 2010) concernant les nanoparticules d'argent retrouvées dans l'air et les eaux de pluies des villes. Ils ont ainsi constaté que 14 % des produits à base de nanoparticules d'argent libéraient les nanoparticules qu'ils contenaient dans l'environnement.

La présente note sera plutôt focalisée sur les avancées méthodologiques réalisées dans les études d'écotoxicologie des nanoparticules. Ces avancées sont notables depuis quelques années mais particulièrement remarquables durant cette période de veille. En particulier, les conditions d'exposition des modèles biologiques sont plus proches de la réalité environnementale : faibles doses, milieux environnementaux, différentes voies de contamination. Enfin, la dernière publication commentée portera sur l'exposition d'une chaîne trophique.

Étude de l'impact de nanomatériaux sur un organisme vivant dans les sédiments : la larve de chironome

Oberholster PJ, Musee N, Botha AM, Chelule PK, Focke WW, Ashton PJ. Assessment of the effect of nanomaterials on sediment-dwelling invertebrate *Chironomus tentans* larvae. *Ecotox Environ Safe.* 2011; 4: 416-423.

Analyse

Oberholster et ses collaborateurs (2011) ont exposé des larves de chironome à de faibles doses (5 à 5 000 µg/kg) de 7 nanoparticules différentes (2 types d'alumine, 3 types de silice, du pentoxyde d'antimoine (Sb₂O₅) et de l'oxyde ferrique (Fe₂O₃)). Ces nanoparticules sont présentes en grande quantité dans les produits commerciaux et comme co-produits de process

industriels (dans les bétons, le caoutchouc, les cosmétiques...). Les différentes nanoparticules sont bien caractérisées à l'aide de nombreuses techniques. Néanmoins, la caractérisation des nanoparticules en milieu solide étant encore impossible, les mesures ont dû être réalisées en milieu liquide. Après 48 h d'exposition, les auteurs notent que les larves ne s'enfouissent plus dans les sédiments lorsqu'elles sont exposées à la plus forte concentration (5 000 µg/kg) des 2 nanoparticules d'alumine et des nanoparticules de Sb₂O₅. Ce changement de comportement les rend plus vulnérables face à de potentiels prédateurs. À la fin des 10 jours d'exposition, la survie et la longueur des animaux diminuent de façon dépendante de la dose pour toutes les nanoparticules. Ainsi, l'exposition à 5 000 µg/kg de γ-alumine, entraîne la mortalité de 80 % des individus. Leur diminution de taille est de 13 % par rapport à la taille d'individus non exposés.

Les variations d'activités de 2 enzymes impliquées dans la régulation du stress oxydant, la catalase et la peroxydase totale, sont également évaluées. L'activité de la catalase est nettement augmentée surtout aux plus fortes doses. À l'inverse, l'activité de la peroxydase chute. Enfin, le dernier critère pris en compte est la génotoxicité⁽¹⁾ des nanoparticules. Des cassures de l'ADN sont visibles dès 50 µg/kg pour la γ-alumine, 500 µg/kg pour l'α-alumine et 5000 µg/kg pour un type de silice, Fe₂O₃ et Sb₂O₅. Ainsi, les 2 types d'alumine sont les plus nocives des nanoparticules testées. Les auteurs essaient ensuite de relier cette toxicité aux caractéristiques physico-chimiques (diamètre, surface spécifique) des nanoparticules. Leur conclusion est que la toxicité des nanoparticules ne peut être attribuée à un paramètre unique mais plutôt à un ensemble de caractéristiques (nanoparticules et milieu d'exposition).

Commentaire

Cet article met en avant plusieurs tendances observables dans les articles parus pendant cette période de veille. D'abord, les doses utilisées sont de plus en plus faibles : ici les auteurs ne dépassent pas les 5 mg/kg et descendent jusqu'à 5 µg/kg. Ces doses sont les plus réalistes des pollutions envisageables. Une autre nouveauté est l'utilisation de substrat (utilisation de sédiments reconstitués) plutôt que de milieux liquides ce qui rend les expériences plus proches des conditions environnementales.

La caractérisation physico-chimique des nanoparticules pourrait être plus complète. Néanmoins, les techniques actuelles ne permettent pas de caractériser précisément les nanoparticules dans ce type de milieu d'exposition, de nouvelles méthodes doivent être développées. Alors que la nanoparticule induisant le plus d'effets toxiques est classée comme légèrement soluble, aucune mesure de sa solubilité dans le milieu n'a été effectuée. De plus, la mesure des diamètres des nanoparticules utilisées dans cette étude est une mesure de diamètres hydrodynamiques⁽²⁾, qui ne suffit pas à décrire les nanoparticules. En effet les mesures rapportées pourraient représenter le diamètre d'agglomérats de nanoparticules. Il serait plus correct d'y ajouter le diamètre nominal des nanoparticules, mesuré par exemple par microscopie électronique, pour tirer des conclusions relatives à l'influence de l'état d'agglomération sur les effets toxiques des nanoparticules. Au final, il semblerait que les nanoparticules d'alumine puissent induire des effets toxiques lors d'une contamination chronique ou accidentelle des écosystèmes. Pour les autres nanoparticules testées par les auteurs, les doses induisant des effets toxiques (5000 µg/kg) ne seront probablement pas atteintes dans l'environnement puisque les concentrations prédites par une équipe de chercheurs suisses ne dépassent pas 100 µg/kg (Gottschalk *et al.*, 2009). Enfin cet article souligne le fait que l'impact des nanoparticules dépend étroitement de leur composition, et par conséquent que le risque associé à l'exposition à chaque nanoparticule doit être évalué au cas par cas.

Aucune preuve de prise racinaire et de migration vers les parties aériennes de nanoparticules de dioxyde de cérium dans des plants de maïs

Birbaum K, Brogioli R, Schellenberg M, Martinoia E, Stark WJ, Gunther D, Limbach L. No evidence for cerium dioxide nanoparticle translocation in maize plants. *Environ Sci Technol.* 2010; 44: 8718-8723.

Analyse

Cette étude s'intéresse à la pénétration et au transfert vers les feuilles de nanoparticules de dioxyde de cérium (CeO₂, 37 nm, surface: 110 m²g⁻¹) dans des plants de maïs cultivés sur sol. Ces nanoparticules sont largement employées comme additifs dans les essences diesel donc susceptibles d'être libérées dans l'environnement. L'application des nanoparticules se fait selon deux voies : par voie aérienne (sur les feuilles) et par voie racinaire. Dans la première expérience, un aérosol de nanoparticules (180 mg/m³) est généré dans l'enceinte de culture des jeunes plants. L'application se fait soit de jour (stomates⁽³⁾ ouverts), soit de nuit (stomates fermés). Suite à la contamination, trois lots de plantes sont formés pour analyser la quantité de cérium dans les feuilles par ICP-MS⁽⁴⁾. Le premier groupe est constitué des plantes récoltées immédiatement après l'exposition, le deuxième lot subit en plus une étape de rinçage des feuilles à l'eau. Enfin le troisième lot est transféré dans une serre pour y poursuivre sa croissance pendant 3 mois. Un autre type de contamination par voie aérienne mis en œuvre : une feuille de chaque plante est trempée dans une suspension de nanoparticules (10 mg/L) pendant des durées croissantes.

Le dépôt total de cérium sur les feuilles du premier groupe varie entre 150 et 300 µg cérium/g matière sèche (MS) selon que l'exposition ait eu lieu à la lumière ou à l'obscurité. Les auteurs expliquent cette variation par des interactions électrostatiques entre nanoparticules induites par la lumière. Néanmoins, la quantité de nanoparticules ab/adsorbée sur les feuilles (deuxième groupe) ne suit pas cette variation. Après rinçage, il reste 50 µg cérium/g MS sur les feuilles. L'analyse en microscopie électronique à balayage (MEB) montre des nanoparticules adsorbées sur la surface des feuilles avec de gros agglomérats proches des stomates. Après 3 mois de croissance, les auteurs retrouvent à peu près la même quantité de cérium dans les feuilles ayant subi la contamination (30 à 40 µg cérium/g MS). À l'inverse, dans les feuilles apparues après l'exposition, aucune trace de cérium n'est détectée. Cette observation tend à montrer que les nanoparticules ab/adsorbées sur les feuilles plus vieilles n'ont pas été transférées vers les feuilles néoformées⁽⁵⁾. Enfin, une exposition des feuilles en milieu liquide avec des temps d'application allant de 1 minute à 12 h montre que la quantité de cérium dans les feuilles augmente au fil du temps. Les auteurs en déduisent que l'adsorption à la surface des feuilles n'est pas le seul processus impliqué dans cette augmentation mais qu'une partie des nanoparticules est également incorporée dans les feuilles.

La deuxième expérience consiste à un arrosage régulier du sol des plants de maïs avec 100 mL/j d'une suspension de nanoparticules (10 mg/L) pendant 14 jours. À la fin de l'expérience, aucune trace

de cérium n'est détectée dans les différents organes de la plante, il n'y a donc pas de pénétration des nanoparticules dans les plantes après l'exposition racinaire dans du sol.

Commentaire

Ce deuxième article illustre également la tendance à se rapprocher des conditions environnementales. Ainsi, les plantes sont ici cultivées sur un sol reconstitué (sol Einheitserde type ED 73) et non plus en hydroponie⁽⁶⁾ comme dans la plupart des études publiées jusqu'à présent. Toutes les voies de contamination ont également été envisagées : contamination racinaire (le plus courant jusqu'ici) mais aussi la contamination par voie aérienne par génération d'un aérosol qui fait toute l'originalité de l'étude. En effet, l'obtention d'un aérosol homogène est difficile et l'utilisation de tels produits peut présenter des risques (par exemple le risque d'inhalation par l'expérimentateur). Ainsi, il semblerait qu'il y ait peu de risques de migration de nanoparticules de dioxyde de cérium (37 nm) dans le maïs suite à une contamination de l'air ou de l'eau d'irrigation des champs. Il est intéressant de confronter ces résultats avec ceux obtenus avec des nanoparticules de CeO₂ en hydroponie (Lopez-Moreno *et al.*, 2010a ; Lopez-Moreno *et al.*, 2010b) où les auteurs constatent une pénétration des nanoparticules ainsi qu'un transfert aux parties aériennes. Néanmoins, les nanoparticules étaient plus petites (7 nm) et les concentrations plus élevées (jusqu'à 4 000 mg/L). Il est donc important de poursuivre les investigations et de croiser les résultats.

Les nanoparticules d'or sont bioamplifiées⁽⁷⁾ le long d'une chaîne trophique terrestre

Judy J, Unrine J, Bertsch P. Evidence for biomagnification of gold nanoparticles within a terrestrial food chain. *Environ Sci Technol.* 2011; 45: 776-781.

Analyse

Les auteurs étudient le transfert de nanoparticules d'or (Au) de différentes tailles (5, 10 et 15 nm) le long d'une chaîne trophique : du milieu d'exposition à un plant de tabac, et de la plante au consommateur final de la chaîne trophique, en l'occurrence le sphinx du tabac (papillon). Les nanoparticules d'or sont utilisées en médecine mais aussi comme catalyseur ou encore comme agent de contraste. Ainsi, les plants de tabac sont exposés par voie racinaire pendant une semaine dans une suspension de nanoparticules d'or à 100 mg/L. Les plantes sont ensuite rincées et transférées dans l'enceinte de culture des chenilles. Les chenilles se nourrissent pendant une semaine de ces plantes. À la fin de l'expérience, plantes et chenilles sont analysées pour localiser (μ Fluorescence X (μ XRF⁽⁸⁾) et quantifier (LA-ICP-MS) l'or dans les organismes.

Dans le tabac, l'or n'est pas détecté dans les feuilles par μ XRF mais l'ICP-MS, qui est plus sensible, permet de détecter de 40 à 96 mg Au par kg MS dans les feuilles. La quantité d'or détectée varie selon le diamètre des nanoparticules, la plus forte accumulation étant observée dans le cas des nanoparticules de 10 nm de

diamètre. L'or est réparti de façon homogène dans les feuilles. Dans la larve de sphinx, l'analyse par μ XRF révèle une accumulation d'or autour de la lumière de l'intestin. Une analyse en Spectroscopie des rayons X (XAS⁽⁹⁾) permet d'affirmer que l'or présent dans les tissus est sous forme de nanoparticules et non pas sous forme ionique. L'analyse par ICP-MS montre que les larves ayant consommé du tabac exposé à des nanoparticules de 10 et 15 nm de diamètre sont celles qui contiennent le plus d'or, lorsque l'unité considérée est la masse. Si ce résultat est exprimé en nombre de nanoparticules, alors la quantité de nanoparticules dans les larves est équivalente quel que soit le diamètre de la nanoparticule. Enfin, la quantité d'or dans le sphinx est de 6,2 à 11,6 fois plus élevée que la quantité dans les feuilles de tabac, mettant en évidence la bioamplification des NP dans cette chaîne trophique terrestre.

Commentaire

Cette troisième étude illustre une dernière tendance : l'intégration de l'impact des nanoparticules sur une chaîne trophique (le milieu, le producteur primaire et le consommateur). Malheureusement, dans cette expérience le milieu contaminé est un gel et non pas un sol comme en milieu naturel. Cet article met en évidence le phénomène de bioamplification dans les chaînes alimentaires, ce qui signifie que la contamination augmente d'un maillon au maillon supérieur de la chaîne trophique. Néanmoins, l'étude de Birbaum *et al.* (2010) analysée dans le paragraphe précédent montre que le transfert de nanoparticules d'un sol à un végétal est très faible. Alors le risque de transfert dans les chaînes trophiques le sera également. Enfin, cet article est également remarquable pour les techniques de pointe qui y sont employées (μ XRF, XAS, LA-ICP-MS).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Alors que l'écotoxicologie des nanoparticules est un domaine qui s'est développé récemment (moins d'une dizaine d'années), on assiste aujourd'hui à l'émergence de nouvelles tendances dans la façon de mener les études. Après les premières années de découverte et de mise au point, les études écotoxicologiques se dirigent vers des scénarios de contamination beaucoup plus probables et donc beaucoup plus intéressants et efficaces pour la compréhension des phénomènes en cas de contamination. Cette avancée est donc bénéfique en matière d'évaluation des risques. Les recommandations faites par l'Afsset (Afsset, 2010) pour des milieux d'expositions plus représentatifs et des doses plus faibles sont ainsi suivies. Il faut donc que ce type d'étude se généralise. Il reste encore des critères à étudier. Ainsi, l'utilisation de nanoparticules sous leur forme industrielle (avec agents enrobants...) telles qu'on pourrait les retrouver dans l'environnement suite à leur libération depuis le nanomatériau d'origine serait également plus pertinente (Lapied *et al.*, 2011).

Ou encore certaines études pourraient s'attacher aux effets des très faibles doses de nanoparticules lors d'exposition de longue durée. Les auteurs s'attachent également à relier les caractéristiques physico-chimiques des nanoparticules employées avec leurs effets. Ainsi, certains critères déterminant les effets toxiques des nanoparticules (comme le diamètre nominal par exemple) pourraient bientôt être mis en évidence. L'ensemble des articles commentés dans cette note, et plus généralement l'ensemble des articles de nano-écotoxicologie, montrent que les effets toxiques des nanoparticules doivent être analysés au cas par cas, chaque nanoparticule étant susceptible d'engendrer des dommages qui lui sont spécifiques.

Lexique

- (1) Génotoxicité : propriété de certains toxiques de produire des mutations affectant le patrimoine génétique des organismes exposés.
- (2) Diamètre hydrodynamique : il définit le diamètre des nanoparticules, couvertes de leur première sphère d'hydratation, lorsqu'elles sont en suspension. Il traduit ainsi les phénomènes d'agglomération et de dispersion dans les milieux aqueux. À l'inverse, le diamètre nominal est le diamètre physique d'une nanoparticule isolée.
- (3) Stomate : orifice de petite taille présent dans l'épiderme des organes aériens des végétaux. Il permet les échanges gazeux entre la plante et l'air ambiant.
- (4) (LA-)ICP-MS : pour Laser Ablation Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry. Lors de l'analyse par ablation laser en spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif, l'échantillon est analysé directement après ablation avec un faisceau laser pulsé. Les aérosols ainsi créés sont transportés vers la torche à plasma qui génère la température d'environ 8 000 °C. Ce plasma transforme l'échantillon en des ions qui sont ensuite introduits dans le spectromètre de masse. Ces ions sont séparés et recueillis en fonction de leur masse. Les constituants d'un échantillon inconnu peuvent alors être identifiés et mesurés. Cette technique donne ainsi des informations de concentrations géolocalisées.
- (5) Néof ormation : formation d'un tissu nouveau, ici formation après la période d'exposition.
- (6) Hydroponie : culture hors sol en milieu liquide.
- (7) Bioamplifié : la bioamplification (ou biomagnification) décrit le processus par lequel les taux de certaines substances croissent à chaque stade du réseau trophique (chaîne alimentaire).
- (8) μ XRF : la spectrométrie de fluorescence X (μ XRF) est une méthode d'analyse chimique utilisant une propriété physique de la matière, la fluorescence de rayons X. Lorsque l'on bombarde de la matière avec des rayons X, la matière réémet de l'énergie sous la forme, entre autres, de rayons X ; c'est la fluorescence X. Le spectre des rayons X émis par la

matière est caractéristique de la composition de l'échantillon, en analysant ce spectre, on peut en déduire la composition élémentaire.

- (9) XAS : la spectroscopie d'absorption de rayons X donne accès à l'organisation atomique et aux liaisons chimiques autour d'un atome absorbant, et ce, quel que soit le milieu dans lequel il se trouve (solide ou liquide). Il y a essentiellement deux types de spectroscopies d'absorption : la spectroscopie sur une gamme étendue d'énergie (EXAFS - "Extended X-ray Absorption Fine Structure") et la spectroscopie au seuil (XANES - "X-ray Absorption Near Edge Structure"). Ces deux techniques permettent de distinguer des éléments dans leur environnement, ce qui rend possible la caractérisation *in situ* des éléments.

Publications de référence

Afsset, avis de mars 2010. Évaluation des risques liés aux nanomatériaux pour la population générale et pour l'environnement. <http://www.afsset.fr/index.php?pageid=689&parentid=690/>

Bhatt I, Tripathi BN. Interaction of engineered nanoparticles with various components of the environment and possible strategies for their risk assessment. *Chemosphere*. 2011; 82: 308-317.

Gottschalk F, Sonderer T, Scholtz R et al. Modeled Environmental Concentrations of Engineered Nanomaterials (TiO₂, ZnO, Ag, CNT, Fullerenes) for Different Regions. *Environ Sci Technol*. 2009; 43: 9216-9222.

Karn B, Kuiken T, Otto M. Nanotechnology and *in situ* remediation: a review of the benefits and potential risks. *Environ Health Persp*. 2009; 117: 1823-1831.

Lapied E, Nahmani J, Moudilou E et al. Ecotoxicological effects of an aged TiO₂ nanocomposite measured as apoptosis in the anecic earthworm *Lumbricus terrestris* after exposure through water, food and soil. *Environ Int*. 2011; 37: 1105-1110

Lopez-Moreno M, De la Rosa G, Hernandez-Viezcas JA et al. X-ray Absorption Spectroscopy (XAS) corroboration of the Uptake and Storage of CeO₂ Nanoparticles and Assessment of Their Differential Toxicity in Four Edible Plant Species. *J Agric Food Chem*. 2010a; 58: 3689-3693.

Lopez-Moreno M, De la Rosa G, Hernandez-Viezcas JA et al. Evidence of the Differential Biotransformation and Genotoxicity of ZnO and CeO₂ Nanoparticles on Soybean (*Glycine max*) Plants. *Environ Sci Technol*. 2010b; 44: 7315-7320.

Quadros ME et Marr LC. Environmental and Human Health Risks of Aerosolized Silver Nanoparticles. *J Air Waste Manage*. 2010; 60: 770-781.

Revue de la littérature

Bhatt I et Tripathi BN. Interaction of engineered nanoparticles with various components of the environment and possible strategies for their risk assessment. *Chemosphere*. 2011; 82: 308-317.

Kumar P, Robins A, Vardoulakis S et al. A review of the characteristics of nanoparticles in the urban atmosphere and the prospects for developing regulatory controls. *Atmos Environ.* 2010; 44: 5035-5052.

Menard A, Drobne D, Jemec A. Ecotoxicity of nanosized TiO₂. Review of *in vivo* data. *Environ Pollut.* 2011; 159: 677-684.

Van der Ploeg MJC, Baveco JM, Van der Hout A et al. Effects of C60 nanoparticle exposure on earthworms (*Lumbricus rubellus*) and implications for population dynamics. *Environ Pollut.* 2011; 159: 198-203.

Cette expérience sur les vers de terre est réalisée dans des sols mais les doses de nanoparticules sont relativement élevées (jusqu'à 154 mg/kg).

Autres publications identifiées

Canesi L, Fabbri R, Gallo G et al. Biomarkers in *Mytilus galloprovincialis* exposed to suspensions of selected nanoparticles (Nano carbon black, C60 fullerene, Nano-TiO₂, Nano-SiO₂). *Aquat Toxicol.* 2010; 100: 168-177.

Cet article s'intéresse aux effets de faibles doses de nanoparticules (de 0,05 à 5 mg/L) sur des moules élevées dans une eau de mer reconstituée.

Dasari TP et Hwang HM. The effect of humic acids on the cytotoxicity of silver nanoparticles to a natural aquatic bacterial assemblage. *Sci Total Environ.* 2010; 408: 5817-5823.

Les auteurs étudient ici l'impact d'acides humiques qui représentent un premier pas dans la complexification des milieux.

Khodakovskaya MV, De Silva K, Nedosekin DA et al. Complex genetic, photothermal and photoacoustic analysis of nanoparticle-plant interactions. *PNAS.* 2011; 108: 1028-1033.

Cette étude met en place un nouveau panel de techniques originales couplant la détection des nanotubes de carbone à leurs effets génotoxiques chez la tomate.

Lee J, Ji K, Kim J et al. Acute Toxicity of Two CdSe/ZnSe Quantum Dots with Different Surface Coating in *Daphnia magna* Under Various Light Conditions. *Environ Toxicol.* 2010; 25: 593-600.

Cet article aborde le problème de l'utilisation d'agents dispersants dans la préparation de suspensions de nanoparticules, modifiant ainsi leur toxicité.

Musee N, Oberholster PJ, Sikhwivhilu L et al. The effects of engineered nanoparticles on survival, reproduction, and behaviour of freshwater snail, *Physa acuta* (Draparnaud, 1805). *Chemosphere.* 2010; 81: 1196-1203.

Cette étude a été menée par la même équipe sud-africaine que l'étude détaillée dans cette note sur les chironomes. C'est donc l'occasion de comparer la toxicité des nanoparticules selon l'organisme considéré.

Poynton HC, Lazorchak JM, Impellitteri CA et al. Differential Gene Expression in *Daphnia magna* Suggests Distinct Modes of Action and Bioavailability for ZnO Nanoparticles and Zn Ions. *Environ Sci Technol.* 2011; 45: 762-768.

Cette publication permet d'aborder plus précisément les aspects génétiques de l'écotoxicité des nanoparticules sur un organisme aquatique: la daphnie.

Serag MF, Kaji N, Gaillard C et al. Trafficking and Subcellular Localization of Multiwalled Carbon Nanotubes in Plant Cells. *ACS Nano.* 2010; 5: 493-499.

Cet article étudie les mécanismes d'internalisation de nanotubes de carbone dans des cellules végétales dépourvues de parois.

Mots clés utilisés pour la recherche bibliographique

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