

# APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES DES EFFLUENTS HOSPITALIERS VIS-À-VIS DE LA STEP LOCALE ET DE L'ÉCOSYSTÈME AQUATIQUE RÉCEPTEUR

Evans Emmanuel<sup>\*,\*\*</sup>, Yves Perrodin<sup>\*</sup>, Jean-Marie Blanchard<sup>\*\*</sup>, Gérard Keck<sup>\*\*\*</sup> et Paul Vermande<sup>\*\*</sup>

<sup>\*</sup> Laboratoire des Sciences de l'Environnement - Vaulx-en-Velin

<sup>\*\*</sup> Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et Systèmes Industriels - Villeurbanne

<sup>\*\*\*</sup> Unité d'Ecotoxicologie - Marcy l'Etoile

Les substances chimiques utilisées dans les hôpitaux pour les activités de soins et de recherche médicale sont pour une part importante retrouvées dans les effluents liquides. Cette forme d'évacuation n'est pas exempte de risques pour les espèces vivantes des écosystèmes qui sont exposés. L'objectif de cet article est de présenter (i) les étapes d'une procédure élaborée pour la gestion et l'évaluation des risques écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers rejetés au réseau en direction d'une Step puis dans un milieu récepteur aquatique ; et (ii) les résultats de son application sur les effluents d'un service de maladies tropicales et infectieuses d'un hôpital se trouvant dans une grande ville du Sud-est de la France. La démarche fait appel à la caractérisation des effluents hospitaliers concernant leur composition chimique, la flore bactérienne présente, et leur toxicité vis-à-vis de différents organismes représentatifs des écosystèmes « cibles ». Pour la caractérisation des effets, deux hypothèses de travail ont été élaborées. Elles concernent : (a) les effets sur les processus biologiques de la Step, en particulier sur la communauté d'organismes chargée de la décomposition biologique de la matière organique ; (b) les effets sur les espèces des milieux aquatiques récepteurs des effluents de la Step. Le scénario présenté conduit à une évaluation semi-quantitative des risques. La procédure globale élaborée devra maintenant être améliorée sur certains aspects, particulièrement ceux concernant : les interactions entre les médicaments, les désinfectants utilisés pour les soins et le nettoyage des locaux, et les détergents utilisés pour le nettoyage des locaux ; les interactions dans le réseau d'assainissement urbain et dans la Step entre les effluents hospitaliers et les effluents urbains classiques ; l'évolution de la toxicité à long terme sur les organismes cibles (effets génotoxiques, effet liés à la bioaccumulation des polluants,...).

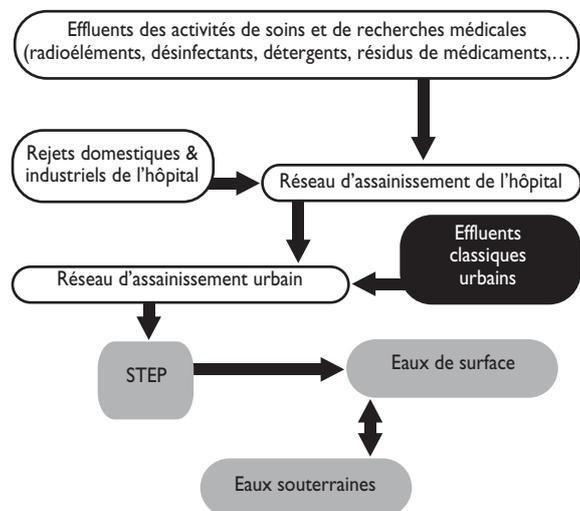
Chemical substances used in hospital for medical purposes as diagnostics and research reach the wastewater after application. This form of elimination is not exempted of risks for aquatic organisms in contact

with the effluents. The aim of this study was to present (i) the steps of an ecological risk assessment and management framework related to hospital effluents evacuated into Wastewater Treatment Plant (WWTP) ; and (ii) the results of its application on wastewater from an infectious and tropical diseases department of a hospital of a big city of the southeast of France. The procedure called upon a characterization of the hospital effluents in function of their chemical composition, bacterial flora, and their toxicity on different representative organisms of the target ecosystems. In order to characterize the effects, two assumptions have been made. They are related to : (a) the effects on biological treatment process of WWTP, particularly on the community of organisms in charge of the biological decomposition of the organic matter ; (b) the effects on aquatic organisms (*Vibrio fischeri*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Daphnia*). The scenario allows to a semi-quantitative risk characterization. The first methodology needs to be improved on some aspects, particularly those linked: to ecotoxicological interactions between pharmaceuticals, disinfectants used both in diagnostics and in cleaning of surfaces, and detergents used in cleaning of surfaces ; to the interactions into the sewage network, between the hospital effluents and the aquatic ecosystem ; to long term toxicity assessment on target organisms (pollutants bioaccumulation, genotoxicity,...).

## INTRODUCTION

Les hôpitaux utilisent de nombreuses substances chimiques telles que les médicaments, les radioéléments, les désinfectants pour les soins (chirurgie, ...), les détergents pour le nettoyage des locaux, et les molécules utilisées pour la recherche médicale. Après usage, ces substances se retrouvent dans les effluents hospitaliers [Kümmerer, 2001], lesquels sont le plus souvent rejetés au même titre que les effluents classiques urbains (figu-

re 1), dans le réseau d'assainissement communal sans traitement préalable [Leprat, 1998 ; Clin Paris-Nord, 1999]. Des polluants d'origine hospitalière ont été



**Figure 1 : Problématique des effluents hospitaliers et de leurs impacts sur les STEP et les milieux naturels**

détectés dans des concentrations significatives dans les effluents des Step ainsi que dans les eaux de surface [Sprehe *et al.*, 1999]. Les hôpitaux sont donc identifiés comme une source non négligeable d'émissions de composés chimiques dans les écosystèmes aquatiques [Jolibois *et al.*, 2002].

Le contact des polluants hospitaliers avec les éléments des écosystèmes aquatiques conduit à un risque dit "écotoxicologique" lié à l'existence de substances qui ont la potentialité d'exercer des effets négatifs sur l'équilibre biologique des milieux naturels. Ce risque peut être présenté, d'une manière générale, comme la probabilité d'apparition d'effets toxiques après l'exposition des organismes à un produit dangereux [Rivière, 1998]. Les effets de ces molécules sur les écosystèmes aquatiques ont fait l'objet de premières études [Kümmerer *et al.*, 1997 ; Halling-Sorensen *et al.*, 1998 ; Sprehe *et al.*, 1999]. Le devenir du glutaraldéhyde par exemple, un désinfectant largement utilisé dans le nettoyage des endoscopes, est reporté dans la littérature [Jolibois *et al.*, 2002]. Cependant, peu d'études traitent du risque global lié à l'exposition simultanée aux différents polluants présents dans les effluents hospitaliers. Concernant les aspects réglementaires, la législation française fixe les conditions pour le raccordement du réseau de drainage sanitaire des hôpitaux au réseau d'assainissement urbain [Mate, 1998]. Dans le règlement n° 793/93 sur l'exposition des personnes et des écosystèmes aux substances toxiques classées, l'Union européenne fait exigence aux États membres de réaliser une évaluation des risques sanitaires et écologiques pour un ensemble de substances, notamment les médicaments,

les désinfectants et les substances radioactives. Ces dispositions réglementaires s'inscrivent dans le contexte global de la gestion des risques concernant l'homme et sa santé, et également dans la gestion de ceux concernant l'équilibre biologique des écosystèmes naturels.

D'une manière très générale, la gestion des risques passe toujours – formellement ou non – par une étape préalable d'évaluation [Babut et Perrodin, 2001]. L'objectif de cet article est de présenter : (i) la démarche générale d'évaluation et de gestion des effluents hospitaliers que nous avons élaborée. Celle-ci comprend deux étapes : une étape « légère » basée sur une caractérisation des dangers intrinsèques liés aux effluents hospitaliers et, si un danger est avéré, une étape plus « lourde », basée sur une évaluation des risques écotoxicologiques liés à un mode de gestion donné de ces effluents, à savoir leur rejet dans le réseau collectif urbain, puis au milieu naturel (ii) les procédures détaillées élaborées pour ces étapes « évaluation des dangers » et « évaluation des risques » (iii) les résultats de l'application de ces dernières aux effluents d'un service de maladies tropicales et infectieuses d'un hôpital se trouvant dans une grande ville du Sud-est de la France, ainsi que des recommandations pour une optimisation future des méthodologies élaborées.

### **DONNÉES GÉNÉRALES SUR LES EFFLUENTS HOSPITALIERS ET LEUR REJET DANS LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT URBAIN**

La consommation minimale d'eau domestique est de 100 litres par habitant et par jour [Gadelle, 1995], alors que la valeur généralement admise pour les hôpitaux varie de 400 à 1200 litres par lit et par jour. Aux États-Unis d'Amérique, la demande moyenne en eau des établissements de santé est de 968 litres par lit et par jour [U.S. EPA, 1989]. En France, on estime à 750 litres par lit et par jour (soit 250 à 350 litres pour l'hospitalisation et la technique médicale, et 350 à 450 litres pour les services généraux) les besoins moyens en eau d'un Centre Hospitalier Universitaire [Clin, 1999]. Dans les pays en développement, cette consommation semble plutôt se situer autour de 500 litres par lit et par jour [Laber *et al.*, 1999]. Cette importante consommation en eau des hôpitaux donne naissance à de grands volumes de rejets liquides pollués.

Les contaminants les plus fréquemment rencontrés sont des micro-organismes pathogènes (dont certains sont multi-résistants aux antibiotiques), des métaux lourds [Leprat, 1998 ; Epa, 1989], des radio-isotopes [Erlandsson et Matsson, 1978], des détergents [Deloffre-Bonnamour, 1995 ; Epa, 1989], des composés organo-halogénés (issus notamment de l'action de l'eau de Javel sur les molécules organiques présentes dans les effluents) et des résidus de médicaments [Richardson et Bowron, 1985 ; Gartiser *et al.*, 1996]. Certains de ces

polluants, particulièrement les résidus de médicaments et les composés organo-halogénés, quittent le plus souvent les stations d'épuration avec peu de dégradation [Kümmerer, 2001].

Les informations disponibles dans la littérature mettent en évidence la toxicité élevée de ces effluents sur les organismes aquatiques [Johannin, 1999] et la très faible concentration de la flore bactérienne présente dans les effluents [Bernet et Fines, 2000]. La faible concentration de la flore bactérienne et l'écotoxicité des effluents hospitaliers ont été attribuées, par certains auteurs, à la présence de médicaments et de désinfectants dans les effluents hospitaliers [Deloffre-Bonnamour, 1995].

## ÉVALUATION DES DANGERS

La démarche élaborée pour l'évaluation des dangers liés aux effluents hospitaliers (figure 2), est basée sur une caractérisation de ces effluents en fonction : (i) de leur composition chimique (mesure de paramètres globaux et de polluants minéraux et organiques) ; (ii) de leur caractérisation microbiologique ; (iii) et de leur caractérisation écotoxicologique.

Les paramètres retenus pour ces caractérisations sont : (1) la DCO et la DBO5 pour la mesure de la charge organique globale ; (2) les AOX (composés organo-halogénés adsorbables sur charbon actif) pour l'évaluation de la teneur en composés organo-halogénés ; (3) les métaux (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc) pour la caractérisation de la pollution minérale ; (4) le nombre de coliformes fécaux pour la caractérisation de la flore bactérienne et pour

une détection indirecte de la présence massive de désinfectants et/ou d'antibiotiques ; (5) la mesure de la luminescence bactérienne (*Vibrio fischeri*), de la croissance algale (*Pseudokirchneriella subcapitata*) et de la mobilité de la daphnie (*Daphnia magna*) pour la caractérisation de l'écotoxicité des effluents.

Les mesures effectuées pour ces différents paramètres sont comparées à des valeurs seuils qui ont été établies de la manière suivante : (1) paramètres globaux et polluants : valeurs limites réglementaires pour le rejet des effluents dans les réseaux d'assainissement urbains (tableau 1) ; (2) paramètres écotoxicologiques : valeurs seuils fixées à 2 unités toxiques (UT) (EPA, 1989) pour chacun des organismes tests sélectionnés ; (3) paramètre microbiologique : valeur seuil fixée à  $1 \times 10^8$  coliformes pour 100 mL, valeur correspondant à la teneur moyenne de ces bactéries fécales dans les effluents urbains classiques (Metcalf et Eddy, 1991).

*Nota Bene* : Dans le cadre d'une évaluation des dangers pour la santé humaine liés au rejet des effluents hospitaliers (sur laquelle nous travaillons par ailleurs), la concentration en coliformes fécaux peut être utilisée comme un indicateur du degré de pollution des eaux par des germes fécaux. Elle est considérée ici comme un indicateur indirect de la présence massive d'antibiotiques et/ou de désinfectants.

Pour tout rapport  $C_p/V_s > 1$  ( $C_p$  : concentration en polluants dans les effluents hospitaliers ;  $V_s$  : valeurs seuils) et pour toute concentration en coliformes fécaux inférieure à  $1 \times 10^8$  NPP pour 100 mL, la démarche conclue

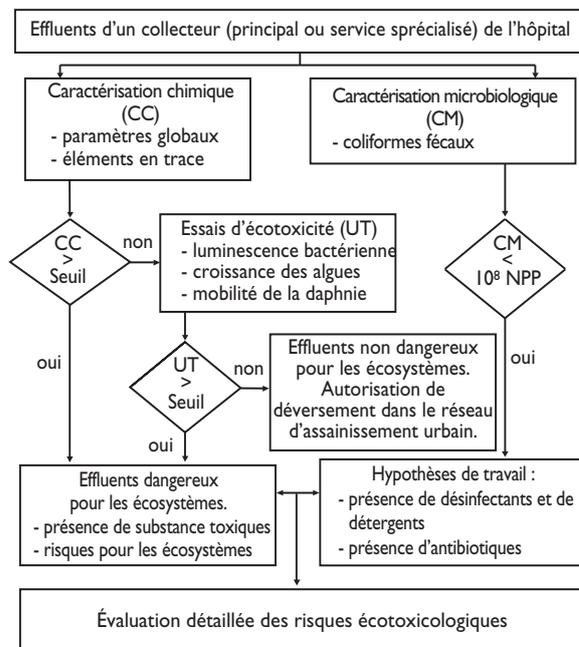


Figure 2 : Démarche élaborée pour l'évaluation des dangers écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers

Tableau 1 : Synthèse des valeurs seuils retenues

Paramètres	Valeurs seuils	Origine
<i>Physico-chimie</i>		
DBO5	< 30 mg/l	Mate, 1998
DCO	< 125 mg/l	Mate, 1998
AOX	< 1 mg/l	Mate, 1998
Arsenic	< 0,004 mg/l	Mate, 1998
Cadmium	< 0,001 mg/l	Mate, 1998
Chrome	< 0,5 mg/l	Mate, 1998
Cuivre	< 0,5 mg/l	Mate, 1998
Nickel	< 0,5 mg/l	Mate, 1998
Plomb	< 0,5 mg/l	Mate, 1998
Zinc	< 2 mg/l	Mate, 1998
<i>Bactériologie</i>		
Coliformes fécaux	> $1 \times 10^8$	Metcalf et Eddy, 1991
<i>Bioessais</i>		
<i>Vibrio fischeri</i> 30 min	< 2 UT	EPA, 1989
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> 72 h	< 2 UT	EPA, 1989
<i>Daphnia magna</i> 48 h	< 2 UT	EPA, 1989

à un danger intrinsèque des effluents étudiés, et recommande de passer à l'étape suivante d'évaluation des risques écotoxicologiques.

### APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES

L'évaluation des risques écotoxicologiques est un sous-ensemble de l'évaluation des risques écologiques et peut donc, à ce titre, être traitée selon une approche du même type. L'évaluation des risques écologiques porte sur un scénario de gestion donné et consiste à évaluer la probabilité que des effets écologiques défavorables arrivent par suite de l'exposition, dans les conditions du scénario étudié, à une ou plusieurs substances dangereuses ou toxiques. Elle se conduit classiquement en 3

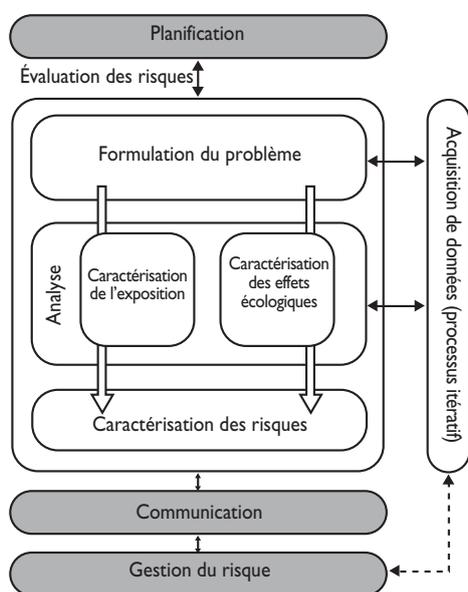


Figure 3 : Schéma général de l'évaluation des risques écologiques (U.S. EPA, 1998)

phases (figure 3) : la formulation du problème, l'analyse (comprenant la caractérisation de l'exposition et des effets) et la caractérisation finale des risques (U.S. EPA, 1998).

#### Phase I : Formulation du problème

Elle est une étape critique, dont l'objectif est de détailler le cahier des charges des phases d'analyse et de caractérisation, en identifiant précisément les données à acquérir, les techniques de mesure ou d'évaluation à mettre en œuvre, ainsi que le cadre d'interprétation [Babut et Perrodin, 2001]. Cette étape comprend essentiellement deux éléments (U.S. EPA, 1998): (1) la description détaillée du contexte et l'intégration des données disponibles, (2) l'élaboration du modèle conceptuel et la sélection des « paramètres d'évaluation ».

### Description du contexte de cette évaluation des risques écotoxicologiques

Cette description, qui a pour but d'appréhender au mieux l'exposition des écosystèmes aux effluents hospitaliers, a été réalisée ici pour un scénario de gestion des effluents hospitaliers couramment observé dans les pays industrialisés. Celui-ci prévoit le raccordement du réseau d'assainissement de l'hôpital au réseau d'assainissement urbain, ainsi que le traitement des eaux urbaines dans une station d'épuration biologique qui rejette ses propres effluents dans le milieu naturel. Une description synthétique de ce scénario est présentée dans la Figure 4. Les traits pleins (—) indiquent les transferts de polluants qui sont pris en compte dans l'évaluation, alors que les traits en pointillés (.....) indiquent ceux qui n'ont pas été retenus dans une première approche.

Le scénario étudié met en jeu deux types d'écosystèmes (tableau 2) exposés aux polluants contenus dans les effluents hospitaliers : (1) l'écosystème artificiel présent

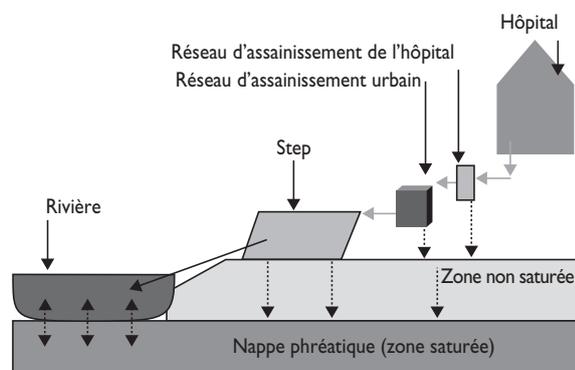


Figure 4 : Présentation synthétique du scénario étudié

Tableau 2 : Les écosystèmes et organismes concernés

Ecosystèmes		Principaux organismes susceptibles d'être affectés
Artificiels	Step	Les bactéries, les algues et les protozoaires (dans le cas où les unités de traitement biologique disposent de réacteurs de décomposition fonctionnant sous le mode « aérobie »).
Naturels	Sol	Les micro-organismes du sol ; la faune du sol (insectes, vers de terre,...) ; les végétaux terrestres.
	Eaux de surface	Les bactéries et les protozoaires ; les producteurs primaires (phytoplancton), dont des algues vertes uni et pluricellulaires ; les consommateurs primaires dont les invertébrés, en particulier des crustacés ; et les consommateurs secondaires, dont les poissons et les oiseaux aquatiques.
	Nappe phréatique	Les micro-organismes des eaux souterraines ; les invertébrés des eaux souterraines.

au sein de la Step et (2) les écosystèmes naturels terrestres (sols de surface) et aquatiques (eaux de surface et souterraines).

#### Élaboration du modèle conceptuel et choix des paramètres d'évaluation

Les écosystèmes de la Step et des eaux douces de surface, et les espèces des deux premiers niveaux trophiques sont les seules cibles retenues dans le cadre de cette évaluation. La non prise en compte des autres écosystèmes et des autres espèces ne signifie pas que ceux-ci soient de moindre importance sur le plan écologique, mais simplement qu'ils n'ont pas été pris en compte lors de cette première étape de l'élaboration de la méthodologie.

Sur cette base, deux hypothèses de travail ont été formulées : (1) "le rejet des polluants hospitaliers dans la Step ne devra pas perturber les processus d'épuration biologique des eaux usées, en portant atteinte à la communauté d'organismes chargée de la décomposition biologique de la matière organique"; (2) "les effluents de la Step recevant les effluents hospitaliers ne devront pas entraîner d'effets sur les espèces vivantes des milieux aquatiques de surface".

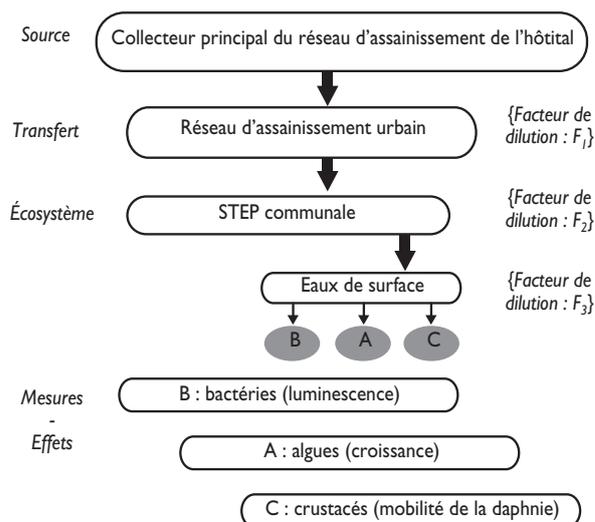


Figure 5 : Modèle conceptuel du scénario étudié

L'évaluation des effets des polluants d'origine hospitalière sur la survie des bactéries, la croissance des algues et la survie des crustacés d'eau est réalisée par des essais écotoxicologiques standardisés. Les bactéries sont représentées par « *Vibrio fischeri* », les espèces constituant les producteurs primaires (phytoplancton) sont représentées par l'algue « *Pseudokirchneriella subcapitata* », et celles constituant les consommateurs primaires par le crustacé d'eau douce « *Daphnia magna Strauss* ». La figure 5 présente le modèle conceptuel résultant de ces choix d'application.

## Phase 2 : Phase d'analyse - Caractérisation de l'exposition et des effets écotoxicologiques

### Caractéristiques générales du site d'étude

Les effluents liquides d'un centre hospitalier universitaire (CHU) d'une grande ville de sud-est de la France ont été utilisés pour la réalisation de la phase expérimentale de cette étude. Il s'agit d'un hôpital de taille moyenne, de 750 lits environ. La consommation en eau de l'hôpital est estimée à  $1\text{ m}^3/\text{lit}/\text{jour}$ . Les rejets liquides des différents services sont déversés dans le réseau d'assainissement de l'hôpital. Ce réseau est constitué de plusieurs collecteurs répartis par service ou groupe de services connexes. L'institution dispose d'un réseau d'égout combiné (eaux pluviales + eaux vanne). A priori, l'existence d'un tel réseau peut occasionner une augmentation de la concentration des substances azotées durant les premiers jours de pluie et une dilution (réduction de la concentration) de tous les polluants azotés ou non durant les autres jours de pluie [Harremoes et Sieker, 1993]. Ce réseau peut également provoquer une augmentation ponctuelle de la teneur de certains métaux lourds, notamment le zinc.

### Prélèvement des échantillons

Deux campagnes de prélèvements (2001 et 2002) d'échantillons d'effluents liquides ont été réalisées sur les effluents du service de maladies infectieuses et tropicales (SMIT) du CHU. Ce service a une capacité de 144 lits. Son collecteur ne reçoit pas les effluents de la radiologie, lesquels sont chargés d'agents de contraste iodé, co-responsable de la formation des AOX dans les effluents hospitaliers [Sprehe et al., 1999]. La première campagne a été effectuée du 22 février au 22 mars 2001, et la deuxième entre le 18 et le 22 mars 2002. La collecte des échantillons a été effectuée par prélèvement manuel instantané. A l'exception des échantillons destinés aux examens bactériologiques qui ont été placés dans des récipients stériles en plastique contenant du thiosulfate, tous les échantillons ont été placés dans des flacons en verre parfaitement propres. Les récipients ont été rincés au moment de l'emploi avec l'eau à analyser, et ont été remplis complètement. Les récipients, contenant les échantillons de rejets liquides, ont été soigneusement étiquetés et conservés à  $4^\circ\text{C}$ . Ils ont été transportés au laboratoire dans un laps de temps ne dépassant pas 3 heures.

### Analyses bactériologiques

Les coliformes fécaux ont été déterminés par la méthode NF T 90-433 microplaque. En complément de ce paramètre retenu pour l'évaluation des dangers et des risques, et à titre indicatif, la norme française NF T 90-432 microplaque a été utilisée pour le dosage des entérocoques fécaux, et les prescriptions de la NF T 90-145 ont été suivies pour la mesure des spores anérobies sulfito-réductrices.

### Analyses physico-chimiques

La mesure des métaux a été réalisée, selon le protocole ISO 11 885, sur des échantillons filtrés à 0,45 µm, traités à l'acide nitrique pur (pH<3) et analysés par ICP-AES (inductively coupled plasma-atom emission spectroscopy).

Le dosage des autres paramètres physicochimiques a été effectué selon les protocoles suivants : pH : NF T 90-008 ; DBO5 : NF EN 1899-1 ; DCO : NF T 90-001 ; chlorures : ISO 10 304 ; et AOX : ISO 9562.

### Essais d'écotoxicité aquatique

La démarche méthodologique élaborée à ce jour fait uniquement appel à des essais normalisés. Les résultats des essais, qui consistent à mesurer la Concentration Efficace pour 50 % de la population des organismes testés (CE50), sont exprimés en % de l'effluent testé. Pour des raisons de facilité de compréhension et d'utilisation, ils sont également exprimés en Unités Toxiques (1 UT = 100/CE50). Les normes des bioessais utilisés sont listées dans le tableau 3.

Effets mesurés	Titres	Normes
CE50 24 h et 48 h	Qualité de l'eau – Détermination de la mobilité de <i>Daphnia magna</i> Strauss (cladocera, crustacea) – Essai de toxicité aiguë	NF EN ISO 6341 Mai 1996
CE50 72 h	Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité chronique des eaux par inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (Selenastrum capricornutum)	NF T90-375 Décembre 1998
CE50 5, 15 et 30 minutes	Qualité de l'eau – Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la luminescence de <i>Vibrio fischeri</i>	NF EN ISO 11348-3 Février 1999

### Phase 3 : Caractérisation finale des risques

Cette opération est l'étape finale du processus d'évaluation des risques écologiques. Elle consiste principalement à confronter l'évaluation des effets à celle de l'exposition. Il existe un éventail de méthodes possibles, de complexité variable [Babut et Perrodin, 2001]. Le choix va dépendre des contraintes opérationnelles et des données disponibles. Rivière (1998) note que le risque écologique peut être exprimé de différentes manières : qualitatives (absence ou non de risque), semi-quantitatives (risque faible, moyen, élevé), et en termes probabilistes (le risque est de x %).

La méthode dite « du quotient » est la méthode la plus répandue pour la caractérisation semi-quantitative des risques. Cette méthode consiste à calculer le rapport de la « concentration probable d'exposition (PEC)» sur la « concentration probable sans effet » (PNEC) vis à vis

de l'organisme concerné. Cette PNEC peut être estimée à partir des données disponibles dans la littérature pour les substances pures, et à l'aide de mesures expérimentales (bioessais) pour les mixtures telles que les effluents hospitaliers. Lorsque la valeur du quotient « Q » est supérieure à 1, on considère que le risque est significatif, et d'autant plus fort que le quotient est grand. Inversement, plus le quotient est inférieur à 1, plus le risque est considéré comme faible.

La « concentration probable sans effet » sur un organisme donné est, dans la pratique, le plus souvent représentée par une CE10 (concentration efficace pour 10% des organismes d'une population), ou une CE20 (concentration efficace pour 20 % des organismes d'une population), ou encore une NOEC (non observable effect concentration), divisée par un facteur de sécurité permettant de compenser les limites d'une évaluation effectuée à l'aide de quelques organismes tests seulement, et en utilisant des essais qui, même s'ils portent sur la toxicité chronique, ne sont jamais complètement représentatifs de ce qui se passe à long terme sur le terrain. A défaut d'une CE10, d'une CE20 ou d'une NOEC, la CE50 est parfois utilisée avec un facteur de sécurité majoré.

## APPLICATION DE LA DÉMARCHE AUX EFFLUENTS DE L'HÔPITAL ÉTUDIÉ

### Résultats des analyses physicochimiques

Les résultats de la caractérisation physicochimique des

Paramètres	Unités	Concentrations max.	
		2001	2002
pH	-	8,8	8,2
Chlorures	mg/L	359	127,1
MEST	mg/L	298	236
AOX	mg/L	1,24	1,61
DBO5	mg/L	1559	1530
DCO	mg/L	2516	2664
COT	mg/L	350	3095
CT	mg/L	376	3183
<i>Métaux</i>			
Argent	mg/L	<0,0005	NM
Arsenic	mg/L	NM	0,011
Cadmium	mg/L	NM	<0,007
Chrome	mg/L	NM	<0,004
Cuivre	mg/L	NM	0,112
Nickel	mg/L	NM	<0,0007
Plomb	mg/L	NM	<0,0035
Zinc	mg/L	NM	0,536

NM : Non mesuré

effluents hospitaliers du service des maladies infectieuses et tropicales étudié sont résumés dans le tableau 4. Le pH des échantillons étudiés au cours des deux campagnes (2001 et 2002) oscille entre 7,7 et 8,8 ; ce qui met en évidence l'existence d'un milieu légèrement alcalin.

#### Résultats des analyses bactériologiques

Les résultats de la caractérisation bactériologique des effluents hospitaliers sont résumés dans le tableau 5.

Paramètres	Unités	Concentrations max.	
		2001	2002
Coliformes fécaux	NPP/100 mL	$2 \times 10^3$	$1 \times 10^6$
Entérocoques fécaux	NPP/100 mL	$1 \times 10^3$	$9 \times 10^5$
Spores anérobies sulfito-réductrices	UFC/20 mL	NM	$10^4$

#### Résultats des bioessais

Les résultats *Vibrio fischeri* obtenus pour l'année 2001, conduisent à des CE50 (5 minutes) toutes supérieures à 50 % d'effluent, c'est-à-dire à une écotoxicité, exprimée en UT, toujours inférieure à 2UT. Cependant, d'importantes différences sont constatées entre ces résultats et ceux obtenus pour les durées de contact de 15 et de 30 minutes. Ce constat peut être rapproché avec le temps de contact de 20 minutes que nécessite le chlore ou ses dérivés pour inactiver les bactéries (NTP, 1992).

Les résultats de l'ensemble des bio-essais sont synthétisés dans le tableau 6.

Paramètres	unités	concentrations efficaces (CE50) max.		Variations des CE50 2001-2002			
		2001	2002	Moy.	Min.	Max.	Ec.-type
<b>n</b>							
CE50 5 min. <i>Vibrio fischeri</i>	UT	1,54	2,5	-	<1,3	2,5	- 9
CE50 15 min. <i>Vibrio fischeri</i>	UT	4,15	4,2	-	<1,3	4,2	- 9
CE50 30 min. <i>Vibrio fischeri</i>	UT	NM	4,6	-	<1,3	4,6	- 5
CE50 72 h <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	UT	NM	56	32	9	56	18 5
CE50 24 h <i>Daphnia magna strauss</i>	UT	117	62	43	10	117	27 13
CE50 48 h <i>Daphnia magna strauss</i>	UT	NM	71	58	52	71	9 4

#### Évaluation des dangers

L'évaluation des dangers pour les écosystèmes aquatiques des effluents hospitaliers étudiés consiste, dans la démarche que nous avons élaborée, à comparer les résultats obtenus avec les valeurs limites présentées dans le paragraphe III pour les paramètres physico-chimiques, biologiques et écotoxicologiques. Cette comparaison est effectuée dans le tableau 7.

Les rapports CP/VS sont supérieurs à 1 pour tous les paramètres physico-chimiques, à l'exception de la plupart des métaux.

La même observation est faite pour les rapports concernant les bio-essais. À titre de complément, on peut indiquer ici que les résultats de tests de mutation génique Ames et Hamster, rapportés dans la littérature, indiquent que les effluents des services cliniques et des laboratoires hospitaliers peuvent en outre présenter un caractère de mutation génique [Gartiser *et al.*, 1996].

Par ailleurs, le rapport entre le nombre de coliformes fécaux présents dans les effluents et la moyenne de ceux habituellement retrouvés dans les effluents classiques

Paramètres	Unités	Concentration maximale mesurée (CP)	Valeurs seuils (Vs)	Rapports CP/VS
<i>Physicochimie</i>				
DBO5	mg/L	1559	30	> 1
DCO	mg/L	2664	125	> 1
AOX	mg/L	1,61	1	> 1
Arsenic	mg/L	0,011	0,004 mg/l	> 1
Cadmium	mg/L	<0,007	0,001 mg/l	< 1
Chrome	mg/L	<0,004	0,5	< 1
Cuivre	mg/L	0,112	0,5	< 1
Nickel	mg/L	<0,0007	0,5	< 1
Plomb	mg/L	<0,0035	0,5	< 1
Zinc	mg/L	0,536	2	< 1
<i>Bactériologie</i>				
Coliformes fécaux	NPP/100 mL	$1 \times 10^6$	$1 \times 10^8$	< 1
<i>Bioessais</i>				
CE50 30 min. <i>Vibrio fischeri</i>	UT	4,6	2	> 1
CE50 72 h <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	UT	56	2	> 1
CE50 24 h <i>Daphnia magna strauss</i>	UT	117	2	> 1
CE50 48 h <i>Daphnia magna strauss</i>	UT	71	2	> 1

urbains est largement inférieur à 1, ce qui pourrait, au moins partiellement, être lié à la présence de désinfectants et/ou d'antibiotiques dans les effluents.

Ces résultats confirment la présence en quantité significative de substances dangereuses dans les effluents hospitaliers étudiés, et donc la nécessité de poursuivre la démarche par la mise en œuvre d'une évaluation des risques écotoxicologiques pour les écosystèmes aquatiques concernés (Step et milieu naturel).

### Évaluation des risques écotoxicologiques

En l'absence d'un système d'épuration des eaux usées propre à l'hôpital, tous les polluants contenus dans les effluents du service étudié ainsi que ceux de l'ensemble de l'hôpital sont évacués vers le réseau communal. Dans le scénario proposé, un écosystème artificiel « la STEP » ainsi que l'écosystème naturel représenté par les eaux douces de surface ont été retenus pour cibles, en restreignant l'étude aux espèces des premiers niveaux trophiques.

### Risques pour la Step

Rappel de l'hypothèse de travail : "le rejet des polluants hospitaliers dans la Step ne devra pas perturber les processus d'épuration biologique des eaux usées, en portant atteinte à la communauté d'organismes chargée de la décomposition biologique de la matière organique".

Le maintien de l'efficacité du processus d'épuration au sein d'une station biologique peut, dans une première approche, être évalué par le biais de l'indice de biodégradation "DBO<sub>5</sub>/DCO", prédisant la biodégradabilité des polluants présents dans un effluent [Seiss et al., 2001].

Le tableau 8 résume les résultats obtenus pour cet indice lors de la campagne de prélèvements de 2002.

Tableau 8 : Valeurs des paramètres retenus pour l'étude des risques pour la Step					
Paramètre	unité	Moyenne	Minima	Maxima	Ecart-type
DBO <sub>5</sub>	mg/L	892	200	1530	558
DCO	mg/L	1745	520	2664	894

Les résultats obtenus indiquent que l'indice de biodégradation "DBO<sub>5</sub>/DCO" oscille entre 0,38 et 0,57, ce qui signifie que les effluents rejetés par le service étudié sont parfois difficilement biodégradables, d'où la mise en évidence d'un impact potentiel sur le rendement de la Step communale.

Pour évaluer de manière semi-quantitative les risques d'une source de pollution sur les écosystèmes dans un contexte donné, on peut dans une première approche, se baser sur les coefficients de dilution mis en jeu. Dans le cadre de cette étude, les hypothèses de dilution considérées pour la caractérisation des risques sur la Step sont les suivantes : (i) la quantité d'eau consommée

par lit et par jour est égale à la quantité d'eaux usées générée par lit et par jour ; (ii) le service des maladies infectieuses et tropicales génère un volume d'eaux usées de 144 m<sup>3</sup>/jour. En absence de considération sur les interactions entre les différents polluants présents à l'intérieur du réseau d'assainissement de l'hôpital, les polluants organiques contenus dans les effluents du service peuvent être considérés comme étant dilués au moins de 4 fois dans le volume total, (soit 750 m<sup>3</sup>/jour) des effluents liquides générés par l'ensemble des services dudit hôpital, avant d'entrer dans le réseau d'assainissement urbain ; (iii) les effluents du service sont traités à la Step de la ville considérée, laquelle station reçoit en moyenne une charge hydraulique de 87 000 m<sup>3</sup>/jour, ce qui assure une dilution de la concentration des polluants mesurés dans les effluents d'au moins de 600 fois. Les effluents du service n'auront donc pas d'effet significatif sur le rendement global de la Step. Toutefois, elle ne pourra pas empêcher le rejet par la Step d'effluents polluants parfois peu biodégradables et potentiellement toxiques pour les écosystèmes.

### Risques pour les écosystèmes aquatiques

Rappel de l'hypothèse de travail : "les effluents de la Step recevant les effluents hospitaliers ne devront pas entraîner d'effets sur les espèces vivantes des milieux aquatiques de surface".

La méthode du quotient « PEC/PNEC » a été utilisée pour caractériser le risque généré par les effluents hospitaliers sur le cours d'eau récepteur. On a vu précédemment que la dilution des effluents hospitaliers dans la station d'épuration était égale à 600. A celle-ci, il faut ajouter, dans le cas étudié, une dilution par 1 000 des effluents de la station d'épuration dans le cours d'eau récepteur. Cela conduit in fine à une dilution de 6.10<sup>5</sup> des effluents hospitaliers à leur arrivée dans le cours d'eau.

La concentration prévisible dans l'environnement (PEC) calculée à partir de ce facteur de dilution est donc de 0,006 %.

La PNEC a, elle, été établie en considérant les résultats obtenus pour la toxicité des effluents hospitaliers sur les organismes testés (CE50 bactérie = 21,7 %, CE50 algue = 1,78 %, CE50 daphnie = 0,8 %).

Pour le calcul de la PNEC d'une substance chimique, le Bureau européen des substances chimiques (ECB, 2003) préconise l'utilisation des résultats relatifs à l'espèce la plus sensible, et l'application d'un facteur de sécurité fonction de la richesse des données disponibles : nombres d'espèces testées, type de toxicité étudiée (aiguë ou chronique) et niveaux trophiques pris en compte. Dans le cas présent, l'essai sur *Daphnia magna* s'est révélé le plus sensible, et un facteur de sécurité de 100 a été fixé en s'inspirant de la règle européenne relatives aux substances, tout en prenant en compte les spécificités de notre jeu de données. Il en résulte une PNEC de 0,008 % obtenue en divisant la CE50-24h de l'essai *Daphnia magna* (0,8 %) par 100.

Le quotient PEC/PNEC calculé ensuite sur cette base est égal à 0,75 ; soit une valeur légèrement inférieure à 1. Le risque calculé est donc acceptable, mais peu éloigné de la valeur limite. Ce résultat doit être considéré avec d'autant plus d'intérêt que l'effluent hospitalier étudié est loin d'être le seul contributeur à la pollution du cours d'eau récepteur considéré.

## DISCUSSION

Cette première approche très simplificatrice et très opérationnelle, implique des hypothèses relativement "imparfaites" et pouvant, de ce fait, conduire à une surévaluation ou au contraire à une sous-évaluation des impacts à long terme des effluents hospitaliers sur les milieux naturels. Ces imperfections sont les suivantes : (1) le raisonnement est conduit comme si les polluants présents dans les effluents hospitaliers ne se dégradent pas et ne volatilisaient pas au cours de leur transport dans le réseau urbain, et de leur passage dans la station d'épuration (ce qui n'est toutefois pas complètement aberrant au regard des caractéristiques de certains d'entre eux comme les AOX jugés non biodégradables à 90 % par certains auteurs comme Sprehe *et al.* (2001)). Si ces hypothèses avaient conduit in fine à une évaluation positive des risques écotoxicologiques, il aurait été nécessaire de réaliser une étude plus approfondie des phénomènes concernés. Dans le cas contraire, des économies de temps et de moyens sont toutefois effectuées sur ces points. (2) la batterie des bio-essais retenus est limitée et des organismes aussi importants dans la chaîne trophique que les poissons, n'ont pas été pris en compte, (3) les effets à long terme des polluants en cause sur les écosystèmes sont complexes et difficiles à évaluer sur la base des essais d'écotoxicité classiques. Ainsi des phénomènes tels que la génotoxicité des polluants ou la bioaccumulation dans les chaînes alimentaires ou les sédiments du cours d'eau (avec effet retard) n'ont pas été traités. Des travaux sur le terrain et/ou sur des écosystèmes reconstitués en laboratoire, tels que essais sur microcosmes ou mésocosmes [Clément et Cadier, 1998 ; Perrodin *et al.*, 2001] permettrait de mieux appréhender ces phénomènes complexes, (4) le raisonnement sur la base de la dilution ne peut pas être suffisant en terme de décision pour la protection de l'environnement. En effet, de nombreux autres effluents sont rejetés dans le même milieu "cible". Il sera donc plus judicieux à l'avenir, et pour une prise de décision éclairée des gestionnaires, de raisonner plutôt en terme de contribution des effluents hospitaliers au risque global engendré par le rejet de tous les effluents industriels et urbains dans le cours d'eau concerné.

## CONCLUSION

Cette étude a permis de montrer qu'il est possible

d'évaluer sommairement des risques écotoxicologiques liés au rejet des effluents hospitaliers à l'aide de bioessais normalisés, de paramètres physico-chimiques globaux et de l'analyse de quelques polluants ciblés. Le scénario présenté conduit à une évaluation semi quantitative des risques écotoxicologiques pour la Step et le cours d'eau cible concernés. L'évaluation devra maintenant être améliorée sur certains aspects, et nécessitera de mieux connaître le devenir des polluants dans les réseaux d'assainissement urbains et dans la Step, ainsi que de mieux caractériser leurs effets écotoxicologiques sur le long terme. On s'attachera en particulier à étudier les interactions chimiques et écotoxicologiques existantes entre les différents polluants présents dans les effluents hospitaliers, à savoir les médicaments, les désinfectants, et les surfactants.

### \*Evens Emmanuel<sup>(1)</sup>, Yves Perrodin

Laboratoire des sciences de l'environnement, École nationale des travaux publics de l'État, Rue Maurice Audin, 69518 Vaulx-en-Velin, France

(1) Tél. +(33) 4 72 04 72 89 ; Fax : +(33) 4 72 04 77 43 ; Mail : evemml@yahoo.fr

### \*\*Evens Emmanuel, Jean-Marie Blanchard et Paul Vermande

Laboratoire d'analyse environnementale des procédés et systèmes industriels, Institut national des sciences appliquées de Lyon, 20 avenue Albert Einstein, 69621 Villeurbanne Cedex, France

### \*\*\*Gérard Keck

Unité d'écotoxicologie, Ecole nationale vétérinaire de Lyon, BP 83, 69280 Marcy l'Etoile, France

## Bibliographie

CLIN (Coordination de luttes contre les Infections nosocomiales). *Élimination des effluents liquides des établissements hospitaliers – Recommandations*. Institut biomédical des Cordeliers, Paris, 1999.

Babut M., Perrodin Y. *Évaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage – (I) Présentation & Justification de la démarche*. Cemagref – ENTPE, Lyon, 2001.

Bernet S., Fines M. *Effluents du CHU de CAEN : Étude qualitative et quantitative de la flore microbienne et recherche de bactéries multirésistantes*. Poster. Quatrième journée du Réseau Régional d'Hygiène de Basse-Normandie, Caen, 2000.

Clément B., Cadier C. *Development of a new laboratory freshwater/sediment microcosm test. First results*. *Ecotoxicology*, Vol. 7, 5:279-290, 1998.

Deloffre-Bonnamour N. *Les rejets des établissements de santé : des effluents liquides aux déchets solides*. Mémoire de maîtrise, Université Claude Bernard-Lyon I, Institut universitaire professionnalisé, génie de l'environnement Ecodéveloppement, Lyon ; 1995.

ECB, 2003. *Technical Guidance Document (TGD) on Risk assessment of Chemical Substances following European Regulations and Directives*, UE, European Chemical Bureau (ECB), JRC-Ispra (VA), Italy.

Erlandsson B., Matsson S. *Medically used radionuclides in sewage sludge*. *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol. 9, 2:199-206 ; 1978.

European Commission *Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) n° 1488/94 on risk assessment for existing substances*. Brussels, 1996.

Gadelle F. *Le monde manquera-t-il bientôt d'eau ? Sécheresse*, Vol. 6, 1:11-15 ; 1995.

Gartiser St., Brinkler L., Erbe T., Kümmerer K., Willmund R. *Contamination of hospital wastewater with hazardous compounds as defined § 7a WHG*. *Acta hydrochim. Hydrobiol.*, 1996, Vol. 24, 2:90-97.

Halling-Sørensen B., Nielsen N., Lanzky P.F., Ingerslev F., Holten-Lützhøft, Jørgensen S.E. *Occurrence, fate and effects of pharmaceutical sub-*

stances in the environment – A review. *Chemosphere*, 36:357-393 ; 1998.

Harremoes P.L., Sieker F.S. *Influence of stormwater storage tanks on pollutant discharge to receiving water*. In : 9 EWPCA-ISWA Symposium Sewage and refuse, liquid waste section, München, Germany, 11-14 May, 1993, p. 95-106.

Hester R.E., Harrison R.M. *Risk assessment & risk management – Issues in environmental Science & Technology*. The Royal Society of Chemistry, London, 1998.

Hirsch R., Ternes T. A., Haberer K., Kratz K-L. *Occurrence of antibiotics in the aquatic environment*. The Science of the total environment, 1999, Vol. 22, 5:109-118.

Jehannin P. *Caractérisation et gestion des rejets liquides hospitaliers – Etude particulière de la situation du C.H. de Hyères (Var)*. Mémoire de fin d'études, Ecole nationale de la santé publique, Rennes ; 1999.

Jolibois B., Guerber M., Vassal S. *Glutaraldehyde in hospital wastewater*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42:137-144 ; 2002.

Kümmerer K., Meyer M., Steger-Hartmann T. *Biodegradability of the anti-tumour agent Ifosfamide and its occurrence in hospital effluents and communal sewage*. *Wat. Res.*, 1997, Vol. 31, 11:2705-2710.

Laber J., Raimund H., Shrestha R. *Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal*. *Wat. Sci. Tech.*, 1999, Vol. 40, 3:317-324.

Leprat P. *Les rejets liquides hospitaliers, quels agents et quelles solutions techniques ? Les assises nationales Qualibio 1998 « Santé et Environnement Hospitalier »*, Caen, 1998, p. 10-13.

Mansotte F., Jestin E. *Les rejets liquides des établissements de santé : Caractérisation à la source et impact sur l'environnement marin côtier*. Direction départementale des affaires sanitaires et sociales de la Seine Maritime, Agence de l'eau de la Seine Normandie, Nanterre, 2000.

MATE (Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement). *Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation*. J.O (Journal Officiel) n° 52 du 3 mars 1998 page 3247, Paris.

Metcalf & Eddy, Inc. *Wastewater Engineering : Treatment, disposal, and reuse*. 3rd ed. Revised by Tchobanoglous G., Burton F.L. Irwin/McGraw-Hill, New York, 1991.

NICNAS (National Industrial

Chemicals Notification and Assessment Scheme). *Priority existing chemical n° 3 : glutaraldehyde, full public report*. NICNAS, Australian Government Publishing service, Canberra, 1994.

NTP (National Toxicology Program). *Toxicology and carcinogenesis studies of chlorinated water (CAS NOS 7782-50-5 and 7681-52-9) and chloraminated water (CAS No. 10599-90-3) (Deionized and charcoal-filtered) in F344/N rats and B6C3F1 mice (drinking water studies)*. U.S. Dept. of Health and Human Services, National Institutes of Health, Research Triangle Park, NC, 1992 ; NTP TR 392.

Raloff J. *Drugged Waters*. *Science News*, 1998, Vol. 153, 12:187-189.

Perrodin, Y., Gobet, A., Grelier-Volatière, L., Canivet, V., Fruget, J.F., Gibert, J., Texier, C., Cluzeau, D., Jocteur-Monrozier, L. & Poly, F. *Waste ecocompatibility in storage and reuse scenarios : global methodology and detailed presentation of the impact study on the recipient environments*. *Waste Management (International Journal of Industrial, Hazardous and Radioactive Waste Management, Science and Technology)*, N°22/2 (2001), 215-228.

Richardson M. L., Bowron J. M. *The fate of pharmaceutical chemicals in the aquatic environment*. *J. Pharm. Pharmacol.*, 1985, 37:1-12.

Rivière J-L. *Évaluation du risque écologique des sols pollués*. Association Record., Lavoisier Tec&Doc, Paris, 1998, 230 p.

Rodier J. *L'analyse de l'eau*. DUNOD, Paris, 8<sup>e</sup> édition, 1996.

Seiss M., Gahr A., Niessner R. *Improved AOX degradation in UV oxidative wastewater treatment by dialysis with nanofiltration membrane*. *Wat. Res.*, 13:3242-3248 ; 2001.

Sprehe M., Geiben S-U., Vogelpohl A. *Treat of AOX-containing wastewater from hospital – Degradation of iodized X-ray contrast medium*. *Korrespondenz Abwasser*, 1999, 46, 4:548-558.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). *Preliminary data summary for the hospitals point source category*. Office of water regulations and standards, Office of water, U.S. EPA, Washington, D.C., 1989. EPA 440/1-89/060-n.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). *Guidelines for ecological risk assessment*. Washington, DC: Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Agency, 1998, 114p. EPA/630/R-95/002F.



## NOTE AUX AUTEURS

**Déchets, Sciences & Techniques revue francophone d'écologie industrielle publie les résultats de travaux réalisés dans le domaine de l'écologie industrielle, principalement consacrés aux déchets, aux sols pollués et aux impacts environnementaux. Les articles peuvent être proposés par des laboratoires scientifiques ou relater des expériences industrielles. La revue est ainsi le lieu privilégié des échanges entre recherche et expertise.**

Les thématiques abordées sont les suivantes :

- 1) Approche bio-physico-chimique du déchet ;
- 2) Procédés de traitement des déchets ;
- 3) Caractérisation et traitement des sols et sites pollués ;
- 4) Évaluation environnementale et management des systèmes et des procédés ;
- 5) Écotoxicologie, toxicologie et santé ;
- 6) Économie, droit, sociologie, évaluation des politiques publiques ;
- 7) Communication, formation.

### CONDITIONS GÉNÉRALES DE PUBLICATION

1 - La langue de rédaction est le français. Les articles doivent être accompagnés d'un résumé en français de 100 mots environ, et d'un résumé en anglais plus conséquent (200 mots environ).

2 - Présentation des articles. L'article type comportera environ 5 pages imprimées incluant textes, figures et références sont l'équivalent de 15 000 signes. Les textes originaux doivent être expédiés sur disquette en mentionnant les logiciels utilisés.

3 - L'auteur doit adresser une version papier en 3 exemplaires pour le comité scientifique, comportant tableaux, figures, ou photographies éventuels. Les fichiers de tableaux ou de figures existants doivent être joints sur la disquette avec originaux papier.

L'article doit impérativement comporter les éléments suivants :

- Titre ;
- Nom, qualité et coordonnées de l'auteur ou des auteurs ;
- Résumés en français et anglais ;
- Mots clés ;
- Texte principal ;
- Références ;
- Nomenclatures (symboles et unités).

4 - L'article doit être accompagné d'une note précisant, la ou les thématique(s) souhaitée(s) par l'auteur, selon la répartition de la revue (de 1 à 7).

5 - Les mises au point et revues bibliographiques sont acceptées dans les mêmes conditions que les articles.

6 - La revue est également ouverte :

- aux résumés de thèse ;
- aux résumés de mémoires de DEA et DESS ;
- aux rapports de stage de Mastère ;
- aux informations sur les colloques et séminaires relatifs aux thématiques de la revue.

### ENVOI DES ARTICLES

Coordinatrice et contact: Frédérique Dutel - Insa de Lyon - Domaine scientifique de la Doua - Bâtiment Sadi Carnot - LAEPSI, 9 rue de la Physique - 69621 Villeurbanne cedex - Tél: (33) 4 72 43 82 42 - Fax: (33) 4 72 43 87 17 - Mél: [fdutel@insa-lyon.fr](mailto:fdutel@insa-lyon.fr)

Les articles de la revue sont consultables sur le site [pro-environnement.com](http://pro-environnement.com)

**Rédacteur en chef:** Pierre Moszkowicz, Directeur du Laboratoire d'analyse environnementale des procédés et des systèmes industriels (Laepsi) à l'Insa de Lyon.