

Collection « Études et synthèses »

Evaluation économique des dommages environnementaux sur accidents industriels



Collection « Études et synthèses » de la Direction des Études Économiques et de l'Évaluation Environnementale (D4E)

Les publications de la D4E sont disponibles à l'adresse suivante : www.ecologie.gouv.fr/Collection-Etudes-et-syntheses

Titre du document : Evaluation économique des dommages environnementaux sur accidents industriels
Auteur(s) : Yann Rousseau
Contact : Hélène Gaubert – 01.42.19.23.89 – hélène.gaubert@ecologie.gouv.fr
Référence du document :
Date de publication : Novembre 2007
Crédit photos couverture : © Laurent Mignaux – MEDAD

Ce document n'engage que son auteur et non les institutions auxquelles il appartient.
L'objet de cette diffusion est de stimuler le débat et d'appeler des commentaires et des critiques.



SOMMAIRE

I – Contexte Législatif

1. La directive responsabilité environnementale 2004/35/CE
2. La transposition en France
3. L'expérience américaine : CERCLA & OPA

II – Les méthodes d'équivalence

1. Présentation des méthodes
2. Fondements théoriques
3. Cas d'étude fictif
4. Autres méthodes d'évaluation économique des biens environnementaux

III – Cas d'étude n°1 – Heillecourt

1. Contexte
2. Données/hypothèses
3. Evaluation économique
4. Conclusion sur l'accident d'Heillecourt

IV – Cas d'étude n°2 – Mimizan

1. Contexte
2. Données/hypothèses
3. Evaluation économique
4. Conclusion sur la pollution à Mimizan

V – Etude de sensibilité

1. Hypothèses sur les niveaux de services
2. Hypothèses sur les durées d'impact et de maturation
3. Hypothèses sur la longévité des gains de restauration
4. Hypothèses sur la forme des courbes de restauration

VI – Réflexions/perspectives

1. Apports de la directive responsabilité environnementale
2. Enjeux relatifs à la mise en œuvre des méthodes d'équivalence

RÉSUMÉ

La Directive 2004/35/CE du 21 avril 2004 crée un régime de responsabilité environnementale. Elle vise à prévenir les dommages environnementaux en rendant les industriels financièrement responsables de la réparation des dommages qu'ils causent à l'environnement.

Pour son application, l'évaluation des dommages devra privilégier des méthodes « allant dans le sens d'une équivalence ressource-ressource ou service-service ». Ces méthodes d'équivalence visent à compenser exactement les pertes de services écologiques, mesurés par l'intermédiaire d'un indicateur (ou proxy), par la réalisation de projets de restauration.

Le 6 août 1996, un incendie dans une entreprise de produits phytosanitaires entraîne le déversement de 450 m³ d'eaux d'extinction polluées dans le ruisseau Fonteno, puis dans la Meurthe et la Moselle. L'application des méthodes d'équivalence permet de dimensionner les projets de restauration qui auraient pu être mis en œuvre. Par exemple, les dommages au Fonteno peuvent être compensés par la réhabilitation de 210 m d'un ruisseau équivalent. Le coût de la réparation des dommages causés par cet accident peut être évalué à plus d'1 M€. Dans ce cas, cela reste très inférieur aux coûts totaux occasionnés par l'accident (pertes matérielles et économiques).

Le 5 avril 1997, la rupture d'une canalisation dans une papeterie entraîne le rejet de 21 m³ d'hypochlorite de sodium dans le Courant de Mimizan détruisant la quasi-totalité de la faune et de la flore. Les projets de restauration déterminés par les méthodes d'équivalence (restauration des berges et de la morphologie du Courant de Mimizan ou amélioration des performances écologiques du Courant de Contis à proximité) auraient coûté plusieurs centaines de milliers d'euros. Mais ici, contrairement au cas précédent, ils auraient été les seuls coûts supportés par l'exploitant suite à la pollution.

Ces deux cas d'études ont permis d'identifier des enjeux importants relatifs à la mise en œuvre des méthodes d'équivalence, comme par exemple le choix du proxy, qui s'avère fondamental, ou l'importance d'accompagner les projets de restauration d'objectifs et d'indicateurs de suivi. Par ailleurs, il apparaît que les méthodes d'équivalence gagnent à être mises en œuvre dans un cadre de concertation et de coopération entre pouvoirs publics et industriels. Mais une telle démarche doit encore entrer dans les mœurs françaises.

I – CONTEXTE LEGISLATIF

1. La Directive Responsabilité Environnementale 2004/35/CE

La Directive 2004/35/CE du Parlement Européen et du Conseil du 21 avril 2004 est la finalisation d'un projet remontant à 1993, avec la publication du Livre Vert sur la réparation des dommages causés à l'environnement, suivi d'un Livre blanc sur la Responsabilité Environnementale en 2000. Suite aux consultations qui en découlèrent, et malgré l'échec de la Convention de Lugano, la Commission européenne présenta une proposition de directive au Parlement en 2002, dont la version amendée fut adoptée début 2004. La date limite de transposition aux états membres fut fixée au 30 avril 2007.

L'idée maîtresse de la directive pourrait se résumer au considérant (2) : « Il convient de mettre en oeuvre la prévention et la réparation des dommages environnementaux en appliquant le principe du « pollueur-payeur » inscrit dans le traité, et conformément au principe du développement durable. Le principe fondamental de la présente directive devrait donc être que l'exploitant dont l'activité a causé un dommage environnemental ou une menace imminente d'un tel dommage soit tenu pour financièrement responsable, afin d'inciter les exploitants à adopter des mesures et à développer des pratiques propres à minimiser les risques de dommages environnementaux, de façon à réduire leur exposition aux risques financiers associés ». L'exploitant est alors tenu de payer pour des réparations effectives du dommage, a contrario d'une indemnisation de type responsabilité civile classique.

En effet, du point de vue théorique, le concept même de **responsabilité** a deux objectifs :

- indemniser ou compenser totalement les populations impactées pour les pertes passées, présentes et futures,
- inciter les pollueurs à la précaution et à la sécurité dans leurs activités.

Cependant, il convient de préciser que la directive ne couvre pas les dommages matériels, corporels ou économiques (déjà couverts par les régimes de responsabilité classiques), mais uniquement les dommages environnementaux « purs » (atteintes aux éléments de l'environnement, services écologiques et au public). A noter également que chaque état membre est libre de choisir des mesures plus restrictives.

Suit un rapide descriptif des traits majeurs de la directive ; le détail est focalisé sur les points de législation pertinents au regard de la présente étude, et n'a pas vocation à expliciter l'ensemble du texte législatif.

1.1. Définitions (article 2)

La portée de la directive est soumise aux définitions des termes génériques, et à leur interprétation. En effet, la définition de dommage environnemental définit le cadre du texte, en réduisant le champ aux « dommages causés aux espèces et habitats naturels protégés », aux « dommages affectant les eaux » et à « toute contamination des sols qui

engendre un risque d'incidence négative grave sur la santé humaine ». On notera aussi le considérant (4) mentionnant que « les dommages environnementaux comprennent également les dommages causés par des éléments présents dans l'air, dans la mesure où ils peuvent causer des dommages aux eaux, aux sols, ou aux espèces et habitats naturels protégés ».

Au total, seize définitions précisent la portée des termes importants utilisés dans les textes. On notera particulièrement les termes « dommages », « espèces et habitats naturels protégés », « eaux », « exploitant », « ressource naturelle », « services ».

Le terme « **coûts** » est aussi précisé, et regroupe donc « le coût de l'évaluation des dommages environnementaux », « les options en matière d'action », « les frais administratifs, judiciaires et d'exécution », « les coûts de collecte des données et les autres frais généraux », et enfin « les coûts de la surveillance et du suivi ». Ce paragraphe 16 est particulièrement important pour le chiffrage exhaustif des coûts potentiels de réparation à engager par l'exploitant.

1.2. Exclusions (article 4)

La directive comporte un certain nombre d'exclusions, qui incluent les actes de « conflit armé » et associés, les « phénomène(s) naturel(s) de nature exceptionnelle », les « activités menées dans l'intérêt de la défense nationale ou de la sécurité internationale », ainsi qu'une liste de conventions annexées (Annexe IV : pollution par hydrocarbures et TMD, Annexe V : dommages environnementaux liés aux activités nucléaires) adressant déjà de manière classique (type responsabilité civile) la problématique de responsabilité environnementale et qui ne sont pas supplantés par la présente directive.

1.3. Coûts liés à la prévention et à la réparation (article 8)

Ce paragraphe mentionne notamment des cas d'**exceptions** : certaines systématiques, où « un exploitant n'est pas tenu de supporter le coût des actions de prévention ou de réparation », c'est-à-dire dans l'hypothèse où l'accident est « le fait d'un tiers, en dépit de mesures de sécurité appropriées », ou lorsque le dommage « résulte du respect d'un ordre ou d'une instruction émanant d'une autorité publique » ; et d'autres où une certaine latitude est laissée aux états membres dans la transposition des exonérations du paragraphe 4 pour respect d'autorisation (« une émission ou un événement expressément autorisé et respectant toutes les conditions liées à une autorisation ») et risques de développement (« une activité [...] dont l'exploitant prouve qu'elle n'était pas considérée comme susceptible de causer des dommages à l'environnement au regard de l'état des connaissances scientifiques et techniques au moment où l'émission ou l'activité a eu lieu »).

1.4. Autres articles

Les articles non mentionnés portent sur les modalités pratiques d'application du droit, avec notamment la question des cas de causalité multiple (Article 9) et des délais de prescription (Article 10). La question des garanties financières (Article 14) se pose étant donné que la définition d'exploitant ne peut s'étendre a priori vers les organismes financiers ; la directive ne prescrit pas d'obligation de sécurité financière à ce jour, ceci étant laissé à la discrétion des états membres. En revanche, un rapport de la Commission

sur le sujet est prévu pour 2010. A noter également qu'il n'est pas mentionné de plafonds pour les dommages.

1.5. Annexes

Au nombre de six, elles apportent un degré de précision supplémentaire. Par exemple, l'Annexe I tend à encadrer et à clarifier les définitions de dommage et dommage significatif, et l'Annexe III établit une liste exhaustive des activités visées par la directive.

Il convient de mentionner plus particulièrement pour la présente étude l'**Annexe II « Réparation des Dommages Environnementaux »**.

D'une part, elle définit les trois catégories de réparation à prendre en considération :

- la restauration primaire correspond au retour à l'état initial du milieu impacté. Elle peut simplement consister en une régénération naturelle ;
- la restauration compensatoire consiste à compenser les pertes intérimaires de services écologiques entre le moment de survenance du dommage et le retour à l'état initial ;
- la restauration complémentaire consiste à compenser les pertes définitives de services, dans le cas où l'état initial ne peut être restauré.

D'autre part, elle a pour but de prescrire les méthodes de réparation, et donc de calcul des coûts, à utiliser :

- dans le cas des dommages affectant les eaux ou les espèces et habitats naturels protégés, les mesures de réparation primaire pertinentes sont les « actions (ayant pour but de) [...] rapprocher directement les ressources naturelles et les services de leur état initial d'une manière accélérée, ou par une régénération naturelle » ; les mesures de réparation complémentaire et compensatoire « allant dans le sens d'une **équivalence ressource-ressource ou service-service** sont à utiliser en priorité » (cependant, si ces méthodes ne sont pas applicables, « l'autorité compétente peut prescrire la méthode, par exemple l'évaluation monétaire »).
- dans le cas des dommages affectant les sols, il s'agit de mettre en place « les mesures nécessaires [...] afin de garantir au minimum la suppression, le contrôle, l'endiguement ou la réduction des contaminants concernés, de manière à ce que les sols contaminés [...] ne présentent plus de risque grave d'incidence négative sur la santé humaine » ; la régénération naturelle doit aussi être envisagée.

1.6. Autres régimes européens pertinents

Le principe des méthodes d'équivalence se retrouve aussi dans d'autres directives européennes, notamment : directive Habitats 1992/43/CEE, directive Oiseaux Sauvages 1979/409/CEE, directive Environmental Impact Assessment (EIA) 1997/11/CE (compensation en amont de projets d'aménagements), et peut aussi être appliquée dans le cadre de la directive Eau 2000/60/CE.

Les politiques liées au réseau Natura 2000 et à la directive EIA ont permis de développer des guides de bonnes pratiques ainsi que des informations exhaustives sur les conditions initiales des milieux, qui sont tout à fait pertinents en terme de restauration

écologique (évaluation des dommages, projets de compensation / restauration, critères d'évaluation), malgré leur absence de référence aux méthodes d'équivalence. Par exemple, pour un impact prévisible en réseau Natura 2000, les mesures à prendre peuvent être :

- création d'habitat sur site nouveau à inscrire dans le réseau
- extension du périmètre du site impacté
- amélioration / restauration, en proportion, de sites du réseau
- exceptionnellement, proposition de nouveau site à inscrire

En tout état de cause, ces mesures (création, amélioration, restauration, préservation de stock) doivent être appropriées, réalisables, opérationnelles au moment de l'impact, et au minimum maintenir la cohérence générale du réseau. Elles doivent être mises en place dans le même état membre, dans la même région biogéographique¹, offrir les mêmes fonctions en proportions équivalentes, et inclure des objectifs précis de mise en place et de gestion à long terme.

2. La transposition en France

A ce jour, le droit français ne prend pas en compte le préjudice écologique pur, bien qu'il puisse être considéré accessoirement dans le cadre d'atteinte potentielle à la santé humaine. La transposition de la directive 2004/35/CE tend à combler ce déficit.

Les activités potentiellement dangereuses visées par l'annexe III de la directive sont déjà couvertes de manière quasi exhaustive par le code de l'environnement ou de la santé : titre I^{er} du livre II (installations, ouvrages, travaux ou activités soumis à autorisation ou déclaration en vertu de la loi sur l'eau²) et titre I^{er} du livre V (installations classées pour la protection de l'environnement³).

2.1. Le projet de loi

Le projet de loi portant transposition crée un régime de responsabilité autonome, s'intégrant aux modalités déjà existantes, et veillant à une intégration fidèle des prescriptions de la directive tout en conservant les régimes plus stricts éventuellement déjà en place. Il est organisé en cinq articles :

- *article 1* : modification du livre I^{er} du code de l'environnement par l'ajout d'un **titre VI « Prévention et réparation de certains dommages à l'environnement »** ;
- *article 2* : modification de la loi du 29 décembre 1892 modifiée sur les dommages causés à la propriété privée par l'exécution de travaux publics ;
- *article 3* : modification du code de justice administrative ;
- *article 4* : extension de l'application à Mayotte ;
- *article 5* : hors contexte, sans lien avec la directive.

¹ au nombre de 11 en Europe: arctique, boréale, atlantique, continentale, alpine, pannonienne, méditerranéenne, macaronésienne, steppique, littoraux de la mer Noire, anatolienne

² IOTA

³ ICPE

Concernant plus particulièrement l'article 1 et donc la création d'un titre VI complétant le code de l'environnement, les points remarquables sont les suivants :

- article L. 160-1 : transpose l'article premier de la directive en mentionnant explicitement l'application du principe « pollueur-payeur ».
- chapitre Ier, « Champ d'Application » : il contient la définition et la délimitation de ce qui peut être considéré ou non comme « dommages à l'environnement » et de ce qui est entendu par « exploitant » ; ce chapitre reprend aussi les exclusions mentionnées par l'article 4 de la directive, ainsi que les délais de prescription.
- chapitre II, « Régime » :
 - × la section I « Principes » instaure, sans préjudice d'autres actions en responsabilité pour des dommages non environnementaux :
 - un régime de responsabilité stricte pour les activités listées,
 - un régime responsabilité pour faute / négligence pour les activités non listées (dans le cas unique de dommages aux espèces et habitats naturels protégés).
 - × la section II « Mesures de prévention ou de réparation des dommages » établit :
 - le cadre de réparation des dommages aux eaux et à la biodiversité (retour à l'état initial ou réparation complémentaire, et compensation des pertes intermédiaires sans indemnités financières),
 - le cadre de réparation des dommages aux sols (supprimer tout danger grave pour la santé humaine),
 - les responsabilités de l'exploitant (mesures d'urgence, information, mesures de réparation) et de l'autorité compétente (évaluation et prescription des mesures de réparation, substitution à l'exploitant),
 - les possibilités d'intervention de personnes tierces.
 - × la section III « Pouvoirs de police administrative » fixe donc les pouvoirs de police administrative de l'autorité compétente vis-à-vis de l'exploitant, ainsi que ses conditions de mise en application.
 - × la section IV « Coût des mesures de prévention et de réparation » indique l'ensemble des coûts supportables par le ou les exploitant(s) en répartition proportionnée :
 - évaluation des dommages,
 - identification des mesures de prévention / réparation,
 - mise en œuvre et suivi des mesures approuvées,
 - information / consultation du public et tiers intéressés ;La section IV indique de plus les modalités de recouvrement des coûts engagés par l'autorité compétente ou par une tierce personne, et enfin les conditions d'exonérations de ces coûts (fait d'un tiers, instruction émanant d'une autorité publique ou risque-développement).
- chapitre III, « Dispositions pénales » : il contient deux sections intitulées Section 1 'Constataction des infractions' et Section 2 'Sanctions pénales'
- chapitre IV, « Dispositions particulières à certaines activités » : il articule le régime créé avec les dispositions existantes ICPE, IOTA, et du code minier
- chapitre V, « Dispositions diverses » : un décret déterminant les conditions d'application du régime créé (liste des activités, gravité du dommage, autorité administrative compétente, consultation du public, conditions de réparation) est prévu.

2.2. Le projet de décret

Le projet de décret relatif à la prévention et à la réparation des dommages à l'environnement et modifiant le code de l'environnement est *a priori*⁴ composé de cinq articles, dont l'article majeur (*article 1* : modification du livre Ier, partie réglementaire, du code de l'environnement par l'ajout d'un titre VI «Prévention et réparation de certains dommages à l'environnement») contenant le corps du décret s'articule comme suit :

- chapitre Ier, «Champ d'Application» : la section I «Les dommages» prescrit de manière précise les définitions de dommages et services, et modes d'appréciation de l'état des eaux, des sols, et de conservation des habitats et espèces ; la section II «Les activités» liste l'ensemble des activités visées directement par le régime de stricte responsabilité
- chapitre II, «Prévention et réparation des dommages» :
 - ✗la section I «Désignation de l'autorité administrative compétente» désigne le préfet de département comme autorité compétente, sans préjudice des pouvoirs propres du ministre de la défense
 - ✗la section II «Evaluation des mesures de réparation» indique la préférence envers les méthodes d'équivalence, et prescrit les critères d'évaluation des projets de restauration
 - ✗la section III «Mise en œuvre des mesures de prévention et de réparation» fixe les conditions de consultation des commissions compétentes et tierces parties
 - ✗enfin il contient une section IV «Coopération transfrontalière entre les Etats membres de la Communauté européenne»
- chapitre III, «Dispositions pénales» ;
- chapitre IV, «Dispositions particulières à certaines activités» ;
- chapitre V, «Disposition diverses» : il contient notamment une section «Action des tiers».

3. L'expérience américaine, CERCLA & OPA

Bien que le concept de responsabilité environnementale soit plutôt récent au niveau communautaire, la réparation des dommages environnementaux «purs» est pratiquée depuis les années 80 aux Etats-Unis, et ceci grâce à deux lois majeures : «The 1980 Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA)», aussi connu sous l'appellation «Superfund»⁵, et «The 1990 Oil Pollution Act (OPA)». Les deux textes adressent les problématiques de restauration des écosystèmes impactés par des rejets de substances dangereuses (CERCLA) ou par des pollutions hydrocarbures (OPA). Les concepts et approches utilisés sont relativement identiques sur ces deux lois cadres ; ce sont ces mêmes concepts qui ont indubitablement inspiré le texte de la directive européenne 2004/35/CE.

Les méthodes d'équivalence ont émergé avec ces deux régimes CERCLA et OPA ; il convient de préciser qu'elles sont aussi utilisées dans le cadre des programmes de compensation *ex ante* des impacts de projets de développement («wetland mitigation banks» et «biodiversity conservation banks»), ainsi que dans le cadre des Clean Water Act (CWA) et Park System Resources Protection Act (PSRPA).

⁴ version du 24/10/2006

⁵ programme environnemental américain s'intéressant aux sites industriels dangereux abandonnés / non contrôlés

Quatre approches peuvent être choisies pour la réparation des dommages environnementaux : restauration, réhabilitation, remplacement et / ou acquisition de ressources équivalentes. Les pertes de services rendus au public ou aménités (pêche et chasse récréatives, plages, cueillettes, ...) sont aussi prises en compte. Il est important de mentionner que les fonds recouverts ne peuvent être utilisés que pour des projets de restauration (dont la détermination est soumise à de nombreux facteurs de décision), et non comme indemnités financières à d'autres fins ou à tierces parties.

3.1. CERCLA

Ce premier cadre introduisit le concept de responsabilité environnementale (remise en l'état des milieux et compensation pour les substances déversées ayant occasionné des dommages aux ressources naturelles). Le CERCLA s'est notamment traduit par la standardisation du « Natural Resource Damage Assessment (NRDA, 1986) », qui définit les méthodes à employer par les *trustees*⁶ dans le cas de pollutions, et ce depuis la gestion d'urgence jusqu'au suivi des projets de réparation. Organisés en quatre phases (Preassessment, Assessment Plan, Assessment, Post-Assessment), les NRDA permettent notamment de déterminer l'ensemble des coûts imputés au(x) pollueur(s) : coûts des études, coûts de la restauration et du suivi (incluant les pertes intérimaires), intérêts sur les coûts de réponse et d'évaluation des dommages. La procédure, détaillée de manière complète, permet une coordination des différents services, et incite à la coopération avec l'exploitant concerné. On notera la différence existant entre les « cas simples de type A », considérés à l'aide de modèles pré-établis, et les « cas complexes de type B », où les études sont plus exhaustives et spécifiques au cas rencontré.

3.2. OPA

Ce second cadre est très semblable au Superfund, mais traite uniquement des pollutions par hydrocarbures. A noter que ce régime admet les plaintes privées, ce que ne peut faire le régime CERCLA.

Les actions de restauration doivent ramener les écosystèmes pollués ou endommagés à leur état avant l'accident, mais aussi compenser pour les pertes intérimaires des services écologiques et des aménités ; ces restaurations pouvant se faire *in situ* (de manière préférentielle) ou *ex situ*. La priorité est donnée aux restaurations qui fournissent des ressources / services de même type, de même qualité et de valeur comparable. Sinon, une valorisation des biens et services environnementaux est envisagée.

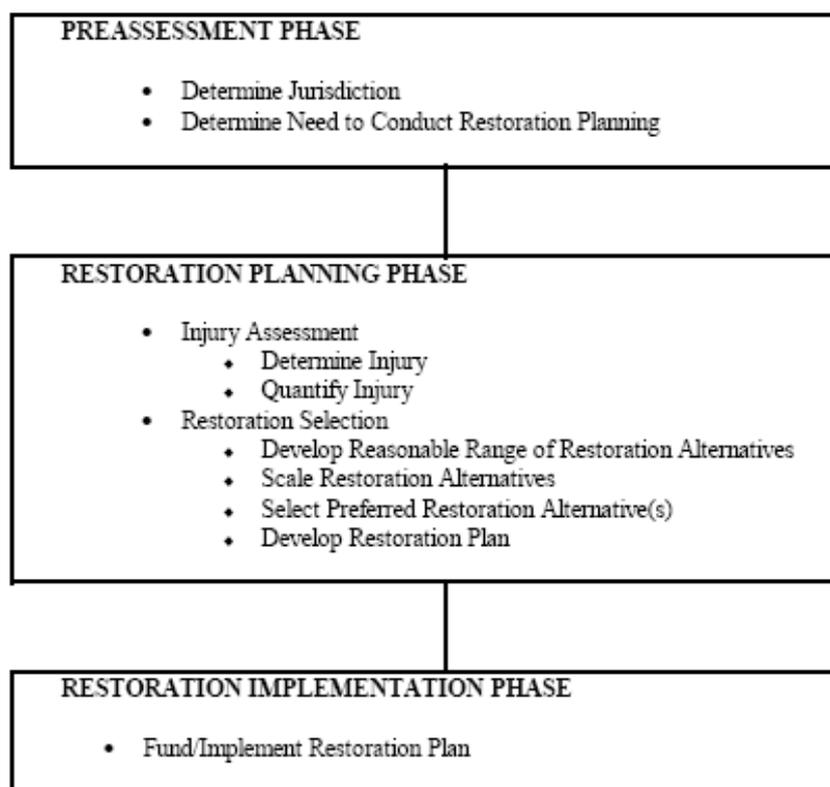
Afin de déterminer le dimensionnement de ces actions de restauration, sont recommandées en priorité les méthodes « resource-to-resource » ou « service-to-service », et ce afin de focaliser les actions sur la restauration en nature plutôt que la compensation pécuniaire. En effet, dans l'hypothèse de difficulté ou d'impossibilité d'application des méthodes prescrites, l'évaluation des restaurations à engager peut se faire par valorisation environnementale (évaluation contingente, méthode des coûts de transports...), afin de dimensionner des projets dont la valeur, approche « valeur-valeur », ou le coût, approche « valeur-coût », serait égal(e) à la valeur perdue.

Des guides très exhaustifs pour l'application de ce régime ont été publiés par la NOAA⁷. Bien que développés dans le cadre du régime OPA, plus récent, ces guides de bonnes pratiques sont aussi utilisés dans le cadre des autres régimes mentionnés précédemment.

⁶ agences publiques ou communautés en charge des écosystèmes impactés

⁷ National Oceanic and Atmospheric Administration

Est présenté ci-dessous le déroulement NRDA tel qu'il est conduit lors d'une procédure OPA.



3.3. Modèles simplifiés

Afin d'augmenter l'efficacité, la rentabilité et la rapidité des procédures, des modèles simplifiés d'estimation des dommages et des gains de restauration ont vu le jour. Notamment, dans le cadre du régime CERCLA, les accidents de petite à moyenne envergure sont adressés par les **procédures simplifiées de type A**. Dans ces cas, couvrant généralement des pollutions d'étendue et de durée limitées, l'étude des dommages requiert peu d'analyses et de données, mais utilise des modèles pré-établis en fonction des données d'experts et de la littérature scientifique. Le modèle⁸, probablement une des plus larges base de données pour transfert de littérature, est applicable aux oiseaux, reptiles et mammifères, et dispose de trois versions différentes : milieux côtiers, milieux marins et « Grands Lacs ». Les trois modules couvrent au total 469 substances chimiques, 91 écosystèmes et 13 catégories d'espèces (représentant entre autres 141 espèces de poissons)⁹. Par exemple, l'étude des dommages aux poissons incluent les pertes directes (mortalité), les pertes indirectes (perte de productivité future et transferts trophiques), mais aussi les pertes de pêche récréative (se basant sur deux études : une méthode des coûts de transports, et une « Random Utility Model »). Moyennant un certain nombre de données, le modèle permet *in fine* de déterminer les caractéristiques physiques de la contamination, les conséquences biologiques, ainsi que les conséquences économiques.

Malgré la vaste base de données, le modèle ne peut tenir compte de l'ensemble des spécificités locales, et se base donc sur des valeurs moyennes représentatives. La procédure de type A n'est donc recommandée que pour les pollutions localisées à court voire moyen terme. Bien entendu, il a valeur réglementaire.

⁸ NRDAM/CME ou NRDAM/GLE

⁹ Jones, 1992

A noter que certains états (Californie, Floride, Washington, New-Jersey, Minnesota...) ont créé leurs propres procédures d'estimation ; elles reposent sur des modèles bio-économiques simplifiés s'inspirant des procédures de type A. Ces modèles locaux sont économes en termes de coûts, de temps, de données, offrent une certaine transparence, et ont valeur réglementaire.

3.4. Coopération avec les parties responsables

Ces deux régimes insistent sur le besoin d'efficacité et de rentabilité des méthodes utilisées, depuis l'évaluation jusqu'à la restauration effective. A ce titre, la participation des parties responsables est très fortement requise, ce qui permet de limiter les risques de contentieux judiciaire, de diminuer les coûts d'étude et d'évaluation, et d'engager la restauration plus rapidement et efficacement. Ce genre d'approche est relativement classique aux Etats-Unis (notamment droit civil) ; en revanche, le droit français ne l'autorise qu'au cas par cas, sous réserve du respect d'un certain nombre de règles.

Etablir la confiance entre les différents acteurs aux objectifs et vues opposés, et coordonner leurs contributions reste un challenge considérable. Flexibilité, compromis, objectifs communs, implication du public, coordination par l'autorité compétente, et préparation à un potentiel litige sont indispensables.

Ainsi, selon Roach et Wade (2006), aucune des procédures Natural Resource Damage Assessment réalisées utilisant les approches d'équivalence dans le cadre du régime OPA n'a nécessité l'intervention des tribunaux. Les plans de restauration sont déterminés en fonction d'objectifs à atteindre, de critères de performance et de provisions pour ajustements. Enfin, les deux régimes incluent aussi des provisions pour information et consultation du public, à différents niveaux de la procédure.

3.5. Synthèse

Ces deux lois-cadre américaines ont très fortement inspiré la directive 2004/35/CE, et plus particulièrement dans l'évaluation pratique des dommages. En effet, les prescriptions de l'Annexe II correspondent tout à fait aux méthodes recommandées par les procédures NRDA mentionnées ci-dessus. En revanche, le niveau de sophistication et de préparation des méthodes d'évaluation américaines est évidemment plus avancé que les prescriptions de la directive, qui laisse à chaque état membre le soin de définir ses propres approches en fonction du droit national et des spécificités écologiques locales. Afin de combler cette lacune, la Commission Européenne commande et finance le groupe de recherche REMEDE, dont les travaux portent très spécifiquement sur l'Annexe II. Des méthodes et bonnes pratiques, ainsi que des cas d'études sont notamment en cours d'élaboration.

II – LES METHODES D'EQUIVALENCE

1. Présentation des méthodes

L'annexe II de la directive 2004/35/CE, intitulée « Réparation des Dommages Environnementaux » tend à encadrer les pratiques d'évaluation des dommages environnementaux, en indiquant prioritairement certaines méthodes. Ordinairement, les dommages sont indemnisés par le moindre des coûts de réparation ou de la valeur du marché ; pour les biens environnementaux, la valeur du marché, si tant est qu'elle existe, n'est pas indicatrice de la « réelle » valeur de ce bien. Au niveau international, on privilégie aujourd'hui la réparation des dommages environnementaux en nature, les coûts dus par les parties responsables étant les coûts d'évaluation de dommages, de restauration et de suivi. La valeur même de la restauration n'est plus nécessaire, sous réserve qu'elle soit considérée comme « raisonnable » (proportionnalité des coûts engagés par rapport aux préjudices, projet de restauration le plus efficace et rentable).

A ce titre, les méthodes dites d'équivalence se focalisent sur la compensation en nature, de même type / qualité / quantité. Cette approche qui consiste à utiliser les coûts de restauration comme approximation est préférée aux méthodes de valorisation environnementale visant à estimer la valeur accordée par le public en fonction de marchés associés ou d'enquêtes. En effet, les méthodes de valorisation environnementale engagent habituellement un débat sur leur validité / viabilité et sur leur relativité par rapport aux populations concernées, et ce d'autant plus dans le cadre de valeurs non marchandes (existence, patrimoine, ...) qui ne peuvent être considérées que par évaluation contingente.

Les méthodes d'équivalence semblent donc offrir une alternative plus neutre et plus à même de permettre le retour à l'état initial, notamment pour la considération de valeurs écologiques non marchandes. Elles permettent des investigations et une restauration plus rapide et moins coûteuse (une évaluation contingente standard peut coûter plusieurs dizaines de milliers d'euros, et prendre au minimum un an), contribuent à des objectifs plus globaux de développement durable (en se focalisant sur des projets de restauration, au lieu d'indemnités pécuniaires), et réduisent les probabilités de litiges. Ces méthodes sont plus flexibles d'utilisation et de mise en place, et plus aisées en termes de réalisation et de communication.

Le texte de la directive recommandant les méthodes d'équivalence, ces méthodes sont utilisées dans le cadre de la présente étude. Il convient de remarquer que ces méthodes n'ont pour but que d'estimer le dimensionnement des projets de restauration complémentaire et/ou compensatoire. Les autres coûts potentiellement engagés en réparation (restauration primaire, études) sont évalués en fonction des « prix réels à engager ».

Plusieurs approches peuvent être considérées : répliquer les conditions initiales, réinstaller les services et fonctions écologiques ou réinstaller les services au public. Cette dernière approche étant la plus anthropocentrique, la préférence reste sur une approche plus écologique de la compensation : est entendu par « équivalence ressource-ressource » le fait de remplacer une ressource impactée par une ressource de même type / qualité / quantité, est entendu par « équivalence service-service » le fait de remplacer les services fournis par la ressource impactée par des services de même type / qualité / quantité. Les projets de restauration peuvent être réalisés *in* ou *ex situ*, avec une

préférence pour la première option, ce qui permet d'éviter les problèmes de substitution (cf. analyse théorique au § II –2.2).

1.1. HEA, REA et proxys

Deux des méthodes d'équivalence les plus reconnues et pratiquées ont été développées par la NOAA, depuis les années 90. Une liste non exhaustive d'accidents pertinents (USA) est jointe en annexe C. La méthode d'équivalence habitat (**Habitat Equivalency Approach**, HEA) encadre l'estimation des pertes intérimaires, en se focalisant sur l'habitat, incluant donc une multitude d'espèces et de services. La méthode d'équivalence ressource (**Resource Equivalency Approach**, REA) se focalise, elle, sur une espèce individuelle (en fonction des services fournis, de son degré de représentation, de sa fragilité, ou de l'impact subi). On ne considère pas la valeur en euros d'une zone humide au m², ou la valeur en euros d'un cormoran, mais plutôt les coûts des projets de restauration liés à tel habitat ou telle espèce. Les deux méthodes considèrent les problématiques d'actualisation par l'évaluation des gains et pertes en unité commune et en valeur présente.

Le groupe de recherche REMEDE signale dans ses travaux (2007) une différenciation plus avancée des méthodes d'équivalence, il mentionne d'abord les méthodes HEA et REA, mais aussi les approches suivantes :

- HRC : habitat replacement cost (approche ex ante axée sur les ressources) ;
- HPF : habitat production foregone (approche ex ante axées sur les ressources et habitats) ;
- VEA : value equivalency approach (approche axée sur la valeur).

Afin d'estimer les pertes de services, comme il est difficile de toutes les mesurer, l'utilisation d'un **proxy** est très souvent requise. Il s'agit de choisir un paramètre biologique / écologique, représentatif de l'habitat ou de l'espèce concerné, et de l'utiliser comme unité de référence pour l'estimation des états initiaux, des dommages, mais aussi pour le dimensionnement de la restauration. Ont été notamment utilisés : au niveau d'une communauté (biomasse poissons / invertébrés, diversité des taxons), au niveau d'un habitat (couverture végétale, densité des tiges, structure de la canopée), au niveau individuel (facteurs de reproduction, dommages). Son choix est crucial pour les résultats : Strange et al. (2002) constatent des différences de résultats allant du simple au triple selon différents choix de proxys. Il est recommandé d'utiliser l'indicateur le plus « raisonnablement pessimiste »¹⁰.

1.2. L'approche REA

Une approche REA utilise majoritairement l'unité « espèce-année », représentant le nombre d'individus perdus au cours de la période d'impact. Cette approche est généralement complexe, et inclut des modèles biologiques prenant en compte les impacts létaux, sub-létaux (faculté de survie, reproduction, ...), et les conséquences sur les générations futures (production future perdue). Elle est donc très exigeante en termes d'expertise et de données écologiques (taux de survie par classes d'âge, espérance de vie, taux de reproduction, facteurs limitants, ...). Des NRDA's utilisant l'approche REA ont été réalisés portant sur différentes espèces d'oiseaux et de poissons, mais aussi tortues, homards, huîtres, invertébrés... A noter que certaines espèces peuvent être de mauvais choix d'indicateurs, du fait de leur mobilité, de leur cycle de reproduction rapide ou

¹⁰ REMEDE, 2007

d'influences potentielles d'autres habitats (par exemple, les espèces des milieux saumâtres bénéficient d'apports marins qui peuvent être non endommagés dans le cas d'une pollution de rivière).

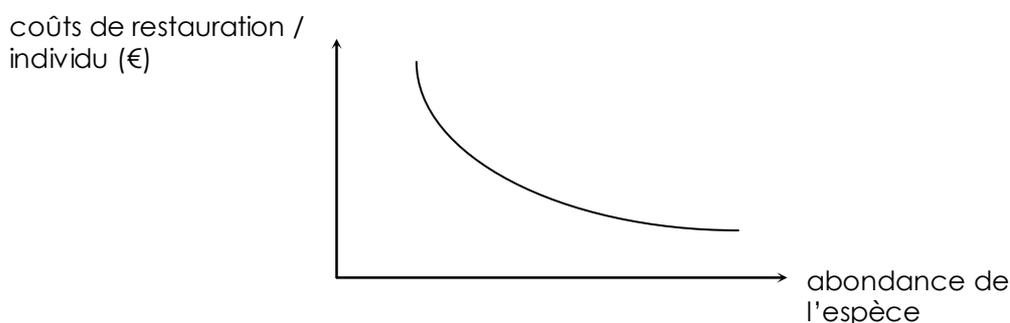
1.3. L'approche HEA

Une approche HEA utilise majoritairement l'unité «surface-services-année», représentant le produit des surfaces impactées et de leurs pertes de services cumulées au cours de la période d'impact. Ceci peut être établi à partir d'index d'évaluation d'habitat (par exemple, le « Qualitative Habitat Evaluation Index » américain portant sur les cours d'eaux), de degré de couverture huileuse pour les déversements d'hydrocarbures, ou à l'aide de paramètres pertinents choisis en fonction de leur rôle dans l'écosystème : couverture végétale, présence ou densité d'espèces critiques... L'utilisation même d'espèces comme indicateur de services d'un habitat est possible, si tant est qu'il s'agisse d'une espèce fixée ou très inféodée à l'habitat, et qui a des liens écologiques significatifs envers l'ensemble des espèces (en amont et en aval de la chaîne alimentaire), comme les populations invertébrées par exemple.

L'approche HEA peut être privilégiée par rapport à l'approche REA : lorsqu'un habitat est détruit pour tout ou partie, lorsque les dommages affectent un ou plusieurs habitats protégés, lorsqu'aucune espèce particulière n'a été majoritairement impactée, ne revêt un caractère particulier, ou bien qu'aucun projet de restauration propre ne peut lui être attaché. L'approche HEA permet de compenser les pertes sur un ensemble d'espèces, et permet aussi de remplir des objectifs plus globaux de protection de la biodiversité ; selon Donlan et al. (2003), la destruction et la dégradation d'habitat sont responsables de la majorité des pertes écologiques.

1.4. Impacts multi-espèces et transferts trophiques

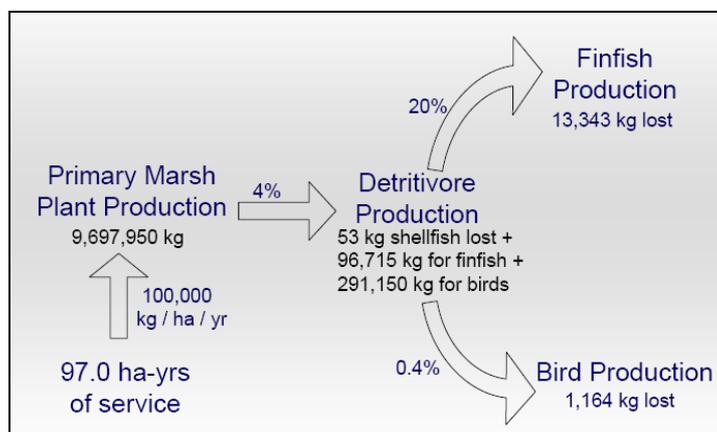
Lorsque les impacts portent sur de multiples espèces, une étude par espèce est fastidieuse et coûteuse, on choisit alors un espèce représentative / critique du milieu (l'espèce saumon est par exemple pertinente, étant donnée la haute corrélation entre état du cours d'eau et présence de salmonidés) ; il est aussi possible de grouper par types d'espèces : oiseaux marins, oiseaux littoraux... Concernant les coûts de restauration d'une espèce dans un milieu, il faut toujours garder à l'esprit qu'ils sont d'autant plus grands que les espèces sont rares.



(Hampton & Zafonte, 2002)

De plus récentes approches cherchent à ramener l'ensemble des pertes à un même dénominateur commun (en général le premier maillon de la chaîne alimentaire, ou productivité primaire du milieu), par transferts trophiques. Par exemple, pour la marée noire de Chalk Point (Etats-Unis, 2000), l'impact sur la population d'oiseaux a été

compensé par la création d'un récif pour huîtres, qui en augmentant la biomasse benthique, bénéficiait à hauteur équivalente les populations affectées par transferts trophiques d'énergie. Autre exemple, pour la marée noire de Lake Barre (Etats-Unis, 1997), l'impact sur différentes espèces faunistiques a été compensé par la création d'une zone humide, dimensionnée pour fournir une production primaire équivalente à l'ensemble de la production primaire perdue. Le réseau trophique ci-dessous, issu de Thur (2006) et concernant la marée noire du T/V Westchester, illustre le mécanisme.



Cependant, il reste à évaluer si une quantité suffisante d'énergie primaire résulte réellement en la création d'un oiseau ou d'une tortue, d'autres facteurs limitants entrant en jeu (prédation, développement...). De plus, utiliser la production primaire comme indicateur de services ignore les questions de taille / masse, et tend à supposer que les services de l'habitat peuvent être uniquement ramenés au potentiel nutritif des végétaux. N'est-ce pas omettre les autres fonctions cruciales que sont la provision de refuge, la nidification ou l'habitat en lui-même ?

1.5. Synthèse

Bien que les méthodes d'équivalence paraissent plus « simples » que les méthodes d'évaluation monétaire, augmenter leur degré de sophistication tend aussi à augmenter leur degré de complexité, et donc de besoin de données, de ressources et de temps. Par exemple, les modèles biologiques, notamment utilisés dans le cadre de l'approche REA, peuvent être étendus en complexité, en prenant en compte les « gains écologiques collatéraux » créés par l'accident : nourriture supplémentaire par provision de cadavres (charognards, détritivores, oiseaux piscivores, ...), ou libération d'habitat pour des individus non impactés n'ayant pas cette opportunité précédemment en raison de saturation du milieu. On peut aussi considérer un état initial dynamique ou saisonnier. Ainsi, une approche équivalente peut requérir un minimum de données et être complétée sous une semaine, ou bien prendre plus d'une année dans le cas de modèles biologiques avancés.

Ces méthodes peuvent être et sont aussi utilisées dans le cas de compensation *ex ante* de projets ou de politiques de développement. Elles peuvent aussi apporter un supplément dans le cadre d'analyse coûts-avantages, où des projets de compensations peuvent être additionnés et mis en relation avec les pertes occasionnées.

Enfin, il convient de préciser que, ces méthodes étant soumises à de nombreuses hypothèses, une analyse de sensibilité est recommandée. De plus, une forte coordination est nécessaire entre les écologues / biologistes et les économistes, dont les pratiques et usages sont parfois en désaccord.

2. Fondements théoriques

2.1. Les méthodes d'équivalence et l'économie du bien-être

Les méthodes d'équivalence « ressource-ressource » et « service-service » sont les méthodes recommandées par la directive 2004/35/CE. Elles sont à ce jour les plus utilisées pour les estimations de dommages environnementaux aux Etats-Unis (méthodes validées par les tribunaux), alors que l'évaluation contingente notamment y a connu quelques difficultés (la NOAA recommande de diviser par deux les estimations obtenues par évaluation contingente, sous prétexte qu'elle sur-compense inutilement les dommages ; les tribunaux américains ont souvent refusé de prendre en compte les usages non-marchands)¹¹.

La préférence envers ces méthodes d'équivalence s'explique par le fait que même l'évaluation monétaire doit se traduire par des projets écologiques, d'où un souhait de focalisation initiale sur ces projets. De plus, cela permet d'éviter les controverses liées à la valorisation environnementale (biens non-marchands, agrégation des populations concernées...). Enfin, il est évident que ce genre d'étude est plus aisé, moins coûteux et plus rapide, spécialement pour des accidents de petite à moyenne envergure n'impactant pas, autant que possible, d'espèces ou habitats critiques.

La conceptualisation de Freeman (1993) considère l'environnement comme un bien fournisseur de services. Cependant, la question reste posée quant à son acceptabilité théorique. Les méthodes d'équivalence ont-elles le potentiel de conduire à une sous- ou surcompensation des dommages ?

La branche économique traitant de ces questions est l'économie du bien-être (welfare economics). Le principe de Kaldor-Hicks indique qu'un état économique est plus désirable qu'un autre si les individus bénéficiaires peuvent compenser les individus perdants. Ce principe veut que la somme agrégée des « consentements à recevoir¹² » (dans le cas présent, la pollution) soit égale à zéro (certains individus consentent à payer pour le changement, d'autres doivent être indemnisés pour rester à utilité constante). En toute rigueur, le projet de restauration doit être dimensionné pour satisfaire ce principe. Et donc, comme on fait appel à une mesure de consentement, l'utilisation de l'évaluation monétaire resterait indispensable, selon Flores et Thatcher (2002).

¹¹ Roach et Wade (2006)

¹² Willingness to Accept (WTA), qui dans le cas présent équivaut à Compensating Wealth (CW)

L'équation générique des méthodes d'équivalence, telle que présentée par REMEDE (2007), peut être formulée ainsi :

(PERTES = GAINS)

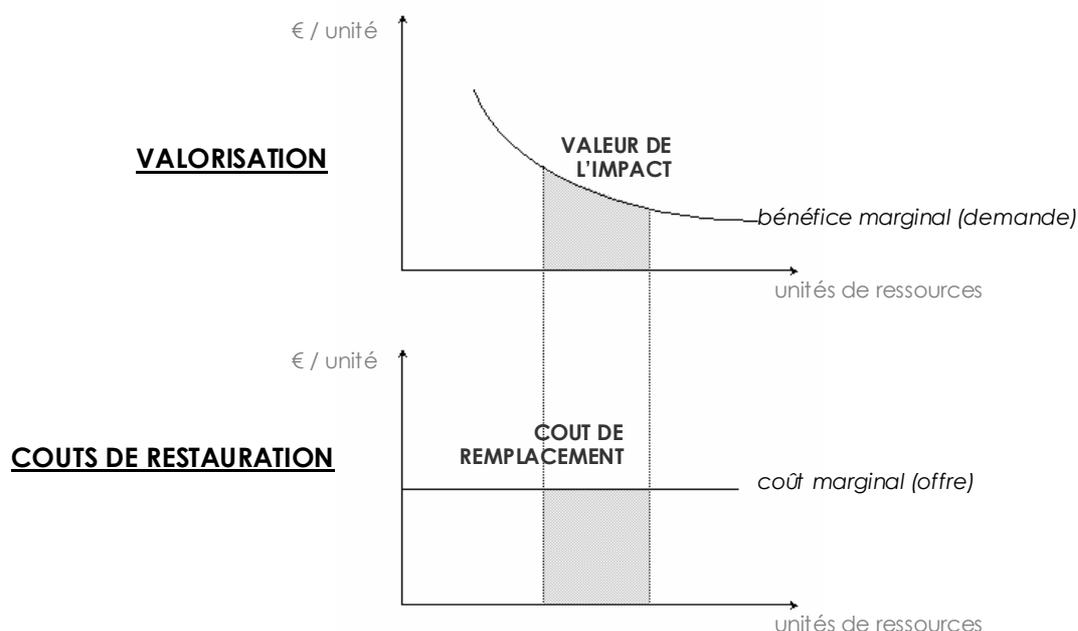
$$J \times \sum_{t=0}^B V^j \rho_t \times \left(\frac{b^j - x_t^j}{b^j} \right) = P \times \sum_{t=l}^L V^p \rho_t \times \left(\frac{x_t^p - b^p}{b^p} \right)$$

avec les notations suivantes :

- t=0 accident
- t=B retour à l'état initial
- t=l provision de services en restauration
- t=L fin de provision de services en restauration

- V^j valeur actualisée des services pourvus initialement par l'habitat impacté
- V^p valeur actualisée des services pourvus en restauration
- x_t^j niveau de services surfaciques pourvus par l'habitat impacté en année t
- b^j niveau de services surfaciques initialement pourvus par l'habitat impacté
- x_t^p niveau de services surfaciques pourvus en restauration en année t
- b^p niveau de services surfaciques initialement pourvus en restauration
- ρ_t facteur d'actualisation
- J surfaces impactées
- P surfaces en restauration nécessaires pour égaliser gains et pertes
('habitat' pour une approche HEA, 'ressource' pour une approche REA)

D'un point de vue économique, la valeur des biens et services est le critère déterminant. Alors que la valorisation environnementale estime la valeur qu'attache le public à ces ressources (et détermine la compensation monétaire à appliquer pour laisser le public indifférent à l'accident), la méthode d'équivalence estime combien coûte la provision de ressources pour compenser les pertes et laisser le public indifférent ; le public est compensé en ressources / services et non en euros (le pollueur en ayant la charge). Les coûts de restauration ne sont pas une mesure de changement du surplus du consommateur.



La valorisation environnementale concerne l'aspect « demande », ou combien le public demande en termes de ressources. L'approche équivalence concerne l'aspect « offre », ou combien cela coûte de fournir ces ressources, et suppose que les services fournis sont proportionnels à la valeur attachée par le public. Les graphes ci-après mettent en relief le fait que la valeur de l'impact (valeur attachée par le public) peut tout à fait être différente des coûts de remplacement. Ceci est d'autant plus vrai dans le cas d'espèces rares (courbe de demande plus pentue, demande inélastique).

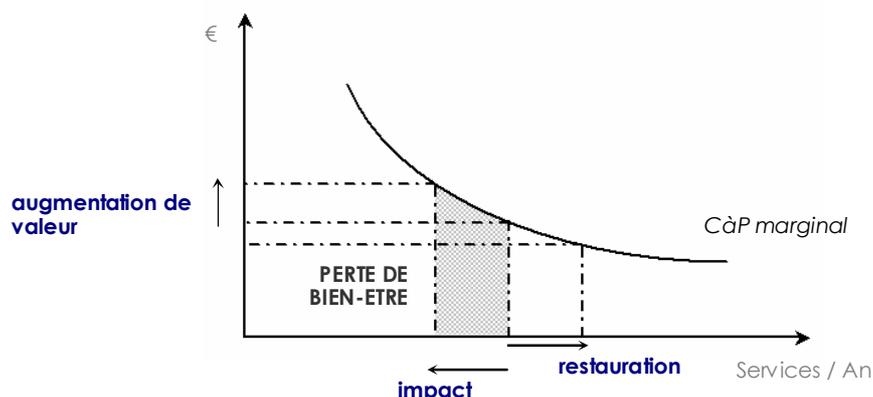
L'approche équivalence tend à maintenir un niveau de ressources / services écologiques, alors que la valorisation environnementale tend à maintenir un niveau de bien-être humain. La première est donc très appropriée dans le cas de dommages principalement écologiques, et dont les services au public sont réduits.

2.2. Objections théoriques

Trois critiques notables sont néanmoins à discuter : la substitution des ressources / services impactés et restaurés, le changement au cours des temps de la valeur des biens et services environnementaux, et l'hétérogénéité des préférences du public.

Une hypothèse cruciale des méthodes d'équivalence est l'annulation des valeurs de chaque côté de l'équation (V_I et V_P). En effet, il est supposé que les ressources impactées et les ressources restaurées ont une **valeur comparable** (i.e. égale à un coefficient de correction près). Cependant, cette hypothèse est très discutable, notamment car il s'agit de biens environnementaux, et ce même lorsqu'ils sont pourvus en même quantité et qualité. Des différences inhérentes aux ressources / habitats peuvent être difficilement intégrées. Le proxy considéré a-t-il parfaitement le même rôle pour les deux ressources ? A-t-il la même valeur ? Et comment en être certain sans une évaluation des préférences individuelles ? Notamment, les méthodes d'équivalence ne considèrent pas les sites de substitution.

Une seconde hypothèse tout aussi majeure consiste à dire que la valeur des ces biens reste **constante au cours des temps**. Pourtant, il est reconnu que la valeur d'un bien est fonction de la quantité pourvue. Si l'on considère, par exemple, une décroissance globale à long terme des zones humides, cela a pour conséquence d'augmenter leur valeur marginale (loi de la demande, toutes choses étant égales par ailleurs). *A contrario*, les progrès technologiques permettent une diminution des impacts et des coûts. Tout ceci est d'autant plus vrai lorsque l'on considère des projets de restauration de longue durée, des gains infinis ou des pertes irréversibles. L'utilisation d'un facteur d'actualisation non constant peut répondre en partie à ces objections.



Dans une société homogène, une pollution est considérée comme une diminution dans le stock de ressources pourvues, ce qui en augmente leur valeur marginale et crée une perte instantanée de bien-être individuel. Une restauration agit en sens contraire (cf. graphique ci-dessus).

Enfin, la question de l'**hétérogénéité des préférences** du public se pose. En effet, la méthode suppose que chaque individu attache la même valeur aux ressources impactées, ce qui n'est foncièrement pas le cas. Il n'est donc pas certain que le critère d'acceptabilité de Kaldor-Hicks soit vérifié. Une évaluation de la distribution des pertes et bénéfiques (impliquant valorisation) serait donc nécessaire ; la distance aux sites et les revenus individuels sont notamment facteurs d'hétérogénéité. De même, les préférences temporelles de chacun (traduites par le taux d'actualisation) peuvent varier.

Il est donc possible de connaître la direction et l'amplitude des biais de la méthode. Dans le cas d'impacts sur des ressources en voie d'extinction, c'est-à-dire dont la valeur attachée par le public peut-être très grande, la demande inélastique, de larges populations impliquées (aussi valable dans l'hypothèse d'accidents majeurs comme les marées noires ou accidents nucléaires), les méthodes d'équivalence montrent certaines limites, qui tendraient à un recours à l'évaluation monétaire.

Enfin, en toute logique, comment juger de l'aspect « raisonnable » des mesures engagées, notamment dans l'évaluation des différents projets de restauration, sans avoir recours à l'évaluation monétaire ?

Plus particulièrement, REMEDE (2007) identifie au moins les questions suivantes auxquelles les méthodes d'équivalence doivent faire face :

- conséquences en répartition : la restauration doit se faire au plus près possible de la zone d'impact (pour la marée noire de North Cape aux Etats-Unis, 1996, le projet de restauration a été implanté à plus de 2 000 km) ;
- mobilité et migration des espèces, impacts transfrontaliers, impacts multi-habitats ;
- complexité des systèmes de mesures : effets en cascade, impacts sub-létaux ; une agrégation simple peut engendrer une surcompensation ;
- complexité des modèles biologiques et bio-économiques, et leur combinaison avec les règles de droit ;
- pollutions multiples ;
- conditions initiales (plus aisé pour études *ex ante*).

2.3. Ajustements possibles et avantages

Selon Dunford et al. (2004), les méthodes d'équivalence paraissent appropriées dans les cas où les dommages sont limités et identifiés (préférentiellement un polluant unique), les périodes temporelles réduites, les données initiales présentes, la présence d'habitats comparables à restaurer, et la certitude du succès de la restauration.

Selon Zafonte et Hampton (2007), les méthodes d'équivalence offrent malgré tout une approximation admissible de la compensation totale au public, et ce pour une vaste famille de paramètres biologiques et économiques. Leur utilisation est donc appropriée dans de nombreuses conditions où la substitution entre ressources impactées et ressources restaurées est acceptable.

Pour ce qui est de la valeur marginale au cours des temps, des problèmes notables peuvent apparaître seulement dans les cas extrêmes : demande très inélastique, changement sévère de stock.

Pour ce qui est de l'hétérogénéité des préférences, les variations sont mineures dans le cas de populations concernées réduites (ce qui est potentiellement le cas pour des impacts écologiques).

Il faut de plus garder à l'esprit que même l'évaluation monétaire est soumise aux mêmes problèmes de distribution. Certes, la compensation pécuniaire peut être transférée de manière différenciée ; cependant, les régimes législatifs requièrent que les compensations servent à des projets écologiques uniquement. Par définition, ces projets sont des **biens publics**. A partir du moment où l'on considère des biens environnementaux, il est fortement probable qu'il s'agisse de biens publics, engendrant des problématiques de distribution inhérents aux biens, et ce quelle que soit la méthode employée. Une évaluation monétaire n'est pas ajustée sur le projet de restauration, et donc peut être insuffisante pour mener à bien ce projet, ou au contraire faire peser un fardeau financier inutile sur le pollueur.

Bien que l'approche « valeur-valeur » soit la seule mesure théoriquement correcte pour l'estimation des dommages et bénéfices environnementaux, il n'en reste pas moins que cette approche est difficile et coûteuse à mettre en œuvre, qu'elle dispose de base de données encore limitées (d'autant plus vrai en France), et enfin que c'est une approche anthropocentrique (faible soutenabilité). Elle va donc à l'encontre, dans une certaine mesure, des principes même de développement durable. Les approches d'équivalence tendent *a contrario* vers une forte soutenabilité. Enfin, les méthodes reposant sur des enquêtes à la population, notamment évaluation contingente / méthode de choix, s'exposent aux comportements stratégiques des répondants, ce qui est d'autant plus important comme biais dans le cas d'évaluation après un dommage avéré.

3. Cas d'étude fictif

3.1. Contexte hypothétique

Dans le but d'expliquer plus clairement ce qu'est l'approche « habitat équivalent », on considère un accident industriel fictif : un déversement de pétrole sur une zone humide. L'impact est uniforme sur les 4 ha couverts.

Les services fournis par une zone humide incluent notamment :

- habitat / alimentation pour la faune ;
- amélioration de la qualité de l'eau en aval ;
- stabilisation de la ligne de côte ;
- services humains (pêche récréative / commerciale, filtration...).

Pour représenter les services écologiques de cet habitat, il est décidé de choisir une espèce de crevette (*Palaemonetes Pugio*), espèce critique (en termes de fragilité et de degré de protection) de la zone humide concernée. Le proxy considéré comme étant représentatif de l'état écologique du milieu peut être la densité de cette crevette au m² de zone humide considéré ; densité qui est donc supposée proportionnelle au niveau de

services écologiques offert par l'écosystème (approche « service-service » utilisant un proxy animal).

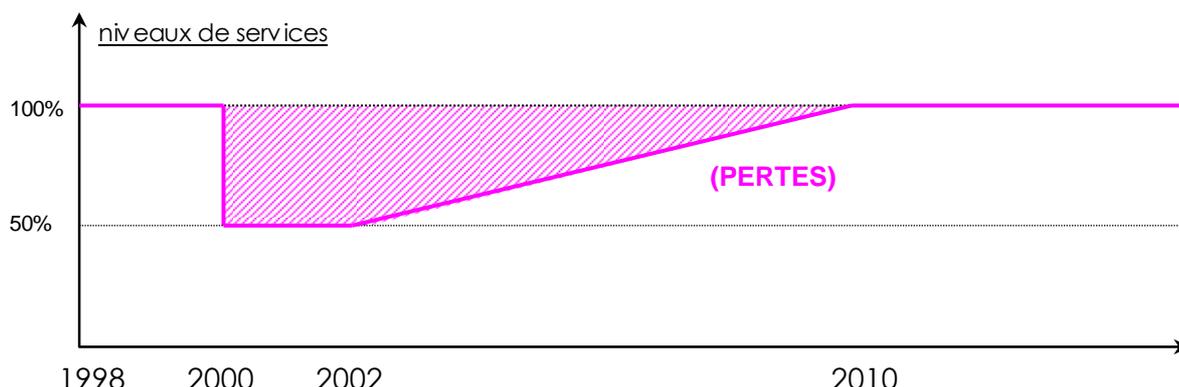
La restauration primaire est assurée par un nettoyage complet des zones couvertes par le pétrole, accompagné de mesures de restauration plus « agressives » si nécessaire (curage, repiquage de plantes...).

La restauration compensatoire cherche donc à compenser les pertes intérimaires occasionnées par le déversement entre le début de l'impact et le retour aux conditions pré-accident. Elle peut se traduire par une création de zone humide équivalente sur un site proche.

3.2. Calcul des dommages

Supposons les hypothèses suivantes sur les pertes de services (elles seraient le fruit de dires d'expert ou préférentiellement d'analyses in situ) :

- réduction de 50% en densité de *Palaemonetes Pugio* dû au déversement ;
- durée du projet de restauration primaire : 2 ans (maintien à 50%) ;
- courbe de régénération naturelle / primaire : linéaire, sous 8 ans ;
- retour à l'état initial effectif en 2010 (restauration complémentaire inutile) ;
- taux d'actualisation : 3% (base année d'impact : 2000).



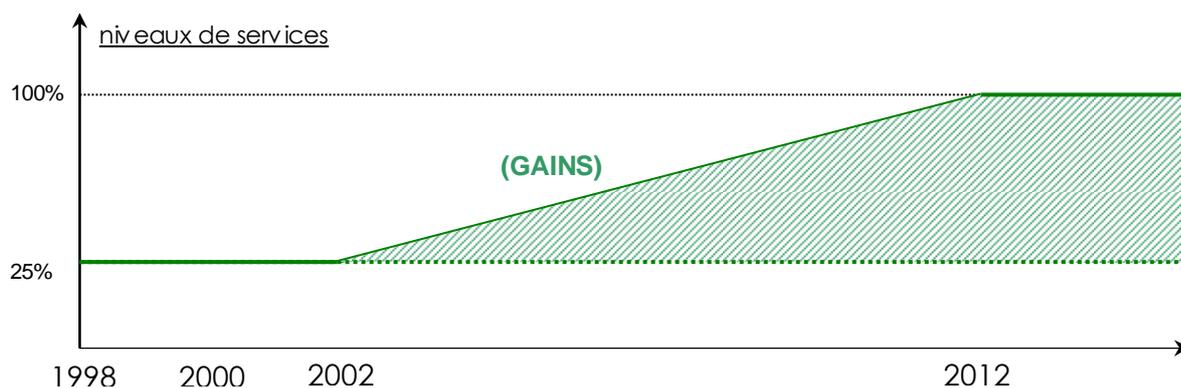
Les pertes intérimaires de services correspondent à la surface hachurée sur le graphique ci-dessus.

Le calcul montre une perte intérimaire de 11,02 services actualisés – hectares – an.

3.3. Calcul des bénéfices de restauration (compensatoire)

Supposons les hypothèses suivantes sur les gains de services du projet de restauration compensatoire :

- densité initiale de *Palaemonetes Pugio* correspondant à 25% de services
- durée du projet de restauration compensatoire : 2 ans (maintien à 25%)
- courbe de maturité (restauration compensatoire) : linéaire, sous 10 ans pour atteindre 100%
- longévité du projet : infinie



Les gains apportés par le projet de restauration compensatoire correspondent à la surface hachurée sur le graphique ci-dessus. Le calcul donne un gain unitaire (pour 1 ha de projet) de 21,01 services actualisés – an.

3.4. Détermination de la surface compensatoire

D'après les résultats obtenus, et en supposant que les services rendus par le projet de restauration (zone humide créée) soient équivalents (même type, qualité, quantité, valeur comparable) aux services de la zone impactée, on peut en déduire la surface compensatoire en égalisant les pertes intérimaires et les gains de restauration :

- perte intérimaire : 11,02 services actualisés – hectares – an
- gains de restauration compensatoire : 21,01 services actualisés – an par hectare.
- ratio services originaux / services créés : 1:1

Le projet de restauration compensatoire doit donc être mis en œuvre sur une surface de **0,52 ha**.

3.5. Calcul des coûts de compensation

Les coûts suivants sont inclus dans le chiffrage de la compensation pour dommages environnementaux :

- coûts des études / procédures légales ;
- coûts d'exécution des projets de restauration primaire et compensatoire ;
- coûts de suivi et ajustement des projets.

En revanche, il existe un débat concernant certains autres coûts engagés et dont la répartition reste à discuter. L'ensemble des coûts suivants doivent-ils être transférés à l'exploitant :

- *coûts de recherche* : un accident industriel peut nécessiter des programmes de recherches avancées, qui contribuent à l'amélioration des connaissances, au-delà même du cadre limité de l'accident en question ;
- *frais généraux* : de fonctionnement d'une entreprise, d'une association ou d'une agence publique ;
- *frais publics* : les coûts engagés par l'Etat dans le cadre de ses missions régaliennes (surveillance, application de la réglementation) ou d'intérêt public (notamment prévention, réponse d'urgence).

4. Autres méthodes d'évaluation économique des biens environnementaux

4.1. Deux approches

Dans l'hypothèse où les méthodes prioritaires énoncées précédemment ne pourraient être appliquées au cas d'espèce, la directive mentionne que « l'autorité compétente peut prescrire la méthode, par exemple l'évaluation monétaire »¹³. En ce sens, deux approches peuvent être identifiées :

- **l'approche « valeur-valeur »** consiste à identifier des projets de compensation apportant une valeur égale à la valeur des ressources et / ou services perdus ;
- sinon, **l'approche « valeur-coût »** consiste à identifier des projets de compensation dont le coût de réalisation serait égal à la valeur des ressources et / ou services perdus.

Bien que ces méthodes ne soient pas recommandées prioritairement par la directive, elles doivent néanmoins être envisagées, notamment dans les cas d'usages publics non économiques ou aménités (pêche / chasse récréative, cueillette, baignade, promenade...). Des méthodes telles que l'évaluation contingente, la méthode des prix hédoniques, la méthode des coûts de transports ou autres peuvent être utilisées. A noter que l'approche « valeur-valeur » est d'autant moins utilisée qu'elle nécessite deux valorisations distinctes. L'approche « valeur-coût » est la moins désirable au final, mais elle reste très utilisée pour les usages récréatifs.

L'unité de mesure transférée peut être, du plus simple au plus exigeant : la valeur journalière ou surfacique, l'équation de valorisation, le modèle général, et enfin l'approche méta-analytique (compilation d'études) qui semble la plus rigoureuse théoriquement. La méthodologie adoptée dépend une fois de plus des ressources disponibles, et du degré de précision voulu.

Relativement à la présente étude, et relativement aux services au publics (les services écologiques étant adressés par les méthodes d'équivalence), il paraît problématique d'engager toute nouvelle évaluation économique propre à chaque cas d'espèce étudié, étant donné le temps, les données et ressources disponibles. Pour pallier ce manque, nous avons eu recours aux transferts de valeurs ou transferts de fonction, si approprié, provenant d'études françaises déjà engagées et validées¹⁴. Cette méthode, soumise à certaines contraintes, permet de réutiliser des valeurs déjà calculées lors de précédentes études. Dans le cadre de la présente étude, il s'agit de transferts de valeurs d'aménités, en relation avec les pertes d'agrément causés par les arrêtés préfectoraux d'interdiction de pêche, de ramassage de coquillages, de promenade, et de baignade. Les valeurs utilisées proviennent de tableaux de valeurs-guides compilés par la Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale du MEDAD (cf. annexe D).

4.2. Enjeux - Limites

Les transferts de littérature doivent être particulièrement prudents avec les différences socioculturelles, la qualité des études transférées, et la gravité des dommages. Un transfert de littérature requiert donc les étapes suivantes :

¹³ Directive 2004/35/CE, Annexe II, 1.2.3.

¹⁴ cf. <http://www.economie.eaufrance.fr>

- identifier des études comparables de haute qualité (paramètres et hypothèses, investigation des biais, inclusion des sites de substitution, ...) ;
- évaluer l'applicabilité de ces études au cas d'espèce étudié ;
- obtenir une mesure des dommages via le consentement à payer (CàP) original ;
- construire une agrégation de la population concernée par le cas d'espèce.

Le principal désavantage de la méthode est son imprécision et donc son acceptabilité vis-à-vis d'un possible litige, la marge d'erreur étant difficilement défendable au niveau juridique, ce qui est d'autant plus vrai pour les usages non-marchands. Le niveau de confort avec lequel un transfert de littérature pourra être mené dépend donc principalement du statut de l'étude en cours, et du degré d'investigation auquel elle devra faire face. Néanmoins, elle garde un intérêt certain dans la mesure où une étude propre au site pourrait coûter plus que les possibles montants en réparation.

Si les études sont adéquatement définies, il est très possible de ne pas juxtaposer services écologiques et services au public. En effet, l'approche équivalence peut être utilisée pour les services écologiques, en parallèle d'une valorisation (par transferts de littérature ou non) pour les services au public. Une liste non exhaustive de cas américains affichant cette double estimation est fournie en annexe C. Très souvent, il s'agit d'un transfert de valeurs / fonctions provenant d'études utilisant la méthode des coûts de transports, ce qui est particulièrement approprié pour les aspects récréatifs, et ce qui ignore les valeurs de non-usage (prises en compte par les méthodes d'équivalence).

Selon le Ministère de l'Intérieur des Etats-Unis (2007), quel que soit le choix de la méthode, elle doit se conformer aux critères suivants :

- fournir des informations utiles en terme de gestion des ressources ;
- être fiable et cohérente ;
- avoir été suffisamment testée ;
- avoir été revue par des pairs ;
- avoir une marge d'erreur connue ;
- être soumise à des standards ;
- bénéficier de l'acceptation générale des experts dans le domaine.

III – CAS D'ETUDE N°1 – HEILLECOURT, 1996

1. Contexte

1.1. L'exploitant

La société SANE (Société Agricole du Nord Est), créée en 1905, fut d'abord une coopérative agricole. En mai 1987, alors grossiste en produits phytosanitaires (herbicides, insecticides et fongicides) et engrais à usage agricole, elle inaugure son site d'Heillecourt. Le site est alors soumis à régime déclaratif pour «stockage de matières combustibles». En 1995, la SANE comptait 24 salariés, pour un chiffre d'affaires de 280 MF.



Suite à l'accident de 1996, le dépôt a ensuite été transféré à Ludres (54) au sein de l'établissement SEVEAL (anciennement MULTI-APPRO), établissement classé SEVESO AS¹⁵.

1.2. Les milieux impactés

Le ruisseau Fonteno, ou ruisseau du Moulin, est le cours d'eau exutoire de la SANE. Long de 4,4 km, et d'une largeur moyenne de 0,8 m, il parcourt les communes d'Houdemont, d'Heillecourt puis de Jarville-la-Malgrange, pour se jeter dans la Meurthe à 250 m en aval du barrage de la Californie en rive gauche. C'est un cours d'eau non domanial, classé en 2^{ème} catégorie piscicole (cyprinidés¹⁶) ; les polices de la pêche et de l'eau relèvent de la DDAF, le droit de pêche appartenant aux riverains. Avec son bassin versant fortement urbanisé, il est principalement utilisé comme exutoire des eaux de surface (notamment ruissellement pluvial d'Heillecourt), mais aussi des eaux usées ; il est très largement busé (ciel ouvert sur moins d'un tiers du linéaire). Aucune vie piscicole n'est constatée, si ce n'est sur 50 m en amont de sa confluence avec la Meurthe. La végétation aquatique y est aussi très rare. En revanche, la macrofaune (nourriture du poisson) s'y développe, et alimente la faune piscicole à la confluence Meurthe par dévalaison. Riche de 19 taxons majoritairement polluo-résistants et saprophytes¹⁷, elle témoigne d'une pollution organique chronique.

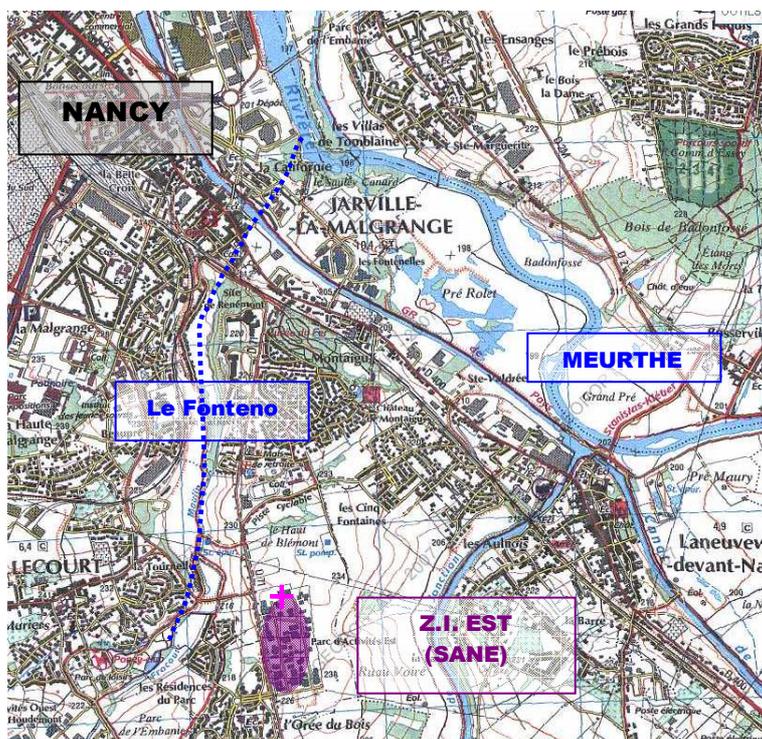
La Meurthe parcourt 160,9 km à travers les Vosges puis la Meurthe-et-Moselle pour se jeter dans la Moselle au nord de Nancy ; elle est d'une largeur moyenne de 70 m sur le secteur étudié. Cours d'eau domanial, elle est classée en 2^{ème} catégorie piscicole ; la police de l'eau et de la pêche relèvent respectivement de la DDAF et du Service Navigation Nord-Est, le droit de pêche appartenant à l'AAPPMA¹⁸ de Nancy (Société des Pêcheurs à la Ligne de Nancy & Environs). Elle est soumise à une anthropisation très forte. Une pollution chronique aux pesticides est à mentionner, dû à son bassin versant agricole. La végétation aquatique n'est diversifiée que sur les zones de courants.

¹⁵ SEVESO avec servitudes

¹⁶ famille de poissons blancs d'eaux douces, comprenant la carpe, la tanche, le barbeau, ...

¹⁷ vivant de matières organiques décomposées

¹⁸ Association Agréée de Pêche et Protection du Milieu Aquatique

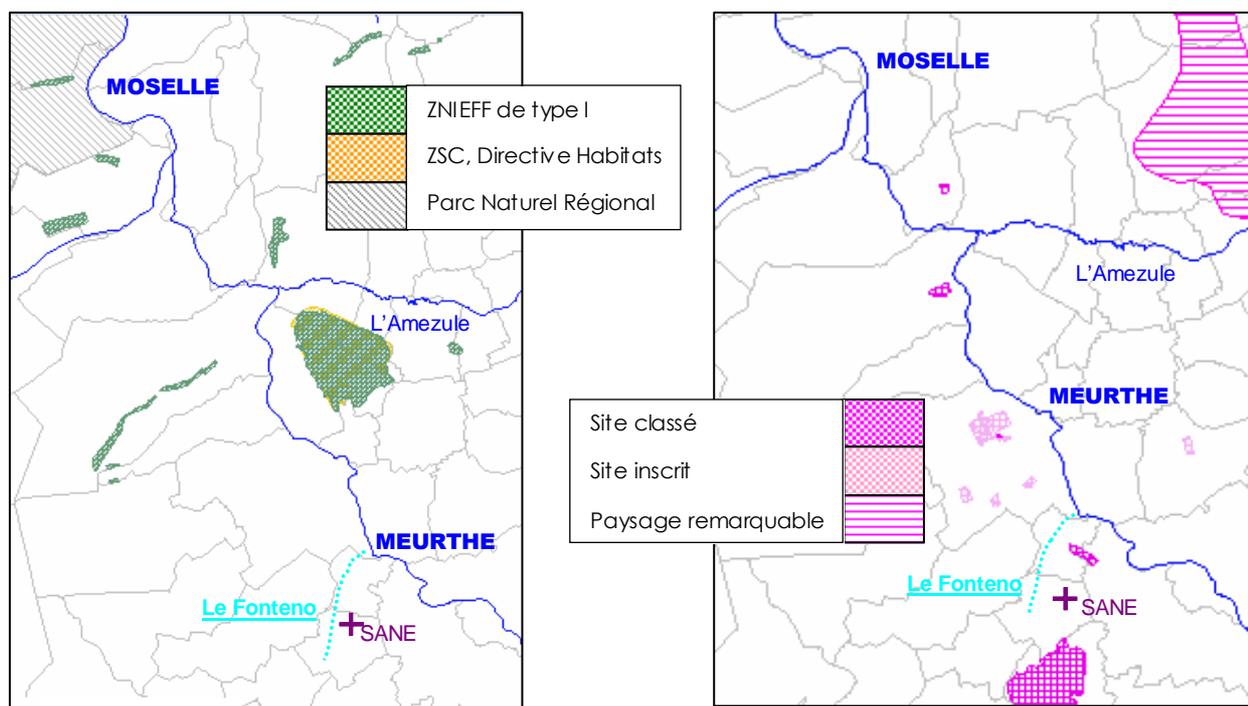


Quant à la Moselle, longue de 314 km et large de 100 m en moyenne sur le secteur impacté, elle traverse les Vosges puis la Meurthe-et-Moselle, et enfin la Moselle pour se jeter dans le Rhin. C'est aussi un cours d'eau domanial de 2^{ème} catégorie piscicole, dont les polices et droits sont répartis de la même manière que la Meurthe (sur le linéaire en question). Les substrats et la végétation y sont relativement identiques. La population piscicole affiche une certaine abondance de carnassiers.

Une étude des milieux biologiques a été réalisée dans le cadre de la demande de renouvellement de la centrale hydroélectrique de Tomblaine. Elle indique notamment que la Meurthe, au niveau de Tomblaine, appartient au niveau n°3 (eaux de plaine en faciès lentique, moyennement oxygénées, cyprino-ésocicoles oligosaprobies¹⁹), et plus précisément dans le groupe 3/A « zone à Barbeau comprenant également des salmonidés ». La capacité biogénique et la productivité piscicole sont élevées (favorisée par une grande largeur et un bon éclaircissement). En revanche, les nombreux rejets domestiques et industriels provoquent une certaine eutrophisation qui se manifeste par une explosion de la flore microscopique. L'étude précise que certaines zones idéales pour la reproduction de la plupart des espèces cyprinicoles sont à préserver en priorité. En conclusion, il existe « une bonne habitabilité pour la faune cyprino-ésocicole ».

Cependant, il est constaté une banalisation dans la composition faunistique benthique, lié à une mauvaise qualité d'eau et une faible diversité sur le plan de l'habitat. Les espèces présentes sont polluo-résistantes et saprophiles. La qualité physico-chimique de la Meurthe varie de 2 (qualité passable) à 3 (qualité médiocre), ceci étant principalement lié aux rejets domestiques et industriels (charge en matières organiques et conductivité élevées).

¹⁹ espèces faiblement polluo-résistantes



Aucun Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) n'est à mentionner sur les réseaux hydrographiques impactés. En revanche, pour ce qui est du patrimoine naturel, on peut noter :

- au moins 5 ZNIEFF de type I à proximité des zones impactées (*Bois des Falizières – Plateau de Malzéville, 41000884 ; Vallon des Fonds de Toul et de Bellefontaine, 410007492 ; Bois des Roches Avant Garde, 410015852...*) ;
- une zone Natura 2000 Directive Habitats (*Plateau de Malzéville, FR4100157*) ;
- un certain nombre de sites inscrits (principalement patrimoine nancéien) ;
- 4 sites classés, notamment le Parc de Montaigu (commune de Jarville).

1.3. L'accident, ses conséquences et la gestion du sinistre

Le mardi 6 août 1996, dans l'après-midi, les pompiers reçoivent un appel pour ce qui est alors un « feu sur tas de poudre de chlorate de soude ». Suivent incendie généralisé et explosions, engendrant la propagation d'une épaisse fumée noire (sept communes sur 30 km² sont confinées par précaution pour quelques heures). L'incendie est finalement circonscrit deux heures après l'arrivée des pompiers. Il est suivi d'une pollution sévère par les eaux d'extinction. Lors de l'accident, les stockages étaient les suivants : 7 t d'herbicides agricoles, 105 t de fongicides agricoles, 40 t d'insecticides agricoles et 6,5 t de désherbants.

Du point de vue des dégâts matériels, les fenêtres et faux-plafonds du bâtiment administratif sont soufflés. Les entrepôts de stockage de produits inflammables et de produits gélifiés sont complètement détruits par le feu (2500 m² au total), ainsi que les stockages extérieurs. Sur 600 m à la ronde, une vingtaine d'entreprises ou de particuliers assignent la SANE en réparation de dommages légers. Les projections de l'explosion enflamment aussi 5 ha de cultures environnantes. Les dégâts sont alors estimés entre 70 et 90 MF.

Pour le bilan humain, neuf sapeurs-pompiers, ainsi que le chef de dépôt sont légèrement blessés.

Suite à l'intervention et à un orage violent dans la soirée, les eaux d'extinction et de ruissellement débordent des fosses de rétention, rejoignent les égouts puis la Meurthe, via le ruisseau Fonteno, malgré l'obturation du réseau pluvial et la présence de bassins d'orages. 450 m³ d'eaux d'extinction chargées en polluants ont rejoint la Meurthe, pollution qui s'est étendue jusqu'en Moselle. Le ruisseau Fonteno est dévasté sur les 2 km qui joignent l'exutoire de la SANE à la Meurthe, cette dernière est polluée sur 15 km jusqu'à sa confluence avec la Moselle, elle-même légèrement polluée sur 1 km. Près de 2 t de poissons morts sont repêchés, et ce principalement dans la Meurthe. 23 espèces sont atteintes dont les sandres et les brèmes (les plus touchés). La macro-faune est décimée : crustacés, mollusques, insectes. Certains secteurs affichent une destruction totale de la faune et de la flore, notamment le ruisseau Fonteno.

Des interdictions préfectorales de pêche et consommation de poissons, de baignade (interdite en temps normal) et autres activités nautiques (interdiction rapidement levée), sont requises jusqu'à la frontière départementale avec la Moselle, ainsi que la consommation de légumes dans un rayon de 200 m. On note aussi l'annulation de la 'fête de l'eau' du 10 août, à Tomblaine.

Une cellule de crise est mise en place (pompiers, policiers, gendarmes, services météorologiques, communauté urbaine, DRIRE, SDIS, DDAF, DDE, DDASS, SN, Agence de l'Eau, mairie). De multiples analyses sont conduites : sols, eaux, sédiments, poissons, mollusques. Des études spécifiques sont aussi conduites : répercussions sur l'écosystème, temps de transferts aux nappes, accidentologie. Il est décidé pour une semaine le renforcement du débit du barrage du Vieux-Pré (par ajout de 3 m³/s aux 2,5 m³/s originaux), afin de favoriser la dilution des polluants. L'alimentation en eau potable n'a jamais été menacée.

1.4. Les suites de l'accident

Une semaine après l'incendie, la qualité des eaux de la Meurthe est « en voie de normalisation ». Cette évolution rapide est notamment liée aux phénomènes de dilution en Moselle (complétée par l'augmentation du débit du barrage) et de diffusion, mais aussi d'adsorption sur particules en suspension (suivi d'une sédimentation), et potentiellement de volatilisation.

Les analyses indiquent trois familles de micro-polluants : hydrocarbures, organo-phosphorés et pesticides. Deux pesticides (Lindane et Trifluraline) sont particulièrement suivis à cause de leur potentiel létal sur le secteur piscicole (composés très écotoxiques, ayant une grande rémanence dans le milieu, et susceptibles de bioaccumulation ; risque certain pour l'hygiène publique et l'environnement).

Les mauvaises conditions de stockage du chlorate de sodium (puissant comburant) sont en cause. Au final, c'est l'imprudence d'un salarié, ayant perdu une cigarette sur une palette supportant huit sacs de chlorate de soude, qui a déclenché une réaction en chaîne. Le site en lui-même respectait la législation en vigueur ; cependant, le stockage d'une quinzaine de tonnes de chlorate de soude était supérieur aux 2 t autorisées (au-delà, déclaration nécessaire). Sont aussi mises en cause l'absence de séparation entre les stocks de chlorate de soude et les autres produits, l'absence de panneau d'interdiction de fumer ou de consignes de sécurité particulières, ainsi que le caractère sporadique de la formation du personnel.

Un arrêté préfectoral contraint l'exploitant à la remise en état du site et au suivi des pollutions du sol et du sous-sol. En effet, les surfaces et bâtiments endommagés par

l'incendie ont été imprégnés de produits phytosanitaires toxiques. Les eaux d'extinction et de ruissellement encore présentes, ainsi que les matériaux restants et les terres polluées doivent être collectés, traités et mis en décharge. Le site sera totalement dépollué (pompage, traitement et nettoyage) : 1000 m³ d'eau, 1000 m³ de résidus solides et 2000 m³ de terre seront enlevés et traités de manière appropriée.

1.5. Le procès-verbal de délit à la police de la pêche

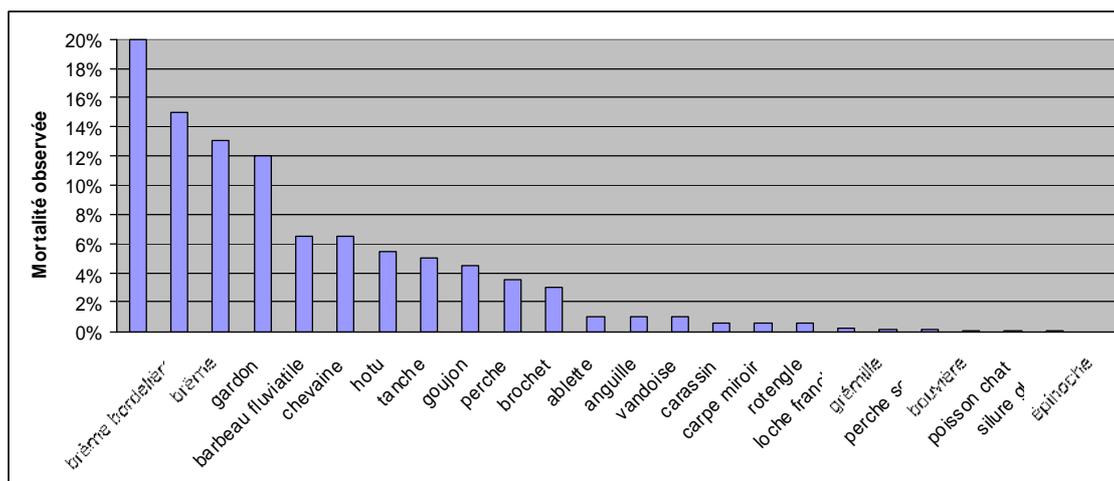
Le volume d'eaux d'extinction déversées est validé à 450 m³, et confirme le chargement en produits de toutes natures (engrais, pesticides, fongicides, herbicides, ...).

Le ruisseau Fonteno affiche une mortalité totale des invertébrés sur 2,5 km en aval du rejet, ainsi qu'une mortalité totale des poissons sur les 50 m en amont de la confluence Meurthe, indiquant une pollution chimique extrêmement grave. La transmission aux sédiments des produits rémanents contenus dans les eaux d'extinction suppose une présence des polluants sur une longue durée.

La Meurthe est polluée sur les 15,6 km qui la relie de sa confluence avec le Fonteno jusqu'à sa confluence avec la Moselle. On note une forte mortalité, voire une disparition totale de poissons, crustacés et mollusques. 23 espèces de poissons morts sont recensées sur les 24 présentes. Après quelques jours, une diminution du nombre de cadavres est constatée, pour les raisons suivantes: décomposition (températures, précipitations), augmentation du débit (barrage, précipitations), ramassage, prédation par les animaux nécrophages et oiseaux piscivores, blocage des cadavres au fond (gravité, herbiers).

Sur la Moselle, moins d'éléments significatifs sont présents quant aux effets de la pollution : une faible mortalité de poissons sur 4 espèces est seulement indiquée.

A l'amont des secteurs impactés, on constate une pollution chronique aux pesticides. Sur les secteurs impactés, les quantités de pesticides détectées dans les eaux, poissons et sédiments sont encore plus conséquentes ; à cela s'ajoutent une mortalité avérée de faune et macrofaune, ainsi que des atteintes physiologiques. L'incendie de la SANE est donc clairement identifié comme générateur de la pollution.



Répartition des cadavres repêchés par espèces

1.6. Les poursuites pénales

Les fédérations de pêche de Meurthe-et-Moselle (54) et de Moselle (57), la Société des Pêcheurs à la Ligne de Nancy & Environs, ainsi que le Service Navigation Nord-Est, portent plainte contre le PDG. La SANE réfute la responsabilité de la pollution de la Meurthe et met en cause les pompiers. Une procédure civile est aussi engagée avec les compagnies d'assurance.

La relaxe en première instance est prononcée le 30 juin 1997 : les plaintes pour «rejet en eau douce ou pisciculture de substance nuisible au poisson ou à sa valeur alimentaire» et «déversement de substance nuisible dans les eaux souterraines, superficielles ou de la mer» ont été déclarées irrecevables (motivé par la délégation de pouvoir tacite faite au responsable dépôt, ainsi que par le caractère fortuit du déversement consécutif aux opérations d'extinction de l'incendie), seule une contravention de 10.000F a été prononcée pour « exploitation d'une installation classée sans déclaration préalable ». Les plaignants ont été déboutés de leurs demandes.

Une procédure d'appel a suivi pour trois des parties civiles (fédérations de pêche de Meurthe-et-Moselle et de Moselle, Société des Pêcheurs à la Ligne de Nancy), où le jugement en première instance a été confirmé le 7 septembre 1997, maintenant le caractère « accidentel, imprévisible et irrésistible » du déversement.

Enfin, un nouveau jugement a eu lieu en date du 20 octobre 2000, concernant deux des parties civiles (fédérations de pêche de Meurthe-et-Moselle, Société des Pêcheurs à la Ligne de Nancy), et s'appuyant notamment sur le rapport de l'expert agricole remis le 15 janvier 1998. Les plaignants ont demandé la réparation intégrale des préjudices (pertes piscicoles et agréments). Le tribunal a notamment entériné les conclusions de l'expert (demandant donc versement d'environ 550 000 F pour atteinte au secteur piscicole), auxquelles sont rajoutés 150 000 F d'indemnités pour préjudices d'agrément à verser aux parties civiles.

1.7. Le chiffrage des dommages piscicoles, établi en 1998

Ce chiffrage a été établi par le procès-verbal de délit à la police de la pêche ; puis, il a été repris, amendé et étendu au cours des années de poursuite judiciaire. On notera tout particulièrement le rapport de l'expert agricole nommé afin de rechercher les causes de mortalité du poisson et de la pollution, d'en préciser la relation potentielle avec la SANE, et enfin d'évaluer les différents préjudices subis par les parties plaignantes.

Aucun impact notable sur d'autres espèces faunistiques (notamment gibier d'eau, faune riparienne, oiseaux...) n'a été consigné. Toutefois, il est difficile d'apprécier les impacts sub-létaux sur ces espèces. Se pose notamment la question des conséquences de l'ingestion des cadavres piscicoles contaminés par de nombreux oiseaux.

Relativement aux causes de la mortalité des poissons, les analyses d'eaux, de poissons et de sédiments indiquent une pollution subite, d'intensité importante mais de courte durée. Les causes de la pollution sont les eaux d'extinction de la SANE, dont l'impact a été aggravé par les conditions climatiques (étiage des cours d'eaux et température élevée).

Relativement à la mortalité de poissons, les données de terrain indiquent un ramassage de cadavres oscillant entre 1 t et 2,5 t, ceci ne prenant en compte que les cadavres « disponibles ». Le chiffrage effectif de la mortalité de poissons s'appuie sur la formule de Léger, Huet et Arrignon (1970), et sur les hypothèses faites par les experts.

Quatre secteurs sont délimités en raison de l'aspect dégressif de la pollution (par dilution)²⁰ :

- secteur S1 (fortes mortalités répétées) : de la confluence Fonteno / Meurthe (Jarville) au barrage du Moulin Noir (Lay-St-Christophe) ;
- secteur S2 (mortalités variées) : du barrage du Moulin Noir au pont de l'A31 (Bouxières) ;
- secteur S3 (mortalités de petits poissons) : du pont de l'A31 à la confluence Meurthe / Moselle (Pompey) ;
- secteur S4 (faible mortalité de petits poissons) : de la confluence Meurthe / Moselle au pont de Custines.

Le ruisseau Fonteno est ignoré étant donné l'absence de population piscicole, si ce n'est les 50 m en amont de sa confluence avec la Meurthe, où les poissons remontent ce linéaire non busé.

Le détail de ce chiffrage est présenté en annexe E, il indique une mortalité totale de 9 215 kg, toutes espèces confondues.

Concernant le montant de l'indemnisation, deux possibilités sont émises :

- appliquer un prix moyen, toutes espèces confondues (non considéré car la mortalité est très supérieure chez les percidés dont les valeurs marchandes sont différentes des cyprinidés) ;
- appliquer un prix moyen au prorata du nombre de têtes de poissons ramassés (non considéré car cela fait abstraction du poids des poissons et de la quantité de poissons non remontés).

Il est retenu d'appliquer un prix moyen de 35 F/kg, censé absorber les problématiques évoquées. La mortalité piscicole est donc chiffrée à : **322 532 F**

A cela s'ajoutent :

- les frais divers du CSP²¹ (déplacements, secrétariat, avocat-conseil) : **6 817,19 F**
- les frais de réempoisonnements antérieurs (les frais postérieurs étant couverts par l'indemnisation de mortalité) : **9 100 F**
- les pertes d'adhérents qui entraînent une diminution des revenus liés aux cartes de pêche :
 - × **1996**, la pollution étant apparue mi-août, la majorité des cartes annuelles a déjà été vendue, l'impact porte donc uniquement sur les cartes vacances et sur les adhérents en retard de cotisations qui renoncent à payer: **41 270 F**
 - × **1997**, les pertes sont estimées *a posteriori* en fonction du différentiel annuel entre Nancy et le reste du pays : **114 000 F**
 - × **1998**, de la même manière : **45 600 F**
- les frais supplémentaires d'alevinage : **2 774 F**

²⁰ Cf. Annexe G pour la définition des secteurs.

²¹ Conseil Supérieur de la Pêche, aujourd'hui ONEMA (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques)

- les frais supplémentaires du CSP (surplus de travail évalués à 11 jours-équivalents pour un garde-pêche et un garde chef) : **3 125 F**
- la privation de jouissance, elle est laissée à discrétion du tribunal, néanmoins elle devra nécessairement inclure certains lots de pêche qui n'ont pu être loués (5 concernés en Moselle et 7 en Meurthe, au prorata temporis) : **1 623 F**

Les dommages et intérêts justifiés par l'expert agricole se résument donc ainsi, répartis entre les deux plaignants restants :

	AAPPMA²²	FPMM²³
pertes directes & de productivité	322 532	-
frais divers du CSP	-	6817
réempoisonnements antérieurs	9 100	-
pertes d'adhérents	119 474	81 396
frais d'alevinages	2 774	-
frais supplémentaires du CSP	-	3 125
pertes locatives	1 623	-
pertes d'agrément	?	?
Total	455 503	91 338
TOTAL (F)	546 841 F	
TOTAL (€)	83 365 €₁₉₉₆	

A noter que ce chiffrage n'est donné qu'à titre indicatif. Il peut néanmoins être utile comme comparaison avec les compensations engendrées par les méthodes recommandées par la directive responsabilité environnementale, méthodes utilisées dans le cadre de la présente étude pour le chiffrage des dommages. Néanmoins, ne seront pas considérés à des fins de comparaison les dommages pécuniaires non pris en charge par la directive, à savoir : réempoisonnements antérieurs, pertes d'adhérents et pertes locatives.

2. Données / hypothèses

La majorité des acteurs concernés par cette pollution ont été consultés, et ce principalement au niveau local (cf. annexe F). Un recueil exhaustif des données a pu être réalisé grâce à leur coopération. En fonction des informations collectées (données transmises, revue de presse, dires d'experts), les hypothèses qui suivent sont formulées dans le cadre de l'estimation économique des pertes écologiques pures.

Pour cette estimation, les mêmes quatre secteurs identifiés lors des jugements seront repris, auxquels est ajouté un secteur S0 correspondant au ruisseau Fonteno entre l'exutoire de la SANE et sa confluence avec la Meurthe (cf. annexe G).

Le choix d'un proxy pour attester des niveaux de services est crucial pour l'estimation. Pour ce cas d'étude, il aurait été possible de choisir la population de sandre (biomasse), soit directement avec une approche « ressource équivalente », soit comme indicateur avec une approche « services équivalents ». Le sandre est en effet une espèce cotée, fragile et relativement représentative de l'état du milieu ; elle est aussi l'espèce la plus impactée par la pollution (20% des pertes). Cependant, une biomasse piscicole

²² AAPPMA locale : Société des Pêcheurs à la Ligne de Nancy et Environs

²³ Fédération de Pêche de Meurthe-et-Moselle

comme proxy est un choix discutable pour ce cas d'étude, étant données la dilution et dispersion rapide des pesticides dans la colonne d'eau. Le choix d'un proxy relatif aux sédiments ou à la végétation benthique (concentration de polluants rémanents, diversité des espèces) est une autre possibilité, qui apparaît plus judicieuse, mais qui est moins renseignée.

La présente estimation utilise donc l'approche « habitat équivalent » (HEA²⁴) avec ces deux proxys comme indicateurs de services.

2.1. Etat initial et dommages

Le ruisseau Fonteno souffre d'une pollution organique chronique et sévère due à son utilisation comme exutoire de réseaux pluviaux et autres (industries, particuliers). Il est très majoritairement busé. Bien qu'il ait offert par le passé un potentiel écologique considérable (frayères des truites de mer en Meurthe), il est indéniable que ce ruisseau a été « sacrifié » lors de l'urbanisation des zones alentours. Son état paraît irrémédiable. Quant à la Meurthe, elle souffre d'une dégradation bactériologique forte et d'une pollution agricole chronique, interdisant de ce fait toute baignade dans le cours d'eau. La macrofaune, les sédiments et mollusques sont des indicateurs de l'état médiocre de ce cours d'eau. La Moselle est de qualité légèrement meilleure, ceci étant discutable au niveau de sa confluence avec la Meurthe.

A ce titre, il paraît acceptable de ne pas considérer les milieux en question comme offrant 100% de services en temps normal.

Il est donc considéré pour la présente étude les niveaux de services initiaux suivants, selon le proxy utilisé :

	Proxy « biomasse piscicole »					Proxy « sédiments »				
	S0	S1	S2	S3	S4	S0	S1	S2	S3	S4
Niveaux de services initiaux	0 %	60 %	60 %	60 %	60 %	10 %	60 %	60 %	60 %	70 %

Ces chiffres sont issus d'avis d'expert sur l'état général des cours d'eaux concernés. La différence observée sur S0 tient au fait de l'absence totale de population piscicole mais d'une présence avérée de macrofaune, dont l'utilité reste limitée. La différence observée sur S4 se justifie par l'homogénéité de la population piscicole sur deux secteurs très proches et relativement identiques ; cependant, la Moselle est relativement moins soumise à une pollution chronique de ses sédiments.

Concernant les pertes initiales, on peut aisément considérer une perte totale de services pour le ruisseau Fonteno, comme il a déjà été précisé à plusieurs reprises. En revanche, concernant la Meurthe et la Moselle, une différentiation s'impose, étant données les raisons ayant conduit à une délimitation en plusieurs secteurs. Toutefois, la question reste non résolue quant à un potentiel impact sub-létal (développement, reproduction).

²⁴ HEA : Habitat Equivalency Approach

Il est donc considéré pour la présente étude les niveaux de services post-accident suivants, selon le proxy utilisé :

	Proxy « biomasse piscicole »					Proxy « sédiments »				
	S0	S1	S2	S3	S4	S0	S1	S2	S3	S4
Niveaux de services post-accident	0 %	20 %	25 %	30 %	40 %	0 %	10 %	10 %	10 %	40 %

Ces chiffres sont issus d'avis d'expert sur l'impact de la pollution. Les différences observées sur S1 à S3, pour le proxy biomasse, sont liées au fait que la répartition par secteurs est justement définie par des différences de mortalités piscicoles. La nuance certaine entre l'impact sur la biomasse et l'impact sur les sédiments résulte de la dilution rapide des polluants présents dans la colonne d'eau, *a contrario* de la sédimentation de ces mêmes polluants.

2.2. Restauration primaire

Etant donné le fait que la présente étude se déroule *a posteriori*, les mesures de restauration primaire considérées ne peuvent être que celles effectivement engagées alors. A part la récupération des poissons morts, les études conduites et une dépollution du site industriel, la restauration primaire a été naturelle.

Il est donc considéré pour la présente étude un retour à la normale dans les conditions suivantes :

	Proxy « biomasse piscicole »					Proxy « sédiments »				
	S0	S1	S2	S3	S4	S0	S1	S2	S3	S4
Durée de restauration naturelle	-	1 an	1 an	1 an	6 mois	10 ans	3 ans	3 ans	2 ans	1 an

Ces chiffres sont issus d'avis d'experts sur le potentiel de régénération naturelle des milieux. Les différences observées se justifient par un impact moindre et une plus grande dilution en Moselle, une sédimentation des polluants rémanents, ainsi qu'un état très perturbé du Fonteno.

2.3. Restauration complémentaire

Le milieu est considéré comme ayant retrouvé ou ayant la faculté de retrouver l'ensemble de ses ressources et services. Il n'y a pas eu d'impact irréversible.

Aucune restauration complémentaire n'est donc à considérer.

L'analyse de sensibilité du chapitre V inclut cependant la possibilité d'un impact irréversible sur le Fonteno.

2.4. Restauration compensatoire

Comme l'indique le texte de la directive responsabilité environnementale, le choix des options de restauration compensatoire, ou compensation des pertes intérimaires, est soumis à un certain nombre de critères permettant de sélectionner et de hiérarchiser les

projets les plus pertinents. Ce choix est le fruit d'une étude conséquente des projets de restauration déjà en cours sur la région, ainsi que des milieux susceptibles d'accueillir des projets de compensation. Cette compensation des pertes intérimaires peut être réalisée *in situ* ou *ex situ*.

Dans le cadre de la présente étude, deux projets de restauration sont au moins à envisager. En effet, les compensations des pertes intérimaires sur les trois secteurs de la Meurthe et sur le secteur unique de la Moselle peuvent être couplées en un projet unique, étant données leurs similitudes écologiques et morphodynamiques sur les secteurs concernés. En revanche, les pertes pour le ruisseau Fonteno doivent être compensées de manière indépendante, étant donné les différences notables entre ce ruisseau et la Meurthe / Moselle.

Les niveaux de services des sites soumis à restauration doivent être déterminés en utilisant préférentiellement le même proxy que celui utilisé pour déterminer les impacts. Dans le cadre de cette étude, étant donné le vide d'informations relatives aux projets de restauration et à leurs avantages écologiques, les hypothèses ont été déterminées de manière relativement arbitraire, et sont considérées comme valables pour les deux proxys mentionnés précédemment (biomasse piscicole et sédiments).

Pour la compensation Fonteno, il a été envisagé d'étudier les projets de compensation suivants :

- P00 : remise en état / restauration du Fonteno (*in situ*). Sont considérés :
 - *un état initial équivalent à 10% de services ;
 - *un niveau de services après restauration équivalent à 80% (objectif de restauration) ;
 - *une durée de maturation de 2 ans (à partir de l'année 2000).
- P01 : projets de réhabilitation de ruisseaux équivalents à proximité (*ex situ*). Sont considérés :
 - *un état initial équivalent à 50% de services ;
 - *un niveau de services après restauration équivalent à 80% (objectif de restauration) ;
 - *une durée de maturation de 1 an (à partir de l'année 1998).

Pour la compensation Meurthe / Moselle, il a été envisagé d'étudier des projets de compensation *in situ* :

- P10 : remise en communication de bras morts de la Meurthe (sites potentiels en amont et en aval). Sont considérés :
 - *un état initial équivalent à 0% de services ;
 - *un niveau de services après restauration équivalent à 80% (objectif de restauration), soit le niveau de services général de la Meurthe amélioré par un suivi de projet et des mesures de conservation spécifiques ;
 - *une durée de maturation de 2 ans (à partir l'année 1999).
- P11 : conservation du champ d'expansion des crues de la Meurthe en amont (un tel projet a des vertus écologiques en termes de diminution de l'anthropisation, recréation de conditions écologiques originelles...). Sont considérés :
 - *un état initial équivalent à 60% de services ;
 - *un niveau de services après restauration équivalent à 80% (objectif de restauration), soit le niveau de services général de la Meurthe amélioré par un suivi de projet et des mesures de conservation spécifiques ;
 - *une durée de maturation de 1 an (à partir l'année 2001).

Les durées de maturation, c'est-à-dire le temps nécessaire à l'obtention du niveau objectif de services depuis la fin de mise en place du projet, varient en fonction de l'état actuel d'utilisation du milieu. Pour une durée de maturation de base d'un an, elle est considérée comme étant double pour un milieu non colonisé (bras morts, champ d'expansion des crues).

Les années de base pour les débuts des projets varient en fonction des travaux et négociations à entreprendre. Elles varient d'une à quatre années après l'année de plainte pour des degrés d'intervention croissants.

L'ensemble des projets est considéré comme ayant une durée de vie de 30 ans, date à laquelle le site revient vers son niveau initial en 10 ans. Cette hypothèse tend à intégrer un fort degré d'incertitude au long terme sur le devenir de projets de restauration localisés, ainsi qu'à intégrer les fortes pressions urbanistiques, industrielles et agricoles. Cette hypothèse sera soumise à variation lors de l'étude de sensibilité.

Il a aussi été mentionné un manque certain de connaissances scientifiques quant aux impacts des pesticides rémanents sur les sédiments et les potentialités de relargage, ou encore sur l'état réel de la Meurthe et de la Moselle au vu de leurs pollutions chroniques. Un projet de recherche peut aussi être envisagé comme mesure de compensation. Cependant, son dimensionnement devra être mis en relation avec les pertes intérimaires dans une optique « valeur-coût », à savoir que l'enveloppe de financement du projet de recherche devra égaler les pertes pécuniaires intérimaires observées (valorisation environnementale des secteurs).

Il est évident que toutes les hypothèses énoncées sont discutables, leur validité et fiabilité dépendant notamment des données disponibles. Dans le cas présent, les données potentiellement exploitables pour une approche 'services équivalents' sont limitées. Dans l'idéal, le choix d'un proxy représentant le milieu aurait été réalisé rapidement après la pollution, et les études relatives à ce proxy auraient été conduites à moyen terme. S'agissant d'une pollution par pesticides rémanents en milieu à forte dilution, les proxys suivants auraient pu être utilisés : répartition / biomasse des taxons de la macrofaune, couverture végétale benthique... Ce même proxy aurait été utilisé pour l'identification des impacts et le dimensionnement des projets de restauration (notamment état initial des sites potentiels).

3. Evaluation économique

3.1. Estimation des pertes et gains de services écologiques (HEA)

Les tableaux de calculs sont présentés en annexe H.

L'étude considère comme année de référence l'année du jugement en première instance, plaçant donc l'année de base pour l'estimation en 1997. Le fait que l'accident se soit déroulé en août ne change pas l'estimation, qui est considérée à année fixe. Le facteur d'actualisation utilisé est celui du Commissariat Général du Plan²⁵, qui fixe un taux

²⁵ « Révision du taux d'actualisation des investissements publics », Commissariat Général du Plan, 21 janvier 2005.

constant égal à 4% sur les 30 premières années, puis décroissant atteignant 3% à l'horizon 60 ans, et 2% à horizon infini :

$$a_t = \begin{cases} 0.04 & \text{sit} \leq 30 \\ \sqrt[t]{1.04^{30} 1.02^{t-30}} - 1 & \text{sit} > 30 \end{cases}$$

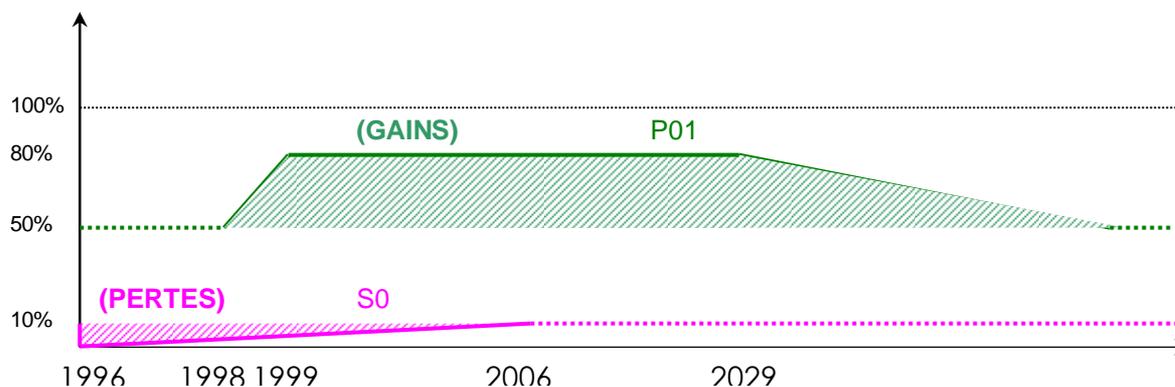
Pour la correction de l'inflation des années antérieures, l'indice INSEE des prix à la consommation est utilisé²⁶. Les courbes de régénération naturelle et de maturation des projets de restauration sont considérées comme linéaires.

Les deux tableaux ci-dessous présente le calcul des pertes de services écologiques, en utilisant le proxy « biomasse piscicole » ou le proxy « sédiments ».

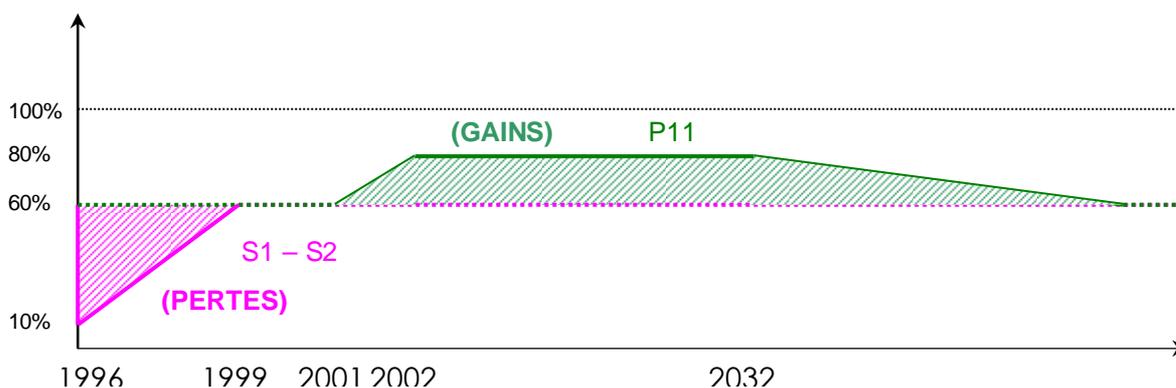
BIOMASSE PISCICOLE		S0	S1	S2	S3	S4
Longueur (km)		2,50	9,66	1,95	4,00	2,00
Largeur moyenne (m)		0,8	82,0	75,0	64,5	105,0
Surface considérée (ha)		0,20	79,21	14,63	25,80	21,00
Niveau de Services Pré Accident		0%	60%	60%	60%	60%
Niveau de Services Post Accident		0%	20%	25%	30%	40%
Régénération	Début	-	1996	1996	1996	1996
	Fin	-	1997	1997	1997	<1997
	Niveau de Services Final	0%	60%	60%	60%	60%
Pertes de Services Surfaiques Actualisées		-	16,191	2,616	3,955	1,073
		-	23,835			

SEDIMENTS		S0	S1	S2	S3	S4
Longueur (km)		2,50	9,66	1,95	4,00	2,00
Largeur moyenne (m)		0,8	82,0	75,0	64,5	105,0
Surface considérée (ha)		0,20	79,21	14,63	25,80	21,00
Niveau de Services Pré Accident		10%	60%	60%	60%	70%
Niveau de Services Post Accident		0%	10%	10%	10%	40%
Régénération	Début	1996	1996	1996	1996	1996
	Fin	2006	1999	1999	1998	1997
	Niveau de Services Final	10%	60%	60%	60%	70%
Pertes de Services Surfaiques Actualisées		0,093	59,881	11,056	19,504	3,219
		0,093	93,660			

Les deux schémas ci-dessous comparent ces pertes de services écologiques (en utilisant le proxy « sédiments ») aux gains obtenus par la mise en œuvre des projets de restauration P01 et P11.



²⁶ http://www.insee.fr/fr/indicateur/indic_cons/indic_cons.asp



(à noter que sur ce graphe sont représentés les pertes pour S1 ou S2 uniquement, en comparaison avec les gains du projet P11 en compensation des pertes sur S1 à S4)

En considérant un facteur de restauration de 1:1, le tableau ci-dessous présente les surfaces compensatoires sur lesquelles les différents projets de restauration (P00, P01, P10 et P11) devraient être mis en œuvre, selon le proxy utilisé.

		P00	P01	P10	P11
Sites concernés		Fonteno	équivalent Fonteno	bras mort Meurthe	expansion des crues Meurthe
Restauration	Début	2000	1998	1999	2001
	Fin	2002	1999	2001	2002
	Niveau de Services Initial	10%	50%	0%	60%
	Niveau de Services Final	80%	80%	80%	80%
Gains de Services Unitaires Actualisés		11,75	5,52	13,97	3,27
Pertes de Services Surfaiques Actualisées		-	-	23,835	23,835
(biomasse piscicole)	Surface compensatoire	-	-	1,707	7,288
Pertes de Services Surfaiques Actualisées		0,093	0,093	93,660	93,660
(sédiments)	Surface compensatoire	0,008	0,017	6,706	28,638

Ainsi, pour compenser les pertes de services du Fonteno, le projet P00 doit être mis en œuvre sur une surface de 0,008 ha, soit sur un linéaire de 100 m du Fonteno. Mais on peut également réaliser le projet P01 sur une surface de 0,017 ha, soit sur un linéaire de 212 m d'un ruisseau équivalent au Fonteno.

Pour compenser les pertes de services des secteurs S1 à S4, le projet P10 doit être mis en œuvre sur une surface de 1,7 ha (calcul avec le proxy « biomasse piscicole ») ou de 6,7 ha (calcul avec le proxy « sédiments »). Mais on peut également réaliser le projet P11 sur une surface de 7,3 ha (proxy « biomasse piscicole ») ou de 28,6 ha (proxy « sédiments »).

3.2. Estimation des coûts de restauration primaire et analyses

Le listing de ces coûts, probablement non exhaustif, ne porte que sur les données recueillies, qui sont relativement minces. Les signes ?? € indiquent des contributions qui ont (certainement) eu lieu, mais qui ne sont pas chiffrées. Les signes ≈ indiquent des coûts approximatifs en fonction des données recueillies et de certaines hypothèses précisées.

- diverses actions des services de l'état, collectivités locales et associations : ?? €
- mise à disposition embarcation base nautique Nancy : ?? €
- soutien des débits de la Meurthe : ?? € (barrage de Vieux-Pré, 10/08 – 19/08 : estimé 3 Mm³)

- traitement des cadavres : **800,15 €²⁷** 321,66€ / t. HT, considéré 2t. ramassées)
- dépollution et suivi du site SANE : **?? €** (> 235 000 €)
 - *étude des sols pollués : 24 079,30 €
 - *récupération et traitement des eaux d'extinction : ≈155 000 €
 - *dépollution des bétons sous ouvrages : 55 855,16 €
 - *dépollution des terres sous ouvrages : ?
 - *dépollution du terrain d'emprise (par excavation), puis remblaiement et drainage : ?
 - *nettoisement et regoudronnage des aires de circulation : ?
 - *évacuation des déchets (environ 100m³ liquides et 2500 à 3000m³ solides) : ?
 - *surveillance du site : ?

Ce poste de dépenses est sans doute un des plus importants en terme de réparation de dommages écologiques. La dépollution des sols et l'évacuation des déchets en résultant est sans nul doute très coûteux, ce qui tend à sous-estimer fortement l'estimation que l'on peut faire des dommages.

- prélèvements et analyses d'eaux : **≈ 73 000 €** (base 10 000F / 4 jours ou 6 prélèvements)

Les analyses ont porté au minimum sur les deux composés suivants : trifluraline et γHCH (lindane). Selon les sites et les périodes, d'autres composés ont été pistés : chlortoluron, tébutame, alachlor, propiconazole et MCPA. Entre un et trois laboratoires sont consultés pour chaque prélèvement.

 - *prélèvements ponctuels : premiers jours après l'incendie (Meurthe et Moselle)
 - *prélèvements ponctuels quotidiens : 11/08 – 02/09 (Moselle)
 - *prélèvements ponctuels quotidiens : 09/08 – 01/09 (Moselle)
 - *49 prélèvements des eaux de consommation sur 3 zones de captage
 - *>10 prélèvements en Meurthe et Fonteno pour suivi de pollution
 - *nouveaux prélèvements suites aux crues de novembre (dosage de lindane, trifluraline et MES) pour vérifier un potentiel « relargage » par les sédiments
- étude des temps de transfert en nappe alluviale : **?? €**

« Estimation des temps de transfert d'une pollution de la Moselle vers quelques ouvrages de captage dans les départements de Meurthe-et-Moselle et de Moselle » par le Service Hydrogéologique et Géotechnique de Nancy
- contribution spécifique Agence de l'Eau : **≈ 17 000 €**
 - *temps consacré par les personnels, estimé à un mois-ingénieur
 - *analyse quantitative par balayage de 2 échantillons d'eau d'extinction, par 4 laboratoires : ≈45 000 F
 - *prélèvement automatique réfrigéré de Berg (20/08-28/08): ≈40 000 F
- prélèvements et analyses de poissons et mollusques : **≈ 14 500 €** (base 53 769.63F / 20 analyses poissons et 1 analyse mollusques)
 - *> 32 prélèvements de poissons
 - *> 5 prélèvements de mollusques
- étude INERIS pour la recherche des causes de la réaction initiale : **?? €**
- étude CEDRE (analyse des répercussions potentielles sur les écosystèmes) : **?? €**

²⁷ (Circulaire DGPEI/SDEPA/C2006-4061 du 02 août 2006, « réforme du service public de l'équarrissage (SPE) », Annexe 3 « Offres financières du marché national acceptées », département 54).

- prélèvements et analyses de sédiments : **≈ 6 800 €** (base 14 856F / 6 analyses)
 - * > 5 prélèvements
 - * analyses supplémentaires sur 5 sites pour dosage de lindane et trifluraline (6-7/11/96)
 - * analyses supplémentaires sur prélèvements dans le cadre de l'approfondissement Meurthe et Moselle (SN Nord Est) pour dosage de trifluraline
- prélèvements et analyses de légumes : **≈ 4 500 €**

Les analyses ont été effectuées pour 7 composés avec des prélèvements sur carottes, tomates, salades et terres de jardin, soit 22 échantillons sur 5 sites.

3.3. Estimation des coûts de restauration compensatoire & suivi

Les pratiques usuelles de restauration compensatoire se bornent généralement à des repeuplements. En effet, l'estimation économique des dommages piscicoles, telle qu'elle est pratiquée aujourd'hui, consiste à attribuer un coût moyen par kilo de poisson détruit. Ce coût moyen représente le coût à l'achat de poissons issus de pisciculture, qui seront alors réintroduits dans le milieu.

Cependant, ceci n'est qu'une mesure halieutique qui tend à remettre artificiellement le cheptel piscicole dans sa condition pré-accident. Au-delà des besoins à court terme des usagers, un repeuplement peut engendrer des déséquilibres importants sur l'écosystème en place (répartition des espèces, classes d'âge, pollution génétique...). Du point de vue écologique, les mesures de repeuplement généralisé sont donc à proscrire ; bien qu'elles puissent avoir un certain intérêt dans le cadre d'une focalisation sur une espèce particulière (approche ressource équivalente).

Dans le cadre de la présente étude, on s'intéresse donc aux projets de restauration écologique globaux, qui portent sur le cours d'eau et l'habitat écologique dans son ensemble. En fonction des coûts approximatifs disponibles, il est possible d'obtenir un ordre d'idée du montant des projets de restauration compensatoire proposés précédemment.

S'agissant du projet P00 (restauration du Fonteno), il est difficile d'identifier d'une part les mesures permettant d'obtenir un niveau de services donné, et d'autre part le coût de ces mesures, étant donné l'état actuel extrêmement pollué du ruisseau. Un programme de restauration nécessiterait sans doute les mesures suivantes : curage complet et traitement des terres retirées, programme de réduction des pollutions organiques et industrielles, traitement des exutoires pluviaux, mesures de restauration classique de cours d'eau (traitement des berges, plantations, aménagement de frayères...). Un projet tel aurait très probablement un coût démesuré, et serait sans doute écarté par une comparaison coûts-bénéfices avec d'autres projets (recommandé par la directive).

S'agissant du projet P11 (préservation des zones d'expansion des crues de la Meurthe), il est de même difficile d'estimer les gains et coûts de restauration d'un tel projet. Des acquisitions foncières et divers aménagements seront très certainement nécessaires, et coûteux. L'acceptabilité politique serait aussi un enjeu majeur.

S'agissant des projets P01 (restauration d'un équivalent Fonteno) et P10 (remise en communication de bras morts de la Meurthe), il est possible d'avancer une estimation des coûts de projet. Cependant, estimer précisément les mesures nécessaires à l'obtention

d'un niveau de services donné n'est pas réalisable (à moins d'une réglementation en la matière). L'évaluation des gains de restauration est donc soumise à avis d'expert en premier lieu, puis à un suivi d'indicateurs choisis au préalable (indices diatomées, IBGN, couverture végétale...). La conservation du ou des proxys utilisés lors de l'évaluation d'impact est recommandée.

Le tableau suivant présente les coûts unitaires d'un certain nombre de mesures de restauration de milieu aquatique²⁸.

mesures de restauration	coût unitaire	P01	P10
restauration classique, gestion ripisylve et embâcles	6000 €/km	1275	20118
plantations	8000 €/km	1700	26824
protection berges par techniques végétales	90000 €/km	19125	301770
remise en communication bras mort	40000 €/km	-	134120
diversification du lit mineur	15000 €/km	3187,5	50295
retalutage	150000 €/km	31875	502950
recréation de méandres	150000 €/km	31875	502950
épis / seuils	4000 €/ouvrage	?	?
diversification des berges	150000 €/km	31875	502950
création lit d'étiage	350000 €/km	74375	1173550
achat terrain	6000 €/ha	1275	20118
constitution d'espaces de liberté	6000 €/ha	1275	20118
gestion végétation et bois mort	6000 €/ha	1275	20118
terrassement	4 €/m ³	?	?
plantation hélrophyte	25 €/m ²	425	16765
plantation arbre / arbuste	10 €/arbre	?	?
passé à poisson / glissière dévalaison (<5m)	20000 €/m de chute	?	?
frayère	40000 €/km	8500	134120
entretien régulier de cours d'eau	2400 €/km/an	510	8047,2
animation / information / sensibilisation	45500 €/an	227500	227500

(1an)
(1an)

Pour le projet P01, qui doit être mis en œuvre sur un linéaire de 212 m, on peut considérer que le programme suivant permettra le gain de services désiré :

- restauration classique : 1 275 €
- protection des berges par techniques végétales : 19 125 €
- plantations hélrophytes : 425 €
- frayères : 8 500 €

Soit un total de : 29 325 €

Pour le projet P10, qui doit être mis en œuvre sur un linéaire de 3,35 km (en considérant une largeur moyenne de bras mort de 20 m), on peut considérer que le programme suivant permettra le gain de services désiré :

- remise en communication de bras mort : 134 120 €
- restauration classique : 20 118 €
- protection des berges par techniques végétales : 301 770 €
- plantations hélrophytes : 16 765 €
- frayères : 134 120 €

Soit un total de : 606 893 €

²⁸ source : BRGM (2005), Développement d'un cadre méthodologique pour évaluer le coût d'atteinte du bon état des masses d'eau du bassin Rhin-Meuse – Volume I : typologie et coût de référence des mesures.

A ces coûts peuvent s'ajouter les coûts d'entretien régulier, couplés potentiellement à des programmes de sensibilisation de la population (programme commun dépassant très largement le cadre de la gestion des deux cours d'eaux). Reste à poser la question de la durée de prise en charge de ces programmes de gestion par l'industriel.

Si l'on impose les deux projets tels qu'ils sont définis ci-dessus, avec une prise en charge des coûts d'entretien régulier pendant 5 ans, on peut chiffrer les coûts de restauration compensatoire à : **679 004 €**

Le choix et le dimensionnement des projets de restauration pour des cas comme celui-ci, où les impacts et gains sont difficilement identifiés, sera un choix politique fait en concertation avec les différents acteurs. On peut considérer *a priori* que les mesures de restauration proposées, ainsi que les coûts associés, sont minimaux. Un programme de restauration impliquerait un suivi d'indicateurs permettant d'attester de l'atteinte des objectifs de service, ou justifiant un ajustement des mesures le cas échéant.

3.4. Estimations d'autres coûts engendrés pour l'entreprise

Ces coûts ne sont évidemment pas pris en compte lors de l'indemnisation des dommages écologiques. En revanche, ils sont relativement informatifs quant à leur part totale par rapport au « coût de l'accident » :

- utilisation d'autres entrepôts et locaux
- déplacements permanents de magasiniers et poids lourds
- indemnités liées au sinistre (pertes matérielles propres ; dommages matériels, économiques et corporels aux tiers)
- pertes d'exploitation (prises en charge par l'assureur)
- réinstallation (dont autorisation préfectorale, étude d'impact, étude de dangers, enquête publique)

Cette liste probablement non exhaustive permet de juger de l'importance des compensations écologiques en comparaison avec l'ensemble des coûts engendrés pour l'industriel. Bien qu'ils ne soient pas disponibles, on peut assurer que les dommages économiques et matériels sont considérablement supérieurs en terme de coûts économiques.

3.5. Estimation des pertes de services au public

a) Données

Arrêté préfectoral d'interdiction pris le 16 août 1996, pour la zone allant de Jarville à Custines : **pêche récréative**, jusqu'au 15 septembre 1996 inclus (soit 30 jours).

Arrêté préfectoral d'interdiction pris le 06 août 1996, pour la zone de rayon 200 m autour du site SANE : **consommation de fruits et légumes** (dates non disponibles).

On ignore l'interdiction de baignade, car la baignade est interdite de manière permanente sur les cours d'eaux concernés. De plus, on ignore l'interdiction de pratique des loisirs nautiques, car très brève. De plus, étant donnée l'absence d'informations

relatives à l'interdiction de consommation de fruits et légumes (populations concernées, dates...), cette compensation est aussi ignorée.

L'étude se limite aux zones délimitées par les arrêtés bien que l'accident ait pu avoir des conséquences sur les services au public au-delà des périmètres mentionnés. Une estimation approximative des populations de pêcheurs sur les secteurs a été obtenue. Elle indique qu'environ une trentaine de pêcheurs par jour se trouvent sur zone.

Une mesure de compensation idéale aurait été l'ouverture équivalente de jours de pêche supplémentaires. Les pêches de carnassiers sont en effet fermées en février et mars, correspondant à leurs périodes de reproduction. Bien qu'une ouverture de 30 jours de pêche supplémentaires pendant ces périodes compenserait idéalement les pertes occasionnées (sous réserve de caractéristiques identiques : empoisonnement, jouissance...), il est aussi évident que cette mesure n'est pas appropriée du point de vue écologique. Il est à noter que ce type de compensation peut toutefois être appliqué dans d'autres contextes.

b) Transferts de valeurs

Compte tenu de l'état et la morphologie de la Meurthe, un transfert de valeurs provenant d'une étude menée sur le Loir apparaît acceptable. En effet, ce dernier est un cours d'eau majeur de plaine (2ème catégorie) avec présence de seuils, eutrophisation, classé en Risque de Non-Atteinte du Bon Etat (nitrates, pesticides, morphologie, doute sur l'hydrologie).

L'étude réalisée par l'IFOP en 2006 (« Etude sur la valorisation des aménités du Loir » – Méthode des coûts de transports – Pêche) indique un surplus moyen de 12,8 €₂₀₀₇ / visite / pêcheur.

Pour 30 pêcheurs en moyenne, on obtient pour le secteur et la période considérés un total de 900 visites. Le montant de la compensation pécuniaire s'élève donc à **11 520 €**.

On considère l'absence de sites de substitution, à savoir que les pêcheurs concernés ne peuvent jouir de leur activité durant la période de fermeture. De plus, on suppose que, comme il a été souvent réalisé lors de nombreuses études américaines faisant référence, réaliser une estimation séparée des services au public ne crée pas de double comptage des pertes. En effet, une fermeture administrative stricte crée un impact différent de la pollution, et qui ne peut être compensé par des projets de restauration écologiques.

Dans le cadre de la compensation en elle-même, une approche « valeur-coût » pourrait être utilisée, et ce afin d'éviter une nouvelle estimation de la valeur des gains de restauration (approche « valeur-valeur »). Ainsi, la compensation résulterait en un projet bénéficiant directement les populations impactées, à savoir les pêcheurs de la Meurthe sur les linéaires considérés, et dont le montant de réalisation serait égal à la valeur calculée ci-dessus. Peuvent être envisagés : ponton, frayères, passes à poisson, réempoisonnements...

4. Conclusion sur l'accident d'Heillecourt

Utilisant les méthodes d'équivalence recommandées par la directive responsabilité environnementale, l'évaluation économique des dommages écologiques occasionnés par la pollution survenue à Heillecourt, en août 1996, permet de chiffrer des dommages environnementaux probablement supérieurs à un million d'euros. Ce chiffre est divisé comme suit :

- coûts de restauration primaire et études : **> 350 000 €**
- coûts de restauration compensatoire et suivi : **680 000 €**
- compensation de pertes de services au public : **11 500 €**

Les résultats de cette évaluation donnent un ordre de grandeur devant être complété par les résultats de l'analyse de sensibilité réalisée au chapitre V, qui permet de faire varier les paramètres liés aux hypothèses faites lors de l'estimation. Le montant global avancé est vraisemblablement très inférieur aux coûts totaux que peut engager la directive, notamment car il n'inclut pas la dépollution des sols du site SANE (faute de renseignements).

Il est important de remarquer que les coûts engendrés par la restauration des dommages écologiques, bien qu'ils soient ici détaillés de manière incomplète, sont en tout état de cause très inférieurs à l'enveloppe globale des coûts occasionnés par l'accident, en particulier du fait des compensations très élevées pour pertes matérielles et économiques (notamment réimplantation et dommages aux tiers).

L'accident d'Heillecourt aurait probablement eu lieu même si la directive responsabilité environnementale avait été en place à l'époque. Quand bien même le défaut de déclaration et donc la négligence ont été établis, la mise en place de ce nouveau régime de responsabilité n'aurait probablement pas suffi à modifier l'attitude de l'entreprise. Néanmoins, la perspective de compensations équivalentes aux pertes directes et intérimaires sur l'ensemble des linéaires concernés aurait sans doute influé sur la décision de ne pas fermer les bassins d'orage du Fonteno. En effet, le principe de précaution aurait sans doute été mieux appliqué en choisissant de confiner la pollution (quitte à devoir l'évacuer et la traiter en totalité), plutôt que de la déverser dans la Meurthe.

Une part des coûts engagés par cet accident sont déjà couverts par les régimes existants. En effet, l'ensemble des coûts liés à la gestion de l'accident, aux analyses, aux études qui ont suivi, mais aussi à la dépollution du site SANE ont bien été engagés à l'époque. Le pollueur les a d'ailleurs pris à sa charge, omettant cependant les frais occasionnés par les agences publiques.

L'application de la DRE n'aurait apporté rien de neuf au niveau de la restauration primaire. Toutefois, il convient de préciser que, relativement à la pollution des sols, la directive ne prescrit qu'un retour à une situation n'ayant pas de risques pour la santé humaine. Le programme de restauration du site SANE semble aller au-delà de ce que propose la directive, notamment par la dépollution des ouvrages. De même, l'étude relative à l'accidentologie est hors du champ d'application de la DRE.

Ce qu'aurait réellement apporté la directive est surtout lié aux prescriptions de restauration compensatoire, en termes de services écologiques et au public. En effet, la directive aurait imposé les mesures de restauration évoquées précédemment : projets de restauration écologiques et suivi, compensation des pertes intérimaires d'aménité (pêche

récréative), le tout pour un coût d'environ 700 000 € (selon les choix et hypothèses réalisés). Les méthodes d'équivalence suggérées par la directive sont nettement différentes des méthodes alors employées pour fixer des montants de compensation, et conduisent donc à des montants différents. De plus, la directive aurait imposé une compensation en nature, et non des réparations pécuniaires directement allouées aux parties civiles. On peut aussi ajouter à cela que l'estimation des dommages par les méthodes d'équivalence aurait conduit à des coûts d'analyse et de suivis propres au régime de la DRE.

IV – CAS D'ETUDE N°2 – MIMIZAN, 1997

1. Contexte

1.1. L'exploitant

Papeteries de Gascogne est aujourd'hui le leader mondial du papier Kraft naturel frictionné, et un des plus importants producteurs européens de papier SacKraft Naturel. Fondée en 1925, l'entreprise produit sur un seul et même site de la pâte à papier et des papiers Kraft naturel. La pâte produite est exclusivement destinée à l'alimentation des quatre machines à papier. L'usine est implantée à Mimizan, station balnéaire située en bordure du Golfe de Gascogne, à mi-chemin entre Bordeaux et la frontière espagnole. Par sa volonté de diversification, Papeteries de Gascogne a donné naissance en 1986 à un grand groupe, intégré dans la filière Bois, Papier, Emballage souple et Distribution : le Groupe Gascogne²⁹. L'usine concernée est un établissement classé.



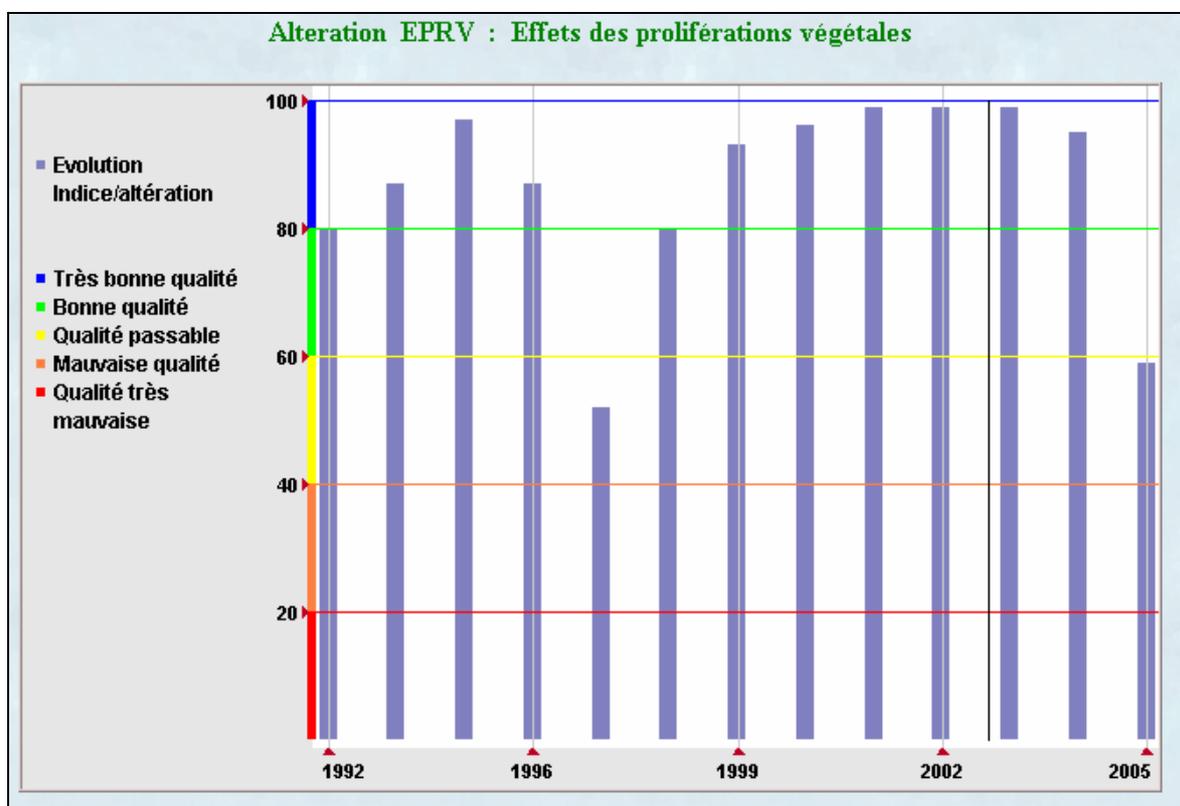
1.2. Les milieux impactés



²⁹ http://www.papeteriesdegascogne.com/index_1.htm, dernier accès 06/06/07

Le **Courant de Mimizan**, cours d'eau principal de 2nde catégorie, est d'une longueur de 6,5km (sur 20m de large), il constitue l'exutoire du bassin versant hydrographique des étangs littoraux Born et Buch (étang de Cazaux - Sanguinet, petit étang de Biscarosse, étang de Parentis – Biscarosse et étang d'Aureilhan) en reliant l'étang d'Aureilhan (via un barrage à madriers, « barrage des Anguillons ») à l'Océan Atlantique par un estuaire à l'ouest. Le Courant subit une forte influence marine (milieu saumâtre sur son tiers ouest). Un Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE « Etangs Littoraux Born et Buch ») est en phase d'instruction (Arrêté Préfectoral définissant le périmètre datant du 23 mars 2007)³⁰.

Une station de suivi qualitatif est en place à Mimizan (réseau complémentaire départemental) ; l'eau était récemment de bonne qualité voire très bonne, hormis pour la qualité bactériologique (2005). Comme le montre le graphe ci-après, l'historique disponible depuis 1992 permet notamment de constater une altération EPRV³¹ très marquée en 1997, puis un retour progressif à la normale sous 3 à 4 ans. Le cours d'eau à un objectif de qualité 1B.



Une forte érosion de berge est présente au long du Courant, liée notamment à l'enfoncement et à l'encombrement du lit et à la dynamique latérale naturelle. Le Courant de Mimizan est classifié comme ayant un « risque fort de non atteinte du bon état écologique en 2015 », au regard de la Directive Cadre Eau, et ce pour les raisons suivantes :

- état morphologique dégradé
- régime hydrologique perturbé
- problème de continuité longitudinale (franchissement)

³⁰ <http://gesteau.oieau.fr/sage/sage.php?id=SAGE05015>, dernier accès 06/06/07

³¹ Effets des Proliférations Végétales

En termes d'usages de l'eau sur la portion impactée, peuvent être mentionnés : pêche récréative et professionnelle (pibales), quelques loisirs nautiques, baignade, ... La zone de Mimizan est très touristique et offre de nombreuses plages sur son littoral ; on notera qu'une plage (Pont du Courant) se situe sur le Courant de Mimizan, légèrement en amont de son exutoire à l'océan.

La gestion piscicole et halieutique est sous coopération de différents acteurs, notamment l'AAPPMA³² de Mimizan. La connaissance des populations piscicoles est très faible sur ce bassin. Il n'y a pas de point de suivi du Réseau national Hydrobiologique Piscicole (RHP/CSP) ou de réseaux locaux de surveillance par les fédérations départementales de la pêche et des milieux aquatiques. En revanche, un point de suivi du réseau anguille existe à l'aval du barrage des Anguillons.

La connaissance des populations piscicoles devraient évoluer à l'avenir car les deux ouvrages du courant de Mimizan, en aval de l'étang d'Aureilhan sont équipés de passes à poisson depuis décembre 2005.

Un enjeu local est la pêche de la civelle, qui représente une activité sociale et économique de première importance et constitue, pour le golfe de Gascogne, une des toutes premières ressources ichtyologiques. Elle représente 34 M€ à la première mise en marché pour la façade atlantique française. En France, 1200 à 1500 entreprises de pêche fluviale, estuarienne et littorale dépendent de l'exploitation de l'anguille (et surtout de la civelle) pour assurer l'équilibre financier de leurs activités.³³



(Ifremer, Indicang)

On notera de plus que l'anguille européenne (et donc ses larves : civelle ou pibale) est placée sous la protection de la convention CITES³⁴ depuis le 11 juin 2007.

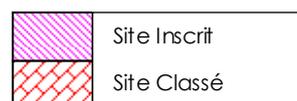
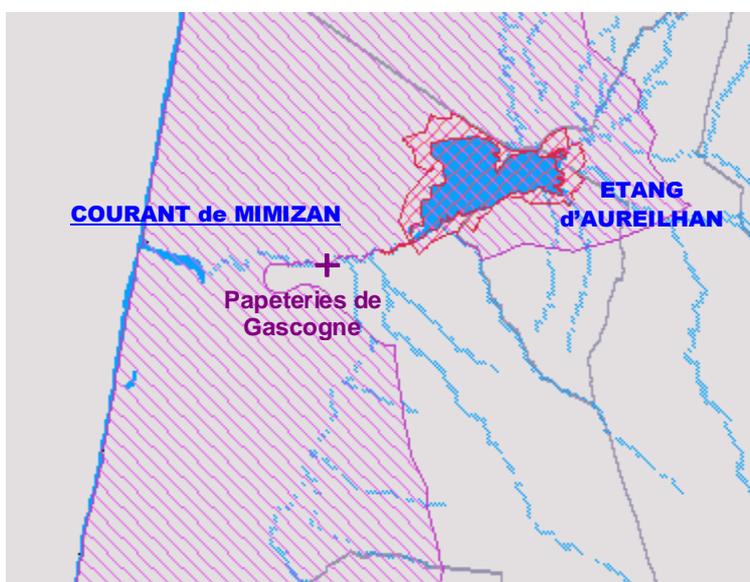
Enfin, du point de vue des espaces naturels, comme le montrent les figures ci-après, l'ensemble de la zone est relativement protégé, notamment à l'amont, au niveau de l'étang d'Aureilhan, et sur le littoral :

- 5 ZNIEFF de type I : Le Courant de Sainte Eulalie, Rive Sud-Ouest de l'Etang d'Aureilhan, Etangs de la Mailloueyre et Zone Humide de l'Arrière Dune, Pré Salé du Courant de Mimizan, Zone Humide de la Rive Est de l'Etang d'Aureilhan ;
- 2 ZNIEFF de type II : Zones Humides d'Arrière Dune du Pays de Born, Dunes Modernes du Littoral Landais du Banc de Pineau à Contis les Bains ;
- 3 zones Directive Habitats : Dunes Modernes du Littoral Landais d'Arcachon à Mimizan Plage, Dunes Modernes du Littoral Landais de Mimizan Plage au Vieux Boucau, Zones Humides d'Arrière Dune du Pays de Born ;
- 2 sites classés : Etang d'Aureilhan, Lac d'Aureilhan (abords) ;
- 1 site inscrit : Etangs Landais Nord.

³² Association Agréée pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique

³³ Etude du comportement et de l'abondance de la civelle d'anguille dans l'estuaire de l'Adour, Institution Adour, synthèse 1999-2002

³⁴ Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, ou Convention de Washington, adoptée en 1973



1.3. L'accident, ses conséquences et la gestion du sinistre

Le 5 avril 1997, l'usine des Papeteries de Gascogne (aujourd'hui Gascogne Paper) à Mimizan, qui emploie alors 650 employés, est à l'origine d'une pollution notable sur le Courant de Mimizan. Une canalisation alimentant le site en eau de javel pour le traitement de la pâte à papier cède (rupture partielle d'une manchette en PVC située sur la conduite de refoulement due à un « fonctionnement anormal ») et rejette 21 m³ d'hypochlorite de sodium à 50° chlorométrique qui ruisselle sur le terrain et atteint par gravité le Courant de Mimizan à proximité. Suite à l'accident, l'usine réalisera une étude d'évaluation des risques accidentels de pollution sur son site, qui débouchera sur un programme de travaux (notamment bacs de rétention et terrassements pour inverser les écoulements sur site).

Le déversement toxique de javel de la papeterie détruit en très grande majorité la faune et la flore du cours d'eau en aval du rejet sur 4 km (3 km en domaine fluvial, 1 km en milieu saumâtre). Environ 25 t de poissons sont détruites selon les premières estimations grossières : poissons d'eau douce (brèmes, carpes, sandres, brochets, anguilles) et poissons de mer (carrelets, bars, loches, solettes, mullets, crevettes, crabes), en répartition relativement égale en raison de la forte marée ce jour. Plusieurs jours de ramassage et nettoyage (pompiers, employés communaux, employés de la papeterie, bénévoles) s'ensuivent. Deux marées successives sont nécessaires afin de disperser la totalité des effluents javellisés. Une semaine après le déversement, des espèces amphihalines³⁵ remontent le Courant.

Plusieurs procès verbaux sont dressés à la suite de l'accident : police des installations classées, police de l'eau et police de la pêche. La préfecture des Landes prend un arrêté d'interdiction de la pêche et du ramassage de coquillages (coques, huîtres, moules) sur la zone du lac à l'embouchure, le 8 avril.

Il est intéressant de noter que l'accident n'a occasionné quasiment aucun dommage pour l'entreprise, ni de dommages corporels, matériels (si ce n'est la canalisation), ni de pertes d'exploitation. Aucune pollution des sols n'a été constatée.

Par la suite, des poursuites judiciaires ont été engagées à l'encontre des Papeteries de Gascogne. Bien que l'enquête ait finalement établi la négligence de l'entreprise (défaut d'entretien), la relaxe est prononcée en mars 1998. En revanche, un accord entre l'entreprise et les parties civiles (AAPPMA, Fédération de Pêche des Landes, Syndicat des Pêcheurs Professionnels) permet une indemnisation à hauteur de 42 700 € (répartis à 45%, 30% et 25% respectivement). L'AAPPMA n'utilisera la compensation qu'à des fins de réempoissonnements, jusqu'à épuisement de la somme.

1.4. Le chiffrage des dommages piscicoles

Le chiffrage de mortalité piscicole s'appuie sur la formule de Léger, Huet et Arrignon (1970), et sur les hypothèses faites par les experts (cf. annexe E). En particulier, sur les 4 km impactés, le dernier kilomètre avant l'embouchure est ignoré de l'estimation, étant donné que ce milieu a été recolonisé très rapidement, grâce à la dispersion des polluants en mer et l'influence des marées. La mortalité piscicole est divisé en 4 groupes : carnassiers (5%), poissons blancs (37%), anguilles (8%), poissons amphihalins (50%).

³⁵ espèces dont le cycle biologique s'effectue à la fois en mer et en rivière.

Le chiffrage donne les résultats suivants :

	poissons blancs	carnassiers	anguilles	amphihalines	
destruction	95%	95%	95%	95%	
	1 898,10	256,50	410,40	2 565,00	
perte de productivité I	95%	95%	95%	95%	
	949,05	128,25	205,20	1 282,50	
perte de productivité II	48%	48%	-	-	
	474,53	64,13			
perte de productivité III	32%	32%	-	-	
	316,35	42,75			
perte massique (kg)	3 638,03	491,63	615,60	3 847,50	8 592,76
prix (F/Kg)	30	60	90	30	
dommages (F)	109 140,75	29 497,50	55 404,00	115 425,00	309 467,25

A noter que ce chiffrage n'est donné qu'à titre indicatif. Il peut néanmoins être utile comme comparaison avec les compensations engendrées par les méthodes recommandées par la directive responsabilité environnementale, qui sont utilisées dans le cadre de la présente étude pour le chiffrage des dommages. Néanmoins, le montant obtenu ici ne porte que sur la perte piscicole ; le PV n'ayant pas été obtenu, ce montant ne considère donc pas d'autres frais divers engagés.

2. Données / hypothèses

La majorité des acteurs concernés par cette pollution ont été consultés, et ce principalement au niveau local (cf. annexe F). Un recueil relativement exhaustif des données existantes a pu être réalisé grâce à leur coopération. En fonction de ces informations collectées (données transmises, revue de presse, dires d'experts), les hypothèses qui suivent sont formulées dans le cadre de l'estimation économique des pertes écologiques pures.

Pour cette estimation, seul l'impact en domaine fluvial est considéré ; des hypothèses de considération du secteur saumâtre sont néanmoins avancées.

Le choix d'un proxy pour attester des niveaux de services est crucial pour l'estimation. Pour ce cas d'étude, il aurait été possible de choisir la population de civelle / pibale (biomasse), soit directement avec une approche « ressource équivalente », soit comme indicateur avec une approche « services équivalents ». La civelle / pibale est en effet une espèce à valeur économique, fragile, bénéficiant de systèmes de gestion et de protection à long terme, et relativement représentative de l'état du milieu ; il existe de plus, à ce jour, un suivi de sa population (comptages). Cependant, une biomasse piscicole comme proxy indicateur de services est un choix discutable pour ce cas d'étude, du fait de la dilution et de la dispersion rapide des polluants dans la colonne d'eau.

Le choix d'un proxy relatif à la végétation benthique (densité) est une autre possibilité, qui apparaît plus judicieuse. En effet, le déversement de javel a totalement réduit à néant ladite végétation, et c'est de plus un facteur très important pour

l'écosystème (nutrition, reproduction, habitat). Cependant, ce proxy n'est pas renseigné, ni en données, ni en études.

La présente estimation utilise donc l'approche « habitat équivalent » (HEA³⁶) avec le seul proxy « biomasse piscicole » comme indicateurs de services, faute de données autres.

2.1. Etat initial et dommages

La papeterie est identifiée comme étant un rejet industriel majeur et permanent dans le Courant de Mimizan, en plus de son utilisation massive d'eau. On notera, par exemple, une déclaration du Syndicat des Pêcheurs Professionnels : « qu'elle ne ronge plus les nageoires des poissons [...] ou bien que les poissons n'aient plus ce goût de pâte à papier »³⁷. La ville de Mimizan, en tant que telle, a aussi un impact identifié sur le cours d'eau (eaux usées notamment).

A ce titre, il paraît acceptable de ne pas considérer le milieu en question comme offrant 100% de services en temps normal.

Il est donc considéré pour la présente étude un niveau initial de services de 70%.

Les diverses déclarations présentes dans la revue de presse indiquent une destruction totale du cheptel piscicole, déclarations confirmées par le rapport de l'inspecteur des installations classées : « toute vie piscicole anéantie ».

Il est donc considéré pour la présente étude un niveau de services post-accident de 0%.

2.2. Restauration primaire

Etant donné le fait que la présente étude se déroule *a posteriori*, les mesures de restauration primaire considérées ne peuvent être que celles effectivement engagées alors. A part la récupération des poissons morts, la restauration primaire a été naturelle. On peut néanmoins noter des remises de poissons en amont, ayant sans doute contribué à réduire légèrement les pertes intérimaires (malgré les désavantages et risques inhérents à de telles pratiques). Les différents points de vues collectés sur la durée de retour à la normale convergent dans une certaine mesure.

Il est donc considéré pour la présente étude un retour à la normale sous 3 ans.

2.3. Restauration complémentaire

Le milieu est considéré comme ayant retrouvé ou ayant la faculté de retrouver l'ensemble de ses ressources et services. Il n'y a pas eu d'impact irréversible.

Aucune restauration complémentaire n'est donc à considérer.

2.4. Restauration compensatoire

Comme l'indique le texte de la directive responsabilité environnementale, le choix des options de restauration compensatoire, ou compensation des pertes intérimaires, est soumis à un certain nombre de critères permettant de sélectionner et de hiérarchiser les

³⁶ Habitat Equivalency Approach

³⁷ « Les pêcheurs en colère », Sud-Ouest, 8 avril 1997

projets les plus pertinents. Ce choix est le fruit d'une étude conséquente des projets de restauration déjà en cours sur la région, ainsi que des milieux susceptibles d'accueillir des projets de compensation. Cette compensation des pertes intérimaires peut être réalisée *in situ* ou *ex situ*.

De nombreux projets de restauration, liés de près ou de loin au Courant de Mimizan, sont en cours. On peut noter entre autres :

- curage du lac d'Aureilhan pour cause d'ensablement ;
- arrachage régulier d'herbes aquatiques envahissantes, sur le lac et sur le Courant ;
- restauration des berges du Courant ;
- programmes de gestion de la pibale.

Dans l'hypothèse d'une approche 'ressource-ressource' focalisée sur l'espèce pibale, il est évident que les projets de restauration compensatoire auraient pu s'appuyer sur les programmes existants.

Dans le cas présent, un facteur limitant de l'état du cours d'eau est l'apport récurrent de matières nocives, provenant d'assainissements communaux, de ruissellements pluviaux, ou encore de rejets industriels et de puits de pétrole en amont. Un programme tendant à réduire ces apports pourrait être utilisé dans l'hypothèse où les bénéfices sauraient être ramenés à un indicateur de l'écosystème.

Pour cette étude, deux hypothèses sont envisagées : un programme P_{is} *in situ* portant principalement sur la morphologie du Courant ; un programme P_{es} *ex situ* portant sur la restauration d'un cours d'eau équivalent, « le Courant de Contis », situé à une quinzaine de kilomètres au Sud. Il s'agit en effet d'un cours d'eau du littoral landais, donc relativement semblable à celui de Mimizan dans sa morphologie et ses services écologiques et au public. Cependant, on peut noter que le Courant de Contis est moins « perturbé » que celui de Mimizan, offrant un aspect plus sauvage, et des loisirs nautiques plus diverses. Il est néanmoins issu d'un bassin versant à pression agricole.

Ainsi, le Courant de Mimizan est soumis à plus de contraintes urbanistiques que ne peut l'être celui de Contis plus sauvage. C'est pour cela qu'est fait le choix d'une restauration plus « agressive » pour le Courant de Mimizan (génie civil pour rétablir une morphologie plus écologique), et d'une restauration plus « souple » pour le Courant de Contis (mesures d'ordre écologique pour améliorer les performances existantes).

Les niveaux de services des sites soumis à restauration doivent être déterminés en utilisant préférentiellement le même proxy que celui utilisé pour déterminer les impacts. Dans le cadre de cette étude, étant donné le vide d'informations relatives aux projets de restauration et à leurs avantages écologiques, les hypothèses ont été déterminées de manière relativement arbitraire.

- **P_{is}** : restauration des berges et travail sur la morphologie. Sont considérés :
 - ✕ un état initial équivalent à 70% de services ;
 - ✕ un niveau de services après restauration équivalent à 90% (objectif de restauration) ;
 - ✕ une durée de maturation de 2 ans (depuis l'année 2000).

- **Pes** : amélioration des performances écologiques du Courant de Contis. Sont considérés :
 - *un état initial équivalent à 80% de services ;
 - *un niveau de services après restauration équivalent à 90% (objectif de restauration) ;
 - *une durée de maturation de 1 ans (depuis l'année 1999).

Les durées de maturation, c'est-à-dire le temps nécessaire à l'obtention du niveau objectif de services depuis la fin de mise en place du projet, varient en fonction des aménagements engagés. Pour le projet sur Mimizan, de lourds aménagements en génie civil sont à considérer, tandis que pour Contis, il ne s'agit que d'aménagements légers à vocation écologique.

Les années de base pour les débuts des projets varient en fonction des travaux à entreprendre. Elles varient donc d'une à deux années après l'année de plainte pour des degrés d'intervention croissants.

L'ensemble des projets est considéré comme ayant une durée de vie de 30 ans. Cette hypothèse tend à intégrer un fort degré d'incertitude au long terme sur le devenir de projets de restauration localisés, ainsi qu'à intégrer les fortes pressions urbanistiques, industrielles et agricoles. Cette hypothèse sera soumise à variation lors de l'étude de sensibilité.

Pour ce qui est de l'impact en milieu saumâtre, les pertes ayant été occasionnées sur ce dernier kilomètre devraient, elles aussi, être compensées, et ce malgré une dilution des polluants et une recolonisation rapide. Bien que ceci ne soit pas abordé dans le cadre de la présente étude, l'hypothèse d'une restauration utilisant des projets locaux existants peut être avancée. En effet, l'ADREMCA³⁸ mène depuis 1990 un projet de création de récif artificiel au large de Mimizan, « le récif du Porto ». S'appuyant sur ce projet et ses données relatives, il pourrait être envisagé d'estimer l'apport d'une extension du projet en question, et de l'égaliser avec les pertes occasionnées en milieu saumâtre, voire d'y intégrer les pertes sur secteur fluvial des espèces amphihalines. L'utilisation de la production primaire (approche habitat équivalent, nécessitant l'utilisation de transferts trophiques) ou de la biomasse amphihaline (approche ressource équivalente) serait adéquat.

Il est évident que toutes les hypothèses énoncées sont discutables, leur validité et fiabilité dépendant notamment des données disponibles. Dans le cas présent, les données potentiellement exploitables pour une approche « services équivalents » sont limitées. Dans l'idéal, le choix d'un proxy représentant le milieu aurait été réalisé rapidement après la pollution, et les études relatives à ce proxy auraient été conduites à moyen terme. S'agissant d'une pollution ayant anéanti la végétation, la collection de données relatives à la couverture végétale des secteurs impactés aurait été sans doute l'approche la plus pertinente. Ce même proxy aurait été utilisé pour l'identification des impacts et le dimensionnement des projets de restauration (notamment état initial des sites potentiels).

³⁸ Association pour la Défense, la Recherche et les Etudes Marines de la Côte Aquitaine

3. Evaluation économique

3.1. Estimation des pertes et gains de services écologique

Les tableaux de calculs sont présentés en annexe I.

L'étude considère comme année de référence l'année du jugement en première instance, plaçant donc l'année de base pour l'estimation en 1998. Le fait que l'accident se soit déroulé en août ne change pas l'estimation, qui est considérée à année fixe. Le facteur d'actualisation utilisé est celui du Commissariat Général du Plan³⁹, qui fixe un taux constant égal à 4% sur les 30 premières années, puis décroissant atteignant 3% à l'horizon 60 ans, et 2% à horizon infini :

$$a_t = \begin{cases} 0.04 & \text{si } t \leq 30 \\ \sqrt[30]{1.04^{30} 1.02^{t-30}} - 1 & \text{si } t > 30 \end{cases}$$

Pour la correction de l'inflation des années antérieures, l'indice des prix INSEE à la consommation (IPC) est utilisé⁴⁰. Les courbes de régénération naturelle et de maturation des projets de restauration sont considérées comme linéaires.

Le tableau ci-dessous présente le calcul des pertes de services écologiques.

BIOMASSE PISCICOLE		
Longueur (km)		3,00
Largeur moyenne (m)		25,0
Surface considérée (ha)		7,50
Niveau de Services Pré Accident		70%
Niveau de Services Post Accident		0%
Régénération	Début	1997
	Fin	2000
	Niveau de Services Final	70%
Pertes de Services Surfaiques Actualisées		7,708

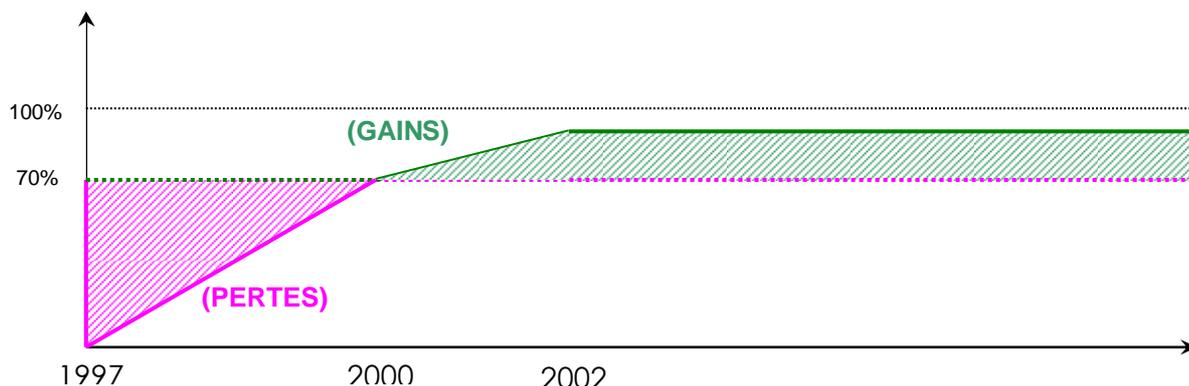
En utilisant un facteur de restauration de 1:1, le tableau ci-dessous présente les gains de services écologiques apportés par les deux projets de restauration envisagés. Pour compenser les pertes intérimaires, le projet P_{is} doit être mis en œuvre sur une surface compensatoire de 2,5 ha environ, soit un linéaire de 1 km du Courant de Mimizan. Le projet P_{es}, quant à lui, devrait être réalisé sur une surface compensatoire de 4,7 ha, soit un linéaire de 1,9 km du Courant de Contis.

		P _{is}	P _{es}
Sites concernés		Courant de Mimizan	Courant de Contis
Restauration	Début	2000	1999
	Fin	2002	2000
	Niveau de Services Initial	70%	80%
	Niveau de Services Final	90%	90%
Gains de Services Unitaires Actualisés		3,129	1,645
Pertes de Services Surfaiques Actualisées		7,708	7,708
Surface compensatoire		2,463	4,686

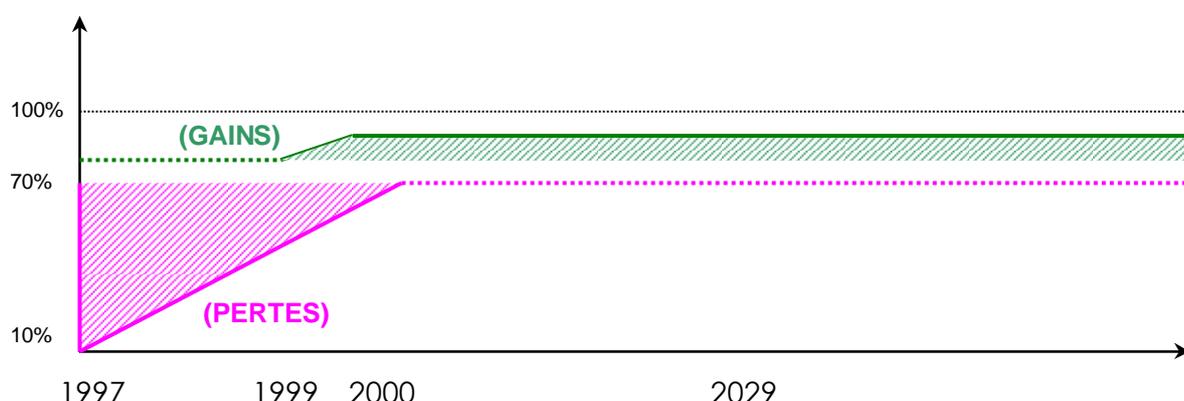
³⁹ « Révision du taux d'actualisation des investissements publics », Commissariat Général du Plan, 21 janvier 2005

⁴⁰ http://www.insee.fr/fr/indicateur/indic_cons/indic_cons.asp

Les graphiques ci-dessous schématisent la comparaison des pertes de services et des gains apportés par chacun des deux projets de restauration potentiels.



Comparaison pertes/gains avec le Projet P_s (**Courant de Mimizan**)



Comparaison pertes/gains avec le Projet P_{es} (**Courant de Contis**)

3.2. Estimation des coûts de restauration primaire et analyses

La liste présentée ci-dessous n'est probablement pas exhaustive, compte tenu du peu d'information disponible. Les signes **?? €** indiquent des contributions qui ont (certainement) eu lieu, mais qui ne sont pas chiffrées. Les signes **≈** indiquent des coûts approximatifs en fonction des données recueillies et de certaines hypothèses précisées.

- diverses actions des services de l'état, collectivités locales et associations : **?? €**
- traitement des cadavres : **2293,53 €⁴¹** (368,80€ / t. HT, considéré 5t. ramassées)
- analyses de poissons : **172,92 €**
- prélèvements et analyses d'eaux, de mollusques et autres poissons : **?? €**
- étude post-accident portant sur la prévention des pollutions sur site, et travaux en résultant : **?? €** (n'entre pas nécessairement dans la restauration primaire, au titre de la DRE)

3.3. Estimation des coûts de restauration compensatoire & suivi

Comme dans le cas d'étude d'Heillecourt (cf. § III -3.3), les remarques générales peuvent être faites, en particulier sur la prudence à adopter vis-à-vis de mesures de repeuplement généralisé. De même, l'approche adoptée ici est celle de projets de

⁴¹ Circulaire DGPEI/SDEPA/C2006-4061 du 02 août 2006, « réforme du service public de l'équarrissage (SPE) », Annexe 3 « Offres financières du marché national acceptées », département 54

restauration écologique globaux, qui portent sur le cours d'eau et l'habitat écologique dans son ensemble.

L'estimation des mesures nécessaires à la mise en œuvre des projets de restauration P_{is} et P_{es} n'est pas immédiate. L'évaluation des gains de restauration est donc soumise à avis d'expert en premier lieu, puis à un suivi d'indicateurs choisis au préalable (indices diatomées, IBGN, couverture végétale...). La conservation du ou des proxys utilisés lors de l'évaluation d'impact est recommandée.

Pour le projet P_{is} « Courant de Mimizan », on peut considérer que le programme suivant permettra le gain de services désiré :

- restauration classique : 5 911 €
 - protection des berges par techniques végétales : 88 668 €
 - diversification du lit mineur : 14 778 €
 - création de méandres : 147 780 €
 - diversification des berges : 147 780 €
 - entretien régulier (5 ans) : 11 820 €
- Soit un total de : **416 737 €**

Pour le projet P_{es} « Courant de Contis », on peut considérer que le programme suivant permettra le gain de services désiré :

- restauration classique : 11 246 €
 - gestion végétation et bois mort : 11 246 €
 - plantations hélrophytes : 11 715 €
 - frayères : 74 976 €
 - entretien régulier (5 ans) : 22 495 €
- Soit un total de : **131 678 €**

Les coûts sont calculés, pour les différentes mesures mises en œuvre, en fonction des coûts unitaires présentés dans le tableau p. 43.

Comme dans le cas d'étude d'Heillecourt, il convient de noter la possibilité de compléter ces programmes par des actions de sensibilisation de la population. Par ailleurs, l'accent doit également être mis sur l'importance de la concertation entre acteurs et du choix politique, qui conduisent au choix et au dimensionnement des projets de restauration. L'utilisation d'indicateurs attestant l'atteinte des objectifs de restauration est à préconiser.

3.4. Estimation des pertes de services au public

a) Données

Arrêté préfectoral d'interdiction pris le 8 avril 1997, pour la zone allant du lac d'Aureilhan à l'embouchure :

- **pêche récréative** (pour une durée indéterminée) ;
- **ramassage de coquillages** (pour une durée indéterminée).

L'étude se limite aux zones délimitées par les arrêtés bien que l'accident ait pu avoir des conséquences sur les services au public au-delà des périmètres mentionnés.

En ce qui concerne la compensation en elle-même, une approche « valeur-coût » pourrait être utilisée, et ce afin d'éviter une nouvelle estimation de la valeur des gains de restauration (approche « valeur-valeur »). Ainsi, la compensation des pertes de services au public résulterait en un projet bénéficiant directement les populations impactées et dont le montant de réalisation serait égal à la valeur calculée ci-dessus.

Pour les pêcheurs de l'AAPPMA de Mimizan, peuvent être notamment envisagés : ponton, frayères, passes à poisson, réempoissonnements... Pour les pêcheurs à pied, peuvent être envisagés : information, sensibilisation, récifs...

De plus, on suppose que, comme il a été souvent réalisé lors de nombreuses études américaines faisant référence, réaliser une estimation séparée des services au public ne crée pas de double comptage des pertes. En effet, une fermeture administrative stricte crée un impact différent de la pollution, et qui ne peut être compensé par des projets de restauration écologiques. L'utilisation de la méthode des coûts de transport permet d'ignorer les valeurs de non-usage, déjà intégrés dans une certaine mesure par les méthodes d'équivalence.

b) Transferts de valeurs pour la pêche récréative

Concernant l'usage pêche, selon l'AAPPMA de Mimizan, 1 159 pêcheurs sont répertoriés en 2004. Par souci de simplification, on considère que l'ensemble des pêcheurs répertoriés est impacté par la fermeture administrative. Idéalement, il aurait fallu déterminer la proportion de pêche sur le Courant de Mimizan, l'AAPPMA étant aussi gestionnaire du lac d'Aureilhan (non concerné par la fermeture). Il est donc fort probable que la valeur obtenue ici soit surévaluée. On considère aussi : l'absence de sites de substitution, à savoir que les pêcheurs concernés ne peuvent jouir de leur activité durant la période de fermeture ; l'hypothèse que le nombre d'adhérents à l'AAPPMA correspond au nombre réel de pêcheurs.

Une mesure de compensation idéale aurait été l'ouverture équivalente de jours de pêche supplémentaires. Bien qu'une ouverture d'autant de jours de pêche supplémentaires pendant les périodes de fermeture (généralement au début du printemps) compenserait idéalement les pertes occasionnées (sous réserve de caractéristiques identiques : empoissonnement, jouissance, ...), il est aussi évident que ce type de mesure n'est pas approprié du point de vue écologique, étant donné que les périodes de fermeture sont spécifiquement appliquées pour permettre la reproduction des espèces visées. Il est à noter que ce type de compensation peut toutefois être appliqué dans d'autres contextes.

Etant donné l'état et la morphologie du Courant de Mimizan, aucun transfert de valeurs provenant d'études disponibles n'est réellement acceptable⁴². En effet, les deux études disponibles (concernant des cours d'eau de 2^{nde} catégorie et utilisant la méthode des coûts de transport) portent sur des cours d'eaux majeurs, transdépartementaux, d'une longueur supérieure à 80 km, et se jetant dans un fleuve. Faute d'autres études

⁴² études disponibles sur : <http://www.economie.eaufrance.fr>

pertinentes, il est donc fait le choix d'utiliser la moyenne des deux études portant sur le Loir et le Lignon du Velay.

L'étude réalisée par l'IFOP en 2006 (« Etude sur la valorisation des aménités du Loir » - Méthode des coûts de transports – Pêche) indique un surplus moyen de 12,8 €₂₀₀₇ / visite / pêcheur, avec une moyenne de 38 visites / pêcheur / an.

Une étude portant sur le Gardon, réalisée en 2005, indique un surplus moyen de 13,2 €₂₀₀₇ / visite / pêcheur, avec une moyenne de 33 visites/pêcheur/an.

On obtient donc une moyenne de 13 €₂₀₀₇ / visite / pêcheur.

Il convient de ramener le nombre de pêcheurs enregistré en 2004 au nombre supposé en 1997, année de l'accident. Selon le rapport d'information n° 327 (2002-2003) de M. Philippe ADNOT, fait au nom de la commission des finances du Sénat⁴³, il existait une érosion moyenne du nombre de pêcheurs de 3,5% par an, entre 1997 et 2001. Si l'on conserve ce taux moyen, le nombre de pêcheurs recueilli pour 2004 est ramené à 1 487 en 1997. On considère donc un nombre de pêcheurs égal à 1 500.

Pour 35,5 visites/pêcheur/an, on obtient un total de 53 250 visites/an. Le montant de la compensation pécuniaire est fonction de la période de fermeture :

durée de fermeture	15 jours	1 mois	2 mois
compensation	28 844 €	57 688 €	115 375 €

c) Transferts de valeurs pour le ramassage de coquillages

Une seule étude est potentiellement transférable. Intitulée « Analyse du comportement face à un risque sanitaire, Cas de la consommation non marchande de coquillages », réalisée par l'INRA de Rennes en 2003, l'étude utilise la méthode des coûts de transport pour estimer la valeur de l'usage récréatif « pêche à pied » sur le littoral breton. Elle indique un surplus moyen de 62,2 €₂₀₀₇ / visite / pêcheur, avec une moyenne de 15,5 visites / pêcheur / an.

Sur les zones impactées, l'étude indique un pourcentage d'usager égal, en moyenne, à 32,5% de la population totale. Ce pourcentage est ici conservé. On considère dans le cas présent que seule la population de la commune de Mimizan est impactée, étant donné que l'interdiction n'est pas en période de vacances, et que d'autres sites à proximité attirent les populations alentours. Les recensements de 1990 et de 1997 chiffrent respectivement une population de 6 710 et 6 864 habitants sur la commune⁴⁴. On considère une population de 6 800 personnes pour l'année d'impact.

Pour 15,5 visites/pêcheur/an, on obtient un total de 105 400 visites/an. Le montant de la compensation pécuniaire est fonction de la période de fermeture.

durée de fermeture	15 jours	1 mois	2 mois
compensation	273 162 €	546 323 €	1 092 647 €

⁴³ http://www.senat.fr/rap/r02-327/r02-327_mono.html#toc134, dernier accès 13/08/07, 11h

⁴⁴ statistiques disponibles sur : http://www.insee.fr/fr/recensement/page_accueil_rp.htm

Les résultats obtenus ici sont à nuancer en fonction des hypothèses choisies. En effet, le choix de transférer tel quel le pourcentage d'usagers parmi la population implique d'accepter l'ensemble des biais de l'étude utilisée. De plus, restreindre la population impactée à la seule population de la commune de Mimizan est un autre choix fort (*a contrario* de l'étude citée dont les zones d'attraction sont plus étendues) qui tend à inclure les sites de substitution potentiels.

Etant données les difficultés évoquées pour un transfert de valeurs (singularités du Courant de Mimizan, étude unique sur la pêche à pied), des études originales portant sur les deux services impactés, et utilisant les méthode des coûts de transport seraient sans doute nécessaires.

4. Conclusion sur la pollution à Mimizan

Utilisant les méthodes d'équivalence recommandées par la directive responsabilité environnementale, l'évaluation économique des dommages écologiques occasionnés par la pollution survenue à Mimizan, en avril 1997, permet de chiffrer des dommages environnementaux variant d'une à plusieurs centaines de milliers d'euros. Ce chiffre est divisé comme suit :

- coûts de restauration primaire et études : **> 2 500 €**
- coûts de restauration compensatoire et suivi : **130 000 € - 420 000 €** (selon le projet)
- compensation de pertes de services au public : **300 000 € - 1 210 000 €** (15j à 2 mois)

Les résultats de cette évaluation ne donnent qu'un ordre de grandeur, la fixation de nombreux paramètres étant soumise à une grande incertitude.

Il est important de remarquer que, contrairement au cas d'Heillecourt, les coûts engendrés par la restauration des dommages écologiques constituent ici l'essentiel des dommages de l'accident. En effet, les compensations pour pertes matérielles et économiques sont très minimes.

L'accident de Mimizan en 1997 aurait certainement eu lieu même si la directive responsabilité environnementale était applicable à cette époque. Même si le défaut d'entretien a été établi, ce régime de responsabilité n'aurait probablement pas suffi à modifier l'attitude de l'entreprise. De même, la directive n'aurait probablement pas changé la réponse apportée lors de l'accident. Cependant, idéalement, la perspective de dommages écologiques à compenser aurait peut-être incité l'entreprise à étudier les risques de déversement au Courant, et donc à entreprendre plus tôt les travaux proposés par l'étude de risques réalisée après la pollution.

Il est ici intéressant de noter que l'accident n'a eu pratiquement aucun coût pour l'industriel. Ainsi, toute charge nouvelle du fait de l'application de la directive a réellement une importance dans le cas présent.

Relativement à la restauration primaire, rien de neuf n'est apporté par la directive, la restauration naturelle étant *a priori* la meilleure des options. Cependant, le programme d'analyses (lié à l'application des méthodes d'équivalence et au choix d'un proxy) aurait

sans doute été plus conséquent. En revanche, l'étude relative à l'accidentologie, ainsi que l'indemnisation des pertes d'exploitation des pêcheurs professionnels sont hors du champ d'application de la DRE.

Ce qu'aurait réellement apporté la directive est surtout lié aux prescriptions de restauration compensatoire, en termes de services écologiques et au public. En effet, la directive aurait imposé les mesures de restauration évoquées précédemment : projets de restauration écologiques et suivi, compensation des pertes intérimaires d'aménité (pêche récréative et ramassage de coquillages), variant d'une à plusieurs centaines de milliers d'euros pour ce cas d'étude (selon les choix et hypothèses réalisés).

Comme pour le cas d'Heillecourt, l'application de la directive aurait conduit à une compensation en nature, et non pécuniaire, avec des montants (obtenus par les méthodes d'équivalence) différents des montants de compensation réellement fixés suite à l'accident.

V – ÉTUDE DE SENSIBILITE

L'évaluation des dommages environnementaux par les méthodes d'équivalence s'appuie sur de nombreuses hypothèses. Nous avons déjà vu (cf. § III -3) que le choix du proxy est déterminant pour les résultats de l'analyse. Ce choix doit donc être réalisé avec la plus grande attention.

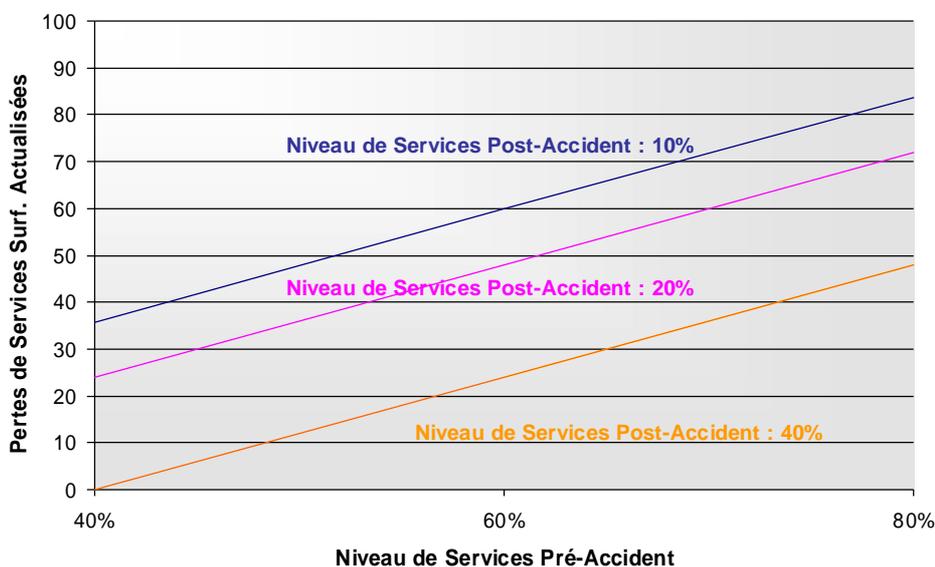
Mais compte tenu de l'insuffisance des informations disponibles, d'autres hypothèses sont soumises à incertitude. L'analyse de sensibilité permet de constater les conséquences de telles approximations, et notamment de l'amplitude des résultats. Cette partie est consacrée à cette analyse, en prenant l'exemple du cas d'Heillecourt. Il s'agit de faire varier successivement chacun des paramètres suivants, toutes choses étant égales par ailleurs :

- niveaux de services initiaux et après restauration ;
- durées de restauration naturelle et de maturation ;
- longévité de la restauration ;
- formes des courbes de restauration.

1. Hypothèses sur les niveaux de services

Prenant comme exemple le secteur S1, les niveaux de services pré-accident et post-accident sont respectivement de 60% et 10%, si l'on s'intéresse au proxy sédiments. L'étude de sensibilité fait varier ces deux paramètres et calcule la direction et l'amplitude des différences observées. La variance choisie des paramètres est volontairement exagérée pour mieux constater des effets.

Pertes de Services Surf. Actualisées		Niveau de Services Pré Accident		
		40%	60%	80%
Niveau de Services Post Accident	0%	47,905	71,857	95,810
	10%	35,929	59,881	83,834
	20%	23,952	47,905	71,857
	40%		23,952	47,905



On constate que les pertes de services varient proportionnellement avec la différence entre les niveaux de services pré- et post-accident. Surestimer l'état initial du cours d'eau tend à augmenter le dimensionnement des réparations nécessaires, tout comme le fait de surestimer les impacts de l'accident.

Les pertes de services varient d'un facteur 0,4 à 1,6 par rapport à l'hypothèse retenue dans l'évaluation initiale.

Ces assertions sont aussi valables pour les gains de services obtenus par les projets de restauration : surestimer les états initiaux des milieux (ou sous-estimer leurs niveaux de services après maturation) tend à augmenter le dimensionnement des projets.

2. Hypothèses sur les durées d'impact et de maturation

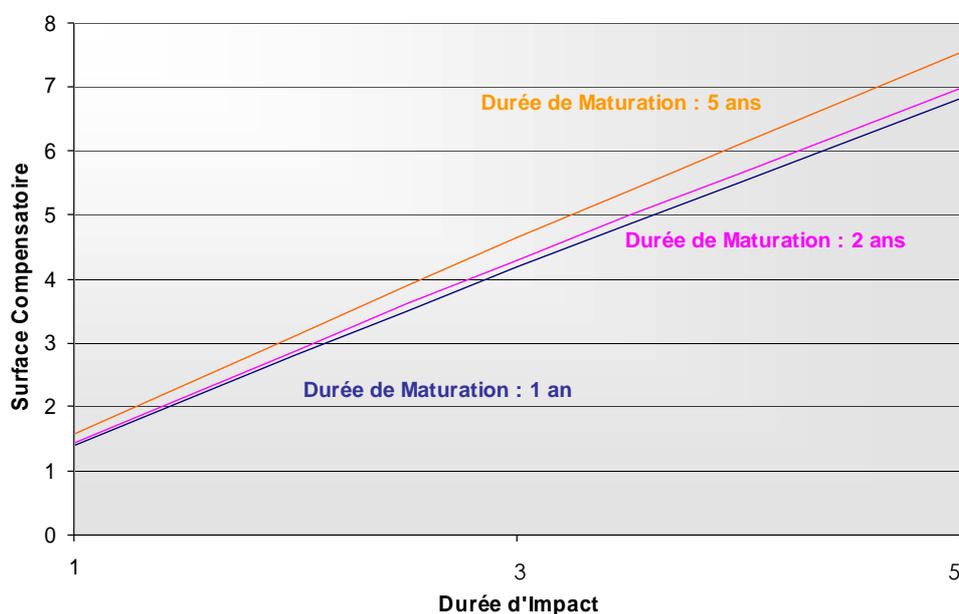
Prenant comme exemple le secteur S1 et le projet de restauration P10, leurs durées respectives d'impact (proxy sédiments), i.e. de restauration naturelle, et de maturité sont de 3 ans et 2 ans. L'étude de sensibilité fait varier ces deux paramètres et calcule la direction et l'amplitude des différences observées. La variance choisie des paramètres est volontairement exagérée pour mieux constater des effets.

Dans le cas présent, il est supposé que le dimensionnement du projet P10 est fonction des pertes de services occasionnées sur S1 uniquement (et non plus de S1 à S4), ce qui explique la différence entre la surface compensatoire obtenue ici et auparavant.

	Durée d'impact		
	1 an	3 ans	5 ans
Pertes de Services Surfaiques Actualisées	20,239	59,881	97,701

	Durée de maturation		
	1 an	2 ans	5 ans
Gains Unitaires Actualisés	14,330	13,967	12,934

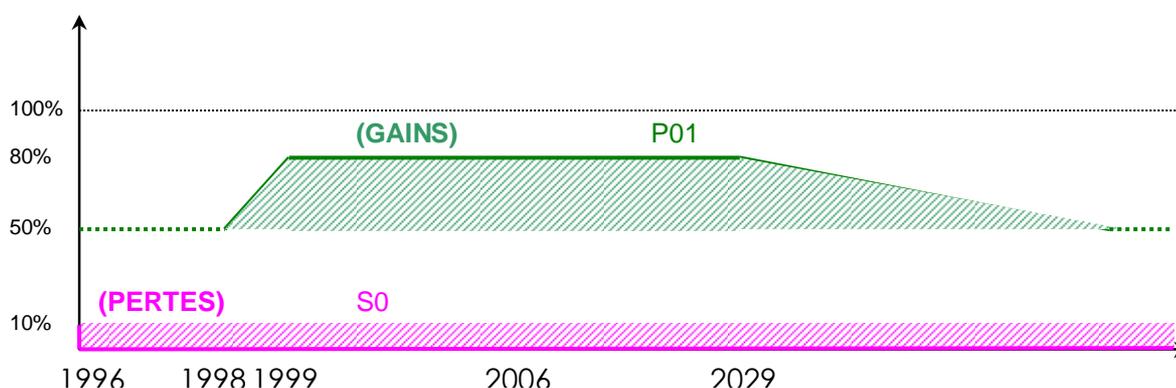
Surface compensatoire		Durée d'impact		
Durée de maturation de projet	1 an	1 an	3 ans	5 ans
	2 ans	1,412	4,179	6,818
	3 ans	1,449	4,287	6,995
	5 ans	1,565	4,630	7,554



On constate que la durée de maturation du projet n'influence que peu son dimensionnement, et ce malgré un gain de services de 0% à 80%. Ceci est dû à la grande longévité du projet (30 ans) et donc aux gains de services conséquents sur le long terme. En revanche, l'hypothèse portant sur la durée d'impact est, quant à elle, cruciale. On constate une augmentation proportionnelle et conséquente de la surface compensatoire avec la durée d'impact. Si la durée de restauration naturelle passe de 1 à 3 ans, les coûts de restauration sont multipliés par presque 3.

Dans certaines situations, l'impact environnemental peut s'avérer irréversible. Pour estimer l'effet d'une telle hypothèse, prenons le cas du Fonteno (cas d'étude d'Heillecourt). Celui-ci étant déjà très fortement pollué, il n'est pas déraisonnable de dire que l'impact très marqué causé par la SANE a détruit de manière irrémédiable le ruisseau et donc l'ensemble des services qu'il fournissait (ceci étant entendu à échelle temporelle humaine et dans la mesure de coûts raisonnables). Ceci se traduit donc par une perte à l'infini des 10% de services que l'on a supposé existant (proxy sédiments).

Le schéma ci-dessous compare, dans ce nouveau cas de figure, les pertes de services sur le Fonteno et les gains du projet de restauration P01 (avec le proxy sédiments).



SEDIMENTS		impact réversible	impact irréversible
Longueur (km)		2,50	2,50
Largeur moyenne (m)		0,8	0,8
Surface considérée (ha)		0,20	0,20
Niveau de Services Pré Accident		10%	10%
Niveau de Services Post Accident		0%	0%
Régénération	Début	1996	1996
	Fin	2006	-
	Niveau de Services Final	10%	0%
Pertes de Services Surfaciqes Actualisées		0,093	0,584

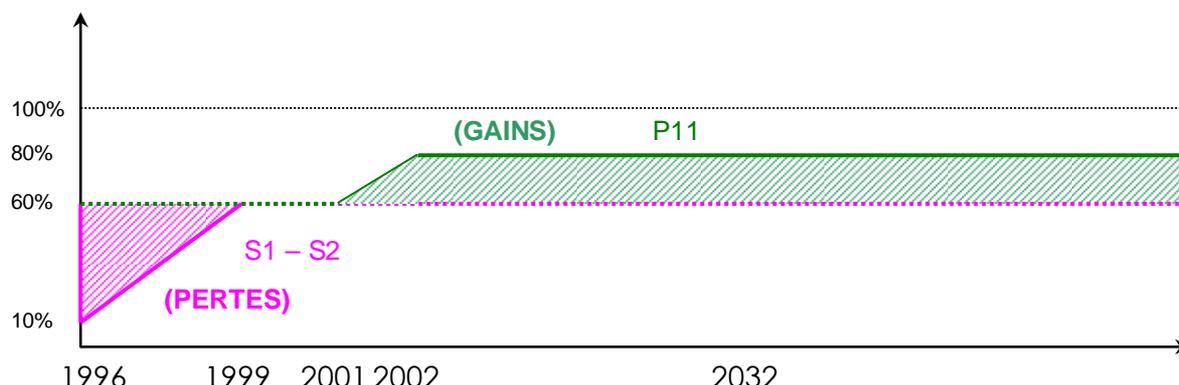
On constate (cf. tableau ci-dessus) que l'hypothèse d'irréversibilité multiplie les pertes de services surfaciqes actualisées par plus 6, et ceci alors que le niveau initial n'est que de 10%. La surface et les coûts de restauration compensatoires en sont donc multipliés d'autant.

On notera que dans le cas présent, on ne parle plus de restauration compensatoire, mais plutôt de restauration complémentaire, qui s'applique lorsque le milieu impacté ne peut retourner à l'état initial.

3. Hypothèses sur la longévité des gains de restauration

Malgré les raisons valables évoquées précédemment pour justifier du choix fait de limiter la longévité des projets de restauration à 30 ans, il peut aussi être supposé que les projets de restauration en question fournissent un niveau de services sur une période infinie, grâce notamment à des suivis et/ou à une tendance plus « verte » des politiques publiques.

Nous prenons ici le cas d'étude d'Heillecourt et plus précisément le projet de restauration P11 (conservation du champ d'expansion des crues de la Meurthe en amont). Le schéma ci-dessous présente ce nouveau cas de figure.

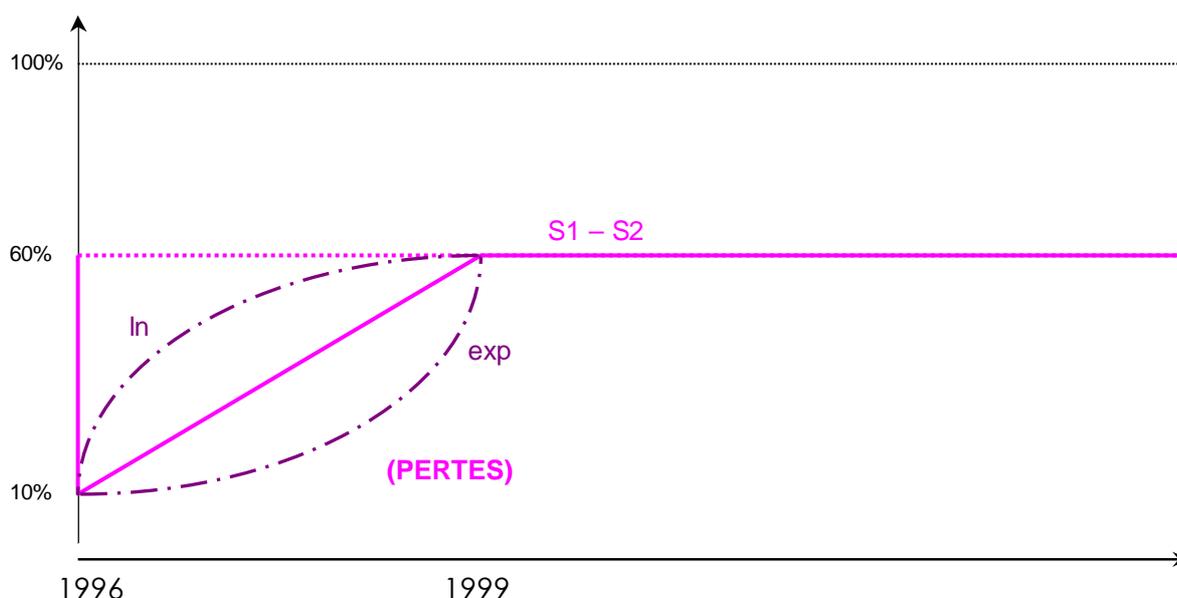


Restauration	P11		
	Début	2001	2001
	Fin	2002	2002
	Niveau de Services Initial	60%	60%
	Niveau de Services Final	80%	80%
Longévité Projet	30 ans	infini	
Gains de Services Unitaires Actualisés		3,27	4,80
Pertes de Services Surfaciés Actualisés		93,66	93,66
Surface compensatoire		28,638	19,516

On constate que l'hypothèse de gains de restauration infinis diminue considérablement la surface compensatoire du projet (par plus de 30 %), et ce alors que le gain de services n'est que de 20 %. L'effet sur les coûts de restauration reste cependant ambigu : la diminution de la surface compensatoire diminue les coûts, mais la plus grande longévité du projet a l'effet inverse (hausse des coûts de suivi et d'entretien).

4. Hypothèses sur la forme des courbes de restauration

De même que pour les points 1 et 2, nous prenons l'exemple du secteur S1 (proxy sédiments) du cas d'étude d'Heillecourt. L'évaluation initiale a supposé des courbes linéaires en terme de régénération naturelle et maturation des projets. Ces courbes peuvent être aussi de forme exponentielle ou logarithmique (ou encore « en forme de S »). Considérons ces deux cas pour la courbe de régénération naturelle (cf. schéma ci-dessous).



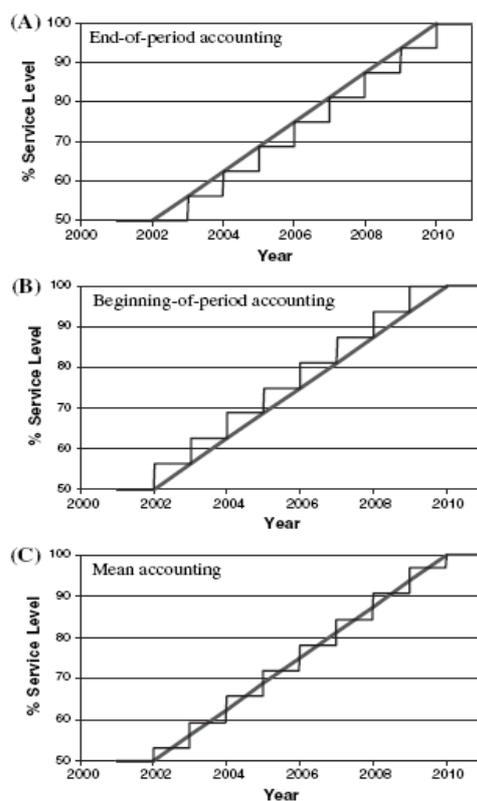
Pertes sur Secteur S1 ou S2 (proxy sédiments)
Meurthe

Années	Niveaux de Services (%)		Niveaux de Services Moyenne (%)	Perte de Services Moyenne (%)	Actualisation	Surface	Pertes Actualisées	
	début	fin						
1995	60,0	60,0	60,0	0,0	1,04	79,21	0,00	
1996	10,0	26,7	18,3	41,7	1,02	79,21	33,73	
- 1997	26,7	43,3	35,0	25,0	1,00	79,21	19,80	
1998	43,3	60,0	51,7	8,3	0,96	79,21	6,35	
1999	60,0	60,0	60,0	0,0	0,92	79,21	0,00	59,881
In								
1995	60,0	60,0	60,0	0,0	1,04	79,21	0,00	
1996	10,0	35,0	22,5	37,5	1,02	79,21	30,36	
1997	35,0	49,6	42,3	17,7	1,00	79,21	14,01	
1998	49,6	60,0	54,8	5,2	0,96	79,21	3,95	
1999	60,0	60,0	60,0	0,0	0,92	79,21	0,00	48,320
exp								
1995	60,0	60,0	60,0	0,0	1,04	79,21	0,00	
1996	10,0	14,5	12,3	47,7	1,02	79,21	38,66	
1997	14,5	26,7	20,6	39,4	1,00	79,21	31,19	
1998	26,7	60,0	43,4	16,6	0,96	79,21	12,67	
1999	60,0	60,0	60,0	0,0	0,92	79,21	0,00	82,516

On constate que l'hypothèse de variation non linéaire multiplie ou diminue les pertes de services surfaciques actualisées par environ 1,3. La surface et les coûts de restauration compensatoires en sont donc multipliés d'autant. Les mêmes assertions sont valables si l'on fait varier la forme des courbes de maturation des projets de restauration ; cependant, on a déjà constaté que les variations à ce niveau sont très minimes.

Enfin, une analyse de sensibilité peut aussi être faite relativement au mode de calcul choisi pour les niveaux de services. En effet, les cas d'études réalisés prennent comme hypothèse un niveau de services moyen sur l'année. Or, on peut aussi considérer

le niveau de services de début d'année, ou de fin d'année⁴⁵. Les graphes suivants, tirés de Thur (2007), schématisent ces différences, qui restent cependant minimales.



⁴⁵ le niveau de services de fin d'année est l'option utilisée par le logiciel Visual_HEA développé par Kohler et Dodge (2006)

VI – REFLEXIONS / PERSPECTIVES

1. Apports de la directive responsabilité environnementale

1.1. Un nouveau régime de responsabilité

Il est indéniable que le régime proposé par la directive responsabilité environnementale apporte de nouvelles dispositions en terme de protection environnementale et de réparation des dommages. Alors que les pertes corporelles, matérielles et économiques bénéficient de régimes de responsabilité établis, les dommages environnementaux sont jusqu'à ce jour adressés de manière *ad hoc*, les estimations et compensations variant souvent d'une région à une autre.

Les deux cas d'étude analysés, bien qu'ils soient fortement soumis à discussion étant données les hypothèses faites, montrent néanmoins l'apport de la directive au régime législatif existant. En effet, la principale nouveauté de ce régime est la compensation des pertes intérimaires ; le reste des coûts socio-économiques étant *a priori* considérés de manière correcte par les régimes existants. Au-delà de l'estimation même des pertes, la compensation des pertes intérimaires engendre un programme d'analyses, d'études et de suivis dès l'occurrence de l'accident, et ce à moyen voire long termes. De plus, toute compensation sera alors en nature, au lieu des compensations pécuniaires ayant cours à ce jour.

Cependant, quelques questions restent en suspens. Implicitement, ce régime s'applique sans préjudice des régimes de responsabilité existants. Et donc, qu'en sera-t-il de l'articulation du présent régime avec, notamment, la police de la pêche. En effet, les cas d'études mentionnés ont montré que des indemnisations pécuniaires ont été versées au regard de la police de la pêche, avec des méthodes de calculs spécifiques. Conserver ce régime et appliquer en parallèle le régime de responsabilité conduirait probablement à une double compensation des pertes de services écologiques.

Il reste aujourd'hui difficile d'estimer le nombre de cas pour lesquels le nouveau régime de responsabilité sera enclenché. Selon le ministère britannique de l'environnement (DEFRA, 2006), l'application de la directive en Angleterre pourrait concerner de 10 à 20 cas par an pour les dommages biodiversité et eaux, selon les prescriptions choisies.

1.2. Des coûts supplémentaires pour les industriels

La nouvelle responsabilité introduite par la directive engendre des coûts supplémentaires pour les industriels, soit en réparation suite à un dommage environnemental, soit en prime d'assurance s'ils souscrivent une police couvrant ces nouveaux risques auxquels ils sont soumis.

La présente étude s'est attachée à estimer les pertes compensatoires et les coûts de restauration engendrés par une pollution, au moins sur deux cas d'étude. Leur importance par rapport à l'ensemble des coûts supportés par l'exploitant suite à une pollution, est très variable.

Dès lors que l'accident a causé des dommages aux personnes, des dommages matériels ou des pertes d'exploitation, le coût de réparation des pertes de services écologiques reste minime en comparaison. C'est par exemple le cas de l'accident d'Heillecourt où les dégâts matériels ont été considérables. Malgré le peu de données exhaustives en la matière, on constate généralement que les coûts de réponse

d'urgence, les compensations économiques aux tiers, les pertes de cargaison / d'exploitation / d'installations représentent généralement la majorité des coûts totaux.

En l'absence de dommages matériels (dispersion de polluants uniquement), les coûts de restauration compensatoire, voire même les coûts d'évaluation des dommages, sont bien sûr prépondérants. Ils peuvent même prendre une grande importance dans des cas où la population concernée par une perte de services au public est importante, ou dans des cas touchant des espèces ou des habitats critiques et/ou protégés.

Enfin, lorsqu'il en vient à recouvrir l'ensemble des coûts engagés auprès du pollueur, l'application du principe «pollueur-payeur» pose la question des frais d'intervention des agences publiques (services de secours, services préfectoraux...), mais aussi des éventuels intérêts si le recouvrement n'est pas immédiat.

2. Enjeux relatifs à la mise en œuvre des méthodes d'équivalence

Les méthodes prescrites par la directive, à savoir les méthodes d'équivalence, sont nouvelles en Europe, bien qu'elles soient appliquées depuis des décennies aux Etats-Unis. Malgré les quelques objections théoriques énoncées, ces méthodes ont de considérables avantages pratiques (coût, temps, ressources), en comparaison des méthodes de valorisation des biens environnementaux. Leur application au contexte français nécessitera sans doute la mise en place de bonnes pratiques et de formations au niveau de l'autorité compétente en charge de ce nouveau régime de responsabilité, à savoir les services préfectoraux.

Une question préliminaire qui se pose concerne les pertes de services au public : l'indemnisation telle qu'elle est souvent pratiquée aux Etats-Unis sera-t-elle mise en place en France ? A savoir, une séparation des compensations pour pertes écologiques (évaluées par les méthodes d'équivalence) et pertes au public (évaluées par des approches « valeur-coût ») sera-t-elle considérée ? Comment alors encadrer des transferts de littérature, si aucune étude primaire n'est adaptée ?

Concernant les méthodes d'équivalence proprement dites, il convient d'ores et déjà de mettre l'accent sur quelques enjeux importants liés à leur mise en œuvre.

2.1. Une démarche de coopération

L'application des méthodes d'équivalence offre de nombreux avantages, mais elle est très fortement soumise aux choix et hypothèses faits lors de l'étude. A ce titre, la concertation, la coopération, voire la négociation entre les différents acteurs doivent être le premier des objectifs.

Cette démarche est largement appliquée aux Etats-Unis, où aucune des procédures utilisant les méthodes d'équivalence dans le cadre du régime OPA n'a nécessité l'intervention des tribunaux (cf. §1 –3.4). Mais cette approche est-elle transposable en France ? Rien n'est moins évident, la culture française étant plutôt une culture de confrontation. La discussion, et a fortiori la négociation, entre pouvoirs publics et industriels est souvent perçue négativement. Par ailleurs, se pose la question de la possibilité juridique d'une telle approche en droit français ?

Néanmoins, cette démarche de coopération est un enjeu important de la directive. Elle est source d'efficacité du processus, mais également d'efficacité des

projets de restauration. Ces derniers pourraient ainsi être perçus de manière plus positive par les industriels et non pas simplement comme une obligation administrative assimilée à une sanction.

Il s'agira donc de trouver le bon équilibre entre encadrement réglementaire (pour l'évaluation des dommages et la définition des projets de restauration) et liberté de coopération entre parties régulatrices et industriels, tout en définissant un cadre juridique clair en cas de litige.

2.2. Choix du proxy

Le proxy est l'indicateur qui permet d'évaluer les dommages et de définir les projets de restauration. Comme l'a montré l'étude du cas d'Heillecourt, le choix du proxy est une décision fondamentale. Elle a une influence déterminante sur les résultats de l'analyse.

Une approche traditionnelle consiste à choisir comme indicateur une espèce représentative de la qualité de l'écosystème. Certaines approches récentes cherchent à ramener l'ensemble des pertes à un même dénominateur commun (en général le premier maillon de la chaîne alimentaire), par transferts trophiques, mais cette approche présente également des limites.

De manière générale, le choix du proxy doit se fonder sur une connaissance scientifique approfondie des écosystèmes concernés. Par conséquent, dans la mise en œuvre des méthodes d'équivalence, il est essentiel de mobiliser systématiquement les experts idoines, et en particulier le monde de la recherche écologique. Par mesure de prudence, le groupe de recherche REMEDE recommande aujourd'hui d'utiliser l'indicateur le plus « raisonnablement pessimiste ».

2.3. Définition des options de restauration

L'évaluation des dommages à compenser doit être mise en relation avec les projets de restauration potentiels, projets dont les coûts d'exécution représentent les dommages en réparation. Ces projets doivent être sélectionnés et évalués en fonction des critères indiqués à l'Annexe II :

- « les effets de chaque option sur la santé et la sécurité publiques,
- le coût de la mise en oeuvre de l'option,
- les perspectives de réussite de chaque option,
- la mesure dans laquelle chaque option empêchera tout dommage ultérieur et la mesure dans laquelle la mise en oeuvre de cette option évitera des dommages collatéraux,
- la mesure dans laquelle chaque option a des effets favorables pour chaque composant de la ressource naturelle ou du service,
- la mesure dans laquelle chaque option tient compte des aspects sociaux, économiques et culturels pertinents et des autres facteurs pertinents spécifiques au lieu,
- le délai nécessaire à la réparation effective du dommage environnemental,
- la mesure dans laquelle chaque option permet la remise en état du site du dommage environnemental,
- le lien géographique avec le site endommagé ».

Une grande attention doit être portée sur les effets collatéraux potentiels des projets de restauration : effets sur les populations écologiques ou sur le public à proximité.

A noter que les projets de restauration ne sont pas nécessairement purement écologiques. Il peut tout à fait être envisagé des projets de recherche, des créations de structure administrative de protection, des régulations urbanistiques, si tant est que ces mesures peuvent être ramenées à un bénéfice écologique certain. Une analyse coûts-avantages ou d'efficience / efficacité économique peut aider au choix du ou des projet(s).

Par exemple, voici une liste non exhaustive de mesures potentielles concernant les cours d'eaux : création ou restauration d'unités écologiques équivalentes, ou d'unités écologiques différentes mais ayant les mêmes populations piscicoles, *in* ou *ex situ*, propagation artificielle d'espèces, restrictions d'accès au public, diminution de la prédation, aménagements de franchissements, création de frayères artificielles, gestion de la pression de pêche...

L'important est souvent d'identifier le **facteur limitant** (disponibilité d'habitat, pression de pêche, capacités reproductives, qualité de l'eau...) l'atteinte du bon état écologique par le milieu, de le relier à l'unité de mesure d'impact, et de dimensionner le projet de restauration en conséquence.

Par ailleurs, les projets de restauration doivent être munis d'objectifs, de critères de performance à suivre, et de provisions pour futurs ajustements. L'utilisation d'indicateurs ou proxys pour ce suivi est indispensable, afin de garantir l'atteinte des objectifs. Ces indicateurs peuvent être divers : pourcentage de couverture végétale, utilisation des nouveaux ouvrages (canaux annexes, passes à poissons, tunnels à batraciens...), qualité de l'eau, biomasse reproducteurs...

2.4. Ratios de compensation

Le ratio de compensation peut apparaître comme un facteur multiplicatif « arbitraire » des coûts supportés par les industriels. Toutefois, plusieurs éléments justifient l'utilisation de ratios autres que 1:1.

Il peut être avancé que les habitats restaurés ou artificiellement créés sont majoritairement de « moins bonne qualité » que les habitats naturels originaux. De plus, il existe toujours une probabilité non négligeable d'échec du projet de restauration. L'incertitude de la restauration écologique doit être prise en compte en jouant sur ces ratios de compensation. C'est pour cela notamment que les projets de compensation des zones humides⁴⁶ aux Etats-Unis ont des ratios allant de 1,5 à 10 (Roach et Wade, 2006). Ce ratio pourrait être fonction des informations suivantes : degré de rareté de la ressource, temps de restauration, difficulté de restauration. Il peut être le rapport des valeurs, des préférences du public, ou de caractéristiques fonctionnelles / structurelles communes. Selon Cox/REMEDE (2007), on constate sur les projets européens, de manière empirique, un ratio de compensation de 3 pour 1.

Se pose aussi la question de l'implantation du projet de restauration. En effet, lorsque l'on considère une création d'habitat sur un site déjà colonisé, il faut s'interroger sur les pertes occasionnées par la destruction de cet habitat existant, et soit l'inclure dans les niveaux de services initiaux, soit augmenter le ratio de compensation.

Ainsi, choisir un ratio de compensation inférieur ou égal à 1:1 conduit souvent à des compensations sous dimensionnées. On peut dès lors se demander si ce ratio doit être prescrit réglementairement, ou s'il doit, au contraire, faire partie des paramètres sur lesquels porteront les discussions entre pouvoirs publics et industriels.

⁴⁶ wetland mitigation banks

ANNEXE A : SOMMAIRE

I – CONTEXTE LÉGISLATIF	5
1. LA DIRECTIVE RESPONSABILITÉ ENVIRONNEMENTALE 2004/35/CE.....	5
1.1. Définitions (article 2)	5
1.2. Exclusions (article 4).....	6
1.3. Coûts liés à la prévention et à la réparation (article 8)	6
1.4. Autres articles.....	6
1.5. Annexes.....	7
1.6. Autres régimes européens pertinents.....	7
2. LA TRANSPOSITION EN FRANCE.....	8
2.1. Le projet de loi.....	8
2.2. Le projet de décret.....	10
3. L'EXPÉRIENCE AMÉRICAINE, CERCLA & OPA.....	10
3.1. CERCLA.....	11
3.2. OPA.....	11
3.3. Modèles simplifiés.....	12
3.4. Coopération avec les parties responsables	13
3.5. Synthèse.....	13
II – LES MÉTHODES D'ÉQUIVALENCE.....	14
1. PRÉSENTATION DES MÉTHODES	14
1.1. HEA, REA et proxys.....	15
1.2. L'approche REA.....	15
1.3. L'approche HEA.....	16
1.4. Impacts multi-espèces et transferts trophiques.....	16
1.5. Synthèse.....	17
2. FONDEMENTS THÉORIQUES	18
2.1. Les méthodes d'équivalence et l'économie du bien-être.....	18
2.2. Objections théoriques	20
2.3. Ajustements possibles et avantages	21
3. CAS D'ÉTUDE FICTIF	22
3.1. Contexte hypothétique.....	22
3.2. Calcul des dommages	23
3.3. Calcul des bénéfices de restauration (compensatoire)	23
3.4. Détermination de la surface compensatoire.....	24
3.5. Calcul des coûts de compensation	24
4. AUTRES MÉTHODES D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DES BIENS ENVIRONNEMENTAUX.....	25
4.1. Deux approches	25
4.2. Enjeux - Limites.....	25
III – CAS D'ÉTUDE N°1 – HEILLECOURT, 1996.....	27
1. CONTEXTE.....	27
1.1. L'exploitant	27
1.2. Les milieux impactés.....	27
1.3. L'accident, ses conséquences et la gestion du sinistre.....	29
1.4. Les suites de l'accident.....	30

1.5. Le procès-verbal de délit à la police de la pêche	31
1.6. Les poursuites pénales	32
1.7. Le chiffrage des dommages piscicoles, établi en 1998	32
2. DONNÉES / HYPOTHÈSES	34
2.1. Etat initial et dommages	35
2.2. Restauration primaire	36
2.3. Restauration complémentaire	36
2.4. Restauration compensatoire	36
3. EVALUATION ÉCONOMIQUE	38
3.1. Estimation des pertes et gains de services écologiques (HEA).....	38
3.2. Estimation des coûts de restauration primaire et analyses	40
3.3. Estimation des coûts de restauration compensatoire & suivi	42
3.4. Estimations d'autres coûts engendrés pour l'entreprise	44
3.5. Estimation des pertes de services au public	44
4. CONCLUSION SUR L'ACCIDENT D'HEILLECOURT	46
IV – CAS D'ÉTUDE N°2 – MIMIZAN, 1997	48
1. CONTEXTE	48
1.1. L'exploitant	48
1.2. Les milieux impactés.....	48
1.3. L'accident, ses conséquences et la gestion du sinistre	52
1.4. Le chiffrage des dommages piscicoles	52
2. DONNÉES / HYPOTHÈSES	53
2.1. Etat initial et dommages	54
2.2. Restauration primaire.....	54
2.3. Restauration complémentaire	54
2.4. Restauration compensatoire	54
3. EVALUATION ÉCONOMIQUE	57
3.1. Estimation des pertes et gains de services écologique.....	57
3.2. Estimation des coûts de restauration primaire et analyses	58
3.3. Estimation des coûts de restauration compensatoire & suivi	58
3.4. Estimation des pertes de services au public	59
4. CONCLUSION SUR LA POLLUTION À MIMIZAN.....	62
V – ETUDE DE SENSIBILITÉ.....	64
1. HYPOTHÈSES SUR LES NIVEAUX DE SERVICES.....	64
2. HYPOTHÈSES SUR LES DURÉES D'IMPACT ET DE MATURATION.....	65
3. HYPOTHÈSES SUR LA LONGÉVITÉ DES GAINS DE RESTAURATION.....	67
4. HYPOTHÈSES SUR LA FORME DES COURBES DE RESTAURATION.....	67
VI – RÉFLEXIONS / PERSPECTIVES	70
1. APPORTS DE LA DIRECTIVE RESPONSABILITÉ ENVIRONNEMENTALE.....	70
1.1. Un nouveau régime de responsabilité	70
1.2. Des coûts supplémentaires pour les industriels.....	70
2. ENJEUX RELATIFS À LA MISE EN ŒUVRE DES MÉTHODES D'ÉQUIVALENCE	71
2.1. Une démarche de coopération	71
2.2. Choix du proxy	72
2.3. Définition des options de restauration	72
2.4. Ratios de compensation	73
ANNEXE A : SOMMAIRE.....	75

ANNEXE B : BIBLIOGRAPHIE	79
ANNEXE C : EXEMPLES DE MISE EN ŒUVRE DES MÉTHODES D'ÉQUIVALENCE AUX USA.....	83
ANNEXE D : TABLEAUX DE VALEURS-GUIDES DE BÉNÉFICES NON MARCHANDS (MEDD/D4E).....	85
ANNEXE E : CHIFFRAGE DE MORTALITÉ PISCICOLE.....	87
ANNEXE F : LISTE DES CONTACTS ENGAGÉS POUR DEMANDE D'INFORMATIONS.....	89
ANNEXE G : CAS D'ÉTUDE D'HEILLECOURT - SCHÉMA GÉNÉRAL D'IMPLANTATION.....	91
ANNEXE H : CAS DÉTUDE D'HEILLECOURT – DÉTAIL DES CALCULS.....	93
ANNEXE I : CAS D'ÉTUDE DE MIMIZAN – DÉTAIL DES CALCULS.....	99

ANNEXE B : BIBLIOGRAPHIE

- Ando, A.A. and M. Khanna. 2004. Natural Resource Damage Assessment Methods: Lessons in Simplicity from State Trustees. *Contemporary Economic Policy* 22(4): 504-519
- Blatch, C. 2004. Environmental Liability Directive – Remediation of Damage. *Environmental Law & Management* 16(5) : 234-243
- Bonnieux, F. et P. Rainelli. 2002. Évaluation des dommages des marées noires : une illustration à partir du cas de l'Erika et des pertes d'agrément des résidents. *Economie et Statistique* 357-358 : 173-187
- BRGM, 2005. Développement d'un cadre méthodologique pour évaluer le coût d'atteinte du bon état des masses d'eau du bassin Rhin-Meuse – Volume I : typologie et coût de référence des mesures.
- Burlington, L.B. 2004. Valuing Natural Resource Damages: A Transatlantic Lesson. *Environmental Law Review* 6 : 77-96
- Cacela, D., J. Lipton, D. Beltman, J. Hansen and R. Wolotira. 2005. Associating Ecosystem Service Losses with Indicators of Toxicity in Habitat Equivalency Analysis. *Environmental Management* 35 (3) : 343–351
- Chapman, D., N. Iadanza and T. Penn. 1998. Calculating Resource Compensation: An Application of the Service-to-Service Approach to the Blackbird Mine Hazardous Waste Site. National Oceanic & Atmospheric Administration, Damage Assessment & Restoration Program (NOAA / DARP); Technical Paper 97-1. 17 pp.
- Chegrani, P. 2007. Evaluer les Bénéfices Issus d'un Changement d'Etat des Eaux (document de travail)
- Cole, S. 2006. Public Compensation for Environmental Damage, An Application of the Environmental Liability Directive in Sweden. 54 pp.
- Commission Européenne. 2000. Gérer les Sites Natura 2000 - Les Dispositions de l'Article 6 de la Directive «Habitats» (92/43/CEE). Luxembourg: Office des publications officielles des Communautés européennes. 69p.
- DEFRA. 2006. Consultation on Options for Implementing the Environmental Liability Directive. Environmental Liability Branch, Environmental Regulation Policy Division. 281pp.
- DEFRA. 2006. Valuing Our Natural Environment. 64 pp.
- Desvousges, W.H., R.W. Dunford and K.E. Matthews. 1992. Natural Resource Damages Valuation: Arthur Kill Oil Spill. Proceedings of the 1992 Association of Environmental and Resource Economists Workshop on Benefits Transfer. 14 pp.
- Donlan, M. M. Sperduto and C. Hebert. 2003. Compensatory Mitigation for Injury to a Threatened or Endangered Species: Scaling Piping Plover Restoration. *Marine Ecology Progress Series* 264 : 213-219
- Dunford, R.W., T.C. Ginn and W.H. Desvousges. 2004. The Use of Habitat Equivalency Analysis in Natural Resource Damage Assessments. *Ecological Economics* 48 : 49– 70
- European Commission. 2001. Study on the Valuation and Restoration of Damage to Natural Resources for the Purpose of Environmental Liability. B4-3040/2000/265781/MAR/B3
- European Commission. 2002. Assessment of Plans and Projects Significantly Affecting Natura 2000 Sites. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 76pp.

- Flores, N.E. and J. Thatcher. 2002. Money, who needs it? Natural Resource Damage Assessment. *Contemporary Economic Policy* 20(2) : 171-178
- Fogleman, V. 2004. The Environmental Liability Directive. *Environmental Liability* 3 : 101-115
- Fonseca, M.S., B.E. Julius and W.J. Kenworthy. 2000. Integrating Biology and Economics in Seagrass Restoration: How Much is Enough and Why? *Ecological Economics* 15 : 227-237
- Garrod, G. and K.G. Willis. 1999. *Economic Valuation of the Environment, Methods and Case Studies*. Edward Elgar Publishing Limited.
- Hampton, S. and M. Zafonte. 2002. Calculating Compensatory Restoration in Natural Resource Damage Assessment: Recent Experience in California. *Proceedings of the 2002 California World Oceans Conference*. 12 pp.
- Hampton, S. and M. Zafonte. 2003. Resource Equivalency Analysis. Available: http://www.dfg.ca.gov/ospr/organizational/scientific/nrda/luckenbach_final_darp_appendices.pdf. Accessed: 20/07/2007
- Harper, D.J. and J.T. Quigley. 2005. No Net Loss of Fish Habitat: A Review and Analysis of Habitat Compensation in Canada. *Environmental Management* 36(3) : 343-355
- Helton, D. and T. Penn. 1999. Putting Response and Natural Resource Damage Costs in Perspective. Paper ID #114, 1999 International Oil Spill Conference. 22 pp.
- Jones, B. 2002. European Commission: Proposal for a Framework Directive on Environmental Liability. *Environmental Law & Management* 14(1) : 5-10
- Jones, C.A. 1992. Recreational Fishing Valuation : Application of the Type A Model. *Proceedings of the 1992 Association of Environmental and Resource Economists Workshop on Benefits Transfer*. 16 pp.
- Jones, C.A. 1997. Use of Non-Market Valuation Methods in the Courtroom: Recent Affirmative Precedents in Natural Resource Damage Assessments. *Water Resources Update* 109 : 10-18
- Julius, B.E. 1997. US. vs. Melvin A. Fisher et al. Report for the National Oceanic and Atmospheric Administration, Damage Assessment Center. 25pp.
- Julius, B.E., J.W. Iliff, C.M. Whale, J.H. Hudson and E.C. Zobrist. 1993. Natural Resource Damage Assessment M/V Miss Beholden Grounding Site Western Samo Reef, FKNMS. Report for the National Oceanic and Atmospheric Administration, Damage Assessment Center. 64pp.
- Kohler, K.E. and R.E. Dodge. 2006. Visual_HEA: Habitat Equivalency Analysis software to calculate compensatory restoration following natural resource injury. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium* : 1611-1616
- Mc Cay, D.P.F., M. Gibson and J.S. Cobb. 2003. Scaling Restoration of American Lobsters: Combined Demographic and Discounting Model for an Exploited Species. *Marine Ecology Progress Series* 264 : 177-196
- Mc Cay, D.P.F. and J.J. Rowe. 2003. Habitat Restoration as Mitigation for Lost Production at Multiple Trophic Levels. *Marine Ecology Progress Series* 264 : 233-247
- Mc Cay, D.P.F., J.J. Rowe, N. Whittier, S. Sankaranarayanan and D. S. Etkin. 2004. Estimation of Potential Impacts and Natural Resource Damages of Oil. *Journal Of Hazardous Materials* 107 : 11-25
- Mc Donald, K., S. Dewis, P. Hennigar, R. Percy, D. Boyce and D. Sawyer. 2002. Application of Environmental Damage Assessment and Resource Valuation Processes in Atlantic Canada. *OECD Working Party on Economic and Environmental Policy Integration, Working Group on Economic Aspects of Biodiversity*. 21 pp.
- Meade, N. 2006. Conducting Cooperative Natural Resource Damage Assessments: A Case Study of the Chalk Point Oil Spill. *Présentations de l'Atelier International 'les dommages écologiques causés par les marées noires : évaluations économiques et indemnités'*
- Ministère de l'Écologie et du Développement Durable. 2006. Avant-projet de Décret relatif à la prévention et la réparation des dommages à l'environnement et modifiant le code de l'environnement (document de travail)

- NOAA. 1996. Preassessment Phase, Guidance Document for Natural Resource Damage Assessment Under the Oil Pollution Act of 1990. 190pp.
- NOAA. 1996. Injury Assessment, Guidance Document for Natural Resource Damage Assessment Under the Oil Pollution Act of 1990. 222pp.
- NOAA. 1996. Primary Restoration, Guidance Document for Natural Resource Damage Assessment Under the Oil Pollution Act of 1990. 936pp.
- NOAA. 1996. Restoration Planning, Guidance Document for Natural Resource Damage Assessment Under the Oil Pollution Act of 1990. 173pp.
- NOAA. 1996. Scaling Compensatory Restoration Actions, Guidance Document for Natural Resource Damage Assessment Under the Oil Pollution Act of 1990. 143pp.
- NOAA. 2000. Habitat Equivalency Analysis: An Overview. Prepared by the Damage Assessment and Restoration Program, March 21, 1995. Revised October 4, 2000 and May 23, 2006. Available: <http://www.darrp.noaa.gov/library/pdf/heaoverv.pdf>. Accessed: 23/07/2007
- Ofiara, D.D. and B. Brown. 1999. Assessment of Economic Losses to Recreational Activities from 1988 Marine Pollution Events and Assessment of Economic Losses from Long-Term Contamination of Fish within the New York Bight to New Jersey. *Marine Pollution Bulletin* 38(11) : 990 – 1004
- Parlement Européen & Conseil de l'Union Européenne. 2004. 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
- Penn, T. and T. Tomasi. 2002. Environmental Assessment, Calculating Resource Restoration for an Oil Discharge in Lake Barre, Louisiana, USA. *Environmental Management* 29(5) : 691-702
- Penn, T. A. Summary of the Natural Resource Damage Assessment Regulations Under the United States Oil Pollution Act. Available: http://ec.europa.eu/environment/liability/pdf/tp_enveco.pdf. Accessed: 23/07/2007
- Pontin, B. 2002. Proposals for EC Environmental Liability. *Environmental Law & Management* 14(1) : 3-4
- Quigley, J.T. and D.J. Harper. 2006. Effectiveness of Fish Habitat Compensation in Canada in Achieving No Net Loss. *Environmental Management* 37(3) : 351-366
- REMEDE. 2006-2007. Various Publications (D2, D5, D6A, D6B, D8, D9, D14). Available: <http://www.envliability.eu/pages/publications.htm>. Accessed: 23/07/2007
- Roach, B. and W.W. Wade. 2006. Policy Evaluation of Natural Resource Injuries Using Habitat Equivalency Analysis. *Ecological Economics* 58 : 421-433
- Rosen, R.A. 2002. The Proposed Framework for Environmental Strict Liability in Europe: The Polluter Pays...Possibly. *Environmental Claims Journal* 14 : 133-145
- Sands, P. and R.B. Stewart. 1996. Valuation of Environmental Damage – US and International Law Approaches. *Review of European Community & International Environmental Law* 5(4) : 290-296
- Sénat. 2007. Projet de Loi relative à la Responsabilité Environnementale. Session Ordinaire 2006-2007, Enregistré le 5 avril 2007
- Skrabis, K.E. 2005. Resource Equivalency Analysis for Western Snowy Plover, New Carissa Oil Spill, February 1999. Prepared for : Bureau of Land Management, US Fish & Wildlife Service, US Department of the Interior. 10 pp.
- Sperduto, M.B., S.P. Powers and M. Donlan. 2003. Scaling Restoration to Achieve Quantitative Enhancement of Loon, Seaduck, and Other Seabird Populations. *Marine Ecology Progress Series* 264 : 221-232
- Strange, E., H. Galbraith, S. Bickel, D. Mills, D. Beltman, J. Lipton. 2002. Environmental Assessment, Determining Ecological Equivalence in Service-to- Service Scaling of Salt Marsh Restoration. *Environmental Management* 29(2) : 290–300

- Thur, S.M. 2006. The United States' Experience: Resolving Oil Pollution Liability with Restoration-Based Claims. Présentations de l'Atelier International 'les dommages écologiques causés par les marées noires : évaluations économiques et indemnisations'
- Thur, S.M. 2007. Refining the Use of Habitat Equivalency Analysis. *Environmental Management* 40 : 161-170
- Unsworth, R.E. and R.C. Bishop. 1994. Assessing Natural Resource Damages Using Environmental Annuities. *Ecological Economics* 11 : 35-41
- US. 1994. 43 CFR Part 11 Natural Resource Damage Assessments (CERCLA)
- US. 1994. 15 CFR Part 990 Natural Resource Damage Assessments (OPA)
- US Department of Interior, Natural Resource Damage Assessment and Restoration Advisory Committee. 2007. Interim Losses. Final Report of Subcommittee 3. 20 pp.
- United States Fish & Wildlife Service. 2004. Final Lake Apopka Natural Resource Damage Assessment and Restoration Plan. 123pp.
- Zafonte, M. and S. Hampton. 2005. Lost-Bird Years: Quantifying Bird Injuries in Natural Resource Damage Assessments for Oil Spills. Proceedings of the 2005 International Oil Spill Conference. 15 pp.
- Zafonte, M. and S. Hampton. 2007. Exploring Welfare Implications of Resource Equivalency Analysis in Natural Resource Damage Assessments. *Ecological Economics* 61 : 134-145

ANNEXE C : EXEMPLES DE MISE EN ŒUVRE DES METHODES D'EQUIVALENCE AUX USA

Date, Lieu	Accident - Impacts	Méthode	Réparation
1993, Floride	<i>un cargo détruit 1 025,6 m² de récifs coralliens</i>	<u>HEA</u>	création de 518,6m ² d'habitat équivalent
<u>Coûts</u>	mesures d'urgence et estimation des dommages : \$75 857 coûts de restauration : \$ 1 671 337 coûts de suivi : \$126 547 TOTAL : \$ 1873 741		
1997, Floride	<i>des recherches de trésors détruisent 6 600 m² d'algues marines</i>	<u>HEA</u>	création de 6 300 m ² d'habitat équivalent
<u>Coûts</u>	mesures d'urgence et estimation des dommages : \$237 683 coûts de restauration et de suivi : \$ 351 648 TOTAL : \$ 589 331		
2000, Floride	<i>un déversement d'hydrocarbures engendre:</i> - une mortalité de 7 800 tortues de mer - une mortalité de 10 930 kg de poissons et invertébrés - une mortalité de 12 oiseaux marins - une diminution de la fréquentation des plages de 18 000 visites	<u>service-service</u>	plan de restauration créant 9 000 juvéniles sur 3 ans (mesures de régulation d'éclairage des plages)
		<u>service-service</u>	restauration de 40 500 m ² de mangrove
		<u>service-service</u>	4 panneaux de signalisation
		<u>valeur-coût</u> (méthode des coûts de transport)	stabilisation des dunes, amélioration d'accès: \$ 566 000
2000, Louisiane	<i>un déversement de 1 500 m³ d'hydrocarbures impacte:</i> - sévèrement 6,8 ha de végétations de cours d'eau - légèrement 40,5 ha de zones humides - sévèrement 4,5 ha de littoraux rocheux - sévèrement 2,9 ha de plages - 582 oiseaux - 13 400kg de poissons et coquillages <i>et crée une fermeture administrative des cours d'eaux (655 sorties de pêche et 804 sorties de chasse récréative)</i>	<u>HEA</u>	création de 9,3 ha de zones humides
		<u>valeur-coût</u> (méthode des coûts de transport)	construction d'un dock pour pêcheurs: \$ 57 000 - \$ 122 000

Date, Lieu	Accident - Impacts	Méthode	Réparation
2000, Maryland	une rupture de pipeline déverse 530 m3 de fuel et impacte: - 0,31 km ² de zones humides - 0,04 km ² de plages - 122 tortues - 2 256kg d'invertébrés benthiques - 2 464kg de poissons et coquillages - 696 oiseaux et crée une diminution de la fréquentation des cours d'eaux (125 000 sorties récréatives)	HEA	restauration de 0,023 km ² de zones humides équivalentes: \$ 754 600
			restauration de 0,004 km ² de plages équivalentes: \$ 207 300
			création de 0,019 km ² de récifs à huîtres: \$ 705 200
			acquisition et restauration d'habitat pour nidification: \$ 589 900
		valeur-coût (méthode des coûts de transport)	projets variés (jetée, rampe de bateaux, kayak, ...): \$ 453 500
Coûts	TOTAL : \$ 2 710 500		
1996, Rhode Island	un déversement de 3 134 m3 d'hydrocarbures engendre: - une mortalité supérieure à 5 oiseaux d'une espèce protégée - une mortalité de 2 292 oiseaux marins variés - une mortalité d'environ 9 millions de homards (toutes classes d'âge) - une mortalité variée de poissons et invertébrés (1 200 000 kg)	REA	programme de protection d'habitats existants (plages de nidification)
		REA	programme de protection de sites de nidification pour 2 espèces spécifiques (340 sites)
		REA	restockage par remise en milieu de femelles (3,4 millions)
		HEA	création d'habitat équivalent
1999, Canada	un lessivage de sols agricole engendre: - des mortalités massives de poissons et invertébrés (focalisation sur l'espèce 'truite') et crée une diminution de la fréquentation des cours d'eaux (fermeture pêche récréative)	REA	restockage par remise en milieu
		valeur-coût (méthode des coûts de transport)	
		mesures d'urgence et estimation des dommages : \$15 300 coûts de restauration et de suivi : \$ 9 600 pertes d'agrément: \$ 10 700 - \$ 14 200 TOTAL : \$ 35 600 - \$ 39 000	
1980 - ... , Idaho	une pollution industrielle chronique engendre des déséquilibres notoires sur les écosystèmes (focalisation sur l'espèce 'saumon')	service-service	restockage par remise en milieu et programme de protection des juvéniles (travaux sur la morphologie des cours d'eaux receveurs, clôtures, ...)
Coûts	TOTAL : \$ 9 000 000 (sans estimation des dommages)		
1989, Rhode Island	un déversement de 1 000 m3 d'hydrocarbures engendre des mortalités sévères sur l'ensemble de l'écosystème, et des fermetures de plages et sites de pêche	service-service	rétablissement d'algues marines et création de récifs pour homards \$ 567 000
1997, Louisiane	un déversement de 1 050 m3 d'hydrocarbures engendre des mortalités sévères sur poissons et oiseaux, et un impact variable sur 1 740 ha de zones humides	HEA	création de 7,5 ha d'habitat équivalent

ANNEXE D : TABLEAUX DE VALEURS-GUIDES DE BENEFICES NON MARCHANDS (MEDD/D4E)

- **valeur pêche :**

tableaux 1 & 5, bénéfices non marchands des usagers actuels et supplémentaires
(cours d'eau)

	méthode des coûts de transport	évaluation contingente
<u>Lignon du Velay</u>	25€₂₀₀₁ / visite / pêcheur	7,7€₂₀₀₆ / pêcheur / an (fréquentant le site) 3,8€₂₀₀₆ / pêcheur / an (ne fréquentant pas le site)
<u>Indre et Hérault</u>		7,9€₂₀₀₆ / pêcheur / an (fréquentant le site) 3,4€₂₀₀₆ / pêcheur / an (ne fréquentant pas le site)
<u>Erdre</u>		8,1€₂₀₀₆ / pêcheur / an (fréquentant le site) 2,8€₂₀₀₆ / visite / ménage (ne fréquentant pas le site)
<u>Loir</u>	12,6€₂₀₀₆ / visite / pêcheur	36€₂₀₀₆ / pêcheur / an
<u>Gardon</u>	13€₂₀₀₆ / visite / pêcheur	32,1€₂₀₀₆ / pêcheur / an
<u>Limousin</u>	-2,9€₂₀₀₆ / visite / pêcheur	

- **valeur pêche à pied :**

tableaux 3 & 7, bénéfices non marchands des usagers actuels et supplémentaires
(eaux côtières et de transition)

	méthode des coûts de transport	évaluation contingente
<u>littoral breton</u>	61€₂₀₀₆ / visite / pêcheur	12,2€₂₀₀₆ / visite / pêcheur
<u>presqu'île de Rhuys</u>	174,3€₂₀₀₆ / visite / pêcheur	27,9€₂₀₀₆ / pêcheur / an

- **valeur promenade :**

tableaux 1 & 5, bénéfices non marchands des usagers actuels et supplémentaires
(cours d'eau)

	méthode des coûts de transport	évaluation contingente
<u>Lignon du Velay</u>	15,3€₂₀₀₆ / visite / usager	6,6€₂₀₀₆ / usager / an
<u>Erdre</u>	2,8€₂₀₀₆ / visite / ménage	
<u>Loir</u>	16,1€₂₀₀₄ / visite / usager	36€₂₀₀₆ / ménage / an
<u>Gardon</u>	19,6€₂₀₀₆ / visite / usager	32,1€₂₀₀₆ / ménage / an

tableaux 2 & 5, bénéfices non marchands des usagers actuels et supplémentaires
(plans d'eau, usage récréatifs 'informels' = promenade & observation nature)

	méthode des coûts de transport	évaluation contingente
<u>lac du Der</u>	21,1€₂₀₀₆ / visite / usager	31,7€₂₀₀₆ / ménage / an
<u>estuaire de l'Orne</u>	43,3€₂₀₀₆ / visite / usager	31,7€₂₀₀₆ / ménage / an

ANNEXE E : CHIFFRAGE DE MORTALITE PISCICOLE

Le chiffrage de cette mortalité piscicole s'appuie sur la formule de Léger, Huet et Arrignon (1970) :

$$P = 10 \times B \times K1 \times K2 \times K3 \times K4 \times K5 \times S$$

avec :

- *P : productivité théorique ;
- *B : capacité biogénique (variant de 1 à 10) : elle correspond à la valeur nutritionnelle potentielle du milieu pour toute la chaîne alimentaire (fonction de la qualité et quantité de nourriture, de végétaux, de la lumière, de la limpidité / turbidité, de l'oxygénation...)
- *K1 : température moyenne des eaux (variant de 1 à 4) ;
- *K2 : caractéristiques chimiques des eaux (variant de 1 à 1,5) ;
- *K3 : variétés de poissons (variant de 1 à 3) ;
- *K4 : répartition des âges (variant de 1 à 1,5) ;
- *K5 : qualité des eaux reçues (variant de 0 à 2) ;
- *S : surface impactée.

La mortalité piscicole est divisée en pertes primaires dues au déversement, (correspondant aux poissons morts suite à la pollution), et pertes secondaires de productivité dues à la destruction de la faune et flore benthiques (base de l'alimentation).

Les pertes primaires sont évaluées à partir de la population piscicole théorique, elle-même calculée comme le double de la productivité théorique.

Les pertes secondaires sont évaluées à partir de pourcentages de pertes de productivité, sur trois ans après l'impact

Cas d'étude d'Heillecourt :

Il est considéré que les quatre tronçons ont la même capacité biogénique. Etant donné que les secteurs concernés affichent tous une pollution chronique certaine, la capacité biogénique est donc considérée égale à 8. Les autres paramètres prennent les valeurs suivantes : $k1 = 1,3$; $k2 = 1,5$; $k3 = 1,7$; $k4 = 1,2$; $k5 = 0,6-0,7$.

Les hypothèses réalisées concernant les pourcentages de pertes par secteur et année sont mentionnées dans le tableau récapitulatif de chiffrage ci-dessous.

Il est aussi précisé que ce chiffrage est réalisé *a minima*. En effet, on peut s'interroger notamment sur les pourcentages de destruction appliqués (de 15 à 1%), alors que certains témoignages attestent d'une destruction totale des cheptels. A noter aussi que cette estimation ignore les potentiels effets sub-létaux : troubles de croissance, de reproduction, impacts génétiques.

		S1	S2	S3	S4	
capacité biogénique	B	8	8	8	8	
t° moyenne annuelle	K1	1,3	1,3	1,3	1,3	
caractère chimique	K2	1,5	1,5	1,5	1,5	
type de poisson	K3	1,7	1,7	1,7	1,7	
âge des poissons	K4	1,2	1,2	1,2	1,2	
impluvium	K5	0,6	0,7	0,7	0,7	
(produit Ki)	K	2,39	2,78	2,78	2,78	
longueur	L (m)	9662	1950	4000	2000	
largeur	l (m)	82	75	64,5	105	
surface	S (ha)	79,23	14,63	25,8	21	
productivité théorique	P (kg)	15128	3257,98	5747,4	4678,1	
stock	S (kg)	30256	6515,96	11495	9356,3	
<i>pourcentage destruction</i>		15%	8%	5%	1%	
destruction	(kg)	4538,5	521,3	574,7	93,6	5728,0
<i>pourcentage perte productivité I</i>		10%	8%	3%	1%	
perte productivité 1996	(kg)	1512,8	260,6	172,4	46,8	1992,7
<i>pourcentage perte productivité II</i>		5%	4%	1,5%	0,5%	
perte productivité 1997	(kg)	756,41	130,319	86,211	23,391	996,3
<i>pourcentage perte productivité III</i>		2,5%	2%	0,75%	0,25%	
perte productivité 1998	(kg)	378,2	65,1596	43,106	11,695	498,2
						9215,2

Cas d'étude de Mimizan :

Dans le cas de l'accident de Mimizan, les 4 km impactés sont divisés comme suit : 3 km en domaine fluvial depuis l'origine de la pollution (zone de ruissellement des polluants) jusqu'à la limite de salure des eaux, 1 km en domaine saumâtre depuis la limite de salure des eaux jusqu'à l'embouchure du Courant. Ce dernier kilomètre est ignoré par l'estimation, étant donné que ce milieu a été recolonisé très rapidement, grâce à la dispersion des polluants en mer et l'influence des marées.

La surface impactée est alors estimée à 7,5 ha. La capacité biogénique est considérée égale à 8. Les autres paramètres prennent les valeurs suivantes : k1 = 2 ; k2 = 1,5 ; k3 = 1,5 ; k4 = 1 ; k5 = 1. La productivité théorique donnée par la formule de Léger, Huet et Arrignon est donc de 2700 Kg. La mortalité piscicole est divisé en quatre groupes : carnassiers (5%), poissons blancs (37%), anguilles (8%), poissons amphialins (50%).

Les pertes primaires (destruction) et secondaires (pertes de productivité) sont alors données par le tableau suivant :

	poissons blancs	carnassiers	anguilles	amphialines	
destruction	95%	95%	95%	95%	
	1 898,10	256,50	410,40	2 565,00	
perte de productivité I	95%	95%	95%	95%	
	949,05	128,25	205,20	1 282,50	
perte de productivité II	48%	48%	-	-	
	474,53	64,13			
perte de productivité III	32%	32%	-	-	
	316,35	42,75			
perte massique (kg)	3 638,03	491,63	615,60	3 847,50	8 592,76
prix (F/Kg)	30	60	90	30	
dommages (F)	109 140,75	29 497,50	55 404,00	115 425,00	309 467,25

ANNEXE F : LISTE DES CONTACTS ENGAGES POUR DEMANDE D'INFORMATIONS

Cas d'étude d'Heillecourt :

Agence de l'Eau Rhin-Meuse

Bureau d'Analyse des Risques et Pollutions Industrielles (BARPI) du Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables (MEDAD)

Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) de Meurthe-et-Moselle

Direction Départementale des Services Vétérinaires (DDSV) de Meurthe-et-Moselle

Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) de Lorraine

Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt (DRAF) de Lorraine

Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE) de Lorraine

Fédération de Pêche de Meurthe-et-Moselle

Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) de Meurthe-et-Moselle

Cas d'étude de Mimizan :

Association Agréée de Pêche et Protection du Milieu Aquatique (APPMA) de Mimizan

Agence de l'Eau Adour-Garonne

Bureau d'Analyse des Risques et Pollutions Industrielles (BARPI) du Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables (MEDAD)

Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) d'Aquitaine

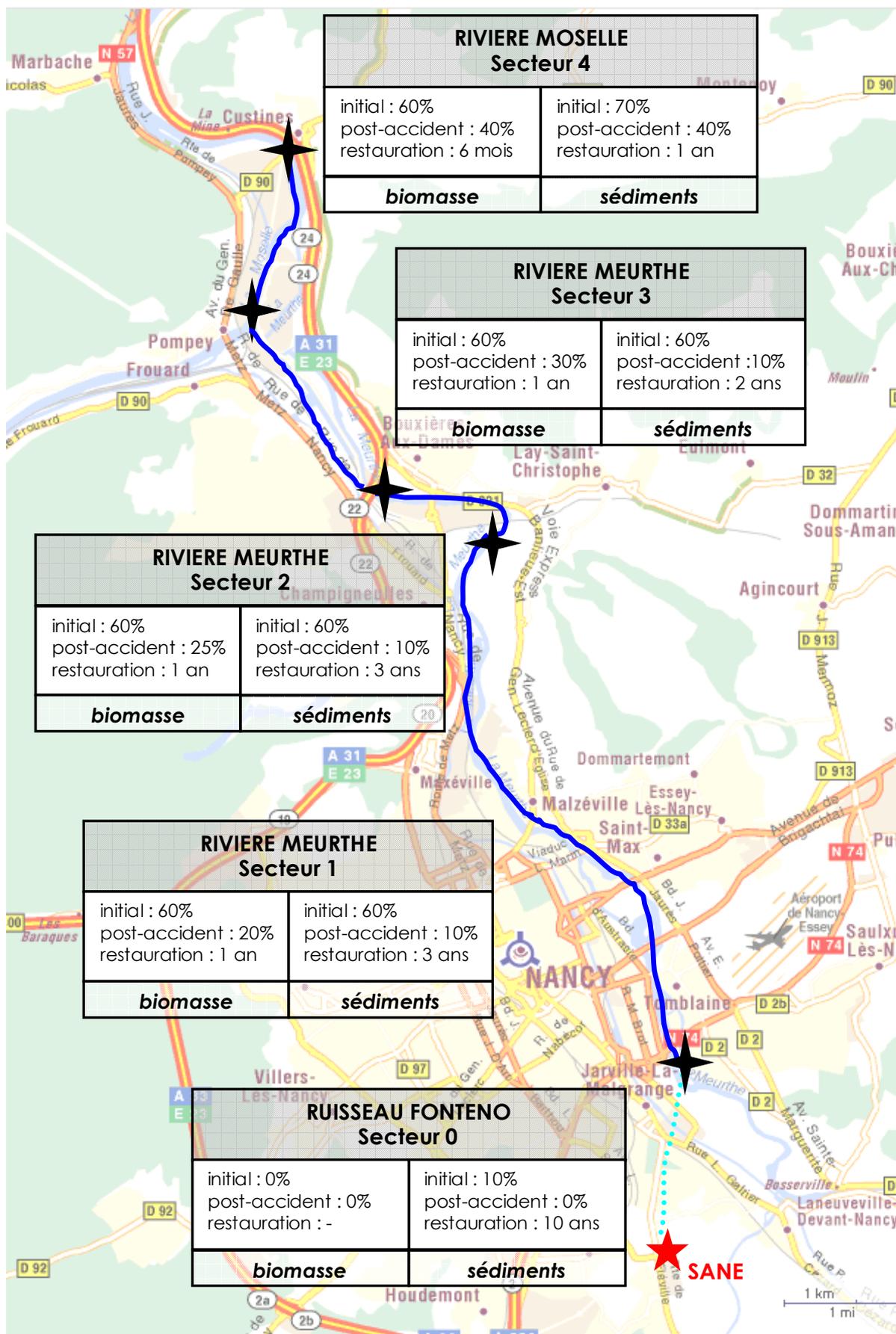
Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE) d'Aquitaine

Ville de Mimizan

Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) des Landes

Papeteries de Gascogne

ANNEXE G : CAS D'ETUDE D'HELLECOURT - SCHEMA GENERAL D'IMPLANTATION



ANNEXE H : CAS DETUDE D'HEILLECOURT – DETAIL DES CALCULS
Calcul des pertes de services écologiques actualisées
SEDIMENTS

Années	Niveaux de Services (%)		Niveaux de Services Moyenne (%)	Perte de Services Moyenne (%)	Actualisation	Surface	Pertes Actualisées		
	début	fin							
S0	1995	10,0	10,0	10,0	0,0	1,04	0,20	0,00	
	1996	0,0	1,0	0,5	9,5	1,02	0,20	0,02	
	1997	1,0	2,0	1,5	8,5	1,00	0,20	0,02	
	1998	2,0	3,0	2,5	7,5	0,96	0,20	0,01	
	1999	3,0	4,0	3,5	6,5	0,92	0,20	0,01	
	2000	4,0	5,0	4,5	5,5	0,89	0,20	0,01	
	2001	5,0	6,0	5,5	4,5	0,85	0,20	0,01	
	2002	6,0	7,0	6,5	3,5	0,82	0,20	0,01	
	2003	7,0	8,0	7,5	2,5	0,79	0,20	0,00	
	2004	8,0	9,0	8,5	1,5	0,76	0,20	0,00	
	2005	9,0	10,0	9,5	0,5	0,73	0,20	0,00	
2006	10,0	10,0	10,0	0,0	0,70	0,20	0,00	0,09	
S1	1995	60,0	60,0	60,0	0,0	1,04	79,21	0,00	
	1996	10,0	26,7	18,3	41,7	1,02	79,21	33,73	
	1997	26,7	43,3	35,0	25,0	1,00	79,21	19,80	
	1998	43,3	60,0	51,7	8,3	0,96	79,21	6,35	
	1999	60,0	60,0	60,0	0,0	0,92	79,21	0,00	59,88
S2	1995	60,0	60,0	60,0	0,0	1,04	14,63	0,00	
	1996	10,0	26,7	18,3	41,7	1,02	14,63	6,23	
	1997	26,7	43,3	35,0	25,0	1,00	14,63	3,66	
	1998	43,3	60,0	51,7	8,3	0,96	14,63	1,17	
	1999	60,0	60,0	60,0	0,0	0,92	14,63	0,00	11,06
S3	1995	60,0	60,0	60,0	0,0	1,04	25,80	0,00	
	1996	10,0	26,7	18,3	41,7	1,02	25,80	10,99	
	1997	26,7	43,3	35,0	25,0	1,00	25,80	6,45	
	1998	43,3	60,0	51,7	8,3	0,96	25,80	2,07	
	1999	60,0	60,0	60,0	0,0	0,92	25,80	0,00	19,50
S4	1995	70,0	70,0	70,0	0,0	1,04	21,00	0,00	
	1996	40,0	70,0	55,0	15,0	1,02	21,00	3,22	
	1997	70,0	70,0	70,0	0,0	1,00	21,00	0,00	3,22

BIOMASSE PISCICOLE

Années	Niveaux de Services (%)		Niveaux de Services Moyenne (%)	Perte de Services Moyenne (%)	Actualisation	Surface	Pertes Actualisées	
	début	fin						
S1	1995	60,0	60,0	60,0	0,0	1,04	79,21	0,00
	1996	20,0	60,0	40,0	20,0	1,02	79,21	16,191
	1997	60,0	60,0	60,0	0,0	1,00	79,21	0,00
S2	1995	60,0	60,0	60,0	0,0	1,04	14,63	0,00
	1996	25,0	60,0	42,5	17,5	1,02	14,63	2,616
	1997	60,0	60,0	60,0	0,0	1,00	14,63	0,00
S3	1995	60,0	60,0	60,0	0,0	1,04	25,80	0,00
	1996	30,0	60,0	45,0	15,0	1,02	25,80	3,955
	1997	60,0	60,0	60,0	0,0	1,00	25,80	0,00
S4	1995	60,0	60,0	60,0	0,0	1,04	21,00	0,00
	1996	40,0	60,0	55,0	5,0	1,02	21,00	1,073
	1997	60,0	60,0	60,0	0,0	1,00	21,00	0,00

Calcul des gains de services écologiques actualisés grâce aux projets de restauration

Années	Niveaux de Services (%)		Niveaux de Services Moyenne (%)	Gains de Services Moyenne (%)	Actualisation	Gains Unitaires Actualisés
	début	fin				
P00 1999	10,0	10,0	10,0	0,0	0,92	0,00
2000	10,0	45,0	27,5	17,5	0,89	0,16
2001	45,0	80,0	62,5	52,5	0,85	0,45
2002	80,0	80,0	80,0	70,0	0,82	0,58
2003	80,0	80,0	80,0	70,0	0,79	0,55
2004	80,0	80,0	80,0	70,0	0,76	0,53
2005	80,0	80,0	80,0	70,0	0,73	0,51
2006	80,0	80,0	80,0	70,0	0,70	0,49
2007	80,0	80,0	80,0	70,0	0,68	0,47
2008	80,0	80,0	80,0	70,0	0,65	0,45
2009	80,0	80,0	80,0	70,0	0,62	0,44
2010	80,0	80,0	80,0	70,0	0,60	0,42
2011	80,0	80,0	80,0	70,0	0,58	0,40
2012	80,0	80,0	80,0	70,0	0,56	0,39
2013	80,0	80,0	80,0	70,0	0,53	0,37
2014	80,0	80,0	80,0	70,0	0,51	0,36
2015	80,0	80,0	80,0	70,0	0,49	0,35
2016	80,0	80,0	80,0	70,0	0,47	0,33
2017	80,0	80,0	80,0	70,0	0,46	0,32
2018	80,0	80,0	80,0	70,0	0,44	0,31
2019	80,0	80,0	80,0	70,0	0,42	0,30
2020	80,0	80,0	80,0	70,0	0,41	0,28
2021	80,0	80,0	80,0	70,0	0,39	0,27
2022	80,0	80,0	80,0	70,0	0,38	0,26
2023	80,0	80,0	80,0	70,0	0,36	0,25
2024	80,0	80,0	80,0	70,0	0,35	0,24
2025	80,0	80,0	80,0	70,0	0,33	0,23
2026	80,0	80,0	80,0	70,0	0,32	0,22
2027	80,0	80,0	80,0	70,0	0,31	0,22
2028	80,0	80,0	80,0	70,0	0,30	0,21
2029	80,0	80,0	80,0	70,0	0,29	0,20
2030	80,0	80,0	80,0	70,0	0,27	0,19
2031	80,0	80,0	80,0	70,0	0,26	0,18
2032	80,0	73,0	76,5	66,5	0,25	0,17
2033	73,0	66,0	69,5	59,5	0,24	0,15
2034	66,0	59,0	62,5	52,5	0,24	0,12
2035	59,0	52,0	55,5	45,5	0,23	0,10
2036	52,0	45,0	48,5	38,5	0,22	0,08
2037	45,0	38,0	41,5	31,5	0,21	0,07
2038	38,0	31,0	34,5	24,5	0,20	0,05
2039	31,0	24,0	27,5	17,5	0,19	0,03
2040	24,0	17,0	20,5	10,5	0,19	0,02
2041	17,0	10,0	13,5	3,5	0,18	0,01
2042	10,0	10,0	10,0	0,0	0,17	0,00
						11,75

Années	Niveaux de Services (%)		Niveaux de Services Moyenne (%)	Gains de Services Moyenne (%)	Actualisation	Gains Unitaires Actualisés
	début	fin				
P01 1997	50,0	50,0	50,0	0,0	1,00	0,00
1998	50,0	80,0	65,0	15,0	0,96	0,14
1999	80,0	80,0	80,0	30,0	0,92	0,28
2000	80,0	80,0	80,0	30,0	0,89	0,27
2001	80,0	80,0	80,0	30,0	0,85	0,26
2002	80,0	80,0	80,0	30,0	0,82	0,25
2003	80,0	80,0	80,0	30,0	0,79	0,24
2004	80,0	80,0	80,0	30,0	0,76	0,23
2005	80,0	80,0	80,0	30,0	0,73	0,22
2006	80,0	80,0	80,0	30,0	0,70	0,21
2007	80,0	80,0	80,0	30,0	0,68	0,20
2008	80,0	80,0	80,0	30,0	0,65	0,19
2009	80,0	80,0	80,0	30,0	0,62	0,19
2010	80,0	80,0	80,0	30,0	0,60	0,18
2011	80,0	80,0	80,0	30,0	0,58	0,17
2012	80,0	80,0	80,0	30,0	0,56	0,17
2013	80,0	80,0	80,0	30,0	0,53	0,16
2014	80,0	80,0	80,0	30,0	0,51	0,15
2015	80,0	80,0	80,0	30,0	0,49	0,15
2016	80,0	80,0	80,0	30,0	0,47	0,14
2017	80,0	80,0	80,0	30,0	0,46	0,14
2018	80,0	80,0	80,0	30,0	0,44	0,13
2019	80,0	80,0	80,0	30,0	0,42	0,13
2020	80,0	80,0	80,0	30,0	0,41	0,12
2021	80,0	80,0	80,0	30,0	0,39	0,12
2022	80,0	80,0	80,0	30,0	0,38	0,11
2023	80,0	80,0	80,0	30,0	0,36	0,11
2024	80,0	80,0	80,0	30,0	0,35	0,10
2025	80,0	80,0	80,0	30,0	0,33	0,10
2026	80,0	80,0	80,0	30,0	0,32	0,10
2027	80,0	80,0	80,0	30,0	0,31	0,09
2028	80,0	80,0	80,0	30,0	0,30	0,09
2029	80,0	77,0	78,5	28,5	0,29	0,08
2030	77,0	74,0	75,5	25,5	0,27	0,07
2031	74,0	71,0	72,5	22,5	0,26	0,06
2032	71,0	68,0	69,5	19,5	0,25	0,05
2033	68,0	65,0	66,5	16,5	0,24	0,04
2034	65,0	62,0	63,5	13,5	0,24	0,03
2035	62,0	59,0	60,5	10,5	0,23	0,02
2036	59,0	56,0	57,5	7,5	0,22	0,02
2037	56,0	53,0	54,5	4,5	0,21	0,01
2038	53,0	50,0	51,5	1,5	0,20	0,00
2039	50,0	50,0	50,0	0,0	0,19	0,00

5,52

Années	Niveaux de Services (%)		Niveaux de Services Moyenne (%)	Gains de Services Moyenne (%)	Actualisation	Gains Unitaires Actualisés
	début	fin				
P10 1998	0,0	0,0	0,0	0,0	0,96	0,00
1999	0,0	40,0	20,0	20,0	0,92	0,18
2000	40,0	80,0	60,0	60,0	0,89	0,53
2001	80,0	80,0	80,0	80,0	0,85	0,68
2002	80,0	80,0	80,0	80,0	0,82	0,66
2003	80,0	80,0	80,0	80,0	0,79	0,63
2004	80,0	80,0	80,0	80,0	0,76	0,61
2005	80,0	80,0	80,0	80,0	0,73	0,58
2006	80,0	80,0	80,0	80,0	0,70	0,56
2007	80,0	80,0	80,0	80,0	0,68	0,54
2008	80,0	80,0	80,0	80,0	0,65	0,52
2009	80,0	80,0	80,0	80,0	0,62	0,50
2010	80,0	80,0	80,0	80,0	0,60	0,48
2011	80,0	80,0	80,0	80,0	0,58	0,46
2012	80,0	80,0	80,0	80,0	0,56	0,44
2013	80,0	80,0	80,0	80,0	0,53	0,43
2014	80,0	80,0	80,0	80,0	0,51	0,41
2015	80,0	80,0	80,0	80,0	0,49	0,39
2016	80,0	80,0	80,0	80,0	0,47	0,38
2017	80,0	80,0	80,0	80,0	0,46	0,37
2018	80,0	80,0	80,0	80,0	0,44	0,35
2019	80,0	80,0	80,0	80,0	0,42	0,34
2020	80,0	80,0	80,0	80,0	0,41	0,32
2021	80,0	80,0	80,0	80,0	0,39	0,31
2022	80,0	80,0	80,0	80,0	0,38	0,30
2023	80,0	80,0	80,0	80,0	0,36	0,29
2024	80,0	80,0	80,0	80,0	0,35	0,28
2025	80,0	80,0	80,0	80,0	0,33	0,27
2026	80,0	80,0	80,0	80,0	0,32	0,26
2027	80,0	80,0	80,0	80,0	0,31	0,25
2028	80,0	80,0	80,0	80,0	0,30	0,24
2029	80,0	80,0	80,0	80,0	0,29	0,23
2030	80,0	80,0	80,0	80,0	0,27	0,22
2031	80,0	72,0	76,0	76,0	0,26	0,20
2032	72,0	64,0	68,0	68,0	0,25	0,17
2033	64,0	56,0	60,0	60,0	0,24	0,15
2034	56,0	48,0	52,0	52,0	0,24	0,12
2035	48,0	40,0	44,0	44,0	0,23	0,10
2036	40,0	32,0	36,0	36,0	0,22	0,08
2037	32,0	24,0	28,0	28,0	0,21	0,06
2038	24,0	16,0	20,0	20,0	0,20	0,04
2039	16,0	8,0	12,0	12,0	0,19	0,02
2040	8,0	0,0	4,0	4,0	0,19	0,01
2041	0,0	0,0	0,0	0,0	0,18	0,00

13,97

Années	Niveaux de Services (%)		Niveaux de Services Moyenne (%)	Gains de Services Moyenne (%)	Actualisation	Gains Unitaires Actualisés
	début	fin				
P11 2000	60,0	60,0	60,0	0,0	0,89	0,00
2001	60,0	80,0	70,0	10,0	0,85	0,09
2002	80,0	80,0	80,0	20,0	0,82	0,16
2003	80,0	80,0	80,0	20,0	0,79	0,16
2004	80,0	80,0	80,0	20,0	0,76	0,15
2005	80,0	80,0	80,0	20,0	0,73	0,15
2006	80,0	80,0	80,0	20,0	0,70	0,14
2007	80,0	80,0	80,0	20,0	0,68	0,14
2008	80,0	80,0	80,0	20,0	0,65	0,13
2009	80,0	80,0	80,0	20,0	0,62	0,12
2010	80,0	80,0	80,0	20,0	0,60	0,12
2011	80,0	80,0	80,0	20,0	0,58	0,12
2012	80,0	80,0	80,0	20,0	0,56	0,11
2013	80,0	80,0	80,0	20,0	0,53	0,11
2014	80,0	80,0	80,0	20,0	0,51	0,10
2015	80,0	80,0	80,0	20,0	0,49	0,10
2016	80,0	80,0	80,0	20,0	0,47	0,09
2017	80,0	80,0	80,0	20,0	0,46	0,09
2018	80,0	80,0	80,0	20,0	0,44	0,09
2019	80,0	80,0	80,0	20,0	0,42	0,08
2020	80,0	80,0	80,0	20,0	0,41	0,08
2021	80,0	80,0	80,0	20,0	0,39	0,08
2022	80,0	80,0	80,0	20,0	0,38	0,08
2023	80,0	80,0	80,0	20,0	0,36	0,07
2024	80,0	80,0	80,0	20,0	0,35	0,07
2025	80,0	80,0	80,0	20,0	0,33	0,07
2026	80,0	80,0	80,0	20,0	0,32	0,06
2027	80,0	80,0	80,0	20,0	0,31	0,06
2028	80,0	80,0	80,0	20,0	0,30	0,06
2029	80,0	80,0	80,0	20,0	0,29	0,06
2030	80,0	80,0	80,0	20,0	0,27	0,05
2031	80,0	80,0	80,0	20,0	0,26	0,05
2032	80,0	78,0	79,0	19,0	0,25	0,05
2033	78,0	76,0	77,0	17,0	0,24	0,04
2034	76,0	74,0	75,0	15,0	0,24	0,04
2035	74,0	72,0	73,0	13,0	0,23	0,03
2036	72,0	70,0	71,0	11,0	0,22	0,02
2037	70,0	68,0	69,0	9,0	0,21	0,02
2038	68,0	66,0	67,0	7,0	0,20	0,01
2039	66,0	64,0	65,0	5,0	0,19	0,01
2040	64,0	62,0	63,0	3,0	0,19	0,01
2041	62,0	60,0	61,0	1,0	0,18	0,00
2042	60,0	60,0	60,0	0,0	0,17	0,00

3,27

ANNEXE I : CAS D'ETUDE DE MIMIZAN – DETAIL DES CALCULS

Calcul des pertes de services écologiques actualisées

BIOMASSE PISCICOLE

Années	Niveaux de Services (%)		Niveaux de Services Moyenne (%)	Perte de Services Moyenne (%)	Actualisation	Surface	Pertes Actualisées
	début	fin					
1996	70,0	70,0	70,0	0,0	1,02	7,50	0,000
1997	0,0	23,3	11,7	58,3	1,00	7,50	4,375
1998	23,3	46,7	35,0	35,0	0,96	7,50	2,524
1999	46,7	70,0	58,3	11,7	0,92	7,50	0,809
2000	70,0	70,0	70,0	0,0	0,89	7,50	0,000
							7,708

Calcul des gains de services écologiques actualisés grâce aux projets de restauration

Années	Niveaux de Services (%)		Niveaux de Services Moyenne (%)	Gains de Services Moyenne (%)	Actualisation	Gains Unitaires Actualisés
	début	fin				
P_{is}	1999	70,0	70,0	0,0	0,92	0,00
	2000	70,0	80,0	75,0	0,89	0,04
	2001	80,0	90,0	85,0	0,85	0,13
	2002	90,0	90,0	90,0	0,82	0,16
	2003	90,0	90,0	90,0	0,79	0,16
	2004	90,0	90,0	90,0	0,76	0,15
	2005	90,0	90,0	90,0	0,73	0,15
	2006	90,0	90,0	90,0	0,70	0,14
	2007	90,0	90,0	90,0	0,68	0,14
	2008	90,0	90,0	90,0	0,65	0,13
	2009	90,0	90,0	90,0	0,62	0,12
	2010	90,0	90,0	90,0	0,60	0,12
	2011	90,0	90,0	90,0	0,58	0,12
	2012	90,0	90,0	90,0	0,56	0,11
	2013	90,0	90,0	90,0	0,53	0,11
	2014	90,0	90,0	90,0	0,51	0,10
	2015	90,0	90,0	90,0	0,49	0,10
	2016	90,0	90,0	90,0	0,47	0,09
	2017	90,0	90,0	90,0	0,46	0,09
	2018	90,0	90,0	90,0	0,44	0,09
	2019	90,0	90,0	90,0	0,42	0,08
	2020	90,0	90,0	90,0	0,41	0,08
	2021	90,0	90,0	90,0	0,39	0,08
2022	90,0	90,0	90,0	0,38	0,08	
2023	90,0	90,0	90,0	0,36	0,07	
2024	90,0	90,0	90,0	0,35	0,07	
2025	90,0	90,0	90,0	0,33	0,07	
2026	90,0	90,0	90,0	0,32	0,06	
2027	90,0	90,0	90,0	0,31	0,06	
2028	90,0	90,0	90,0	0,30	0,06	
2029	90,0	90,0	90,0	0,29	0,06	
2030	90,0	90,0	90,0	0,27	0,05	
2031	90,0	90,0	90,0	0,26	0,05	
						3,13

Années	Niveaux de Services (%)		Niveaux de Services Moyenne (%)	Gains de Services Moyenne (%)	Actualisation	Gains Unitaires Actualisés
	début	fin				
P es	1998	80,0	80,0	0,0	0,96	0,00
	1999	80,0	90,0	85,0	0,92	0,05
	2000	90,0	90,0	90,0	0,89	0,09
	2001	90,0	90,0	90,0	0,85	0,09
	2002	90,0	90,0	90,0	0,82	0,08
	2003	90,0	90,0	90,0	0,79	0,08
	2004	90,0	90,0	90,0	0,76	0,08
	2005	90,0	90,0	90,0	0,73	0,07
	2006	90,0	90,0	90,0	0,70	0,07
	2007	90,0	90,0	90,0	0,68	0,07
	2008	90,0	90,0	90,0	0,65	0,06
	2009	90,0	90,0	90,0	0,62	0,06
	2010	90,0	90,0	90,0	0,60	0,06
	2011	90,0	90,0	90,0	0,58	0,06
	2012	90,0	90,0	90,0	0,56	0,06
	2013	90,0	90,0	90,0	0,53	0,05
	2014	90,0	90,0	90,0	0,51	0,05
	2015	90,0	90,0	90,0	0,49	0,05
	2016	90,0	90,0	90,0	0,47	0,05
	2017	90,0	90,0	90,0	0,46	0,05
	2018	90,0	90,0	90,0	0,44	0,04
2019	90,0	90,0	90,0	0,42	0,04	
2020	90,0	90,0	90,0	0,41	0,04	
2021	90,0	90,0	90,0	0,39	0,04	
2022	90,0	90,0	90,0	0,38	0,04	
2023	90,0	90,0	90,0	0,36	0,04	
2024	90,0	90,0	90,0	0,35	0,03	
2025	90,0	90,0	90,0	0,33	0,03	
2026	90,0	90,0	90,0	0,32	0,03	
2027	90,0	90,0	90,0	0,31	0,03	
2028	90,0	90,0	90,0	0,30	0,03	
2029	90,0	90,0	90,0	0,29	0,03	
						1,65