

**SYNTHESE / EXTENDED ABSTRACT**  
FRANÇAIS / ENGLISH

**RECHERCHE ET VALIDATION DES CRITERES D'APPLICATION  
DES METHODOLOGIES D'EVALUATION DES RISQUES  
POUR LES ECOSYSTEMES PAR LEUR COMPARAISON  
ET LEUR APPLICATION IN SITU**

**COMPARISON AND APPLICATION OF ERA METHODS  
BASED ON FIELD SURVEYS: DEFINITION AND  
VALIDATION OF THE APPLICABILITY CRITERIA**

mai 2011

A. DERAM, A. HAYET - ILIS – Université de Lille



Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

**Avertissement :**

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :  
**RECORD**, Recherche et validation des critères d'application des méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes par leur comparaison et leur application in situ, 2011, 649 p, n°08-1014/3A
  
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)  
[www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)

© RECORD, 2011

Cette recherche a permis la réalisation de la thèse de doctorat d'**Audrey HAYET** intitulée «Contribution de l'écologie à la caractérisation des sites contaminés, application à l'évaluation des risques écologiques».

Celle-ci a été soutenue avec succès le 26 janvier 2010 à la faculté de pharmacie de Lille.

Ces travaux de thèse et leurs compléments ont été réalisés entre 2006 et 2010 au sein de l'Institut Lillois d'Ingénierie de la Santé (ILIS) de l'Université Lille 2. Les directeurs de thèse étant le Dr. Bruno de Foucault et le Dr. Annabelle Deram.

Ce travail a bénéficié d'un cofinancement ADEME – RECORD par le biais d'une bourse de thèse.

## **RESUME**

En 2004, le Réseau coopératif de recherche sur les déchets et l'environnement (RECORD) a soutenu une étude bibliographique visant à comparer les différentes méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes (ERE) couramment utilisées à l'échelle internationale. La comparaison de neuf méthodologies a permis de souligner la similarité des concepts de l'ERE, quelle que soit la méthode, susceptible de permettre à terme une harmonisation de leur réalisation. Toutefois, de nombreuses sources de variabilités ayant également été constatées notamment en ce qui concerne l'application et la construction des méthodologies, une variabilité de la caractérisation du risque en fonction de la méthodologie utilisée ne pouvait être totalement exclue. Ainsi, à l'issue de cette étude, plusieurs questions subsistaient : « Est-il possible, à l'heure actuelle, de réaliser des ERE dans le contexte français (en fonction des données écologiques disponibles, de la protection des espaces et des espèces, du contexte législatif, notamment) ? » ; « Est-il nécessaire de caractériser, par le biais d'inventaires de terrain, l'écosystème des sites étudiés dans le cadre de l'ERE ? » ; « La variabilité méthodologique relevée lors de l'étude bibliographique s'exprime-t-elle lors de la mise en pratique des ERE ? » ; « Est-ce que la variabilité méthodologique induit une variabilité de la caractérisation des risques ? ». Pour répondre à ces questions, RECORD et des soutiens complémentaires obtenus auprès de l'ADEME et de RETIA ont confié à ILIS la réalisation de la présente étude qui s'articule en deux axes. Le premier axe traite de l'apport des inventaires de terrain en ERE et a fait l'objet d'une thèse soutenue à la faculté de pharmacie de Lille par Audrey Hayet (2010) intitulée « Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés : application à l'évaluation des risques écologiques ». Le deuxième axe porte sur l'application des méthodologies d'évaluation des risques environnementaux par leur inter-comparaison et leur application sur trois sites contaminés présentant des problématiques de contamination et des objectifs de gestion variables. Les résultats obtenus ont permis une réflexion globale sur les améliorations pouvant être apportées à l'application d'une ERE dans le contexte français. Elles concernent principalement l'évaluation quantitative et la réduction des incertitudes, la quantification de l'exposition et enfin la réalisation d'inventaires écologiques de terrain pour caractériser l'écosystème. Une attention particulière a également été apportée à la prise en compte d'un témoin en ERE : « Quels types de témoins ? », « Comment les définir ? », « Rôle et limites d'utilisation ? » ....

## **MOTS CLES**

Évaluation des risques pour les écosystèmes (ERE), variabilité des risques écologiques, apport du témoin, inventaires écologiques de terrain, sites contaminés.

## **SUMMARY**

In 2004, RECORD supported a bibliographical study to compare the various methodologies of ecological risk assessment (ERA) usually used on an international scale. So, nine methodologies were compared. Many major conclusions were highlighted. Among them, we will quote that ERA methods have common concepts which can lead, in the end, to harmonizing their implementation. On the other hand, numerous sources of variability can lead to a variability of the characterization of the risk according to the used methodology. At the end of this study, several questions appeared "Is it possible to implement ERA methods in order to calculate the probability of an effect occurring?", "Is it currently possible to implement ERA methods in this context?", "Is it necessary to characterize ecosystems of polluted sites with the help of ecological inventories to implement an ERA?", "Is the methodological variability identified by the previous bibliographical study expressed when the ERA is carried out?", "Is methodological variability induced by the variation of risk characterization". To answer these questions, RECORD, with the help of ADEME and RETIA, decided to implement the present study which is divided in two parts. The first is devoted to the taking into account of ecological inventories in ERAs. This one was the subject of a thesis realized by Audrey Hayet at the pharmaceutical faculty of the University of Lille and entitled "*Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés : application à l'évaluation des risques écologiques*". The second part focuses on the applicability of ERA methods by comparing them and applying them in field conditions which correspond to three contaminated sites with various types of contamination and different management objectives. The results obtained allowed us to suggest methodological recommendations which can lead to improve the application of ERA in France. They focus on the quantitative evaluation and the reduction of uncertainties, the quantification of exposure and finally the implementation of ecological inventories to characterize ecosystems. A specific attention was accorded to the taking into account of controls in ERA: "Which types of controls can be used?", "How to define controls in ERA?", "What are the role and the limits of ERA controls?"...

## **KEY WORDS**

Ecological risk assessment (ERA), variability of ecological risk, control, ecological inventories, contaminated sites.

En 2004, le Réseau coopératif de recherche sur les déchets et l'environnement (RECORD) a soutenu une étude bibliographique visant à comparer différentes méthodologies d'évaluation des risques pour les écosystèmes (ERE) couramment utilisées à l'échelle internationale. Une analyse comparative de neuf méthodologies a été réalisée et a permis de mettre en évidence des concepts méthodologiques communs laissant envisager à terme une harmonisation des méthodologies. Néanmoins, en l'état actuel, des sources de variabilité dans l'application et la construction des méthodologies laissent présager une variabilité de la caractérisation du risque en fonction de la méthodologie utilisée. En conséquence, à l'issue de cette étude, plusieurs questions ont émergé : « Est-il possible de mener à terme des ERE, c'est-à-dire d'obtenir des probabilités d'apparition d'effets néfastes pour les écosystèmes étudiés ? » ; « Est-il possible, à l'heure actuelle, de réaliser des ERE dans le contexte français (en fonction des données écologiques disponibles, de la protection des espaces et des espèces, du contexte législatif, notamment) ? » ; « Est-il nécessaire de caractériser, par le biais d'inventaires de terrain, l'écosystème des sites étudiés dans le cadre de l'ERE ? » ; « La variabilité méthodologique relevée lors de l'étude bibliographique s'exprime-t-elle lors de la mise en pratique des ERE ? » ; « Est-ce que la variabilité méthodologique induit une variabilité de la caractérisation des risques (les niveaux de risques sont-ils différents en fonction de la méthodologie appliquée à un site) ? ».

Pour répondre à ces questions, RECORD et des soutiens complémentaires obtenus auprès de l'ADEME et de RETIA ont permis de conduire la présente étude qui s'articule en deux axes.

Le premier axe traite de l'apport des inventaires de terrain en ERE et a fait l'objet d'une thèse soutenue à la faculté de pharmacie de Lille par Audrey Hayet (2010) intitulée « Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés : application à l'évaluation des risques écologiques ». Le deuxième axe, portant sur l'application des méthodologies d'évaluation des risques environnementaux par leur inter-comparaison et leur application *in situ*, est l'objet du présent rapport et est scindé en quatre parties selon le plan suivant :

- Partie I : contexte environnemental et caractérisation des écosystèmes
- Partie II : réalisation des ERE en fonction des méthodologies retenues
- Partie III : intérêt des sites témoins dans l'ERE
- Partie IV : variabilité du calcul de risque en fonction de la méthodologie utilisée

Les parties I et II, portent sur la présentation des sites et de la réalisation effective des ERE. En terme d'application, trois méthodes ont été considérées : la méthode de l'USEPA « *Framework for ERA* » (1998), la Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés développée par le Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (méthode CEAEQ) et la méthode « *Ecological Risk Assessment* » du Royaume-Uni. Ces méthodes ont été appliquées pour trois problématiques de sites industriels nommés A, B et C. Le premier correspond à la zone d'influence d'une ancienne usine métallurgique, aujourd'hui réhabilitée, dont l'activité passée a engendré la contamination des sols alentours. Plus spécifiquement, le site A rassemble un ensemble de quatre plantations artificielles présentant des caractéristiques d'âge, de diversité et de niveau de contamination variables. L'objectif attendu de l'ERE du site A est d'estimer la pérennité des plantations exposées à la contamination. Le site B correspond à une ancienne blanchisserie dont la requalification reste à définir. L'objectif de l'ERE est, ici, de définir comment l'écosystème en place intègre la contamination et quels seraient les modes de gestion du site compatible avec la pollution

présente. Enfin, le site C correspond à un écosystème aquatique réceptionnant les eaux contaminées d'un rejet industriel. L'ERE a pour objectif d'estimer les effets des contaminants du rejet sur la biocénose aquatique.

Dans le but d'évaluer les effets des substances chimiques présentes dans le milieu sur les écosystèmes terrestres et aquatiques de sites nommés A, B et C, nous avons mis en place les différentes méthodes d'ERE en fonction de leur domaine d'application. Au total, six évaluations ont été menées et ont permis une réflexion sur deux thèmes principaux : la prise en compte de témoins en ERE (partie III) et la variabilité de la caractérisation des risques (méthodologiques et en termes de résultats) pour les écosystèmes (partie IV). Ces premières discussions ont permis une discussion générale analysant les retours d'expériences et menant à des propositions méthodologiques, des recommandations et des perspectives visant à définir, tester et valider les critères d'applicabilité des méthodologies testées de manière à faire de l'ERE un réel outil d'aide à la décision. Cet objectif répond à la forte volonté de la Commission européenne d'harmoniser les procédures d'évaluation des risques.

### **Prise en compte du témoin**

Les objectifs de cette réflexion étaient d'étudier, sur la base de notre retour d'expérience, les différents types de témoins (témoin du risque, témoin non pollué, témoin lié à la problématique,...), leur contexte d'utilisation, ce qu'ils peuvent apporter à l'évaluation des risques pour les écosystèmes et plus simplement la nécessité d'en considérer dans ce type d'étude sachant que la législation française en matière de gestion des sites et sols pollués recommande l'utilisation d'un témoin (annexe 2 de la note du 8 février 2007) . Sur le plan théorique, la nécessité de considérer un témoin en ERE est évoquée dans les méthodes mais son utilisation est variable. Dans les méthodes américaines et québécoises, peu de précisions sont données quant à sa définition, voir même son utilisation. Or, la détermination du témoin s'avère être une étape difficile notamment pour des régions aussi anthropisées comme celles du Nord – Pas de Calais et de la Lorraine. Classiquement, le site témoin doit présenter des caractéristiques similaires au site étudié. Pour l'ERE, cela implique de déterminer une zone aux mêmes caractéristiques écologiques que le site d'étude mais qui n'aurait pas subi les effets de la contamination. Lorsque le contexte environnemental le permet (exemple : site localisé au sein d'une forêt), le plus simple est de définir une zone témoin adjacente au site ou une zone « non impactée » située sur le site en lui-même. Néanmoins, selon le contexte environnemental, ce type de démarche n'est pas toujours envisageable. La difficulté de localiser un témoin et le peu de définition des méthodologies contraint l'utilisation systématique de témoin dans le cadre des ERE. Ainsi, menée une ERE sans définir un témoin est possible mais les objectifs attendus ne sont pas les mêmes puisque, dans ce cas, l'ERE permet une appréciation de la qualité globale de l'écosystème. En revanche, lorsqu'il est déterminé, il permet d'isoler l'impact de la perturbation. Il peut, selon le contexte d'étude, être artificiel, sur site ou potentiel. Le témoin artificiel correspond à un système multispécifique ayant pour but de représenter l'écosystème naturel (« microcosmes » ou « mésocosmes » par exemple). Le témoin potentiel est déterminé à l'aide de données bibliographiques. Il est, en effet, possible de déterminer les espèces susceptibles de vivre dans les conditions définies par les données physiques du site telles que les données géologiques, pédologiques, et/ou climatiques. Le témoin sur site correspond à la totalité ou à une partie de l'écosystème présent sur le site. Il est localisé au sein ou à

l'extérieur des limites administratives du site. Deux types peuvent être déterminés : le témoin temporel qui correspond à l'écosystème avant la perturbation et le témoin spatial qui correspond à une partie de l'écosystème non concernée par les perturbations. Suite à notre étude, une des principales conclusions pouvant être formulées est que l'utilisation d'un témoin non pollué dans une ERE est essentielle car elle est indispensable à la compréhension des différences écologiques engendrées par la contamination. Il n'est pas nécessaire au processus d'évaluation en lui-même, ce qui explique qu'il puisse ne pas être considéré lors du déroulement de certaines méthodologies. En revanche, il joue un rôle capital lors de la caractérisation du risque encouru. De plus, l'influence du témoin sur la qualité des résultats obtenus semble d'autant plus importante qu'il y a de données recueillies et à différents niveaux d'organisation (individus, populations, règne...). Cela contribue plus aisément à la constitution d'un faisceau de preuves établissant ou renforçant le lien entre les atteintes écologiques et les agents de stress. Enfin, il est possible de définir un référent « contaminé » mais sa considération dans le dispositif expérimental d'une ERE doit être réfléchi en fonction des objectifs attendus de l'évaluation et donc du questionnement du ou des gestionnaire(s). La réponse apportée dans ce contexte combine à la fois les informations déduites des indices de risques et les études écologiques. Il est donc important de caractériser au plus juste l'écosystème pour augmenter la fiabilité de la caractérisation du risque. Ainsi, en fonction des objectifs de l'ERE, un témoin sera ou non intégré. Si un témoin est considéré, en fonction des attentes des évaluateurs et des gestionnaires, la nature du témoin sera différente :

- le référent contaminé qui permet de comparer les indices de risque induit par plusieurs situations ou écosystèmes, ce qui n'est pas, par définition, possible avec un témoin non contaminé dont l'indice de risque serait le plus proche possible de zéro. Ce témoin « indice de risque » est donc préférentiellement un témoin utile pour la gestion de site contaminé ;
- le témoin temporel qui aide à la compréhension de la dynamique évolutive de l'écosystème étudié. Ainsi, il intervient lors de la phase de caractérisation des écosystèmes, ce qui à terme contribue à mieux caractériser le risque ;
- le témoin spatial (témoin non pollué au sens strict) n'est pas utile au calcul de risque mais à la caractérisation du risque. Il permet de valider les hypothèses d'atteinte de l'écosystème par les agents de stress, il exprime les potentialités du site contaminé et il traduit le calcul de risque en conséquence à court (UK : atteintes écologiques constatées) ou à plus long terme (US EPA et CEAEQ : probabilité d'apparition d'effets néfastes). En d'autre terme, il contribue à augmenter la significativité du calcul de risque.

### **Variabilité des méthodologies d'ERE**

Concernant les risques pour les écosystèmes, deux tendances principales se dégagent. L'une, représentée par la méthodologie développée par le Royaume-Uni, évalue le risque global induit par un agent de stress donné et établit le lien avec les atteintes écologiques observées de l'écosystème. Elle présente l'avantage de donner une représentativité à l'indice de risque calculé en lui attachant une traduction écologique. Ce type d'évaluation, basée sur le constat d'impact, explique les conséquences des activités passées, ce qui correspond à une utilisation rétrospective de l'ERE. Afin d'améliorer ce type d'ERE, l'effort de recherche doit porter sur une meilleure prise en compte des indicateurs écologiques. Cette traduction quantitative de la qualité des écosystèmes permet plus aisément les constats d'impact. À ce titre, le développement d'ERE générale pour l'écosystème aquatique,

disposant d'indices biologiques validés, illustre déjà ce propos. L'autre tendance est basée sur la quantification de l'exposition dans le calcul des indices de risque. Ce type de méthodologies illustré par celles du CEAEQ (QERE) ou de l'US EPA dirige les gestionnaires vers des entités cibles pour lesquelles une probabilité d'apparition d'effets néfastes ne peut être exclue. Il s'agit donc d'une approche plus prospective. Pour améliorer ces évaluations, il est nécessaire d'entreprendre des efforts de recherche vers deux axes : (i) la signification du risque (que représente l'indice de risque en terme écologique ?) par la définition de classes de risque liées à des actions de gestion et (ii) la réduction des incertitudes, notamment vis-à-vis des VTR et de la connaissance des espèces. Ces méthodologies demandent une phase approfondie de caractérisation des risques dont la finalité n'est pas le calcul de risque en lui-même mais bien son interprétation et l'évaluation de sa fiabilité. En terme d'interprétation, les principales difficultés résident, pour tout ou partie, dans la prise en compte des phénomènes de tolérance, de plasticité et de résilience de l'écosystème ; elles-mêmes liées aux stratégies d'évitement, de défense, d'évolution et de sélection mises en place au sein de l'écosystème à une échelle de temps relativement courte (dépendante des cycles de vie et de reproduction). En termes d'évaluation, ces phénomènes conduisent généralement à la surestimation du risque.

### **Principales conclusions**

Dans la suite de notre propos, nous allons nous attacher à fournir les principales réponses aux questions posées en introduction.

*Est-il possible de mener à terme des ERE, c'est-à-dire d'obtenir des probabilités d'apparition d'effets néfastes pour les écosystèmes étudiés ?*

À la suite de la présente étude, nous pouvons affirmer que des ERE peuvent être conduites et des indices de risque peuvent être calculés. Néanmoins, de par les nombreuses sources d'incertitudes, l'interprétation des résultats produits est une étape délicate car les indices de risque calculés ont une fiabilité limitée dans l'absolu. C'est pour cela qu'en l'état actuel des connaissances, il semble préférable d'utiliser les indices de risque pour hiérarchiser les actions de gestion.

*Est-il possible, à l'heure actuelle, de réaliser des ERE dans le contexte français (en fonction des données écologiques disponibles, de la protection des espaces et des espèces, du contexte législatif, notamment) ?*

Le contexte français, même sans valeur seuil et peu d'outils de nature écosystémique (pas ou peu de fiches descriptives des espèces, peu de bases de données concernant les milieux à l'échelle de la commune), permet de conduire des ERE en s'appuyant toutefois sur des outils de caractérisation des dangers comme le fond pédogéochimique, les bases de données de type BASIAS et BASOL, ou les archives du monde du travail, départementales, par exemple.

*Est-il indispensable de conduire des inventaires de terrain pour caractériser l'écosystème des sites étudiés dans le cadre de l'ERE ?*

Dans le cadre des méthodologies d'ERE proposées par le CEAEQ et l'US EPA, il est possible de caractériser l'écosystème sur la base des potentialités écologiques du site définies sur une base bibliographique mais cela limite l'interprétation qui peut être faite des résultats lors de la caractérisation des risques. Par ailleurs, la réalisation d'inventaires de terrain sur un « témoin » non contaminé des sites d'études permet de comparer les biocénoses en présence et ainsi de mettre en évidence les différences pouvant être attribuées aux agents de stress. À titre d'exemple, pour le site B

et son témoin BT, les inventaires menés sur BT ont permis d'orienter le gestionnaire sur ces choix d'aménagement. Or, une étude écologique seule n'aurait pas permis de gérer les sources d'agents de stress (problème de recommandation de plantation sur une source de pollution, par exemple) et une ERE sans inventaire de terrain n'aurait pas forcément permis de sélectionner les espèces présentes sur le site et peu sensibles aux agents de stress en présence. En cohérence avec les conclusions de la thèse (Hayet, 2010), les résultats de l'étude sont « *L'ensemble des résultats obtenus ont permis de démontrer la forte dépendance de l'écologie et de l'ERE. Les inventaires constituent en effet une approche réaliste, représentative des sites étudiés et tendent à établir la qualité des écosystèmes.[...]. En cas de dysfonctionnements de l'écosystème, ces approches révèlent des effets même si les causes ne sont pas connues. Expliquer la causalité des effets observés constitue précisément l'objectif de l'ERE, ce qui vérifie la complémentarité de ces approches. Par le calcul d'indices de risque, l'ERE apporte une réponse de nature quantitative et prospective. Aussi, selon les objectifs attendus de l'ERE, inventaires et indicateurs peuvent, en retour, constituer des outils pertinents pour le suivi et l'estimation de l'efficacité de mesures de gestion des risques.* »

#### *La variabilité méthodologique relevée lors de l'étude bibliographique s'exprime-t-elle lors de la mise en pratique des ERE ?*

De manière globale, les différences relevées lors de l'analyse bibliographique (RECORD, 2005) s'expriment lors de l'application des méthodologies d'ERE. Comme annoncé lors de l'étude bibliographique, les différences structurelles (méthodes itérative, progressive...) s'expriment réellement lors de l'application des ERE. De la même manière, les différences entre les rôles des acteurs ou encore le domaine d'application induisent une variabilité lors de la mise en pratique des ERE en fonction de la méthodologie appliquée. Par contre, certaines différences méthodologiques, signalées lors de l'étude bibliographique comme influant sur les résultats, semblent moins prépondérantes lors de la mise en pratique. Cela concerne la définition du périmètre d'étude et l'usage futur du site notamment. À l'opposé, des différences jugées comme ayant une action neutre sur les résultats produits lors de l'analyse bibliographique ont un rôle majeur lors de la réalisation des ERE. Il s'agit notamment de la phase d'interprétation et d'explication du risque (la caractérisation du risque ne se réduisant pas les calculs de risque).

#### *Est-ce que la variabilité méthodologique induit une variabilité de la caractérisation des risques (les niveaux de risque diffèrent-ils en fonction de la méthodologie appliquée à un site) ?*

Les principales conclusions sont que, selon la méthodologie appliquée, il existe une variabilité dans la caractérisation du risque. Plus précisément, les méthodologies du CEAEQ et de l'US EPA, bien que méthodologiquement différentes, conduisent au calcul d'indices de risque identiques. Par contre, ces indices sont très différents de ceux obtenus par l'application de la méthode du Royaume-Uni. Les différences portent sur la nature des risques exprimés (risque global du site ou risque par entités cibles exposées au site), les niveaux de risque qui sont numériquement non comparables (même en additionnant les indices de risque de chaque espèce pour un site donné) et l'interprétation qui peut être faite de ces résultats. Ces réponses, bien que différentes, se sont avérées très complémentaires. En effet, dans l'ERE du Royaume-Uni, l'indice de risque permet un *screening* efficace des agents de stress et, par l'analyse des atteintes écologiques constatées, une interprétation facilitée des conséquences des expositions passées (approche rétrospective). Le risque exprimé émane principalement des effets toxiques directs des agents de stress. C'est le cas du CEAEQ et de l'US

EPA, l'exposition est prise en compte dans le calcul de risque, les indices de risque expriment davantage les rapports des espèces entre elles par le lien de la chaîne alimentaire (lien biocénose/biocénose) et, de fait, une exposition plutôt indirecte aux agents de stress. Les indices de risque traduisent des probabilités d'apparition d'effets néfastes, c'est-à-dire des effets qui peuvent s'exprimer à plus long terme et qui correspondent plus à une approche prospective de l'ERE. Ainsi, le cas idéal est de pouvoir conduire ces deux types d'évaluation. Si cela n'est pas possible, en fonction des objectifs de gestion, l'évaluateur choisira une méthodologie rétrospective ou prospective.

### **Perspectives**

Les perspectives de ces travaux de recherches sont nombreuses. Les premières applications des ERE ont soulevé un grand nombre d'incertitudes et/ou de points pour lesquels les connaissances sont à approfondir. Nous citerons :

- le **rapprochement entre les indicateurs écologiques et l'ERE**. En effet, ces deux types d'étude s'alimentent. Ce rapprochement permettrait donc d'augmenter l'efficacité et la qualité des réponses fournies par l'une ou l'autre de ces études. Néanmoins, la thèse (Hayet, 2010) démontre également que l'intégration dans le calcul de risque de la traduction quantitative de l'écosystème par des indicateurs écologiques est très délicate et doit être envisagée sur le long terme. Suite à la présente étude, il semble plus judicieux d'envisager d'intégrer les indicateurs dans la caractérisation du risque, c'est-à-dire pas directement dans le calcul de risque mais dans l'interprétation des indices de risque.
- la réduction des **incertitudes à tous les niveaux de l'ERE**. Par exemple, lors de la caractérisation de l'écosystème, le choix des entités cibles peut conduire à une simplification de l'écosystème. Cependant, ces incertitudes sont d'autant moins importantes que cette phase sera réalisée ou accompagnée par un écologue capable d'identifier les grands principes de fonctionnement d'un écosystème et *a fortiori* de choisir au mieux les représentants, cela sous-entend aussi que cette phase soit préférentiellement basée sur des connaissances de terrain ;
- la **représentativité et la significativité du risque**. Pour valider les indices de risque calculés, il semble important de pouvoir les traduire de manière écologique.

Enfin, une perspective de recherche majeure concerne **l'utilisation des résultats fournis par les ERE dans l'établissement des liens entre l'environnement et la santé des populations**. Les ERE contribuent effectivement à la caractérisation de la qualité des milieux et participent à part entière à la biosurveillance environnementale. Un travail de recherche important reste à mener pour l'établissement du lien direct entre un polluant et ces effets spécifiques. Les difficultés de cette problématique résultent aussi et surtout de la multi-exposition de l'homme. Il est par exemple d'intérêt d'identifier l'importance de l'exposition environnementale vis-à-vis des autres sources d'exposition. Les ERE ont un rôle à jouer dans ce domaine. À terme, les travaux de recherche portant sur la qualité environnementale globale doivent être développés pour être des outils d'aide à la gestion mais aussi être possiblement prédictifs en terme de santé des populations générales.

In 2004, RECORD supported a bibliographical study to compare the various methodologies of ecological risk assessments (ERA) usually used on an international scale. So, nine methodologies were compared. Many major conclusions were highlighted. Among them, we will quote that ERA methods have common concepts which can lead, in the end, to harmonizing their implementation. On the other hand, numerous sources of variability can lead to a variability of the characterization of the risk according to the used methodology. At the end of this study, several questions appeared: "Is it possible to use ERA methods in order to calculate the probability of an effect occurring?", "Is it currently possible to implement ERA methods in this context?", "Is it necessary to characterize ecosystems of polluted sites with the help of ecological inventories to implement an ERA?", "Is the methodological variability identified by the previous bibliographical study expressed when the ERA is carried out?", "Is methodological variability induced by the variation of risk characterization?" ("Do the differences in risk levels depend on the applied methodology?").

To answer these questions, RECORD with the help of ADEME and RETIA, decided to implement the present study which is divided into two parts. The first is devoted to the taking into account of ecological inventories in ERAs. This one was the subject of a thesis realized by Audrey Hayet at the pharmaceutical faculty of the University of Lille and entitled "Contribution de l'écologie à la caractérisation de sites contaminés: application à l'évaluation des risques écologiques". The second part focuses on the applicability of ERA methods by comparing them and applying them in field conditions. This part is the subject of the present document which is divided into four paragraphs:

- Part I: Environmental context and ecosystem characterization
- Part II: ERA implementation according to selected methodologies
- Part III: Contribution of control sites to ERAs
- Part IV: Variability of risk calculating according to applied methodology.

Parts I and II are devoted to the presentation of studied sites and to the implementation of ERAs. In terms of application, three methods have been considered: the USEPA one, entitled "*Framework for ERA*" (1998), the CEAEQ one named "Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés" développée par le Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec and finally the United-Kingdom's one entitled "*Ecological Risk Assessment*".

These methods have been applied to three different polluted sites named A, B and C. The first site corresponds to the contaminated area of an old metal factory. This factory has been rehabilitated but the past activity contaminated the surrounding soils. More specifically, the site named A includes a set of four artificial plantations which are characterized by various ages, various diversities of planted trees and different levels of soil contamination. The main objective of the ERA conducted on site A is to estimate the sustainability of plantation exposed to soil contaminants. The second study site, named B, corresponds to an old laundry. The redevelopment of this site remains to be defined. So, the objectives of the ERA are to define how the ecosystem is dealing with the contamination and to identify the management options which are compatible with such contamination. The third site named C is an aquatic ecosystem which collects polluted waters coming from industrial discharge. In this context, the objective of the ERA is to estimate the effects of the discharge contaminants on aquatic biota.

In order to assess the effects of chemical substances on the terrestrial and aquatic ecosystems of the A, B and C sites, different methods of ERA were applied according to their scope. Finally, six assessments were conducted. The results obtained allowed us to consider two specific ways of thinking. The first is the taking into account of controls in ERAs (part III) and the second is the variability of risk characterization and its consequences on studied ecosystems (part IV).

Those first reflexions allowed us to analyze the feedback and to suggest methodological options, recommendations and prospects which are able to define, test and validate the applicability criteria of studied methodologies. In this way, the objective is to make the ERA a helpful decision-making tool. This idea responds to the desire of the European Commission to harmonize the risk assessment process.

### **The taking into account of the control**

Based on our feedback, the objectives are the study of the different types of controls (risk control, uncontaminated control ...), the conditions required to define a control and their taking into account of the ERA process. Specifically, the necessity to define a control has been estimated because of French legislation which recommends defining a control when studying contaminated sites no matter the type of risk assessment which is being conducted (human health, water resources or ecosystems) (see the "*annexe 2 de la note du 8 février 2007*"). In theory, the necessity to define a control when conducting an ERA is recommended by methods. What differs is the way in which the control is used. For USEPA and CEAEQ methods, the manner to define or to use the control is not very precise. However, the definition of the control can be difficult especially when the site is located in an anthropized region such as the "*Nord Pas-de-Calais*" or the "*Lorraine*". Conventionally, the control has similar characteristics with the studied ecosystem. For ERAs, that involves determining an area which has similar ecological characteristics to the studied site without the effects of the contamination. According to the environmental context, the useful mean to define a control is to consider an area next to the studied site or an uncontaminated area in the site itself. In some cases, ERAs can be conducted without defining a control but then its objective is not the same and the assessment consists in estimating the overall ecosystem quality. If a control can be defined, it allows the ERA to better estimate the impact of stressors. Many types of control could be defined, such as: artificial controls, field controls and potential controls. The artificial control corresponds to a multi-specific system designed to represent the studied ecosystem (e.g. microcosms or mesocosms). The potential control is determined with the help of bibliographical data from which species likely to live in the field conditions of the studied site can be identified. The field control corresponds to the whole or a part of the studied ecosystem. It is located inside or outside the administrative boundaries of the studied site. Two different types of this control can be defined: the temporal control which corresponds to the ecosystem before the effects of stressors or a part of it which is not impacted.

Based on our feedback, one of the major conclusions which can be highlighted is that control is essential to understand the ecological alterations caused by contamination. The greater the amount of collected data at various organizational levels of the ecosystem is, the greater its influence is on the quality of risks. Furthermore, the data collected to define the control improves the lines of evidence establishing or strengthening the link between ecological effects and stressors. Finally, depending on the experimental plan of the assessment and the management objectives, a contaminated control can

also be defined. In this case, the conclusions of the assessment consider both the index risk analysis and the ecological surveys. Thus, the more the characterization of the ecosystem is relevant, the greater the reliability of the risk characterization is high. To summarize, depending on the ERA objectives and the needs of risk managers, one or more controls can be considered. This one can be a contaminated control which allows the assessor(s) and manager(s) to compare risk indices and to develop a risk management plan. It could also be a temporal control which helps to understand the evolutionary dynamic of the ecosystem. And finally, it could be a spatial control (uncontaminated site) which helps to validate an ecosystem alteration hypothesis. It also expresses the ecological potentiality of the contaminated site and transposes the risk calculation in the medium- (UK: changes identified in the ecosystem) and long-term (US EPA and CEAEQ: probabilities of adverse effects). Thus, a spatial control helps to improve the significance of the risk calculated.

### **Variability of ERA methods**

Concerning the risk to ecosystems, two main trends emerge. The first trend is represented by the UK method which estimates an overall risk induced by a stressor and establishes the link between these risks and ecological adverse effects found. Based on impacts found in the field, the risk calculation is more realistic. In this context, the ERA is retrospective. To improve this type of assessment, research can focus on the consideration of ecological indicators. This quantitative transposition of the ecosystem facilitates the finding of adverse effects. For aquatic ecosystems, this approach has already been developed in various contexts such as the assessment of freshwater quality (e.g; DCE). The other trend is based on the quantification of exposure to calculate the risk index. Its inherent methods are the USEPA and the CEAEQ ones. These methods allow the managers to select ecological targets for which a probability of adverse effects could not be eliminated. In this context, the ERA is quite predictive. To improve this type of assessment, research can focus on the significance of risk ("What does the risk index represent to the field?"). One solution is to rank the risk according to management options. Research can also focus on the reduction of uncertainties, especially concerning the TRV and the knowledge of the species. Consequently, USEPA and CEAEQ methods require an important characterization of risks, the purpose of which is the interpretation and the estimation of the risk relevance. In terms of interpretation, the main difficulty is the taking into account of the phenomena of tolerance, plasticity and resilience of the ecosystem. The latter are linked to avoidance, advocacy, development and selection strategies established by the ecosystem over a relatively short timescale (depending on the reproduction and life cycles). In terms of assessment, the previous phenomena lead to an overestimation of risk.

### **Main conclusions**

This paragraph is devoted to the main answers to questions asked in the introduction.

["Is it possible to use ERA methods in order to calculate the probability of an effect occurring?"](#)

Based on the feedback of the present study, we can answer that ERAs can be conducted and that risk indexes can be calculated. Nevertheless, because of the amount of uncertainties, the interpretation of ERA results is fastidious and the risks calculated have limited relevance. So, in the current state of knowledge, the risk indexes should be used only to prioritize management actions.

["Is it actually possible to implement ERA methods in this context?"](#)

Despite the lack of reference values and of ERA tools, the implementation of an ERA is possible provided it refers to tools of danger characterization such as soil geochemical base, data base (e.g. BASIAS and BASOL) or departmental archives.

[“Is it necessary to characterize ecosystems of polluted sites with the help of ecological inventories to implement an ERA?”](#), “

For USEPA and CEAEQ methods, the characterization of the ecosystem can be implemented based on ecological potentiality defined by bibliographical data but the interpretation of ERA results is limited. Therefore, field studies of an uncontaminated control help the comparison of the biota and they can also highlight alterations caused by stressors. For example, concerning the site B and its control BT, ecological inventories of the control allow the risk managers to select the most appropriate management options. We can quote one of the conclusions of the thesis (Hayet, 2010) to summarize this idea: *“All the results obtained enabled us to demonstrate the high dependency of ecology and ERAs. The field inventories provide a realistic approach to the ecosystem which is representative of the studied sites. They also help the appreciation of the ecosystems quality [...]. In the case of an ecosystem dysfunctioning, these approaches are helpful to reveal effects even if causes are not identified. Explaining the causality of effects is precisely the objective of ERAs. Thus the complementary nature of ERAs and ecological inventories seems evident. In fact, with the calculation of risk indices, ERAs provide quantitative and predictive answers and, according to objectives defined by ERAs, inventories and indicators can be relevant tools for the monitoring and the efficiency estimation of management risk measures.”*

[“Is the methodological variability identified by the previous bibliographical study expressed when the ERA is carried out?”](#)

Generally, the theoretical differences revealed by the bibliographical analysis (RECORD, 2005) are confirmed when applying ERA methods. They concern architectural differences of methods, the variation of the assessors' and managers' roles or the assessment scope. In contrast, most methodological differences identified by bibliographical study for their influence on ERA results are not so preponderant in practice. Two of them are the definition of ERA geographical limits and the land use of the site. On the other hand, some differences judged by bibliographical study (RECORD, 2005) to have neutral action on risk results were found to have a major role when implementing the ERA. That is notably the case at the stage when ecological risks are interpreted and explained (which means that the characterization of risk is not limited to the risk calculation).

[“Is methodological variability induced by the variation of risk characterization?”](#) (“Do the differences in risk levels depend on the applied methodology?”)

According to the methodology applied, the characterization of risk is different. Specifically, despite the methodological differences of the USEPA and the CEAEQ methods, the latter lead to the same type of risk calculation. In contrast, the risk indexes differ from those of the UK methods. The differences result from the type of risk (overall risk or field target's risk), the level of risks which are not similar and the type of interpretation of risk. Despite these differences, the two methods are complementary. Indeed, concerning the UK method, the risk index enables relevant screening of stressors and, with

the analysis of adverse ecological effects found, the method facilitates the interpretation of consequences of past expositions (retrospective approach). In this context, the risk mainly expresses toxicological effects of stressors. For the USEPA and CEAEQ methods, the exposition takes into account in the risk calculation and the risk indexes express further species relationships (link between biota and environment). So, the exposition is considered to be indirect (no contact with the stressors). The risk indexes express the probabilities that adverse effects appear, that is to say effects which can occur in the long-term, corresponding to the predictive approach of ERAs. Thus, the best option is to implement the two types of risk assessment approaches. If this is not possible, risk managers should select the one that seems to be the most appropriate to their management objectives.

### **Prospects**

The prospects for present research are numerous. These first applications of ERAs have highlighted many uncertainties and some lack of knowledge. We will quote some of them:

- **The joint implementation of ecological indicators and ERAs.** Indeed, they are complementary. This approach should also improve the efficiency and the quality of responses provided by ERAs or by indicators. Nevertheless, the thesis (Hayet, 2010) has revealed that taking into account ecological indicators (which transpose the quantitative assessment of the ecosystem) in the risk calculation is a complex challenge and must remain a long-term goal. Based on the feedback of the present study, ecological indicators seem to be more efficient in interpreting risk indexes than in improving the risk calculation.
- **The reduction of uncertainties at every level of the ERA.** For example, when characterizing the ecosystem, the selection of ecological targets can lead to a simplification of the ecosystem. Nevertheless, those uncertainties can be reduced by calling upon the expertise of an ecologist who is able to identify the main principles of ecosystem functioning and then select the most relevant ecological targets of the assessment (provided that field investigations have been previously conducted).
- The improvement of the representational value and the significance of the risk. To validate the risk indexes, it would be better to explain the consequences of those risks for the ecosystem.

Finally, a major research prospective concerns **how to use results provided by ERAs when establishing the link(s) between biotic environment and human health.** Indeed, ERAs contribute to a characterization of field quality and to the environmental biomonitoring. Some research has to be developed to better establish the link between a contaminant and its specific effects. One of the main difficulties is to consider the multiple exposures of humans. ERAs can play a role in this context even if this role needs to be defined further. Lastly, environmental quality assessment tools should be relevant decision-making tools for managers and should also provide early signs concerning effects on human health.