

Analyse d'une méthode d'évaluation d'un dommage environnemental : la méthode ressource-ressource européenne

RISQUES

ÉCONOMIE ET ÉVALUATION



Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du
Développement Durable (SEEIDD)
du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)

Titre du document : Analyse d'une méthode d'évaluation d'un dommage environnemental :
la méthode ressource-ressource européenne

Directeur de la publication : Xavier **Bonnet**

Auteurs : Paul **Courtoisier***, Hélène **Gaubert**

Date de publication Mai 2014

* stagiaire en master 2 EBE (écologie, biodiversité et évolution), Paris Sud XI lors de la rédaction de ce document

Ce document n'engage que ses auteurs et non les institutions auxquelles ils appartiennent.
L'objet de cette diffusion est de stimuler le débat et d'appeler des commentaires et des critiques.

SOMMAIRE

Résumé	3
I. Introduction.....	4
II. Présentation des méthodes ressource-ressource européenne et américaine.....	4
2.1. Rappel sur les méthodes d'équivalence	4
2.2. Méthode de calcul du dimensionnement	5
2.3. Les différences entre les deux méthodes (européenne et américaine)	7
2.3.1. Etat initial du milieu	7
2.3.2. Rythme de régénération.....	7
2.3.3. Estimation des pertes.....	7
III. Analyse comparée	13
3.1. Comparaison des deux approches.....	13
3.1.1. Application de la méthode américaine à la pollution accidentelle du gave d'Aspe.....	13
3.1.2. Application de la méthode européenne à un cas d'étude américain.....	17
3.1.3. Synthèse des résultats	20
3.2. Avantages et inconvénients des deux approches	21
3.2.1. approche européenne.....	21
3.2.2. L'approche des Etats-Unis	23
3.3. Bilan	24
IV. Recommandations	24
4.1. Les dommages aux eaux	24
4.2. Les dommages aux espèces et espaces aquatiques protégés.....	25
4.3. Les dommages aux espèces et espaces terrestres protégés	25
V. Méthodes alternatives	26
5.1. Méthode Léger-Huet-Arrignon (LHA)	26
5.1.1. Principe de la méthode.....	26
5.1.2. Application à un dommage environnemental	27
5.1.3. Limites de la méthode LHA.....	27
5.2. Méthode du coût de restitution du milieu	28
5.2.1. Calcul des différents paramètres.....	28
5.2.2. Limites de la méthode du coût de restitution du milieu.....	29
5.3. L'UMAM (Unified Mitigation Assessment Methodology).....	30
5.4. Bilan	30
VI. Conclusion	30
Bibliographie générale.....	32
Annexe	34

Résumé

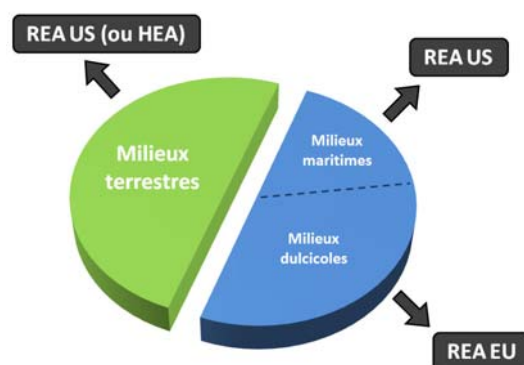
La Loi sur la « Responsabilité Environnementale » du 1^{er} août 2008 (LRE), transposition française de la directive sur la responsabilité environnementale (DRE), préconise la compensation intégrale et en nature de certaines atteintes à l'environnement. Pour cela, elle privilégie le recours aux méthodes d'équivalence service-service et ressource-ressource, élaborées par les Etats-Unis dans les années quatre-vingt et adaptées par la Commission européenne au contexte de la DRE.

Afin de tester la faisabilité des méthodes d'équivalence, nouvelles et innovantes, ces méthodes ont été appliquées à un cas antérieur à la LRE : le déversement accidentel d'un camion de lessive de potasse dans le Gave d'Aspe (Pyrénées-Atlantiques) en juin 2007.

Cette étude de cas a révélé que si la méthode service-service européenne ne posait pas de problème d'application, il n'était pas de même pour la méthode ressource-ressource européenne en raison notamment du manque de données sur le rythme de régénération d'un milieu (durée nécessaire à un milieu endommagé pour revenir à son état avant perturbation). A l'heure actuelle, seul le rythme de régénération des cours d'eau en Europe est connu et c'est en priorité aux milieux dulcicoles (eau douce) que la méthode ressource-ressource pourra être appliquée, tout au moins à court terme, le temps d'étoffer les connaissances sur les autres milieux. En attendant, pour les autres écosystèmes (marins et terrestres), nous recommandons d'appliquer la méthode ressource-ressource américaine qui ne se base ni sur le niveau initial (avant dommage) d'un milieu ni sur son rythme de régénération.

Si aucune des deux méthodes ressource-ressource (européenne et américaine) n'est applicable, la méthode d'équivalence service-service européenne pourra être mise en œuvre, notamment, pour les écosystèmes terrestres.

Figure 1 : Choix des méthodes d'équivalence en fonction du milieu



Source : CGDD, 2011

Les méthodes d'équivalence doivent être perçues comme des outils d'aide à la décision et des instruments de négociation des mesures de réparation avant d'être un moyen d'évaluer de façon exhaustive la valeur exacte des dommages subis par un écosystème, étant données :

- la forte mobilisation des données de terrain nécessaires pour l'application des méthodes d'équivalence et la probable difficulté à les collecter, notamment dans le cas de la méthode ressource-ressource ;
- l'absence d'application concrète de ces méthodes en Europe et donc le manque de retours d'expériences nécessaires pour ajuster ces méthodes à la réalité du terrain.

D'autres méthodes sont disponibles pour évaluer les impacts d'un dommage environnemental. La plupart sont cependant utilisées en vue d'obtenir une indemnisation monétaire devant un tribunal, comme c'est le cas des méthodes Léger-Huet-Arrignon et du coût de restitution du milieu. Ces méthodes s'éloignent ainsi des objectifs de la LRE qui préconise une réparation en nature. Quant à la méthode américaine appelée *Unified Mitigation Assessment Methodology* (UMAM), basée sur les fonctions des écosystèmes, elle n'a été appliquée que dans le cas de projets d'aménagement donc *ex-ante*.

I. Introduction

La directive 2004/35/CE du 21 avril 2004 dite Directive Responsabilité Environnementale (DRE) et sa transposition française la Loi Responsabilité Environnementale (LRE) applicable depuis le 27 avril 2009 s'appuient sur le principe pollueur-payeur et créent un nouveau régime de responsabilité. En effet, l'exploitant d'une activité (ciblée par la LRE) responsable de dommages environnementaux doit réparer les dégâts occasionnés, en nature en identifiant et en menant sur le terrain des opérations de restauration écologique.

Afin de mettre en œuvre des mesures de réparation répondant aux objectifs de la DRE, la Commission Européenne s'est appuyée sur le travail d'un groupe d'experts européens nommé REMEDE (*Resource Equivalency Methods for Assessing environmental Damage in the European Union*). Ce groupe préconise l'usage des méthodes d'équivalence service-service ou ressource-ressource. Ces méthodes, innovantes, s'inspirent des approches *Habitat Equivalency Analysis* (HEA) et *Resource Equivalency Analysis* (REA), élaborées et appliquées depuis les années 1980 par les Etats-Unis. La méthode HEA raisonne en termes de services écologiques liés à des fonctions écologiques et la méthode REA en termes d'espèces ou de groupes d'espèces.

Nouvelles en Europe, ces méthodes n'ont jamais été utilisées en France puisqu'aucun dommage n'a fait l'objet d'application de la LRE à ce jour. Afin de tester leur applicabilité, le Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) a testé les méthodes d'équivalence (service-service et ressource-ressource) à un cas antérieur à l'entrée en vigueur de la LRE : le déversement d'un camion de lessive de potasse dans le Gave d'Aspe (Pyrénées-Atlantiques) suite à un accident routier en 2007 (cf. E&D n°47). Ce travail a permis d'analyser les limites d'utilisation de la méthode ressource-ressource européenne et de la comparer à d'autres méthodes comme la méthode Léger-Huet-Arrignon et la méthode du coût de restitution du milieu (développée lors de l'affaire Synthron en 2008). Cette analyse conduit à proposer des recommandations sur le choix d'utilisation des méthodes d'équivalence en fonction du type du milieu endommagé.

II. Présentation des méthodes ressource-ressource européenne et américaine

La méthode HEA (appelée aussi service-service) a été développée aux Etats-Unis par la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) afin de compenser les dommages causés aux espèces végétales. Quelques années plus tard, adaptée aux atteintes aux espèces animales, cette méthode est nommée REA (ou encore méthode ressource-ressource). Cet ajustement de la méthode HEA aux ressources animales est lié au fait que certains dommages sont mieux quantifiés en termes d'individus qu'en unités d'habitat (i.e. en services écologiques), unité sur laquelle est basée la méthode HEA. La plupart des dommages associés aux pollutions marines survenues aux Etats-Unis ces dix dernières années ont fait l'objet d'une application de la REA.

2.1. Rappel sur les méthodes d'équivalence

Pour réparer les dommages environnementaux causés par une activité ciblée par la LRE, cette dernière préconise trois opérations de réparation différentes (cf. CGDD, Études et documents n°47) :

- la **réparation primaire** correspond à toutes les actions mises en œuvre pour permettre au milieu endommagé de retourner à son état initial ;
- la **réparation complémentaire** est mise en place lorsque la réparation primaire ne permet pas au milieu de retourner à son état initial ou que ce retour est trop lent ;
- la **réparation compensatoire** est mise en œuvre pour compenser les pertes intermédiaires de ressources et/ou de services qui surviennent entre le moment où le dommage se produit et le moment où le milieu retourne à son état initial.

Les réparations complémentaire et compensatoire sont dimensionnées par des approches spécifiques et innovantes : les méthodes d'équivalence. Ces méthodes vont aboutir à une compensation biophysique des écosystèmes endommagés et non pas à une compensation financière comme c'était le cas jusque dans les années 1980 aux Etats-Unis, et encore récemment en France, comme dans l'affaire Erika (appel en cassation du 25 septembre 2012).

La procédure de mise en œuvre des méthodes d'équivalence par les Etats-Unis s'articule autour de trois étapes principales quand l'approche européenne en retient 7 (cf. annexe 1). Trois étapes sont cependant communes aux deux méthodes :

- l'évaluation des pertes liées au dommage, y compris leur étendue temporelle ;
- l'estimation des gains issus du projet de restauration ;

- le dimensionnement (dans l'espace ou dans le temps) du projet de restauration de manière à ce que pertes et gains soient égaux.

Bien que ces trois étapes soient indispensables à l'application des méthodes d'équivalence, les approches européenne et américaine ne les appréhendent pas de la même façon (notamment celle de l'estimation des pertes).

2.2. Méthode de calcul du dimensionnement

Les deux méthodes, européenne et américaine, partagent les mêmes principes, néanmoins la démarche américaine diffère sur trois points :

- Le choix d'un proxy : la méthode américaine ne se réfère pas à un proxy représentatif du milieu endommagé mais établit un projet pour chacune des espèces impactées et jugées prioritaires.
- La détermination du niveau de référence : l'approche américaine ne se base pas sur le niveau initial du milieu avant dommage.
- L'évaluation du rythme de régénération : la méthode américaine ne recourt pas à cette évaluation. L'étendue temporelle des pertes correspond alors à la durée de vie de l'espèce considérée.

Le Tableau 1 présente les formules européenne et américaine de la méthode ressource-ressource (ou REA) permettant le calcul du dimensionnement d'un projet de restauration. Ce dimensionnement correspond au rapport des pertes sur les gains et doit être tel que pertes et gains soient égaux.

Tableau 1 : Présentation des formules mathématiques de la méthode ressource-ressource européenne et américaine

	Europe	Etats-Unis
Dimensionnement = pertes/gains	$\frac{\sum_{t=t_A}^{n_A} (R_t d_t)(1+r)^{(T-t)}}{\sum_{t=t_B}^{n_B} b_t (1+r)^{(T-t)}}$	$\frac{\sum_{t=1}^{\beta} (\sum_{i=1}^{\beta} e_i)(1+r)^{(T-t)}}{\sum_{t=1}^{\tau} (\sigma \varphi)(1+r)^{(T-t)}}$
Données requises	<p>t : unité de temps (année)</p> <p>t_A : année où débutent les pertes</p> <p>n_A : année où finissent les pertes</p> <p>t_B : année où débutent les gains</p> <p>n_B : année où finissent les gains</p> <p>R_t : paramètre de la ressource (ex : nombre d'individus affectés par le dommage)</p> <p>d_t : pertes liées à R_t par rapport à l'état initial (pourcentage)</p> <p>b_t : niveau des gains par rapport à l'état initial du milieu</p> <p>r : taux d'actualisation (4 %) et (1+r) le facteur d'actualisation</p> <p>T : année de référence pour l'actualisation (souvent T=t_A), généralement l'année du dommage</p>	<p>t : unité de temps (année)</p> <p>β : âge maximal des individus</p> <p>τ : durée estimée du projet</p> <p>e_i : effectif de la classe d'âge i (cf. Encadré 1)</p> <p>i : âge des individus</p> <p>r : taux d'actualisation (3 %) et (1+r) le facteur d'actualisation</p> <p>σ : durée de vie moyenne d'un individu introduit ou protégé</p> <p>φ : gain par unité du projet</p> <p>T : année de référence pour l'actualisation (souvent T=t_A), généralement l'année du dommage</p>

Source : CGDD

Les concepts sous-jacents aux termes employés dans la formule européenne sont expliqués ci-après :

- R_t est le paramètre de la ressource. Il traduit le nombre d'individus touchés par le dommage à l'année t par rapport à l'état initial au temps T ;
 - d_t est le pourcentage de ressources perdues à l'année t par rapport à l'état initial au temps T ;
 - b_t est le niveau des gains. Il est estimé par rapport à l'état initial. C'est par exemple le nombre d'individus « gagnés » du fait du projet de restauration pour une année de mise en œuvre ;
 - Les pertes s'étendent sur une période allant de A à n_A ;
 - Les gains sur une période allant de B à n_B .
- } ($R_t d_t$) estime le nombre de morts suite au dommage

De même, il s'agit d'explicitier les termes de la formule américaine :

- e_i est l'effectif de la classe d'âge i (déterminé à partir du taux de survie, de l'âge maximal des individus et du nombre d'individus tués, cf. Encadré 1) ;
 - σ est la durée de vie moyenne d'un individu introduit via le projet de restauration. Cette durée est calculée à partir des taux de survie par classe d'âge ;
 - ϕ est le gain par unité du projet. C'est le nombre d'individus qui bénéficient directement du projet de restauration (dans le cas d'une introduction, c'est le nombre d'individus introduits) ;
 - Les pertes s'étendent sur la durée de vie moyenne de l'espèce, soit de 1 à β (i.e. l'âge maximal des individus) ;
 - Les gains s'obtiennent sur la durée du projet de restauration retenu, soit τ années.
- } ($\sigma \phi$) équivaut au terme b_t de la formule européenne

Encadré 1 : Estimation des effectifs par classe d'âge (e_i)

A partir des taux de survie par classe d'âge, de l'âge maximal des individus et du nombre d'individus d'une population, il est possible de fournir une estimation de la répartition des classes d'âge au sein de cette population et donc des effectifs au sein de chaque classe, à partir de la formule suivante.

$$e_i = \gamma \frac{\prod_{k=1}^i \alpha_k}{\sum_{m=1}^{\beta} (\prod_{k=1}^m \alpha_k)}$$

Où la probabilité de survie $\prod_{k=1}^i \alpha_k = \alpha_1 \times \dots \times \alpha_k \times \dots \times \alpha_i$

Avec

- α_k : taux de survie à l'âge k
- β : âge maximal des individus
- γ : nombre d'individus tués
- i : âge des individus

Application de la formule à un cas fictif : soit une population répartie en trois classes d'âge 1, 2 et 3, dont les taux de survie seraient respectivement α_1 , α_2 et α_3 . Il s'agit dans un premier temps de déterminer les probabilités de survie à chaque âge : α_1 pour l'âge 1 ; $(\alpha_1 \alpha_2)$ pour l'âge 2 ; et $(\alpha_1 \alpha_2 \alpha_3)$ pour l'âge 3. Puis il suffit de diviser ces probabilités par la somme des probabilités α_T ($\alpha_T = \alpha_1 + \alpha_1 \alpha_2 + \alpha_1 \alpha_2 \alpha_3$). Ainsi on obtient par exemple α_1 / α_T la proportion d'individus de la classe d'âge 1. Les effectifs sont obtenus en multipliant le nombre d'individus considérés (ici le nombre d'individus tués) par les proportions calculées.

2.3. Les différences entre les deux méthodes (européenne et américaine)

L'analyse du tableau 1 permet de mettre en évidence des différences entre la méthode européenne et américaine.

2.3.1. État initial du milieu

Dans la méthode européenne, l'estimation des pertes se calcule par rapport à un état initial du milieu (avant dommage). Cet état se détermine à partir de données bibliographiques, de dires d'experts et d'études sur le terrain. Calculer les pertes subies au regard d'un état de référence permet de rendre compte de l'intensité des perturbations et donc de la gravité du dommage (gravité requise par la LRE). La méthode américaine, elle, ne définit pas d'état initial et ne se base que sur les pertes subies par le milieu endommagé.

2.3.2. Rythme de régénération

Une seconde différence entre les approches européenne et américaine tient à l'évaluation du rythme de régénération du site endommagé. Le rythme de régénération correspond à la durée nécessaire au milieu pour revenir à son état initial (avant dommage). Le rythme de régénération naturelle désigne cette même durée mais dans le cas où aucune action de l'homme ne vient accélérer ce retour.

Dans le cas de l'approche européenne il s'agit de déterminer ce rythme à partir de la littérature disponible ou plus souvent d'avis d'experts. La méthode américaine n'évalue pas le rythme de régénération d'un milieu puisqu'elle considère l'étendue temporelle des dommages comme étant égale à la durée de vie maximale de l'espèce.

Encadré 2 : Rythme de régénération des cours d'eau

En 1994, Arrignon estime qu'au sein de la zone bioclimatique européenne, le rythme de régénération des cours d'eau s'étend sur trois ans, quelles que soient leur localisation en Europe et les espèces présentes. Ce rythme de trois ans sera donc retenu pour les milieux d'eau douce dans le cadre de la LRE. Le CGDD a d'ailleurs confirmé ce rythme de trois dans le cas de son étude portant sur le Gave d'Aspe (cf. E&D 47).

2.3.3. Estimation des pertes

L'estimation des pertes constitue le point central de divergence entre les approches européenne et américaine. La méthode américaine se concentre sur la ressource en tant que telle et calcule, à partir de modèles de dynamique de population, le nombre d'individus-années perdus du fait du dommage écologique. La méthode européenne se focalise sur la perte d'une ressource indicatrice (proxy) par rapport à un état initial.

De plus, le modèle américain peut intégrer des pertes indirectes c'est-à-dire les pertes de descendants que les individus tués auraient été à même de produire. Le modèle européen n'en tient pas compte. *Les pertes indirectes ne sont calculées cependant que dans certains cas d'application de l'approche américaine car aucun consensus n'existe à ce sujet.*

2.3.3.1. L'approche européenne

Dans son modèle, REMEDE prend en compte les pertes directes seulement. Pour les estimer, la méthode européenne procède en deux étapes. Il s'agit d'abord de déterminer le nombre d'individus tués par rapport à l'état initial du milieu puis d'estimer le taux de régénération du milieu. La combinaison de ces deux étapes conduit à la quantification des pertes pour chaque année depuis le dommage jusqu'à l'atteinte du retour à l'état initial (voir tableau 2 ci-dessous ; un exemple d'application est par ailleurs présenté dans la section « Analyse comparée »).

Tableau 2 : Exemple-type de tableau à remplir pour le calcul des pertes selon l'approche européenne (le rythme de régénération peut être déduit des colonnes B et C)

Année	Pertes de ressources (individus)			Surface (ha) ¹	Facteur d'actualisation	Pertes actualisées
	Début	Fin	Moyenne			
A	B	C	$D = (B+C)/2$	E	F	$G = D \times E \times F$
t_A						
-						
t_{nA}						
					Total	$\sum G$

2.3.3.2. L'approche américaine

Malgré le grand nombre de cas d'utilisation de la méthode d'équivalence ressource-ressource aux Etats-Unis, quantifier les pertes intermédiaires ne fait pas l'objet d'un consensus.

a) Les pertes directes

La méthode américaine implique de comptabiliser le nombre d'individus tués (suite au dommage) sans référence à un état initial. Lorsque les dommages touchent des oiseaux marins, il convient donc d'évaluer, en plus, la mortalité supposée c'est-à-dire non observée, principalement par le modèle appelé « *beached bird model* ». Les oiseaux marins, face à une perturbation, peuvent en effet couler ou dériver, fuir tardivement la pollution et mourir dans une zone éloignée, ou encore se cacher si le dommage provoque un stress. La prise en compte de ces individus non détectés lors des prospections s'avère nécessaire pour approcher les dommages réels.

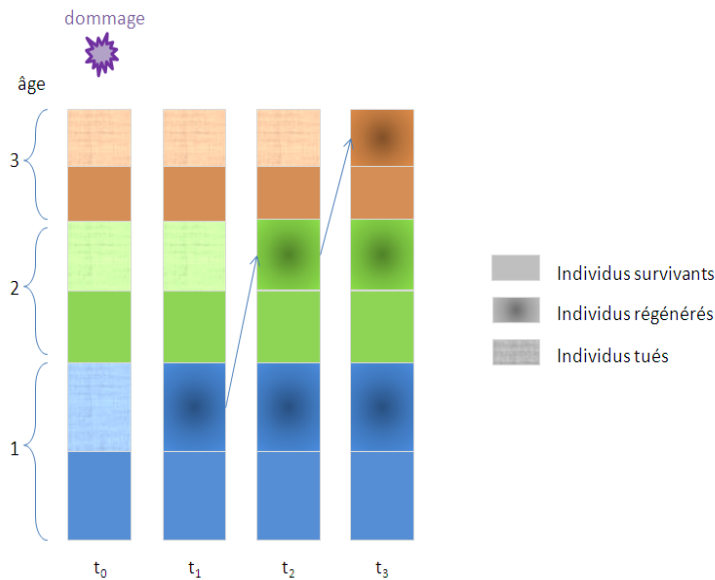
Une fois le nombre d'individus tués estimé, les pertes intermédiaires (temporelles) se calculent par le biais du « modèle en temps discret de générations non-chevauchantes » (en anglais *Single-Generation Stepwise Replacement Model*), utilisé dans le cadre de la marée noire du S.S. Jacob Luckenbach (cf. paragraphe 3.1.2.). Ce modèle repose sur un certain nombre d'hypothèses concernant la dynamique de la population endommagée :

- Toutes les classes d'âge sont impactées avec la même intensité par le dommage ;
- Les caractéristiques démographiques de la population restent inchangées suite au dommage (i.e. principalement taux de survie et fécondité) ;
- Les individus ne peuvent survivre une fois passé un âge maximal spécifique ;
- La capacité reproductive de la population est maximale ;
- La classe d'âge (0-1) an retrouve son état pré-dommage un an après le dommage, la classe (1-2) an(s) au bout de deux ans et ainsi de suite (cf. figure 2 ci-dessous).

¹ La multiplication des pertes par la surface n'a lieu d'être que dans le cas où les pertes sont déterminées en termes d'individus par hectare, soit en densité.

La régénération de la population suite à un dommage est illustrée par la Figure 2 ci-après.

Figure 2 : Régénération de la population impactée suivant le modèle en temps discret de générations non-chevauchantes utilisé lors de l'application de la méthode américaine



Source : CGDD

Le calcul des pertes intermédiaires directes, par ce modèle, se fait en deux temps :

- D'abord Il s'agit d'évaluer la distribution des individus tués par classe d'âge (via les taux de survie par classe d'âge). Le Tableau 3 traduit la procédure à suivre pour une telle estimation (un exemple d'application est donné dans la section « Analyse comparée »).

Tableau 3 : Distribution des effectifs d'individus tués par classe d'âge

Age	Taux de survie	Probabilité de survie	Distribution par classe d'âge	Effectifs par classe d'âge (individus)
A	B	$C = B_1 \times B$	$D = C / \sum C$	$F = D \times E^*$
1				
-				
β				
		$\sum C$		$\sum F = \text{Effectif population}$

(*) E est le nombre d'individus tués

- Puis, une fois la distribution des effectifs par classe d'âge déterminée, les pertes directes peuvent être estimées (cf. Tableau 4).

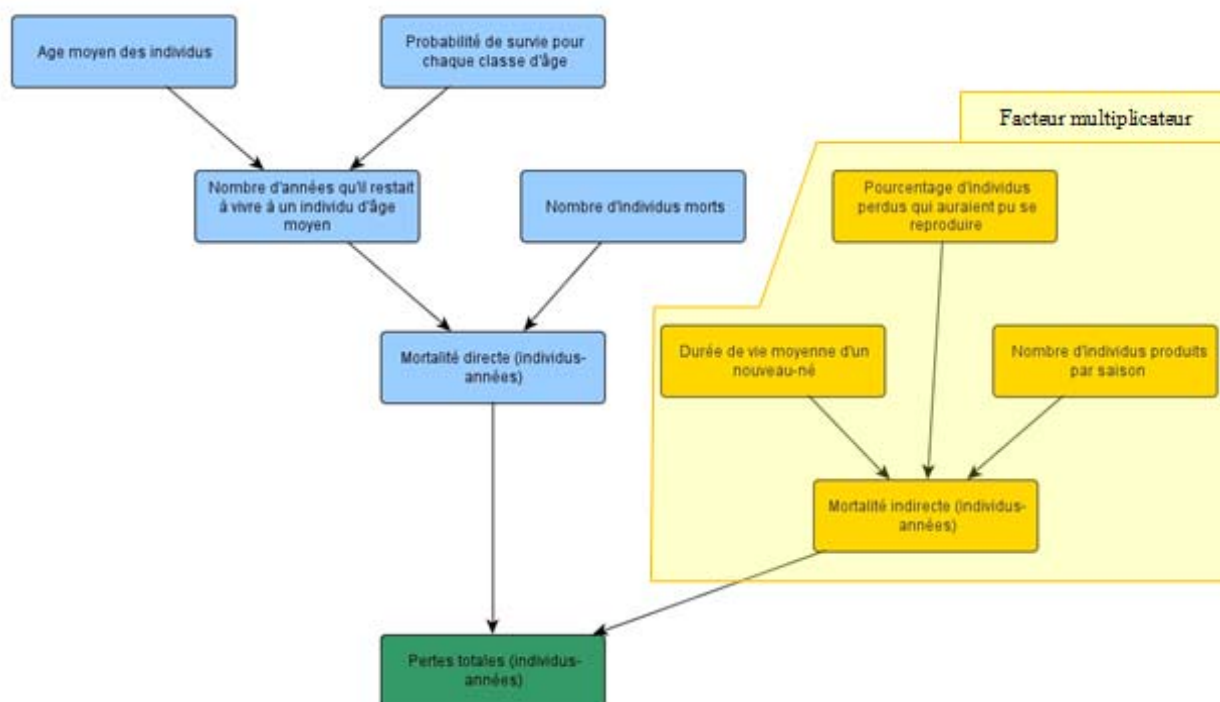
Tableau 4 : Détermination des pertes directes suivant le modèle américain (exemple pour 3 classes d'âge d'effectifs e_1 , e_2 et e_3 ayant des taux de survie respectifs α_1 , α_2 et α_3)

Année	Pertes par classe d'âge (individus)			Pertes totales	Facteur d'actualisation	Pertes totales actualisées
	(0-1) an	(1-2) ans	(2-3) ans			
A	À t_0 : $B = e_1$ puis à $t+1$: $B = 0$	A t_0 : $C = e_2$ puis à $t+1$: $C = B-1 \times \alpha_1, \dots$	t_0 : $D = e_3$ puis $D = C-1 \times \alpha_2$	$E = B+C+D$	F	$G = ExF$
t_0	e_1	e_2	e_3			
$t+1$	0	$e_1 \times \alpha_1$	$e_2 \times \alpha_2$			
$t+2$	0	0	$e_1 \times \alpha_1 \times \alpha_2$			
$t+3$	0	0	0			
					Total	$\sum G$

b) Les pertes indirectes

Les pertes indirectes correspondent à la perte de descendants non produits du fait du dommage environnemental. Elles se calculent grâce à la proportion d'individus reproducteurs dans la population, la fécondité, la taille des portées, et la survie juvénile. Ces paramètres forment le **facteur multiplicateur**.

La figure 3 illustre la méthode de calcul permettant d'obtenir les pertes directes et **indirectes**.

Figure 3 : processus de détermination des pertes intermédiaires


Note de lecture : le côté gauche du graphique (en bleu) correspond au calcul des pertes directes et le côté droit (en jaune) à celui des pertes indirectes
Source : CGDD

Pour illustrer l'impact du facteur multiplicateur (donc des pertes indirectes) sur le dimensionnement d'un projet de restauration, nous avons pris l'étude de cas développée en 2003 aux Etats-Unis à partir de la marée noire de Leaf River, survenue en novembre 1999 dans le Mississippi suite à la rupture d'un pipeline. Parmi les espèces impactées figure une espèce de canard. La méthode américaine est appliquée et le calcul des pertes tient compte d'un facteur multiplicateur. Ces pertes sont estimées sur deux générations : celle impactée directement par la marée noire, et la suivante. Le projet de restauration retenu consiste en la création d'abris pour les canards, favorisant leur reproduction. La création d'un abri par acre² produit un gain net de 5,84 oiseaux-années.acre.actualisés.

Deux situations ont été ensuite envisagées :

- la situation A où les pertes indirectes ne sont pas intégrées au calcul
- la situation B (celle de l'étude américaine de 2003) où elles le sont.

Tableau 5 : Récapitulatif des résultats de comparaison entre modèles intégrant ou non les pertes indirectes

Situation	Pertes (oiseaux-années.actualisés)	Gains (oiseaux- années.acre.actualisés)	Dimension du projet (acre)
A	106,4	5,84	18,22
B	386,3	5,84	66,15

Le scénario B (avec facteur multiplicateur et donc pertes indirectes comptabilisées) conduit à un projet bien plus important en termes de superficie (66 acres contre 18 acres pour le scénario A). Tenir compte des pertes indirectes aboutit à des projets de restauration de plus grande dimension et donc à des coûts plus élevés.

c) Prendre en compte un facteur multiplicateur est-il nécessaire ?

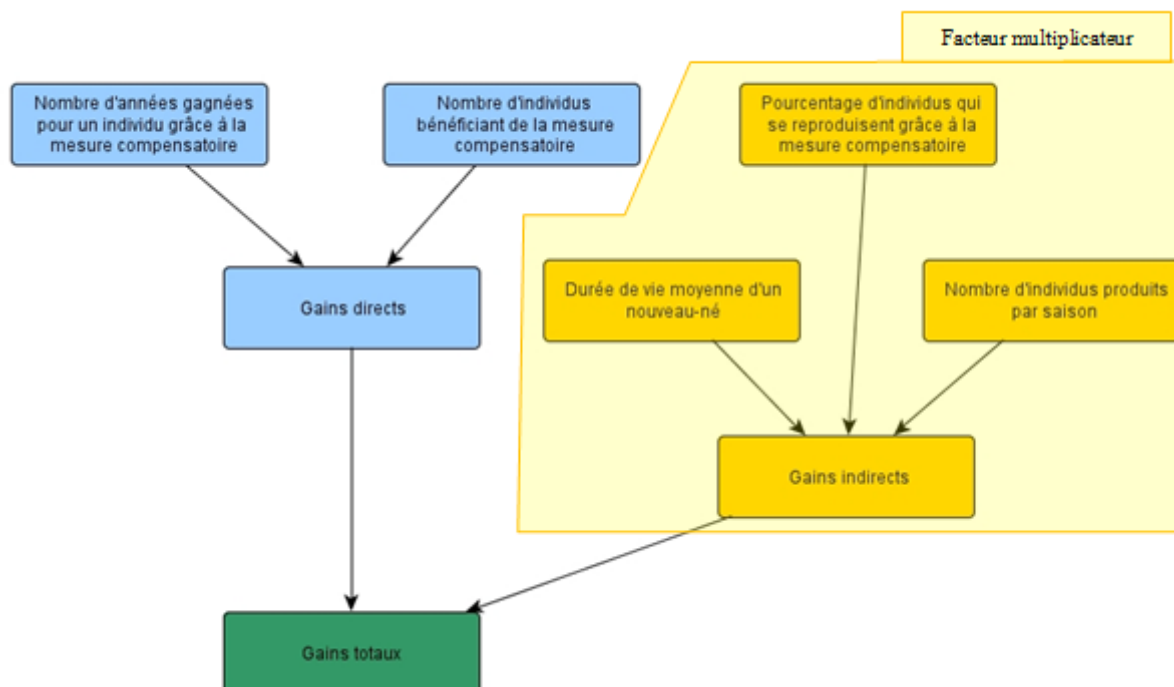
Comme dans le calcul des pertes, il est possible d'intégrer un facteur multiplicateur dans l'estimation des gains. Cette considération n'est pertinente que si :

- la population n'atteint pas la capacité limite du milieu (i.e. le niveau de ressources maximal que peut supporter le milieu) suite aux mesures primaires et complémentaires ;
- les mesures de compensation mises en place permettent de générer un bénéfice durable pour la population s'étendant sur plus d'une génération.

² Une acre correspond environ à 0,42 hectares. Cette unité ancienne est délaissée en France, mais encore très répandue aux Etats-Unis.

La figure 4 illustre la méthode de calcul permettant d'obtenir les gains directs et indirects.

Figure 4 : Processus de détermination des gains



Note de lecture : le côté gauche du graphique (en bleu) correspond au calcul des pertes directes et le côté droit (en jaune) à celui des pertes indirectes
Source : CGDD

Dans l'étude norvégienne (novembre 2009) sur l'impact des éoliennes sur la population de pygargue à queue blanche (*Haliaeetus albibilla*), l'auteur estime les pertes et les gains en y incluant un facteur multiplicateur. Les pertes et les gains sont alors estimés sur deux générations : la génération impactée et sa descendance.

Le projet de compensation retenu consiste en la modernisation d'un certain nombre d'éoliennes du parc, permettant une incidence moindre sur les oiseaux.

Deux situations sont envisagées :

- le projet de restauration tient compte d'un facteur multiplicateur à la fois pour les pertes et les gains (situation 1 – celle de l'étude) ;
- il n'en tient compte ni dans les pertes ni dans les gains (situation 2).

Les résultats obtenus sont synthétisés dans le Tableau 6 qui suit.

Tableau 6 : Récapitulatif des résultats de comparaison entre modèles intégrant ou non les pertes indirectes

Situation	Pertes (oiseaux-années.actualisés)	Gains (oiseaux.années.éolienne.actualisés)	Dimension du projet (éoliennes)
1	1 995	6,18	322,81
2	571	1,77	322,60

Que les pertes et les gains indirects soient pris en compte ou pas, les deux scénarios aboutissent à des résultats similaires en termes de dimensionnement du projet : des travaux d'amélioration de 322 éoliennes du parc.

Ces derniers résultats illustrent le fait que tenir compte d'un facteur multiplicateur dans le calcul des pertes et des gains ne paraît pas nécessaire. Sa prise en compte exige en effet de mobiliser des données de terrain supplémentaires bien souvent indisponibles et ajoute de l'incertitude aux estimations, sans pour autant modifier le dimensionnement d'un projet de restauration.

III. Analyse comparée

Après avoir présenté les deux approches, il s'agit à présent de les comparer en détail afin de dégager les forces et les faiblesses de chacune.

3.1. Comparaison des deux approches

Si la méthode d'estimation des gains est semblable pour les deux méthodes, la méthode d'évaluation des pertes est très différente. Une question se pose alors : les deux méthodes aboutissent-elles à des résultats différents concernant l'estimation des pertes ? Pour le savoir, nous avons appliqué :

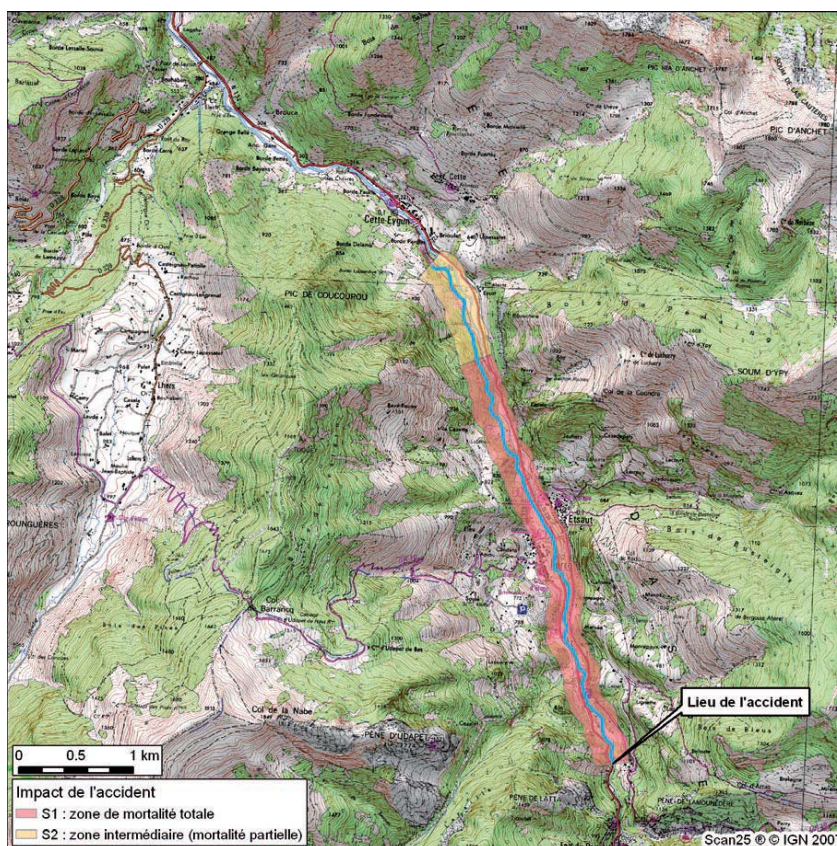
- La méthode américaine à un cas d'étude européen ;
- Réciproquement, la méthode européenne à un cas d'étude américain.

3.1.1. Application de la méthode américaine à la pollution accidentelle du gave d'Aspe

L'accident est survenu le 5 juin 2007, soit avant l'entrée en vigueur de la LRE (27 avril 2009). La base de données informatisée ARIA, qui recense les accidents industriels survenus en France et à l'étranger depuis 1990, décrit l'incident ainsi : « *Un camion-citerne transportant de la lessive de potasse, produit corrosif et facilement soluble dans l'eau, est accidenté vers 18 h 30 sur une route nationale de montagne à l'entrée d'un tunnel. Il menace de basculer dans un ravin et sa cuve présente une fuite très importante. La potasse se déverse à raison d'une dizaine de litres par minute dans le Gave, 50 mètres en contrebas. [...] La faune et la flore du Gaspé sont détruites sur 4 km* ».

Les ressources impactées sont identifiées par divers comptes-rendus et procès-verbaux établis par de multiples acteurs : le groupe Électricité de France (EDF), l'Association Agréée pour la Protection de la Pêche et du Milieu Aquatique (AAPPMA), la Gaule Aspoise, l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA), le service « eau, forêt et environnement » de la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF), des journalistes et des rapporteurs.

Deux secteurs d'impacts du dommage sont identifiés :



- Le secteur S1 : cette zone (en rouge) s'étend sur 6,8 hectares (4 kilomètres au total). La mortalité de la faune piscicole y est totale. Cette mortalité concerne, d'après les estimations, près de 15 000 truites de toutes classes d'âge. Les invertébrés benthiques sont également détruits. De surcroît, l'Euprocte des Pyrénées (amphibien endémique des Pyrénées) semble également impacté.
- Le secteur S2 (en jaune) d'une superficie de 1,7 hectare. Cette seconde zone affiche une mortalité piscicole dégressive. Des effets sub-létaux y sont néanmoins constatés (e.g. des truites aveugles).

Seules les données sur la truite fario étant disponibles, l'approche ressource-ressource a donc été appliquée à ce seul proxy (cf. E&D n°47 du CGDD).

Tableau 7 : Paramètres utilisés lors de l'application de la méthode ressource-ressource par le CGDD (cf. E&D 47)

Nombre de truites fario à l'état initial	1 949 par hectare (sur 6,8 hectares) Soit 13 253 individus au total pour le secteur S1 (le chiffre exact est 13 253,2)
Rythme de régénération	3 ans
Forme de la courbe de régénération	Semi-logarithmique
Taux d'actualisation	4 %

Pour comparer les approches européenne et américaine, nous nous intéressons uniquement aux impacts du secteur S1 et considérons la régénération du cours d'eau non pas semi-logarithmique mais linéaire (cette divergence explique les différences entre les résultats que nous obtenons et ceux présentés par le CGDD, cf. E&D 47).

3.1.1.1. Approche européenne

La régénération du milieu s'étend sur 3 années et est linéaire. L'évolution du niveau des ressources (i.e. l'évolution du nombre de truites mortes) est présentée dans le Tableau 8 :

Tableau 8 : Évolution des pertes depuis le dommage jusqu'au rétablissement total du milieu endommagé

Année	Pourcentage d'individus morts (par rapport à l'état de référence)			Année	Nombre d'individus morts	
	Début	Fin			Début	Fin
2007	100	0	soit	2007	13 253,2	0
2008	0	33		2008	0	4 417,733
2009	33	66		2009	4 417,733	8 835,467
2010	66	100		2010	8 835,467	13 253,2

Les pertes intermédiaires sont estimées à 25 336 individus.années actualisés (cf. tableau 9 ci-dessous).

Tableau 9 : Estimation des pertes selon l'approche européenne

Année	Niveau de services/ressources (individus)			Pertes (individus)	Facteur d'actualisation	Pertes actualisées (individus.années actualisés)
	Début	Fin	Moyenne			
A	B	C	$D = (B+C)/2$	$E = 13\,253 - D$	$F = (1+0,04)^t$ avec $t_0 =$ année du dommage = 2007	$G = D \times E \times F$
2007	13 253,2	0	6 626,6	6 626,6	1	6 626,6
2008	0	4 417,733	2 208,867	11 044,333	0,96	10 619,551
2009	4 417,733	8 835,467	6 626,6	6 626,6	0,92	6 126,664
2010	8 835,467	13 253,2	11 044,333	2 208,867	0,89	1 963,674
					Total	25 336,49

Source : CGDD

NB : Dans ce document, les chiffres après la virgule sont laissés à l'attention des lecteurs qui souhaiteraient retrouver les résultats précis.

3.1.1.2. Approche américaine

L'approche américaine nécessite l'utilisation des paramètres présentés dans le Tableau 10.

Tableau 10 : Paramètres utilisés dans l'approche américaine

Taux de survie par classe d'âge	(0-1) an : 0,6 (1-2) an(s) : 0,6 (2-3) ans : 0,35 (3-4) ans : 0,35 (4-5) ans : 0,35 (5-6) ans : 0,35
Age maximal des individus	6 ans
Nombre de truites tuées	13 253
Taux d'actualisation	3 %

À partir des taux de survie par classe d'âge, il s'agit d'estimer la distribution des effectifs (i.e. le nombre d'individus de chaque classe d'âge – cf. Tableau 11), puis d'évaluer les pertes à partir de ces effectifs (cf. Tableau 12).

Tableau 11 : Détermination des effectifs d'individus tués par classe d'âge

Age	Taux de survie	Probabilité de survie	Distribution par classe d'âge	Nombre total d'individus tués	Effectifs par classe d'âge (individus)
A	B	$C = B \cdot xB$	$D = C / \sum C$	E (constante)	$F = D \cdot xE$
1	0,6	0,6	0,521	13 253,2	6 909,082 (e_1)
2	0,6	0,36	0,313	13 253,2	4 145,449 (e_2)
3	0,35	0,126	0,109	13 253,2	1 450,907 (e_3)
4	0,35	0,044	0,038	13 253,2	507,817 (e_4)
5	0,35	0,015	0,013	13 253,2	177,736 (e_5)
6	0,35	0,005	0,005	13 253,2	62,208 (e_6)
		$\sum C = 1,151$		Total	13 253,2

Source : CGDD

Tableau 12 : Estimation des pertes selon l'approche américaine

Année	Pertes par classe d'âge (individus)						Pertes totales (individus-années)	Facteur d'actualisation	Pertes totales actualisées (individus-années actualisés)
	(0-1) an	(1-2) ans	(2-3) ans	(3-4) ans	(4-5) ans	(5-6) ans			
A	$t_0 : B = e_1$ puis : $B = 0$	$t_0 : C = e_2$ puis : $C = B \cdot \alpha_1$	$t_0 : D = e_3$ puis : $D = C \cdot \alpha_2$	$t_0 : E = e_4$ puis : $E = D \cdot \alpha_3$	$t_0 : F = e_5$ puis : $F = E \cdot \alpha_5$	$t_0 : G = e_6$ puis : $G = F \cdot \alpha_6$	$H = B+C+D+E+F+G$	$I = (1+0,03)^t$ avec $t_0 = 2007$	$J = H \cdot I$
2007	6 909,08	4 145,449	1 450,907	507,817	177,736	62,208	13 253,2	1	13 253,2
2008	0	4 145,449	1 450,907	507,817	177,736	62,208	6 344,118	0,97	6 159,338
2009	0	0	1 450,907	507,817	177,736	62,208	2 198,668	0,94	2 072,456
2010	0	0	0	507,817	177,736	62,208	747,761	0,92	684,307
2011	0	0	0	0	177,736	62,208	239,944	0,89	213,187
2012	0	0	0	0	0	62,208	62,208	0,86	53,661
								Total	22 436,149

Source : CGDD

Les pertes intermédiaires calculées par l'approche européenne s'élèvent à 25 336 individus-années actualisés et par la méthode américaine à 22 436 individus-années actualisés, soit une différence d'environ 3 000 unités (13 % de pertes supplémentaires pour la méthode européenne par rapport à l'approche américaine).

3.1.2. Application de la méthode européenne à un cas d'étude américain

L'exemple pris est celui du S.S. Jacob Luckenbach³ : « *Entre 1990 et 2003, les côtes californiennes entre Bodega Bay et Monterey Bay ont été régulièrement touchées par des marées noires qui ont pu être reliées, après de longues recherches, à l'épave du S.S. Jacob Luckenbach. 51 569 oiseaux morts ont été recensés. Les trustees⁴ ont défini 11 catégories d'oiseaux pour lesquelles une restauration a été mise en œuvre* ».

Parmi les multiples espèces impactées par ce dommage, se trouve le plongeon huard (*Gavia immer*), espèce protégée par la Directive Oiseaux (entre autres). Lors des marées noires du S.S. Jacob Luckenbach, plus d'une centaine d'individus ont été tués (129 précisément). Des mesures de réparation compensatoire ont pu être identifiées en appliquant la méthode REA. L'estimation des pertes pour cette espèce sert ainsi de cadre pour comparer les approches européenne et américaine.

3.1.2.1. Approche initiale (américaine)

Les paramètres présentés dans le Tableau 13 sont ceux utilisés par les États-Unis lors de l'évaluation du dommage.

³ Ce cas d'étude se situe en dehors du champ d'application de la LRE puisqu'il s'agit d'une pollution par hydrocarbures.

⁴ Les trustees correspondent aux autorités compétentes Nord-américaines.

Tableau 13 : Paramètres utilisés dans l'approche américaine

Taux de survie par classe d'âge	(0-1) an : 0,76 puis : 0,885
Age maximal des individus	24 ans
Nombre de plongeurs tués	129
Taux d'actualisation	3 %

L'évaluation de la distribution des effectifs et l'estimation des pertes sont présentées respectivement dans les tableaux 14 et 15.

Tableau 14 : Détermination des effectifs d'individus tués par classe d'âge

Age	Taux de survie	Probabilité de survie	Distribution par classe d'âge	Nombre d'individus tués	Effectifs par classe d'âge (individus)
A	B	$C = B \cdot xB$	$D = C / \sum C$	E (constante)	$F = D \cdot xE$
1	0,76	0,76	0,121	129	15,67 (e ₁)
2	0,885	0,673	0,107	129	13,868 (e ₂)
3	0,885	0,595	0,095	129	12,273 (e ₃)
4	0,885	0,527	0,084	129	10,862 (e ₄)
5	0,885	0,466	0,074	129	9,613 (e ₅)
6	0,885	0,413	0,066	129	8,507 (e ₆)
7	0,885	0,365	0,058	129	7,529 (e ₇)
8	0,885	0,323	0,052	129	6,663 (e ₈)
9	0,885	0,286	0,046	129	5,897 (e ₉)
10	0,885	0,253	0,04	129	5,219 (e ₁₀)
11	0,885	0,224	0,036	129	4,618 (e ₁₁)
12	0,885	0,198	0,032	129	4,087 (e ₁₂)
13	0,885	0,175	0,028	129	3,617 (e ₁₃)
14	0,885	0,155	0,025	129	3,201 (e ₁₄)
15	0,885	0,137	0,022	129	2,833 (e ₁₅)
16	0,885	0,122	0,019	129	2,507 (e ₁₆)
17	0,885	0,108	0,017	129	2,219 (e ₁₇)
18	0,885	0,095	0,015	129	1,964 (e ₁₈)
19	0,885	0,084	0,013	129	1,738 (e ₁₉)
20	0,885	0,074	0,012	129	1,538 (e ₂₀)
21	0,885	0,066	0,01	129	1,361 (e ₂₁)
22	0,885	0,058	0,009	129	1,205 (e ₂₂)
23	0,885	0,052	0,008	129	1,066 (e ₂₃)
24	0,885	0,046	0,007	129	0,943 (e ₂₄)
		$\sum C = 6,256$		Total	129

Source : CGDD

Tableau 15 : Estimation des pertes selon l'approche américaine

Année	Pertes par classe d'âge (individus)					Pertes totales (individus.années)	Facteur d'actualisation	Pertes totales actualisées (individus.années actualisés)
	(0-1) an	(1-2) ans	-	(22-23) ans	(23-24) ans			
A	$t_0 : B = e_1$ puis : $B = 0$	$t_0 : C = e_2$ puis : $C = B_{-1} \alpha_1$	D	$t_0 : X = e_{23}$ puis : $X = W_{-1} \alpha_{22}$	$t_0 : Y = e_{24}$ puis : $Y = X_{-1} \alpha_{23}$	$Z = B+C+D+\dots$ $+X+Y$	$Z' = (1+0,03)^t$ avec $t_0 = 2006^5$	$Z'' = Z' \times Z$
(t_0) 1991	15,67	13,868	-	1,066	0,943	129	1,56	200,978
1992	0	13,868	-	1,066	0,943	113,33	1,51	171,422
1993	0	0	-	1,066	0,943	99,462	1,47	146,063
-	-	-	-	-	-	-	-	-
2013	0	0	-	1,066	0,943	2,01	0,81	1,634
2014	0	0	-	0	0,943	0,943	0,79	0,745
							Total	1 271,128

Source : CGDD

Avec l'approche américaine, les pertes intermédiaires sont estimées à 1 271 individus-années actualisés.

3.1.2.2. Approche européenne

Pour appliquer la méthode européenne au cas d'étude américain précédent, il est nécessaire de connaître le rythme de régénération du milieu. Or cette donnée n'est pas disponible. Nous faisons l'hypothèse, comme dans l'approche américaine, qu'il est égal à la durée de vie maximale de l'espèce.

Nous ne disposons pas non plus d'information sur l'état de référence du milieu. Une seconde hypothèse est posée sur le niveau des ressources : celui-ci est nul suite au dommage, et croît linéairement jusqu'au rétablissement de la population (cf. tableau 16).

Tableau 16 : Évolution des ressources depuis le dommage jusqu'au retour à l'état initial du milieu endommagé

Année	Pourcentage d'individus (par rapport à l'état de référence)			Année	Nombre d'individus	
	Début	Fin			Début	Fin
1991	100	0	soit	1991	129	0
1992	0	4,35		1992	0	5,6
1993	4,35	8,69		1993	5,6	11,2
1994	8,69	13,04		1994	11,2	16,8
-	-	-		-	-	-
2013	91,3	95,65		2005	117,8	123,4
2014	95,65	100		2006	123,4	129

Source : CGDD

⁵ Le taux d'actualisation débute en 2006, date de publication de l'étude et non de l'accident

Les paramètres que nous utilisons pour mettre en application l'approche européenne sont les suivants (Tableau 17) :

Tableau 17 : Paramètres utilisés lors de l'application de la méthode européenne

Nombre de plongeurs à l'état initial	129
Rythme de régénération	24 ans
Forme de la courbe de régénération	Linéaire
Taux d'actualisation	4 %

On obtient ainsi les pertes présentées dans le Tableau 18 ci-après.

Tableau 18 : Estimation des pertes selon l'approche européenne

Année	Niveau de services/ressources (individus)			Pertes (individus)	Facteur d'actualisation	Pertes actualisées (individus-années actualisés)
	Début	Fin	Moyenne			
A	B	C	$D = (B+C)/2$	$E = 129 - D$	$F = (1+0,04)^t$ avec $t_0 = 2006^6$	$G = DxExF$
1991	129	0	64,5	64,5	1,8	116,161
1992	0	5,6	2,8	126,2	1,73	218,53
1993	5,6	11,2	8,4	120,6	1,66	200,79
1994	11,2	16,8	14,0	115,0	1,6	184,08
1995	16,8	22,4	19,6	109,4	1,54	168,37
-	-	-	-	-	-	-
2013	117,8	123,4	120,6	8,4	0,76	6,39
2014	123,4	129	126,2	2,8	0,73	2,05
					Total	2 097,47

Source : CGDD

La comparaison effectuée montre une différence dans les résultats puisque nous obtenons 2 097 individus-années actualisés avec l'approche européenne, contre 1 271 avec l'américaine. L'écart est de 826 unités, soit 65 % de pertes supplémentaires pour l'approche européenne.

Pour un temps de régénération long (>10 ans), l'application de la méthode européenne à un cas d'étude américain affiche un dommage particulièrement conséquent.

3.1.3. Synthèse des résultats

Dans les deux exemples présentés (cf. tableau 19) les différences de calcul entre la méthode américaine et européenne aboutissent à des pertes plus élevées qu'avec la méthode européenne.

⁶ Le taux d'actualisation débute en 2006, date de publication de l'étude et non de l'accident

Tableau 19 : Récapitulatif des résultats de l'analyse comparative en individus-années actualisés

	Méthode européenne	Méthode américaine
Pertes de <i>Salmo trutta</i> (approche initiale : européenne)	25 336	22 436
Pertes de <i>Gavia immer</i> (approche initiale : américaine)	2 097	1 271

3.2. Avantages et inconvénients des deux approches

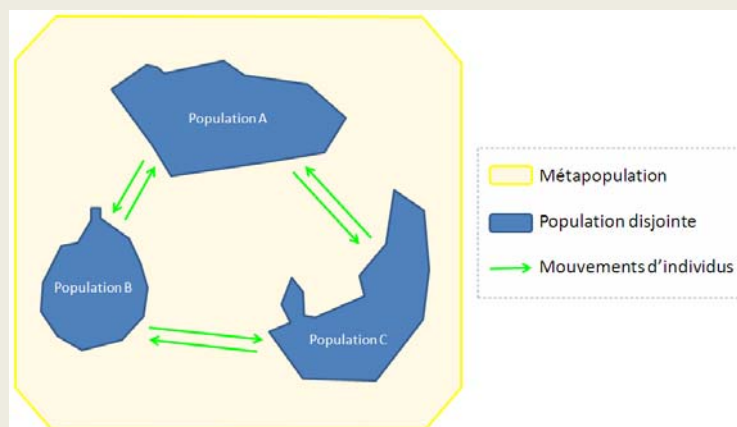
3.2.1. Approche européenne

- ⊕ **Gravité du dommage** : L'approche européenne permet d'intégrer la notion de gravité des dommages : en intensité (via l'estimation de l'état pré- et post-dommage) et dans le temps (à travers l'évaluation du rythme de régénération). Elle répond en cela à l'exigence de la LRE qui n'envisage que la réparation des dommages graves. En revanche, estimer cette gravité par rapport à un état de référence demande de disposer d'un nombre important d'informations de terrain.
- ⊕ **Intégration des flux d'individus** : la méthode européenne pourrait, en théorie, intégrer un paramètre écologique non négligeable : la dynamique métapopulationnelle. Celle-ci traduit les échanges d'individus entre populations géographiquement disjointes. Ces interactions, si elles existent, entraînent une accélération du rythme de régénération du milieu impacté (cf. Encadré 3). La prise en compte de cette dynamique métapopulationnelle reste cependant théorique, n'ayant que très peu de recul sur la régénération des écosystèmes perturbés. En effet, celle-ci suppose de connaître l'impact du dommage sur l'ensemble des populations (si plusieurs sont touchées par le dommage).

Encadré 3 : Dynamique métapopulationnelle

Une métapopulation se définit comme un ensemble de populations d'une même espèce réparties distinctement dans l'espace entre lesquelles existent des échanges d'individus (cf. Figure 5).

Figure 5 : Schéma d'une métapopulation classique



- ⊖ **Manque de retours d'expérience** : la méthode ressource-ressource a été très peu appliquée en Europe. Pourtant de tels retours permettraient une meilleure fiabilité des données (concernant le rythme de régénération notamment).
- ⊖ **Conception anthropocentrée des ressources** : la méthode européenne est beaucoup plus axée sur la notion de services, services rendus par les ressources, ce qui laisse transparaître une conception plus « utilitariste » de l'environnement que la méthode américaine.

Il est intéressant de présenter ici l'étude de Dunford et al. (2004) dans laquelle les auteurs imaginent un cas fictif, la rupture d'un pipeline entraînant la pollution de la rivière Bravo en 1991. Ils appliquent la méthode service-service et analysent la sensibilité de sept paramètres en les faisant varier un par un, puis tous en même temps (cf. Tableau 20). Cette analyse vaut pour la méthode ressource-ressource.

Tableau 20 : Récapitulatif des résultats de Dunford. LR signifie linéaire, LG logistique

	Scénario de base	Scénarios alternatifs							
		A	B	C	D	E	F	G	H
Surface impactée	26	20	26	26	26	26	26	26	20
Date du dommage	1991	1991	1990	1991	1991	1991	1991	1991	1990
Niveau des services post-dommage	10 %	10 %	10 %	15 %	10 %	10 %	10 %	10 %	15 %
Date du début de la régénération	1992	1992	1992	1992	1993	1992	1992	1992	1993
Date à laquelle le milieu est régénéré	1997	1997	1997	1997	1997	1998	1997	1997	1998
Niveau des ressources régénérées	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	95 %	100 %	95 %
Forme de la courbe de régénération	LR	LR	LR	LR	LR	LR	LR	LG	LG
Pertes de services	101,8	78,3	133,3	96,2	116,1	115,3	152,1	102,1	154,8
Pourcentage de variation des pertes	-	-23 %	+31 %	-6 %	+14 %	+13 %	+49 %	0 %	52 %

Source : CGDD

Les résultats mènent aux conclusions suivantes :

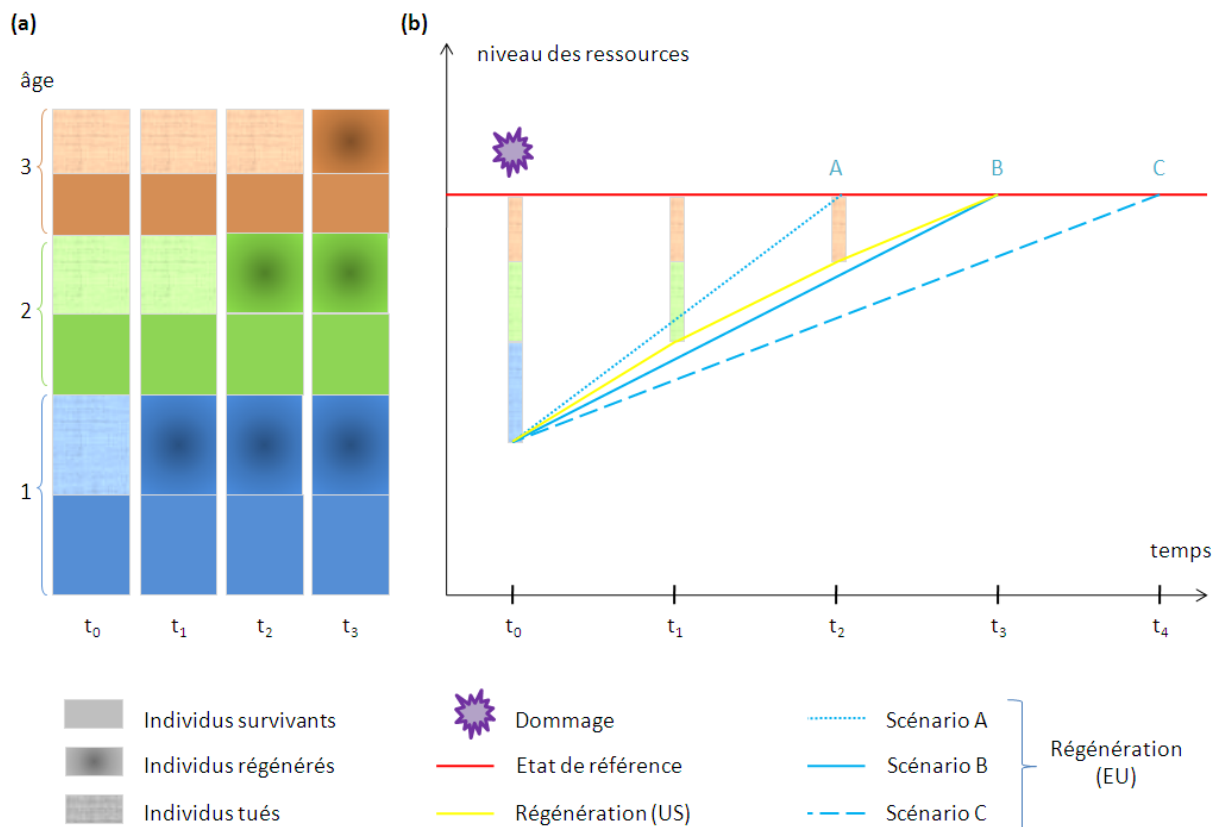
- les pertes varient proportionnellement à la surface impactée (**scénario A**). En effet, une variation de 23 % de la surface endommagée (passage de 26 à 20) entraîne une modification du même pourcentage des pertes. On comprend donc toute l'importance de l'évaluer avec la plus grande précision ;
- la date du dommage (**scénario B**) est primordiale. Une variation de 16 % (les pertes s'étendent ici sur une année de moins, soit sur une durée de 16 % inférieure) mène à une modification de 31 % des pertes ;
- l'influence du niveau des services post-accident (**scénario C**) ne semble pas très importante. Dans le cas de la méthode ressource-ressource, il s'agit du niveau des ressources suite au dommage, et donc de la gravité du dommage. Une augmentation de 50 % de ce niveau n'entraîne une baisse des pertes que de 6 % ;
- la date où commence la restauration est importante (**scénario D**) : avancer cette date d'une année (soit réduire de 20 % le temps de régénération dans ce cas) augmente les pertes de 14 % ;
- l'impact du rythme de régénération (**scénario E**), bien que non négligeable, reste faible, comparé aux autres paramètres étudiés. Le modifier d'une année (soit 20 % dans ce cas d'étude) entraîne une variation de plus de 13 % des pertes ;
- le niveau des ressources restaurées (**scénario F**) après les mesures primaires et/ou complémentaires (qui permettent le retour du milieu à son état de référence) est primordial. Une différence de 5 % aboutit à une variation de 50 % des pertes ;
- la forme de la courbe de régénération (**scénario G**) ne semble ne pas être essentielle : forme linéaire et forme logarithmique aboutissent au même effort de compensation. Cela permettra de poser l'hypothèse d'un retour linéaire du milieu à son état initial, ce qui simplifie évidemment les calculs. Ce constat a par ailleurs été renforcé par d'autres analyses de sensibilité comme celle menée par le CGDD (cf. E&D 47).

Cette étude conforte les résultats trouvés par le CGDD dans son E&D 47 pour la méthode européenne, à savoir : importance de la quantification de l'impact, faible incidence de l'estimation du niveau des services post-dommage (ce qu'avait déjà montré le CGDD – cf. E&D 47) ainsi que de la forme de la courbe de régénération.

3.2.2. L'approche des Etats-Unis

⊕ Meilleure prise en compte de la dynamique des populations isolées : toutes les populations ne fonctionnent pas en interaction les unes avec les autres (ou métapopulation), certaines étant autonomes. De fait, le temps de régénération du milieu sera égal à la durée de vie maximale de l'espèce. L'approche américaine évalue pour chaque pas de temps le nombre d'individus régénérés et permet ainsi une meilleure quantification temporelle des dommages que la méthode européenne. La Figure 10 permet d'illustrer la différence qui s'établit entre les deux approches.

Figure 67 : (a) Régénération des classes d'âge en fonction du temps selon le modèle américain. (b) Illustration des différences relatives à l'estimation des pertes entre les deux modèles.



Note de lecture : La courbe jaune représente le rythme de régénération évalué selon l'approche américaine (c-à-d. égal à la durée de vie de l'espèce). Les courbes bleues désignent l'approche européenne avec trois vitesses de régénération donnant lieu à trois scénarios : A. régénération plus rapide que la durée de vie maximale de l'espèce ; B. égale ; C. plus lente.

Trois cas sont donc à distinguer :

- 1/ Scénario A : s'il existe une dynamique métapopulationnelle (cf. encadré 3) et donc une accélération de la régénération de la population, l'approche américaine va surestimer les pertes ;
- 2/ Scénario B : s'il n'y a pas de système métapopulationnel, approche américaine et approche européenne se rapprochent de la réalité écologique du milieu ;

⁷ Les individus survivants ne sont pas pris en compte dans les calculs. Leur présence est pourtant essentielle à la régénération de la population : un manque d'individus reproducteurs conduirait à une régénération plus lente (en l'absence d'apports de nouveaux individus reproducteurs).

3/ Scénario C : si la régénération est plus longue que la durée de vie de l'espèce et qu'il n'y a pas de système métapopulationnel ou si le nombre d'individus reproducteurs survivants est peu élevé, et/ou s'il s'agit d'une espèce à reproduction lente, l'approche américaine va sous-estimer les pertes liées au dommage. Il sera justifié dès lors de prendre en compte les descendants potentiels des individus tués (i.e. les pertes indirectes).

- ⊖ De nombreuses hypothèses : le modèle en temps discret utilisé pour l'estimation des pertes nécessite de formuler de nombreuses hypothèses quant à la dynamique de la population endommagée. Ces hypothèses ne seront pas toujours vérifiables, notamment concernant la reproduction. Celle-ci est supposée maximale, ce qui inclut un nombre suffisant d'individus reproducteurs survivants. Aucun cas d'étude ne fait état de la méthode à appliquer si ce nombre n'est pas suffisant (e.g. si la population est entièrement détruite).
- ⊖ Manque de consensus sur l'estimation des pertes. En effet, la méthode de calcul des pertes intermédiaires diffère d'une analyse à l'autre, selon qu'elle inclut les descendants potentiels des individus tués, sur une ou plusieurs générations.
- ⊖ Manque de diversité des cas d'étude : les seules applications de la méthode d'équivalence ressource-ressource concernent les oiseaux marins ayant été victimes de marées noires, et dans le cas unique d'une espèce de tortue marine.

3.3. Bilan

La méthode européenne préconise de calculer les pertes dues à un dommage à partir de l'état initial et du rythme de régénération du milieu. S'il n'existe pas de données sur l'état initial du milieu endommagé, on peut soit se référer à des écosystèmes similaires, soit le calculer par le biais de simulations informatiques. Quant au rythme de régénération, il est seulement connu pour les cours d'eau européens.

La méthode américaine repose, quant à elle, sur des hypothèses qui ne sont pas consensuelles (notamment l'homogénéité de l'impact sur la population, et la régénération totale des classes d'âge les unes à la suite des autres). De plus, les chercheurs américains ne parviennent pas à s'accorder sur une méthode unique de calcul des gains ; ce qui laisse présager l'imperfection du modèle à ce jour.

IV. Recommandations

En cas de difficultés d'application des méthodes d'équivalence européennes (principalement en raison d'une mobilisation importante de données de terrain et donc de la probable difficulté à les obtenir), il est opportun de dégager, en fonction du type de milieux endommagés, quelques recommandations quant à leur utilisation.

4.1. Les dommages aux eaux

Ils sont de trois types : marins, dulcicoles (eaux douces), ou plus rarement les dommages aux nappes phréatiques.

L'approche européenne semble adaptée aux impacts liés aux cours d'eau puisque le rythme de régénération est *a priori* connu (estimé à trois ans selon Arrignon, 1994).

Pour les dommages marins, le probable manque de données sur le rythme de régénération de ces milieux, rend en revanche l'application de la méthode européenne difficile. L'approche américaine apparaît alors la plus appropriée. Les Etats-Unis l'appliquent aux dommages causés aux écosystèmes marins depuis plus de 30 ans.

Concernant les proxys, il est essentiel de considérer toutes les espèces pertinentes pour lesquelles des données sont disponibles, et de mettre en place, dans la mesure du possible, des proxys composites. Néanmoins, si les données de terrain de certaines espèces devaient être insuffisantes, nous recommandons de retenir, lors de dommages :

- aux cours d'eau, les espèces de poissons, bien souvent les plus étudiées ;
- en milieu marin, les espèces d'oiseaux marins.

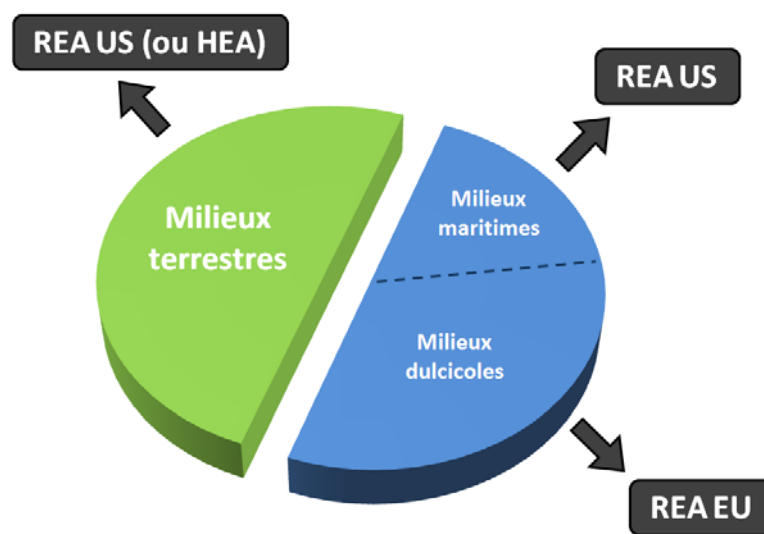
4.2. Les dommages aux espèces et espaces aquatiques protégés

Lorsqu'un dommage porte atteinte à une espèce ou un habitat aquatique protégé(e), il s'agira d'appliquer les recommandations formulées pour les dommages aux eaux. En effet, les milieux concernés sont à la fois marins (puisque le réseau Natura 2000 comporte plusieurs parcs marins) et dulcicoles (i.e. les eaux douces).

4.3. Les dommages aux espèces et espaces terrestres protégés

Pour ce dernier type de dommage, il semble difficile d'appliquer l'approche européenne car les informations concernant le rythme de régénération des milieux terrestres sont rares à l'heure actuelle. Il s'agira, tout au moins à court terme, le temps d'étoffer les connaissances sur ces milieux, d'appliquer la méthode américaine.

Figure 7 : Illustration des recommandations d'utilisation des méthodes d'équivalence en fonction du type d'habitat concerné



Source : CGDD

Note de lecture : par souci de lisibilité, le terme REA a été employé au lieu de « méthode d'équivalence ressource-ressource » ; « US » désigne l'approche américaine, « EU » l'approche européenne

Dans le cas où l'état initial ne peut être défini, quel que soit le type de milieux endommagés, le recours à la méthode américaine est indispensable.

Enfin, si aucune des deux approches n'est applicable (i.e. ni l'approche européenne, ni l'américaine), un scénario dichotomique se dessine :

- S'il s'agit d'un milieu terrestre, la méthode d'équivalence service-service pourra être mise en œuvre ;
- S'il s'agit d'un milieu aquatique, la méthode service-service ne pourra s'appliquer et d'autres méthodes devront être envisagées telles que la méthode Léger-Huet-Arrignon ou la méthode du coût de restitution du milieu.

Ces deux méthodes sont étudiées dans le paragraphe suivant.

V. Méthodes alternatives

D'autres méthodologies permettent d'évaluer un dommage environnemental : la méthode Léger-Huet-Arrignon, la méthode du coût de restitution du milieu et l'UMAM (Unified Mitigation Assessment Methodology).

5.1. Méthode Léger-Huet-Arrignon (LHA)

La méthode Léger-Huet-Arrignon (ci-après LHA), développée en 1970, a fait jurisprudence cette même année en France dans le cas de la pollution d'un cours d'eau par une papeterie, jugée par le Tribunal de Grande Instance d'Épinal (affaire n°657/2006). Depuis, elle est applicable dans tous les tribunaux français pour les dommages aux cours d'eau. Par ailleurs, cette méthode est utilisée pour calculer la redevance piscicole dans le cadre de la directive IPPC⁸ (i.e. montant des dépenses que l'exploitant doit payer annuellement au titre des mesures de compensation des atteintes au milieu).

5.1.1. Principe de la méthode

La méthode LHA permet de calculer la productivité piscicole d'un cours d'eau, autrement dit la production potentielle du cours d'eau. Le calcul de la productivité piscicole se fait en appliquant la formule suivante :

$$V = K.B.L$$

V : productivité annuelle théorique en kg par km de cours d'eau (biomasse par km)

K : coefficient de productivité résultant du produit de

K1 : caractéristiques thermiques (note de 1 à 4 selon la température)

K2 : caractéristiques chimiques (1 : eaux acides ; 1,5 : eaux alcalines)

K3 : espèces de poisson (1 : salmonidés ; 1,5 : cyprins eaux vives ; 2 : cyprins eaux calmes)

K4 : âge des poissons (1 : > 6 mois ; 1,5 : < 6 mois)

K5 : caractéristiques de l'impluvium⁹ (0,8 : urbain ; 1,8 herbager)

B : capacité biogénique (note de 1 à 10 selon la qualité biologique des eaux)

L : largeur du cours d'eau en km

Les valeurs des variables qui permettent de calculer le coefficient de productivité (K1 à K5) sont référencées par Arrignon. Ainsi, pour les zones tempérées boréales, le Tableau 21 ci-dessous donne un aperçu rapide mais complet des valeurs à appliquer :

⁸ Directive IPPC : il s'agit de la directive n°96/61/CE du 24/09/1996 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution. Elle vise essentiellement à minimiser la pollution émanant de différentes sources industrielles au sein de l'Union Européenne.

⁹ L'impluvium désigne le système de captage et de stockage des eaux de pluies.

Tableau 21 : Valeurs des variables K1 à K5 déterminées par Arrignon en fonction des caractéristiques du milieu

K1 Caractère physique température (1)	K2 Caractère chimique pH (2)	K3 Espèces de poissons	K4 Age des poissons (3)	K5 Caractère de l'impluvium (4)
Région tempérée (10°C) = 1	Eau acide = 1	Salmonidés = 1	+ de 6 mois = 1	<i>Urbain continu</i> = 0,2 à 0,5
Région tempérée chaude (16°C) = 2	Eau alcaline = 1,5	Cyprinidés d'eau courante = 1,5 d'eau stagnante = 2	- de 6 mois = 1,5	<i>Urbain diffus</i> = 0,5 à 1 <i>Pastoral</i> vallée lb = 1,1 vallée lc = 1,2 vallée 2c = 1,3 <i>Herbager</i> vallée lc = 1,4 vallée 2 = 1,5 vallée 3 = 1,6 à 1,8

Source : Arrignon, 1994

La capacité biogénique rend compte de la valeur nutritive du milieu pour les poissons. Une note comprise entre 1 et 10 lui est attribuée par les experts en charge des milieux aquatiques. Pour éviter toute subjectivité, plusieurs experts procèdent indépendamment à l'attribution chacun d'une note, et les notes sont par la suite moyennées.

5.1.2. Application à un dommage environnemental

La méthode LHA peut être – et a été – utilisée afin d'estimer les pertes piscicoles liées à un incident survenu sur un cours d'eau. Il s'agit d'évaluer le dommage en se basant sur la valeur de remplacement des poissons (i.e. remplacement des poissons perdus par des poissons de pisciculture).

L'évaluation de la gravité du dommage permet de calculer les pertes en termes de biomasse de poissons. Par exemple, s'il est estimé que la moitié de la population a été tuée, les pertes seront de 50 % de la productivité annuelle théorique calculée précédemment, soit 50 % de la biomasse par km estimée (puisque la productivité est exprimée en kg par km, il s'agit donc d'une biomasse par km).

En se référant au coût de l'empoisonnement associé, il est possible d'évaluer le coût lié au dommage grâce à la formule suivante :

$$\text{Coût du dommage} = A \cdot B$$

A : perte de productivité en Kg (surface impactée x pourcentage de la productivité V)

B : prix du Kg en pisciculture

Cependant l'application de la méthode LHA ne mène qu'à l'obtention d'une indemnisation financière. Elle se différencie donc des méthodes d'équivalence puisqu'elle ne vise pas directement la mise en place de mesures de compensation en nature.

5.1.3. Limites de la méthode LHA

Le champ d'application de la méthode LHA se limite aux seules espèces d'aquaculture en eau douce et l'unique réponse à un dommage causé à un cours d'eau est l'empoisonnement. Se pose alors le problème de l'adaptation d'individus captifs à un milieu naturel.

La transposition de la méthode LHA à des écosystèmes marins ou d'eaux douces ne contenant pas d'espèces d'intérêt halieutique paraît donc compliquée voire impossible.

La méthode LHA, acceptée par la jurisprudence française dans les années 1970, est délaissée depuis 1988 au profit de méthodes plus globales comme la méthode du coût de restitution du milieu.

5.2. Méthode du coût de restitution du milieu

En 1988, l'explosion puis l'incendie de l'usine (alors nommée Protex) avaient occasionné une importante pollution de la Brenne et de la Cisse, et privé la ville de Tours d'eau potable pendant plusieurs jours. Face aux limites de la méthode LHA, l'ONEMA a mis en place de nouvelles approches dont la méthode du coût de restitution du milieu qui estime la valeur d'un cours d'eau. Cette valeur est définie comme « *le montant des dépenses qu'il serait nécessaire d'engager pour obtenir les mêmes fonctions naturelles, c'est-à-dire la capacité pour les espèces qui le peuplent de se reproduire et de grandir* ». Elle est fonction de la valeur patrimoniale des espèces concernées, de l'amplitude temporelle de la perturbation et de son intensité.

Pour la calculer, la méthode repose sur la formule qui suit et que l'on trouve parfois dans la littérature sous l'appellation VIPF faisant référence aux paramètres qu'elle utilise :

$D = V.P.I.F$	<p>D : coût du dommage</p> <p>V : valeur intrinsèque du milieu (= surface impactée x valeur de reconstitution d'un mètre carré en euros)</p> <p>P : intérêt patrimonial du milieu (de 1 à 1 000 suivant le niveau de protection)</p> <p>I : coefficient d'irréversibilité (de 0 à 1)</p> <p>F : perte de fonctionnalité de l'habitat (en % par rapport à une situation optimale)</p>
---------------	--

Cette méthode, proposée par le Conseil Supérieur de la Pêche en 2002, s'est vue consacrée par la jurisprudence en 2008 au cours de l'affaire Synthron jugée le 24 juillet 2008 par le Tribunal de Grande Instance de Tours (affaire n°1747D).

5.2.1. Calcul des différents paramètres

5.2.1.1. Calcul de la valeur intrinsèque du milieu V

La valeur intrinsèque du milieu, également appelée valeur d'habitat, correspond au coût de création d'un milieu fonctionnel présentant des caractéristiques en harmonie avec le site impacté. Elle résulte du produit de la surface impactée par la valeur de reconstitution d'un mètre carré. Elle est modulée par les trois autres paramètres (P, I et F).

Grâce aux retours d'expérience et à une étude de la société Hydrosphère, il a été déterminé que la valeur de reconstitution d'un mètre carré de cours d'eau pouvait être estimée via la formule qui suit :

$Y = 87,448X + 34,543$	<p>Y : valeur de reconstitution d'un mètre carré</p> <p>X : pente du cours d'eau (en %)</p>
------------------------	---

Le site restauré doit permettre le bon déroulement du cycle biologique des espèces présentes (développement, reproduction, alimentation). Ce fonctionnement correct de l'écosystème ne peut être constaté qu'en établissant un suivi du site en question.

5.2.1.2. Calcul de l'intérêt patrimonial du milieu P

L'intérêt patrimonial témoigne de la présence d'espèces faisant l'objet de mesures de protection particulières. Il s'agit d'un coefficient à progression géométrique de base 10 qui sera d'autant plus élevé que les espèces impactées seront menacées. Le Tableau qui suit indique la valeur de ce coefficient en fonction des mesures de protection dont les espèces impactées sont susceptibles de faire l'objet.

Tableau 2 : Récapitulatif de la valeur attribuée à l'intérêt patrimonial en fonction des mesures de protection spécifiques en vigueur

Valeur du coefficient	Type d'espèce concernée par des mesures de protection
1	Espèce commune Espèce repère des plans de gestion
10	Espèce rare ou vulnérable Espèce listée comme déterminante des ZNIEFF* Espèce de la procédure Natura 2000, uniquement si les populations sont bien implantées
100	Espèce menacée au niveau national Espèce présente au sein d'habitats classés en Arrêté de biotope
1 000	Espèce en danger imminent de disparition au niveau européen Espèce sur laquelle pèsent des menaces supplantant tous les critères précédemment énoncés

*ZNIEFF : Zone Naturelle d'Intérêt Écologique Faunistique et Floristique

Source : Chancerel, 2002

5.2.1.3. Calcul du coefficient d'irréversibilité I

Le coefficient d'irréversibilité traduit la résilience de l'écosystème, autrement dit sa capacité à retourner à son état pré-dommage. Si le dommage s'étend sur une durée supérieure à la durée de vie de l'espèce considérée, le coefficient prend pour valeur 1 (sa valeur maximale). Sinon, il est fonction de deux paramètres : la durée nécessaire à la recolonisation du milieu par l'espèce considérée et la durée de vie moyenne de cette même espèce. Le rapport du premier sur le deuxième donne le coefficient d'irréversibilité. Cette notion est à mettre en parallèle avec celle de rythme de régénération de la méthode d'équivalence ressource-ressource.

5.2.1.4. Calcul des pertes de fonctionnalité de l'habitat F

L'estimation des pertes de fonctionnalité suppose la disponibilité de données pré-dommage ou de sites similaires. Le calcul s'articule autour de trois estimations :

- La capacité d'accueil du milieu (A) ;
- La situation théorique hors dommage (B) qui permet de se rendre compte du degré de fonctionnalité de l'écosystème sans perturbation ;
- La situation post-dommage (C).

Le calcul $(B/A) - (C/A)$ permet d'accéder à un indice de perte de fonctionnalité. Il s'agit donc de comparer l'état initial (i.e. pré-perturbation) et l'état post-perturbation, les deux étant exprimés en pourcentage par rapport à un état optimal pour l'espèce considérée.

Il existe différentes méthodes pour analyser l'état fonctionnel d'un écosystème. Ces évaluations sont basées sur l'utilisation d'indices (e.g. l'indice poisson, l'index de conformité) ou sur avis d'experts, et nécessitent le recueil de données directement sur le terrain.

5.2.2. Limites de la méthode du coût de restitution du milieu

Cette méthode se rapproche de la méthode d'équivalence ressource-ressource sur plusieurs points :

- L'irréversibilité peut être assimilée au temps de régénération ;
- Le calcul des pertes de fonctionnalité correspond aux scénarios « état pré- » et « post-dommage ».

De fait cette méthode présente les mêmes inconvénients que la méthode d'équivalence ressource-ressource : besoin de données, la plupart du temps, peu disponibles. De plus, l'estimation de l'intérêt patrimonial du milieu pose problème. En effet, le montant d'un dommage est très variable en fonction de la valeur de ce coefficient patrimonial, lequel varie de 1 à 1000.

5.3. L'UMAM (Unified Mitigation Assessment Methodology)

Il est à signaler qu'une nouvelle méthode a été développée aux Etats-Unis au début des années 2000. Elle aussi a pour objectif de compenser les dommages écologiques. Il s'agit de l'*Unified Mitigation Assessment Methodology*. L'encadré 4 ci-dessous en fait une présentation succincte (UMAM – cf. Encadré 4).

Encadré 4 : Présentation de l'UMAM

Seulement appliquée en Floride, cette méthode a pour objectif d'améliorer la compensation des pertes liées aux dommages causés aux zones humides dans le cadre de projets d'infrastructures prévus et autorisés. Elle permet de quantifier la valeur des fonctions fournies par ces milieux et le coût de la compensation nécessaire.

Dans un premier temps, les fonctions écologiques impactées sont réparties en trois groupes :

- Site et habitat ;
- Environnement aquatique ;
- Structure des communautés.

Chaque groupe est évalué par des experts au moyen d'une procédure de notation complexe qui estime deux valeurs : la valeur des fonctions à l'état pré-dommage, puis la valeur des fonctions compensées sur une acre.

Ces valeurs sont modulées en fonction de la complexité et du degré d'incertitude, puis sont actualisées. Au final, un projet de restauration est dimensionné de manière à ce que les deux valeurs soient équivalentes.

Par exemple, si à l'état pré-dommage le milieu délivrait des fonctions d'une valeur 10, et qu'une acre restaurée permet de fournir des fonctions d'une valeur 5, alors le projet devra être réalisé sur 2 acres.

L'avantage de cette méthode est qu'elle prend en compte les fonctions du milieu. De surcroît elle est peu complexe à mettre en œuvre.

5.4. Bilan

La méthode LHA ne s'adresse qu'aux dommages aux cours d'eau, et aux espèces de poissons pêchées. La méthode du coût de restitution du milieu connaît les mêmes limites que la méthode d'équivalence ressource-ressource (i.e. besoin de données sur l'état pré-dommage du milieu et l'estimation de la résilience du milieu). Enfin ces deux méthodes ont pour vocation d'évaluer des dommages sous forme d'une indemnisation financière et ne peuvent répondre en cela aux objectifs de la LRE qui vise une compensation en nature.

L'UMAM est encore trop récente pour être étudiée en détail et n'a été appliquée que dans le cas de dommages *ex-ante*, causés par des projets d'aménagement. Elle semble néanmoins prometteuse en termes de compensation écologique car elle permet une vision au plus près des écosystèmes puisque basée sur les **fonctions** de ces mêmes écosystèmes.

VI. Conclusion

La méthode d'équivalence ressource-ressource, récemment mise en place sur un cas antérieur à l'application de la LRE, ne permet pas aujourd'hui de disposer de retours d'expériences pour juger véritablement de son opérationnalité. En revanche, elle semble tout à fait au point dans son aspect théorique, et paraît facilement adaptable à de nombreuses situations, notamment dans le cas d'accélération de la régénération du milieu par des apports extérieurs.

Son application peut être freinée par un manque d'informations. La difficulté majeure réside dans l'estimation de l'état pré-dommage du milieu, et surtout du rythme de régénération. De fait, bien qu'écologiquement pertinente, cette approche peut être délaissée au profit de la méthode américaine, qui présente l'inconvénient de n'avoir été appliquée qu'aux seuls oiseaux marins dans le cadre de marées noires.

D'autres méthodes sont disponibles pour évaluer les impacts d'un dommage environnemental. La plupart sont cependant utilisées en vue d'obtenir une indemnisation monétaire devant un tribunal, comme c'est le cas des méthodes Léger-Huet-

Arrignon et du coût de restitution du milieu. Elles s'éloignent ainsi des objectifs de la LRE qui préconise une réparation en nature.

A l'heure actuelle, seules les méthodes d'équivalence semblent répondre aux attentes de ce cadre juridique nouveau. Le Tableau 23 ci-dessous récapitule les recommandations sur les méthodes d'équivalence à appliquer selon le type de dommage.

Tableau 23 : Récapitulatif des méthodes à appliquer selon le milieu impacté

	Équivalence service-service	Équivalence ressource-ressource européenne	Équivalence ressource-ressource américaine
Eau		✓	
Espèce/espace aquatique protégé Natura 2000		✓ (milieu dulcicole)	✓ (milieu non dulcicole)
Espèce/espace terrestre protégé Natura 2000	✓ (en second recours)		✓

Par ailleurs, l'évaluation des gains issus d'un projet de restauration est difficile car :

- les méthodes d'équivalence européennes n'ont été que peu appliquées ;
- l'approche américaine n'est appliquée qu'à des espèces d'oiseaux marins impactés par des marées noires. Or ce type de dommage est exclu de la LRE.

La méthode européenne implique le choix d'une espèce proxy, choix qui n'est pas effectué dans l'approche américaine puisque les Etats-Unis appliquent la méthode pour chaque espèce impactée. À première vue, la méthode américaine semble plus ambitieuse écologiquement puisqu'elle va compenser les atteintes à plusieurs espèces – en pratique, toujours les espèces d'oiseaux marins - tandis que l'approche européenne ne va compenser que les pertes liées au proxy retenu.

Enfin, étant données :

- la forte mobilisation des données de terrain nécessaires pour l'application des méthodes d'équivalence et la probable difficulté à les collecter, notamment dans le cas de la méthode d'équivalence ressource-ressource ;
- l'absence d'application concrète de ces méthodes en Europe, notamment la méthode ressource-ressource, et donc le manque de retour d'expérience nécessaire pour ajuster ces méthodes à la réalité du terrain,

les méthodes d'équivalence et en particulier la méthode ressource-ressource, doivent être perçues comme des outils d'aide à la décision et des instruments de négociation des mesures de réparation avant d'être un moyen d'évaluer de façon exhaustive la valeur exacte des dommages subis par un écosystème.

Bibliographie générale

- Arrignon, J., 1994, Productivité piscicole et calcul des dommages, Union Nationale de la Pêche
- Bas, A., et Gaubert H., 2010, La directive « Responsabilité environnementale » et ses méthodes d'équivalence, Études et documents n° 19, Commissariat Général au développement Durable, Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable.
- Chancerel, F., 2002, L'estimation des dommages suite à une dégradation des milieux aquatiques continentaux, Conseil Supérieur de la Pêche
- Dunford, R. W., Ginn T. C., and Desvousges W. H., 2004, The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments, *Ecological Economics* Vol. 48: 49-70
- FPIL (Fédération de la Pêche d'Indre et Loire), 2004, Estimation de dommages, Pollution de la Brenne du 19 juillet 2004, non publié
- Gaubert, H., 2007, Évaluation économique des dommages environnementaux sur accidents industriels, Études et synthèses de la Direction des Études Économiques et de l'Évaluation Environnementale Hors-Série 8 novembre 2007
- Hubert, S., 2010, Méthodes d'équivalence et application de la loi relative à la responsabilité environnementale, Rapports Centre d'Études Techniques de Lyon, département environnement territoires climat, affaire GE 5019
- Monnery, J., Hubert S., Gaubert H., 2010, Application des méthodes d'équivalence selon la Directive « Responsabilité Environnementale », Étude du cas du déversement accidentel de lessive de potasse dans le gave d'Aspe en 2007 (Pyrénées-Atlantiques, France), Études et documents n°47, Commissariat Général au développement Durable, Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable.
- Pont, D., 2001, L'indice poisson, un indicateur de la qualité des cours d'eau, Centre National de la Recherche Scientifique, L'eau de tous les enjeux No. 390 : 12
- Resource Equivalency Methods for assessing Environmental Damage in the EU*, 2008a, Toolkit for performing Resource Equivalency Analysis to assess and scale environmental damage in the European Union, www.envliability.eu
- Rosenberg, A. E., and Dunham, J. B., 2005, *Validation of abundance from mark-recapture and removal techniques for rainbow trout captured by electrofishing in small streams*, unpublished
- Rousseau, Y., 2008, Évaluation économique des dommages environnementaux sur accidents industriels, Études et synthèses de la Direction des Études Économiques et de l'Évaluation Environnementale
- Sperduto, M. B., Powers S. P., and Donlan M., 2003, *Scaling restoration to achieve quantitative enhancement of loon, seaduck, and other seabird populations*, *Marine Ecology Progress Series* Vol. 264: 221-232

Bibliographie juridique (dans l'ordre chronologique)

Directive 2004/35/CE du Parlement Européen et du Conseil du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux, Journal officiel de l'Union Européenne 30.4.2004 L143 : 56-75

Loi n° 2008-757 du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale et à diverses dispositions d'adaptation au droit communautaire dans le domaine de l'environnement, Journal officiel de la République Française 2 août 2008, Texte 2 sur 107

Décret n° 2009-468 du 23 avril 2009 relatif à la prévention et à la réparation de certains dommages causés à l'environnement, Journal officiel de la République Française du 26 avril 2009, Texte 1 sur 42

Annexe

La mise en œuvre de la méthode d'équivalence ressource-ressource en Europe repose sur 7 étapes. Il s'agit de :

- 1/ a/ Déterminer l'état initial du milieu (avant le dommage). Cela passe par l'identification d'une espèce représentative du milieu (ou proxy) et la quantification du nombre d'individus de cette espèce qui peuplaient le site avant la perturbation ;
b/ Estimer le nombre d'individus morts suite au dommage ;
c/ Déterminer le rythme de régénération du milieu ;
- 2/ Calculer les pertes dues au dommage ;
- 3/ Identifier plusieurs projets de restauration ;
- 4/ Estimer les gains issus des projets de restauration potentiels ;
- 5/ Dimensionner dans le temps ou dans l'espace les projets de restauration et retenir le projet le plus approprié en termes écologique mais à un coût raisonnable pour la société ;
- 6/ Effectuer une analyse de sensibilité des différents paramètres retenus (niveau initial des ressources, forme de la courbe de régénération, etc.) ;
- 7/ Mettre en place un plan de suivi et d'évaluation des mesures de restauration.

Les étapes 1a et 1c (détermination de l'état initial du site et du rythme de régénération) ne sont pas mises en œuvre dans le modèle américain.

Commissariat général au développement durable

Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

Tour Voltaire

92055 La Défense cedex

Tél : 01.40.81.21.22

Retrouver cette publication sur le site :

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/developpement-durable/>

Analyse d'une méthode d'évaluation d'un dommage environnemental : la méthode ressource-ressource européenne

La Loi Responsabilité Environnementale du 1er août 2008 (LRE) préconise la réparation intégrale et en nature de certaines atteintes à l'environnement. Pour cela, elle privilégie le recours aux méthodes d'équivalence service-service et ressource-ressource élaborées par les Etats-Unis dans les années quatre-vingt et adaptées au contexte européen par la Commission européenne, en 2008.

Si la méthode européenne service-service ne semble pas poser de problème d'application, la méthode européenne ressource-ressource est plus délicate à utiliser, en raison notamment du manque de données sur le rythme de régénération d'un milieu (durée nécessaire à un milieu endommagé pour revenir à son état avant perturbation). A l'heure actuelle, seul le rythme de régénération des cours d'eau en Europe est connu et c'est donc en priorité aux milieux d'eau douce que la méthode européenne ressource-ressource pourra être appliquée. Pour les autres écosystèmes, la méthode ressource-ressource américaine semble la plus appropriée, tout au moins à court terme, le temps de compléter les connaissances sur ces milieux.

Analysis of a method for evaluating environmental damage : the European resource-to-resource method

The Environmental Liability Act of August 1st 2008 (LRE) requires to fully compensate the environmental damages in nature. Therefore, it advocates the use of methods of equivalency service-to-service and resource-to-resource, based on the United States' experience of thirty years and adapted by the European Commission in 2008 to the European context.

If the European service-to-service method is easy to apply, it is not the case of the European resource-to-resource method. Indeed, data on the ecosystem's rate of regeneration (the time required for an ecosystem to return to its baseline state, i.e. before the damage) are often lacking. In fact, the European resource-to-resource method can only be applied to streams as their rate of recovery is known. For other ecosystems, the American method will be more appropriate.



Dépôt légal : Mai 2014
ISSN : 2102 - 4723