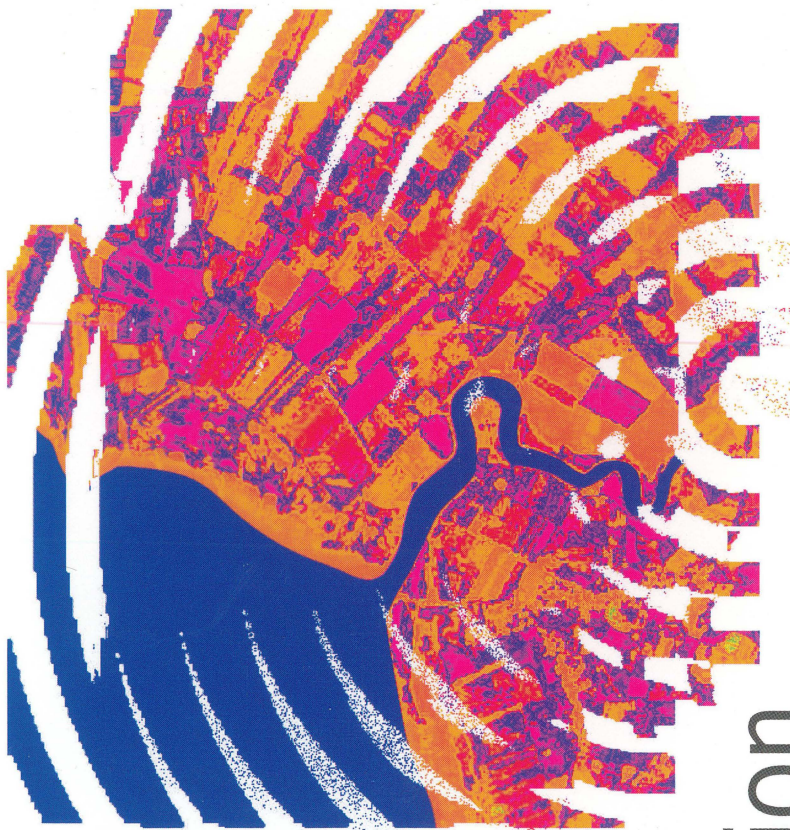


Brest  
8,9 novembre 2000

actes de colloques

29

Coorganisateur  
Luc Drévès  
Marcel Chaussepied



# Restauration des écosystèmes côtiers

29

Ifremer

21020

# Restauration des écosystèmes côtiers

Coordinateurs :  
Luc Drévès, Marcel Chaussepied

Actes du colloque  
(Brest, 8-9 novembre 2000)





### Comité scientifique

Loïc Anras	Forum des marais atlantiques - Rochefort
Geneviève Ballu	Conservatoire du Littoral - Paris
Geneviève Barnaud	Muséum national d'histoire naturelle - Paris
Jean-Claude Dauvin	Station marine - Wimereux
Yves Henocque	Ifremer
Jean-Claude Lefeuvre	Université Rennes I
François Lerat	Diren Haute-Normandie - Rouen
Jean-Louis Mauvais	Ifremer
Louis-Alexandre Romaña	Ifremer
Marie-Claude Ximénès	Institut français de l'Environnement - Orléans

### Comité d'organisation

Ifremer: Bruno Barnouin, Marcel Chaussepied, Luc Drévès, Élisabeth Lambert, Jean-Louis Mauvais, Olivier Thébaud  
Cedre: Michel Girin  
UBO: Christian Hily  
Communauté urbaine de Brest: Michel Morvan

#### Table ronde

Une table ronde finale animée par F. de Beaulieu, de Bretagne Vivante-SEPNB, a permis l'expression des points de vue d'utilisateurs, de décideurs et le positionnement d'actions réglementaires à caractère national.

Que tous les participants à cette table ronde, nommés ci-après, trouvent ici l'expression des vifs remerciements des organisateurs:

J.P. Glémarec - Conseiller général du Finistère (*La rade de Brest: un programme scientifique comme aide à la décision pour définir les priorités de restauration*);

J. Michel - Compagnie nationale du Rhône (*Restauration ou création de zones humides*);

P. Scherrer - Port autonome du Havre (*Développement économique et restauration des écosystèmes: Port 2000*);

C.N. Martin - Fédération des associations et des usagers des bassins versants de la Rance et du Frémur (*Le management d'un programme de réhabilitation du bassin versant. Partenariat et développement durable, volonté ou velléité*);

M. Musson et D. Bredin - Conservatoire du Littoral (*Situation en France: le point de vue du conservatoire du Littoral*);

P. Singelin - Diren Bretagne (*Point de vue du ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement*).

#### Remerciements

*Les membres du comité scientifique et du comité d'organisation veulent témoigner leur reconnaissance à Jean-Louis Mauvais pour l'importance du travail réalisé lors de la préparation de ces journées de réflexion. Sa grande expérience du domaine de l'environnement littoral a été largement mise à profit.*

*Sous sa responsabilité, a été réalisée par un expert américain, William E. Westermeyer, la revue des connaissances et technologies utilisées pour restaurer et créer des habitats côtiers. Le rapport de cet expert, distribué à l'ouverture du colloque, a été traduit et adapté par Jean-Louis Mauvais et Yves Monbet.*

*Le secrétariat scientifique du colloque tenu par Élisabeth Lambert a pleinement répondu aux attentes.*

## Préface

---

Le colloque consacré aux écosystèmes littoraux est au cœur des réflexions des responsables de l'aménagement, qu'ils soient scientifiques, juristes, administrateurs ou responsables élus.

I - En introduction aux réflexions des scientifiques, je livrerai tout d'abord un double constat. Notre réflexion souffre de deux faiblesses : une conception trop linéariste du littoral - le littoral n'est pas un trait - et une conception binaire du couple terre-mer, alors qu'il est plus complexe.

**Notre conception du littoral est héritée de celle de la frontière.** Un roman à succès s'intitulait il y a un quart de siècle *Au-delà de cette limite, votre ticket n'est plus valable*. Toute notre histoire a valorisé le rôle de la frontière comme limite. Notre histoire navale, notamment notre confrontation avec l'Angleterre et les Barbaresques, n'a fait qu'encourager cette conception restrictive. « Aux confins de la civilisation et de la barbarie », ainsi a-t-on imaginé le limes romain. Alors que les frontières, c'est le mérite de l'école historique allemande et autrichienne au XIX<sup>e</sup> siècle et de Paul de la Pradelle, éminent internationaliste du début du siècle dernier que de l'avoir montré, sont, au moins autant que des limites, des zones d'échanges. Comme des membranes, elles sont des zones d'interactions par osmose et dialyse. Comme les fleuves, tel le Rhin, à la fois frontière, axe de civilisation et succession de points de passage, **les côtes ne sont pas que des limites, elles constituent parfois des milieux homogènes** en profondeur et sur de vastes linéaires et elles sont points de départ et d'arrivée. De ce fait, il n'y a pas un trait de littoral mais des zones d'influences maritimes qui trouvent souvent leurs échos au-delà des mers.

Par ailleurs, nous sommes longtemps restés bornés à la relation côtière entre terre et mer. C'est le mérite de l'océanographie physique spatiale de nous avoir libérés de cette relation binaire et de nous avoir réorientés vers le « global exchange », **l'échange global terre-océan-atmosphère**. C'était déjà l'intuition d'Héraclite 450 ans avant J.-C. : « Pour l'eau, mourir c'est devenir terre ; mais de la terre vient l'eau, et de l'eau vient l'âme ». Topex-Poséidon et ERS 2 nous ont aidés à faire cette « reprise » de conscience. Dès lors, tous les éléments sont disponibles pour concevoir impérativement l'aménagement des écosystèmes côtiers d'une façon moins binaire et restrictive. Mais une fois abandonnées les limites de l'estran, les écarts entre haute et basse mer, où trouver des références d'aménagement incontestables ?

II - En tant qu'administrateur exerçant un pouvoir de police et en tant qu'aménageur, le représentant de l'État sollicite la communauté scientifique dans cette réflexion sur les écosystèmes littoraux.

Comment ne pas être interpellé par la volonté continue d'assainir des marais côtiers du XVII<sup>e</sup> au XX<sup>e</sup> siècle. Dans l'entrée de la Seine, l'assainissement du marais Vernier a été commencé sur l'ordre de Sully, poursuivi au XIX<sup>e</sup> siècle et financé par le plan Marshall entre 1949 et 1953.

Je me dois de faire écho au préfet de l'Eure - administrateur du XIX<sup>e</sup> siècle - qui avait conscience de faire œuvre positive de civilisation lorsqu'il écrivait en 1845 : « L'existence de ce marais d'environ 2500 ha au milieu de la riche Normandie, près de l'embouchure de l'un de nos plus grands fleuves, lorsque l'agriculture est partout en progrès, semble un reproche incessant contre l'Administration qui aurait peut-être dû, depuis longtemps, faire disparaître ce foyer d'exhalaisons malfaisantes et appeler la culture qui, pour être florissante, n'a besoin que d'être débarrassée des eaux croupissantes [...]. Tout doit me faire espérer qu'avant peu j'aurai à vous annoncer le succès de cette entreprise... Je serais bien récompensé de mes soins si je parvenais à effacer de la carte du département que j'administre une désignation qui fait tache depuis trois siècles au milieu des riches terres de l'arrondissement de Pont-Audemer. »

Aujourd'hui, quelles parts respectives accordées à la conservation et l'aménagement ? C'est l'interpellation lancée par les responsables aux scientifiques.


Comment définir un espace, aujourd'hui non juridiquement qualifié mais scientifiquement cohérent, intégrant les notions de bassins versants, marais côtiers, falaises, dunes, plages, plateau continental et pleine mer côtière ? Comment le rendre justiciable d'un traitement écologiquement rationnel mais compatible avec la présence de l'activité humaine, notamment agricole et industrielle, dans cette zone littorale qui n'est plus un trait ni une ligne mais une bande d'une largeur ou d'une profondeur indéfinie et variable ?

L'arsenal de protection législatif et réglementaire est impressionnant : loi Littoral, action du conservatoire, ZPS, ZNIEF 1 et 2, Natura 2000... Il est sans doute pléthorique. Ce qui est aujourd'hui l'enjeu des recherches que vous avez à conduire, c'est de **concevoir et proposer des méthodes de gestion du patrimoine littoral** en définissant mieux les interactions des milieux marins et terrestres et des activités afin que deviennent crédibles les objectifs de reconquête de la qualité des eaux sans abandon de l'exploitation agricole des sols, de mise en



valeur des ressources halieutiques et des cultures marines, de l'exploitation raisonnée des ressources touristiques des rivages et du milieu marin.

C'est un poids important qui pèse sur la communauté scientifique mais c'est également une attente stimulante qui témoigne de la force du lien essentiel entre recherche et vie économique et sociale.

 **Thierry Klinger**  
*Préfet du Finistère*

## Sommaire

---

<b>Préface</b>	3
<b>Discours d'ouverture</b>	9
J. Quéréllou, directeur du centre Ifremer de Brest	
Y. Michel, adjoint au maire de Brest	
<b>Session 1</b>	
<b>Exemples à l'étranger</b>	
<b>La restauration des zones humides côtières : un mythe ou une réalité ?</b>	17
Y. Monbet	
<b>Restoring saltmarshes in the Venice lagoon</b>	38
G. Cecconi	
<b>Restoring estuaries : the role of landward coastal realignment</b>	54
A.S. Nottage	
<b>La restauration des écosystèmes à phanérogames marines</b>	65
C. F. Boudouresque	
<b>Évaluation environnementale et restauration des zones côtières en mer intérieure de Seto, Japon</b>	86
Y. Hénocque	
<b>Présentation des QSR de la commission Oskar</b>	98
P. Maire	
<b>Atelier 1 – Marais et baies</b>	
<b>Actions de restauration et de gestion sur les marais côtiers charentais</b>	111
M. Boutaud	
<b>Impact des travaux mécaniques sur le développement de la végétation halophile pionnière et sur la sédimentation en baie de Somme</b>	121
F. Le Goff, C. Chevallier, M. Desprez, Y. Turpaud	
<b>Restauration des marais littoraux méditerranéens sur des polders agricoles : les marais du Vistre (Gard)</b>	129
P. Grillas, A. Mauchamp, P. Chauvelon, E. Rosecchi, H. Hafner	
<b>Les prés salés de la baie de l'Aiguillon - Intérêts et enjeux</b>	143
E. Joyeux	
<b>Synthèse de l'atelier 1</b>	153
Présidé par J.C. Lefeuvre	

**Atelier 2 - Estuaires et lagunes**

<b>Maintien des fonctionnalités biologiques de la vasière nord de l'estuaire de la Seine</b>	157
L. Hamm, L.A. Romaña, F. Lerat	
<b>Le lac Nord de Tunis : exemple de restauration d'une lagune méditerranéenne</b>	168
G. Pergent, N. Ben Maïz	
<b>Quelques exemples d'intervention sur les lagunes et les estuaires d'Afrique de l'Ouest: avantages, conséquences, leçons pour l'avenir</b>	179
G. Vidy	
<b>Synthèse de l'atelier 2</b>	196
Présidé par M.C. Ximénès	

**Atelier 3 - Espèces et ressources**

<b>Programme expérimental de réhabilitation des fossés à poissons de la Seudre : bilan et perspectives</b>	201
P. Blachier, D. Filloux, Y. Guilbaud, C. Rigaud, Y. Zanette	
<b>Le contrôle de la spartine en baie de Somme : contribution à la réflexion</b>	212
J.C. Cornette, P. Triplet, A. Sournia, C. Fagot	
<b>Projet d'exploitation de la crépidule en Bretagne Nord en vue de la restauration des fonds colonisés</b>	230
M. Soulas, M. Blanchard, D. Hamon, C. Halary	
<b>Incidence des infrastructures portuaires et des activités humaines sur l'abondance et la répartition des limicoles sur le littoral français</b>	243
P. Triplet, S. Le Dréan-Quénechdu, R. Mahéo	
<b>Synthèse de l'atelier 3</b>	256
Présidé par C. Hily	

**Atelier 4 - Biorestauration**

<b>Biorestauration : traitement biologique des vases portuaires</b>	263
C. Alzieu	
<b>Utilisation à grande échelle de la biorestauration : l'Exxon Valdez</b>	270
A. Basseres	
<b>Habitat recovery and toxicity reduction of an oiled wetland : evaluation of phytoremediation potential</b>	275
K. Lee, A. D. Venosa, S. Garcia-Blanco, M. Moteleb, M.T. Suidan, F.X. Merlin	
<b>Diagnostic préalable à une opération de biorestauration <i>in situ</i> sur un littoral pollué par des hydrocarbures</b>	287
F.X. Merlin	



<b>Le fuel de l'Erika : limites de la biodégradabilité</b>	302
J. Oudot	
<b>Synthèse de l'atelier 4</b>	308
Présidé par B. Tramier	
<b>Bilan et discussions des quatre ateliers</b>	
J.C. Dauvin	313
<b>Session 2</b>	
<b>Aspects technico-économiques</b>	
<hr/>	
<b>Limites et financement de la restauration après une pollution accidentelle</b>	321
M. Girin, D. Roy	
<b>Dimensions économiques dans les négociations pour la recréation de sites naturels du conservatoire du Littoral</b>	335
Y. Laurans	
<b>Le projet de rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel. Objectifs du projet et évaluation environnementale</b>	347
Ph. Unterreiner, P. Lecuyer	
<b>Synthèse de la session 2</b>	
<b>Évaluation et suivi des programmes de restauration d'écosystèmes côtiers</b>	359
Présidé par O. Thébaud	
<b>Listes des participants</b>	361
<b>Annexes</b>	
<hr/>	
<b>Quelques exemples à l'étranger - G. Cecconi (fig. 3, 4, 8, 9, 12)</b>	369
<b>Atelier 1 - M. Boutaud (fig. 3)</b>	373
<b>Atelier 2 - L. Hamm (fig. 1)</b>	374
<b>Atelier 3 - J.C. Cornette (fig. 4)</b>	375
<b>Aspects technico-économiques - P. Unterreiner (fig. 3)</b>	376

**Signalement bibliographique**

*Monographie:*

Drévès L., Chaussepied M., 2001. Restauration des écosystèmes côtiers. Brest, 8-9 novembre 2000. Éd. Ifremer, Actes Colloq., 29, 376 p.

*Article:*

Boutaud M., 2001. Actions de restauration et de gestion sur les marais côtiers charentais. In: Restauration des écosystèmes côtiers. Brest, 8-9 novembre 2000. Drévès L. & Chaussepied M. (coord.). Éd. Ifremer, Actes Colloq., 29, 111-120.

## Discours d'ouverture

Joël Quéréllou

Directeur du centre Ifremer de Brest  
Ifremer, centre de Brest, Technopole Brest-Iroise, BP 70, 29280 Plouzané, France

Monsieur le Président,  
Mesdames et Messieurs les directeurs,  
Chers collègues,

Les événements récents qui viennent de rappeler aux populations du littoral la vulnérabilité des sites auxquels ils tiennent tant pour des raisons culturelles, sportives et économiques ne sauraient masquer un phénomène majeur de ces dernières décennies, à savoir les modifications et altérations continues que connaissent les écosystèmes côtiers. L'idée soutenue par l'Ifremer d'un colloque sur la restauration des écosystèmes côtiers est antérieure aux catastrophes de l'*Erika* et *a fortiori* de l'*Evoli Sun*.

Cette idée repose sur quelques considérations de bon sens.

Les écosystèmes côtiers sont dans la plupart des cas des écosystèmes fragiles, soumis à une forte pression anthropique tant par les densités de population que par leurs usages. En effet, les marais littoraux, les lagunes, les baies sont historiquement le siège d'une pression d'occupation et d'exploitation qui s'est traduite par des modifications importantes des équilibres écologiques, pouvant dans certains cas menacer la pérennité du milieu lui-même. Ce constat vaut pour ces milieux quelles que soient les latitudes, en raison même du niveau de confinement qui leur est propre. Il a paru en conséquence utile de rapporter, à l'occasion de ces journées de réflexion, les exemples les plus significatifs de gestion et de restauration d'écosystèmes côtiers menés à l'étranger. C'est dans ce cadre que nos collègues canadiens, italiens, britanniques et néerlandais interviendront. C'est aussi dans ce cadre que l'exemple de la mer intérieure de Seto sera évoqué.

En France même, les écosystèmes côtiers à la fois victimes d'altérations et objets de tentatives d'aménagement au cours du temps sont nombreux : des marais charentais aux lagunes méditerranéennes, du bassin d'Arcachon à la baie de Somme, de la rade de Brest à la baie de Saint-Brieuc, sans oublier les marais salants de Guérande et les prés salés du Mont-Saint-Michel.

Objets constants d'études au fil des ans à la fois sous les angles naturaliste, halieutique, écologique voire économique ou sociologique, ils n'ont pourtant pas été l'objet d'une prise en compte systématique et globale intégrant l'ensemble de ces travaux, au service d'une restauration concertée, en fonction de choix clairs et explicites de gestion, condition indispensable à la pérennité d'une restauration. Dans ces conditions, il

a paru opportun d'inventorier des cas particulièrement intéressants de gestion et de réhabilitation de milieux littoraux sensibles.

Les considérations écologiques sont essentielles pour la préservation des écosystèmes côtiers. Toutefois, ces milieux sont rarement - à l'exception notoire des acquisitions du conservatoire du Littoral - dédiés à la seule conservation du patrimoine naturel et sont plus généralement le siège d'une exploitation des ressources vivantes - que l'on espère durable - ou d'activités récréatives. Leur préservation repose en conséquence sur des pratiques spécifiques d'exploitation, générant une dimension économique. La prise en compte de cette dimension est essentielle dans toute tentative de gestion, d'aménagement ou de restauration. Elle ne peut se faire qu'avec les acteurs locaux dans le respect des lois en vigueur, elles-mêmes changeantes afin de tenir compte de l'évolution du corps social. Il importe en conséquence de rappeler, par quelques exemples particulièrement démonstratifs, les limites technico-économiques dans lesquelles s'inscrivent les opérations de restauration.

Les connaissances scientifiques ont beaucoup progressé au cours des dernières années. Ainsi, les outils de surveillance ont permis d'accumuler des données physico-chimiques et biologiques qui constituent des séries chronologiques et spatiales utiles dans la compréhension du fonctionnement des écosystèmes côtiers. L'Ifremer s'est notamment engagé dans la constitution de réseaux de surveillance qui, pour insuffisants qu'ils soient en particulier en matière de biodiversité, n'en constituent pas moins l'amorce d'un réseau régional d'observation du littoral. L'un des phénomènes majeurs, sur lequel sera mis l'accent au cours de ces journées, tient aux progrès notoires en matière de modélisation. Que ce soit pour l'eutrophisation, l'exploitation ou plus souvent la surexploitation des pêcheries, le rejet des contaminants, la modélisation descriptive, puis prédictive, devient l'un des éléments essentiels de formalisation des problèmes auxquels sont confrontés les gestionnaires et les décideurs. La modélisation de l'hydrodynamique côtière, y compris du compartiment sédimentaire, constitue l'une des clés utiles pour la gestion des écosystèmes côtiers. Il reste toutefois un pas considérable à franchir avant d'être en mesure d'effectuer un couplage systématique entre les données physico-chimiques et les données biologiques, en raison notamment des échelles de temps différentes des processus mis en cause.

La prise en compte de toutes ces connaissances écologiques - dont la modélisation - et économiques aurait sans doute pu déboucher sur une pratique rationnelle des aménagements côtiers ou génie écologique côtier, à l'instar de ce qui se pratique dans certains pays étrangers. Ceci n'a pas été le cas en France où les actions selon les milieux apparaissent disjointes et où l'expérience des uns ne semble pas profiter aux autres.



L'ambition de ces deux journées de réflexion est de tenter de remédier, au moins partiellement, à ces carences en intégrant notamment le point de vue des décideurs et en donnant à ces derniers un aperçu des pratiques et des acquis théoriques de la recherche opérationnelle en environnement littoral.

Les écosystèmes côtiers, au sens restrictif du mot « système », ne constituent que l'une des composantes des littoraux. Ces derniers sont non seulement des espaces anthropisés (parfois très fortement) mais aussi et surtout des espaces sur lesquels s'exercent les représentations culturelles que s'en font les populations « utilisatrices ». Cette constatation a été magistralement démontrée par Augustin Berque à propos du littoral japonais. On pourrait, en faisant bref, dire que le littoral est une manifestation culturelle témoin de la conception d'une société en une période donnée. Il apparaît évident que les schémas mentaux, les comportements sociaux des populations utilisatrices du littoral demanderaient une attention plus soutenue que celle que nous constatons aujourd'hui. À défaut, il y a fort à parier qu'un certain nombre de pratiques de restauration et d'aménagement resteront vaines en dépit de la pertinence des analyses scientifiques, par défaut d'intégration des communautés humaines soumises à des règles échappant à la stricte logique scientifique.

Les décideurs, porteurs de ces représentations culturelles et gestionnaires des conflits d'intérêts, doivent de surcroît s'appuyer de plus en plus sur les données issues des travaux scientifiques.

Il y a fort à parier, en conséquence, que les processus conduisant à une prise de décision, du fait de la complexité croissante des données à prendre en compte et de l'absence générale de consensus sur les enjeux de l'aménagement, demeurent réfractaires à une quelconque modélisation prédictive.

Je formule tous mes souhaits pour que les différents publics participant à ces journées trouvent moins des réponses toutes faites à leurs questions que des contacts utiles pour approfondir leur réflexion et des éléments de solutions dans la confrontation de leurs certitudes avec celles, non moins justifiées, de leurs collègues de disciplines et métiers différents et néanmoins complémentaires.

Yannick Michel

Adjoint au maire  
Mairie de Brest, 2 rue Frézier, 29200 Brest, France.

Monsieur le Président,  
Mesdames, Messieurs,

Permettez-moi tout d'abord de vous apporter le salut amical de Pierre Maille, maire de Brest, président du conseil général du Finistère, qui ne peut être présent ce matin.

Permettez-moi également de souhaiter à toutes et à tous la bienvenue à Brest et tout particulièrement aux participants venus parfois de très loin et qui découvrent Brest et sa région/Brest, ville de la mer, ville du bout du monde ou de son début puisque dans notre langue bretonne Finistère se dit « Pen ar Bed » qui peut se traduire par la « tête de la Terre ».

Brest est la seconde ville de Bretagne et la « capitale » de sa partie occidentale avec 156 000 habitants et un pays qui en totalise 368 000.

Brest, souvent définie comme une enclave française en terre bretonne, s'intègre maintenant complètement à son arrière-pays au travers du Pays de Brest.

L'histoire de Brest est simple à écrire pendant les trois siècles qui ont précédé la chute du mur de Berlin : voulue par Colbert à la fin du XVII<sup>e</sup> siècle, Brest a eu pour mission d'assurer la défense de la France et la présence de ses navires sur les mers. Et c'est l'investissement de l'État qui a contribué au développement de ses infrastructures portuaires, ce sont les commandes de l'État qui ont assuré les emplois dans les industries navales militaires, c'est encore une décision de l'État, au début des années soixante, qui amènera l'implantation de Thomson CSF.

Aujourd'hui, la situation est tout autre : la professionnalisation des armées, la restructuration de la DCN, la fin de la construction du PAN *Charles de Gaulle* et des grands programmes de construction ont provoqué un choc et convaincu chacun de la nécessité d'une transformation profonde de l'économie brestoise.

Cette transformation économique est en marche depuis plusieurs années.

Nous mobilisons toutes nos forces pour réussir la diversification industrielle à partir des savoir-faire et des compétences existantes.

Pour la transformation de la ville, nous croyons au développement de l'enseignement supérieur et de la recherche. Grâce aux grands programmes d'Université 2000 et d'Université du III<sup>e</sup> millénaire, des établissements nouveaux apparaissent. Des partenariats de plus en plus riches se nouent entre l'université de Bretagne occidentale et les grandes écoles, avec les instituts de recherche, avec les entreprises.

Les points d'excellence de notre agglomération, aujourd'hui, s'organisent autour de quelques domaines : l'agroalimentaire, les télécommunications et technologies de l'information, la mer.

La mer. Brest s'affirme, en ce domaine, comme un pôle d'excellence non seulement national mais international. Avec l'université et son Institut universitaire européen de la mer, avec l'Ifremer, l'IFRTP, le Shom, le Cedre, le Cetmef, avec les écoles d'ingénieurs civiles et militaires, Brest concentre, de façon exceptionnelle en France et en Europe, les équipes de recherche dans la plupart des domaines marins. De nombreux scientifiques coopèrent avec leurs homologues du monde entier, participent voire dirigent des programmes de recherche internationaux.

À côté de ces laboratoires ou instituts, souvent en étroite collaboration avec eux, existent de multiples entreprises dont les compétences sont remarquées dans les technologies les plus diverses, allant de la construction de plates-formes offshore à l'extraction de molécules à partir d'éléments marins, de l'étude de l'environnement littoral à l'exploration des grands fonds.

En ce domaine encore, le CIADT de Nantes a reconnu et renforcé ce pôle d'excellence dans les sciences et technologies de la mer : la gestion intégrée du littoral, l'institut d'ingénierie et des sciences de la mer avec l'appui de l'institut français du pétrole, la tête du réseau d'étude des pollutions marines, le renforcement des moyens du Cedre font partie des récentes décisions.

Vous aurez compris au travers de mon propos les préoccupations et les ambitions de Brest : réussir une diversification économique nécessaire qui n'oublie ni les métiers ni les salariés qui ont fait l'histoire de Brest et sont inscrits dans sa mémoire, maintenir le potentiel des industries de défense, développer encore nos pôles d'excellence - la mer, les technologies de la communication, l'agroalimentaire -, faire du tourisme un véritable secteur économique.

Vous aurez aussi compris la place et la chance que représente la mer. Et vous ne serez pas surpris de notre profonde colère lorsque des catastrophes comme celles de l'*Erika*, de l'*Ievoli Sun*, survenant après celle de l'*Amoco Cadiz* et de trop nombreuses autres, viennent souiller nos côtes, saccager nos zones de pêche, tuer nos oiseaux de mer, polluer nos écosystèmes côtiers.

Le thème de votre colloque s'inscrit donc naturellement dans la réflexion que nous menons sur le développement économique de notre région tout en préservant ce que nous avons de plus précieux : notre environnement.

Brest est sans doute un lieu privilégié pour une telle réflexion.

En effet, d'un côté, nous avons une rade exceptionnelle, lieu à la fois clos et ouvert sur la mer avec des écosystèmes originaux et très riches.



Ces écosystèmes sont menacés non seulement par des ports militaires, de commerce, de réparation navale et de plaisance mais surtout par l'existence d'un bassin versant de 2 800 km<sup>2</sup> avec des espaces agricoles très importants.

D'un autre côté, nous bénéficions à Brest de compétences humaines exceptionnelles avec ses universitaires, ses chercheurs, ses ingénieurs, ses entreprises dont la spécialité est justement l'étude du milieu marin.

Nous avons donc mis en œuvre avec les 137 communes du bassin brestois un contrat de baie afin d'assurer la gestion collective et équilibrée du patrimoine commun que constituent l'eau et les milieux naturels aquatiques. Ce contrat de baie, après une phase scientifique préparatoire (1992-1997), a été signé en 1998.

La question essentielle, qui est de notre responsabilité commune, est d'arriver à un développement économique nécessaire tout en préservant notre environnement, non pas uniquement pour sa beauté mais parce qu'il est aussi et surtout source de vie.

Je vous remercie de votre attention et vous souhaite un bon colloque.

## **Session 1**

---

# **Exemples à l'étranger**



## La restauration des zones humides côtières : un mythe ou une réalité ?

---

Yves Monbet

Ifremer, centre de Brest, BP 70, 29280 Plouzané, France  
Yves.Monbet@ifremer.fr

---

### Résumé

---

Les habitats côtiers font partie des systèmes les plus productifs et les plus sensibles de la planète. Ils sont également soumis à de très grandes pressions des activités humaines qui augmentent sans cesse. En conséquence, de nombreux habitats côtiers naturels ont disparu ou bien ont été profondément altérés.

Cet article s'intéresse plus particulièrement au cas des zones humides littorales et fait l'inventaire des méthodes et technologies utilisées pour restaurer ou recréer ces habitats qui présentent une importance considérable.

Les méthodes et technologies présentées ici pour la restauration des zones côtières comprennent l'utilisation des matériaux de dragage, la gestion de l'avancée ou de retrait du trait de côte, la modification des conditions hydrologiques et la plantation de végétaux. La faisabilité des actions de restauration est brièvement discutée.

### Abstract

---

Coastal habitats comprise some of the most productive and sensitive habitats on the Earth. They are also subject to extreme pressure as human activities continue to expand in coastal areas. Consequently, many natural coastal habitats have either disappeared altogether or have become significantly degraded.

This paper focuses on coastal wetlands, and addresses the methods and technologies that can be used to restore or recreate these important habitats.

Methods and technologies discussed in this paper for restoration of coastal wetlands include beneficial use of dredge material, managed advance and managed retreat, improvement of hydrological alterations and vegetation planting. The feasibility of restoration projects is briefly discussed.

### Introduction

---

Le développement des activités humaines dans les zones côtières est, dans une large mesure, à l'origine de la dégradation des écosystèmes, avec pour corollaire une diminution de l'utilisation de ces zones pour



les activités commerciales (pêche) ou récréatives. La plupart de ces problèmes sont directement liés à une politique d'aménagement du territoire mal gérée, à la pollution et aux modifications et à la destruction des habitats côtiers qui en ont découlé. De nos jours, environ 60 % de la population mondiale se concentre sur les zones côtières (Robb, 1993). L'urbanisation et l'industrialisation grandissantes, associées à une démographie croissante ont profondément altéré les écosystèmes côtiers (estuaires, herbiers, dunes, marais salés...). Parmi ces écosystèmes côtiers, les zones humides ont été particulièrement affectées. Ces milieux sont des écosystèmes soumis pendant un temps plus ou moins long à l'influence de la marée. Ils incluent parmi d'autres : les marais salés (fig. 1), les vasières, les herbiers sous-marins et les mangroves. De par leurs spécificités (hydrologiques, taxonomiques...), ces systèmes exercent certaines fonctions (processus physiques, chimiques et biologiques) et présentent une certaine valeur (écotourisme, chasse, pêche, écrêtement des crues...). Beaucoup d'aménagements, supposés utiles en leur temps (début du siècle), ont eu des répercussions désastreuses sur l'intégrité de ces écosystèmes côtiers, notamment la construction de digues afin de récupérer des terrains sur la mer pour y développer des activités agricoles (polders). Le comblement des marais par des rejets de dragage, la mise en place de réseaux de fossés à des fins de démoustication, l'augmentation des loisirs nautiques ont tour à tour dégradé les marais et les herbiers sous-marins. Un autre fléau dont on ne s'est préoccupé que très récemment est l'introduction d'espèces proliférantes qui, par leur développement excessif, modifient, de façon parfois irréversible, l'équilibre de l'écosystème. Il en résulte que les zones humides côtières présentent des signes d'altération plus ou moins prononcés et que cet état de fait a conduit à ce que l'on se préoccupe de la mise au point de méthodes, les plus efficaces possibles, susceptibles de restituer les fonctions et les valeurs des zones humides côtières. Le concept de création, de restauration, d'amélioration des zones humides côtières dégradées en utilisant les progrès de la biologie marine et les connaissances récentes acquises en bio-ingénierie a été récemment expérimenté sur divers types d'habitats terrestres ou marins. Une question fondamentale qui se pose alors est de savoir s'il est réaliste de manipuler la nature pour restituer les caractéristiques historiques des zones humides côtières. En d'autres termes, la restauration est-elle un mythe ou bien une réalité? Dans cet article, quelques exemples des problèmes, des challenges et des expériences vécues en matière de restauration ou de création des habitats côtiers tentent de répondre à cette question.

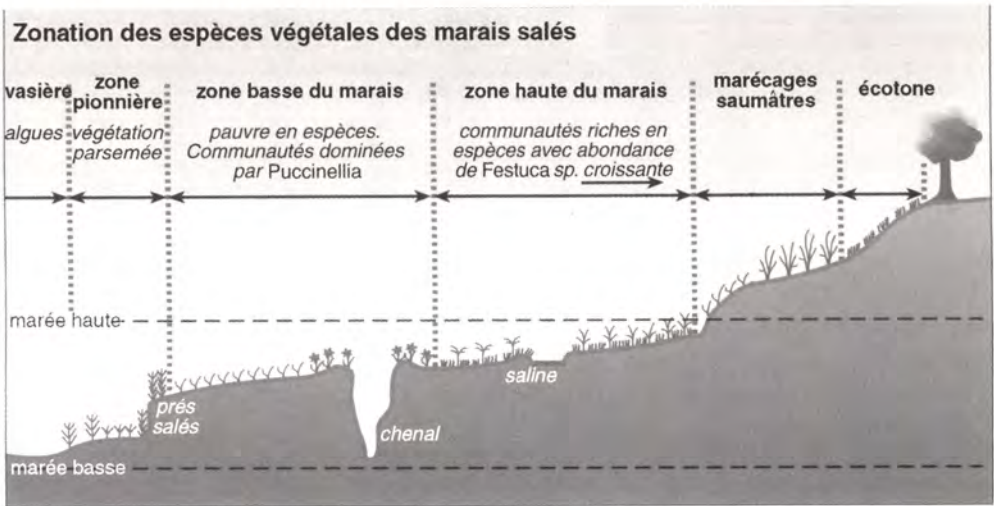


Figure 1  
Zonation de la flore  
des marais salés selon  
le niveau altitudinal (adapté  
de Manaud & Monbet,  
1980).

### Terminologie

La littérature (essentiellement anglo-saxonne) traitant de la restauration des zones humides côtières altérées par les activités humaines et/ou par des processus naturels (remontée du niveau de la mer, subsidence, tempêtes exceptionnelles...) emploie certains termes qui font appel à des terminologies scientifiques et juridiques (obtention des permis) plus ou moins convergentes. Il en résulte donc une certaine confusion car les différentes définitions scientifiques et/ou juridiques sont, le plus souvent, employées de façon interchangeable. Dans un souci de clarté, dans la suite de cet article, on utilisera les termes génériques de restauration, de mitigation ou bien d'amélioration pour désigner les différentes actions (i.e. restauration, création, amélioration, mitigation...) entreprises pour améliorer les fonctions et la valeur des zones humides côtières. Ces termes considèrent principalement la restitution de la valeur et des fonctions des zones humides côtières (coastal wetlands en anglais), mais ils peuvent aussi concerner d'autres habitats côtiers (e.g. protection contre l'érosion des côtes, restauration des dunes et des herbiers sous-marins...).

**Restauration** : c'est le retour d'un écosystème littoral dégradé et/ou altéré vers un état le plus proche possible de la situation (structure, valeur et fonction) où il se trouvait avant d'avoir subi des perturbations qui ont partiellement ou définitivement altéré ses caractéristiques écologiques.

**Création** : le challenge consiste à remplacer un site dégradé par un nouveau site, construit par des moyens artificiels (excavation, endigage...). Cette construction peut, selon les cas, se dérouler à proximité du site dégradé, auquel cas le but sera qu'elle remplisse des fonctions identiques au site qui a été détruit ou bien il sera reconstruit dans un

endroit éloigné de ce même site et, dans ce cas, il est possible que les objectifs s'orientent vers la création d'un type de zone humide complètement différent de celui qui a été dégradé.

*Amélioration et/ou stimulation des fonctions* (improvement and enhancement en anglais) : c'est la réalisation d'un projet de restauration, permettant, avec des moyens financiers limités, de restituer certaines fonctions d'une zone humide. Le résultat global, s'il est positif, d'une ou de la combinaison de plusieurs actions (restauration, initiatives de création, de protection, d'amélioration, etc.) conduira à une remise en état, le plus souvent partielle, du site concerné.

*Mitigation ou mesures compensatoires* : la mitigation doit être interprétée, comme le suggère sa définition, comme une ou plusieurs mesures compensatoires destinées à réduire et atténuer les impacts que subissent les écosystèmes côtiers. Il s'agit en fait de mesures mises en œuvre, lorsque cela est possible, pour compenser les impacts d'un projet de développement jugé indispensable aux activités d'une région côtière (e.g. activités économiques, touristiques), mais qui induit un certain nombre d'impacts pouvant affecter de façon importante la structure et les fonctions de l'écosystème impacté.

*Critères de réussite du projet* : un des principaux handicaps des projets de restauration des habitats côtiers, qui conduisent à l'échec ou seulement à la restauration partielle, est que, au départ de la procédure de mise en place du projet, les buts, les objectifs et la surveillance (monitoring) n'ont pas été clairement définis. Il en découle que les éléments nécessaires à l'évaluation du succès ou de l'échec du projet sont le plus souvent absents. Les critères de performance ainsi que le programme de surveillance du projet doivent être clairement définis et exprimés dans des termes quantifiables au moment de la mise en place de l'avant-projet (comparaison avec des sites de référence, élaboration minutieuse du programme de surveillance). Ils seront alors le garant de la vérification objective de la réussite ou de l'échec du projet.

*Les banques de mitigation* : les banques de mitigation sont des institutions approuvées par le gouvernement des États-Unis d'Amérique, les agences environnementales et celles chargées de l'application des procédures juridictionnelles. Elles ont pour objet de créer, restaurer et/ou améliorer de larges espaces de zones humides présentant des valeurs écologiques importantes en vue de compenser, par avance, les impacts que subiront les zones humides dont le développement (touristique, industriel ou artisanal...) a été autorisé. Les banques de mitigation jouent un rôle significatif dans la section 404 du Clean Water Act car elles réduisent les délais et les incertitudes de réussite du projet de restauration et elles améliorent aussi les chances de succès des opérations de restauration des zones humides côtières. En effet, dans

les banques de mitigation, le succès de la restauration a déjà été évalué avant que le projet de développement ne démarre. Les promoteurs de projets de développement dans des zones côtières sensibles sont légalement contraints de mettre en œuvre des mesures destinées à compenser les impacts de leur projet. Il leur est toutefois possible de s'adresser à une banque de mitigation et d'acheter un crédit (un avoir) auprès de cette banque plutôt que de prendre à sa charge l'organisation et le coût (probablement plus élevé) d'un projet de restauration et/ou de création à proximité ou aux environs du site impacté.

### **La procédure de mise en place du projet de restauration**

Le paragraphe présenté ci-dessous se réfère, en premier lieu, à la restauration des marais côtiers. Il ne fournit pas aux lecteurs une recette universelle pour réussir la création ou la restauration d'habitats côtiers; il est souvent nécessaire de raisonner cas par cas. Néanmoins, cette procédure peut servir de guide qui, dans certaines circonstances, peut permettre d'atteindre les buts et les objectifs fixés lors de la mise en place du programme de restauration.

Bien que les mesures de compensation qui s'appliquent aux différents projets de restauration varient en fonction de la taille et de la complexité des habitats concernés, la procédure générale à suivre obéit, la plupart du temps, aux mêmes principes. La procédure doit toutefois être suffisamment souple (voir infra la gestion adaptative) pour s'appliquer à la diversité des écosystèmes côtiers. Elle est composée d'au moins six éléments principaux.

#### **Faire un inventaire exhaustif de la composition spécifique, de la structure et des fonctions avant que le site ne soit dégradé**

Cela permettra d'évaluer le degré de réussite du projet de restauration. Cette étape de la procédure est une phase critique pour évaluer correctement le succès du projet. La restauration des habitats côtiers doit être basée sur la mise en évidence et la quantification des fonctions écologiques qui existaient avant que le site ne soit dégradé (Richardson, 1994). L'évaluation écologique doit prendre en compte l'ensemble de l'écosystème, à l'échelle du bassin versant. Elle doit inclure la caractérisation des composantes biotiques et abiotiques du système concerné. Par exemple, si une zone humide est reconnue pour sa fonction de nourricerie, alors les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques qui sont à l'origine de cette fonction doivent être évaluées de façon extrêmement précise.

#### **Établir les buts, les objectifs et les critères de réussite de l'opération**

Les buts, les objectifs et les critères spécifiques de performance d'un projet de restauration doivent être basés sur l'information qui a été recueillie lors de l'inventaire des caractéristiques de l'écosystème.



Le succès d'un projet de restauration doit atteindre deux objectifs: la conformité du projet aux objectifs définis dans la procédure et l'équivalence des fonctions que remplissait la zone dégradée.

Le succès de la restauration est dépendant de la formulation précise des buts du projet ainsi que des objectifs et des critères spécifiques de performance qui en découlent. Il faut cependant être conscient que la formulation des buts, des objectifs et des critères de performance n'est pas une tâche aisée. Même si les données résultant de l'inventaire écologique sont de bonne qualité, il s'avère parfois difficile de bien articuler la finalité du projet de restauration et les critères utilisés pour évaluer le succès de l'entreprise.

### **Définir les caractéristiques du projet**

Parmi les caractéristiques du projet de restauration, on trouve :

- le type de restauration envisagé (e.g. création, restauration, amélioration...);
- la localisation du site par rapport au site impacté et le rapport de mitigation qui sera choisi (surface de zone réhabilitée/surface de zone impactée). La localisation du projet de restauration peut affecter les chances de succès et le degré de compensation attendu. En principe, si le site de restauration se trouve à proximité du site dégradé, on peut s'attendre à ce que l'on ait une meilleure chance de succès. Cependant, dans certains cas, le recours à une restauration éloignée du site peut s'avérer performant notamment dans les cas où les conflits d'usage du site impacté ne permettent pas la mise en place sereine d'un projet de restauration ;
- l'évaluation des besoins en équipements, des coûts ainsi qu'une analyse des retards possibles dans la réalisation du projet.

### **Identifier précisément les méthodes, les technologies appropriées et les coûts de la restauration**

Les objectifs du projet vont déterminer les différentes techniques qui seront utilisées pour mener à bien l'action de restauration. Ces techniques varient selon le type d'écosystème que l'on veut restaurer (marais, dunes, plages, herbiers sous-marins...). Elles font appel aux technologies de l'ingénierie mais aussi à la connaissance que l'on a des exigences des espèces animales et végétales que l'on veut implanter.

### **Définir les caractéristiques du programme de surveillance**

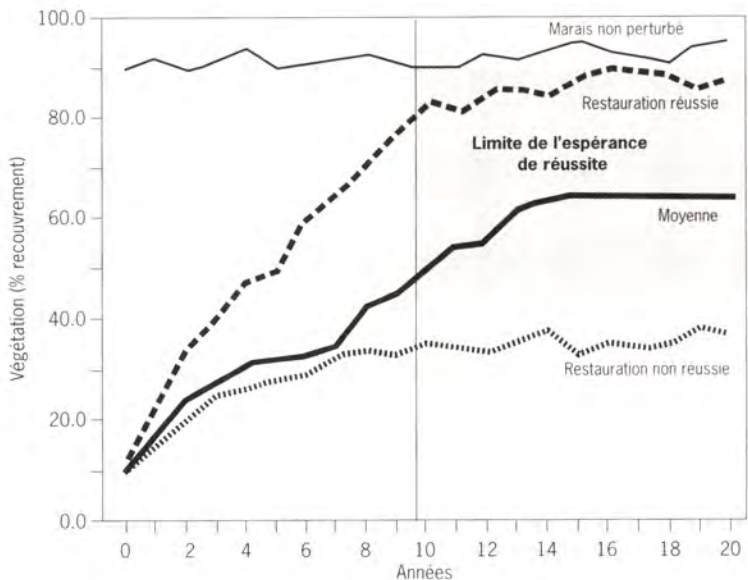
Le programme de surveillance est un élément majeur de la procédure générale. Il doit obligatoirement être pris en considération lors de la mise en place de la procédure de restauration (Zedler *et al.*, 1982). Les études de surveillance du projet de restauration font partie intégrante de la procédure d'avant-projet et de son exécution. Elles ont pour but de déterminer si la réalisation du projet est conforme aux buts, aux objectifs et aux critères de performance définis dans l'avant-projet, de spécifier si des modifications sont nécessaires et d'évaluer les caracté-

ristiques fonctionnelles du site. En comparant les critères de performance définis dans la procédure de restauration avec les résultats des études de surveillance ou/et des sites de référence, il est possible de déterminer si les objectifs ont été atteints ou non. Si les objectifs n'ont pas été atteints, des corrections plus ou moins importantes doivent être mises en œuvre pour tenter de permettre au projet d'aboutir. On fait alors appel à la gestion adaptative (Weinstein *et al.*, 1997). Il s'agit d'une procédure qui permet, lorsqu'un (ou plusieurs) dysfonctionnement(s) d'un projet a(ont) été constaté(s), de revenir aux spécifications élaborées lors de la procédure initiale du projet et de mettre en œuvre les modifications appropriées qui conduiront, à terme, à la réussite du projet. Bien sûr, un seul feed-back est probablement illusoire mais la mise en place d'un système de navette peut, dans certains cas, être un gage de succès.

### Évaluer le succès du projet

Plusieurs méthodes sont disponibles pour évaluer le succès d'un projet de restauration. La première consiste à utiliser les relevés historiques décrivant les caractéristiques du site avant son altération et à les comparer aux résultats obtenus après l'aménagement du site. La seconde est le choix d'un ou plusieurs sites dits de référence qui permettront de juger du succès de l'opération de restauration. À cet égard, l'utilisation d'une courbe de performance peut se révéler fort utile (fig. 2). Dans une troisième méthode, les données recueillies lors du programme de surveillance sont utilisées pour évaluer la conformité du site restauré aux buts, objectifs et critères de réussite fixés dans la procédure de restauration. Toutefois, force est de constater

Figure 2  
Courbes hypothétiques de restauration des marais. Ces marais sont des systèmes restaurés par endiguage et dont on a laissé la végétation s'établir naturellement, sans ou avec très peu d'intervention humaine. Quand les courbes, pour un site restauré donné, occupent la zone d'espérance de réussite, ce site peut être qualifié de réussite ou fonctionnellement équivalent à un marais de référence (d'après Weinstein *et al.*, 1997).



qu'il n'y a pas de recette universelle pour juger de la réussite d'un projet. Cependant, il existe dans la littérature un certain nombre de documents qui décrivent l'approche générale de la restauration et de la création de nouvelles zones humides et les mesures à suivre pour aboutir au succès du projet (Garbisch, 1986; Marble, 1990; Hammer, 1992; Maynard *et al.*, 1992). Si on adopte la démarche écologique, le succès est défini principalement par la capacité à reproduire entièrement les processus naturels (valeurs et fonctions), bien que les valeurs socio-économiques doivent également, dans une certaine mesure, être considérées.

Bien que la restauration paraisse l'action idéale pour lutter contre la perte inexorable des zones humides (suite à l'urbanisation excessive, au développement des activités industrielles et touristiques) et semble également aider à la protection des fonctions et des valeurs de ces zones côtières, le faible taux de réussite des projets de restauration demeure un sujet particulièrement préoccupant (Kusler & Kentula, 1990). Zedler & Callaway (1999) suggèrent que de nombreux projets de restauration échouent, ou se réduisent à une restauration partielle, car les zones humides font partie de l'ensemble du bassin versant et que cela est rarement pris en compte. Comme le souligne Erwin (1990), très peu de projets de restauration de zones humides suivent les consignes données par les scientifiques. Allen & Feddema (1996) estiment, après l'examen de 75 projets de restauration, que seulement 67 % d'entre eux ont été couronnés de succès. En réalité, ces projets sont souvent négociés entre le demandeur d'un projet de restauration (industriel, promoteur...) et l'Administration, ce qui se traduit souvent par un inventaire écologique plus ou moins négligé ou/et une moindre rigueur dans l'établissement de la procédure devant évaluer le succès du projet. Platts *et al.* (1987) recommandent que cette procédure soit menée avec le concours des promoteurs responsables du développement des régions, des ingénieurs en charge de la partie technique du projet, des scientifiques qui étudient les caractéristiques environnementales et des représentants des agences chargées de contrôler les adéquations environnementales et juridictionnelles.

Des informations supplémentaires peuvent être trouvées dans la publication de Short *et al.* (2000) qui ont suggéré un certain nombre de critères objectifs concernant l'évaluation de la réussite de projets de restauration. Leur contribution concerne à la fois les marais côtiers, les vasières et les herbiers sous-marins.

### **Considérations générales sur le projet**

Par définition, les zones humides côtières sont des écosystèmes qui sont soumis pendant un temps plus ou moins long à l'influence de la marée. Ces zones incluent parmi d'autres : les marais salés, les vasières, les herbiers sous-marins et les mangroves. L'expérience acquise montre que la restauration de zones humides est toujours plus aisée que la création de



nouveaux sites. Elle est aussi toujours moins onéreuse. De même, Kusler & Kentula (1990) ont montré qu'en général la probabilité de succès attendue de la restauration ou de la création d'un site est supérieure lorsqu'il s'agit de restaurer des marais estuariens.

Lorsque l'on décide de restaurer et/ou de créer une zone humide, il est nécessaire de prendre en compte certains critères de sélection du site à restaurer. Parmi ceux-ci, les facteurs écologiques, hydrodynamiques et hydrologiques, évalués au niveau du bassin versant, ainsi que la qualité du substrat et son aménagement topographique, la sélection de la végétation qui sera implantée sur le site, la localisation des zones tampons et, enfin, les perspectives à long terme de l'aménagement du site doivent être pris en considération.

### **La sélection du site à restaurer**

Le rétablissement des fonctions d'une zone humide ainsi que son aptitude à continuer à exercer ses fonctions à long terme sont particulièrement sensibles à la localisation du site choisi. La restauration d'un site dans une zone où les activités humaines sont relativement peu importantes est complètement différente de celle entreprise dans des zones fortement urbanisées. Il s'avère donc particulièrement important de tenir compte des usages actuels et prévisibles de l'environnement du site sélectionné. Deux critères principaux ont été identifiés dans le processus de sélection du site à restaurer (Lewis, 1994) :

- dans son état présent, le site sélectionné doit avoir des ressources halieutiques et de vie sauvage limitées ;
- un régime hydrologique naturel doit être disponible tel que des apports d'eau douce, d'eau salée ou en provenance de la nappe phréatique.

### **Hydrologie et hydrodynamisme**

L'hydrologie du site est un élément déterminant de la réussite de la restauration et/ou de la création. La quantité, la qualité et la fréquence d'entrée de l'eau (douce ou salée) dans le marais sont des éléments très importants qui, dans une large mesure, conditionnent la réussite du projet (Shisler, 1990).

Les caractéristiques hydrologiques qui doivent être évaluées précisément concernent : le réseau de drainage, l'amplitude et le rythme des marées, l'intensité des vagues et des houles ainsi que les variations de la salinité. Ces facteurs peuvent être manipulés plus ou moins facilement. Par exemple, il est généralement déconseillé d'envisager un projet de restauration dans des sites exposés à de fortes houles ; toutefois, des technologies innovatrices peuvent permettre dans certains cas de mener à bien la réalisation du projet. La construction de bermes temporaires ou permanentes, atténuant l'effet des vagues, est l'une de ces solutions (Crews & Lewis, 1991). Ces bermes peuvent être confectionnées à partir de déblais de dragage déposés au large du site à restaurer ou bien en utilisant la technique récente du géotextile (tube de matière synthétique rempli d'eau ou de sédiment et immergé à une



distance prédéterminée de la côte) qui permet de s'affranchir des problèmes d'érosion. Malgré ces nouvelles techniques, il est néanmoins recommandé, pour espérer un maximum de succès, de choisir des sites abrités où l'effet des vagues et des courants est peu important.

Des données recueillies sur les variations tidales et halines dépendra le choix des végétaux qui seront utilisés pour restaurer le site. Par ailleurs, un drainage adéquat est un autre préalable puisque l'eau stagnante est toujours mal tolérée par les plantes. Enfin, une qualité irréprochable des eaux baignant le site est indispensable pour augmenter les chances de succès du projet.

### **Le substrat**

La connaissance précise des caractéristiques granulométriques et biogéochimiques des sédiments est un élément fondamental dans la mise en œuvre d'un projet de restauration. La perméabilité est également un paramètre à prendre en considération (O'Brien, 1986). En général, les substrats sablo-vaseux (tourbe) doivent être préférés aux substrats constitués de vase pure car ils sont plus facilement manipulables par les engins de terrassement et que les plantes les préfèrent. Cependant, une certaine teneur en matière organique, procurant une source de nutriments, est recommandée (Garbish, 1986; Langis *et al.* 1991). Une technique utilisée pour améliorer la fertilité des marais nouvellement créés est la pratique du «mulching». Cette action consiste à récupérer la couche superficielle du sédiment d'un site dont la destruction est programmée et de la réétaler, éventuellement après stockage, à la surface du site en cours de création. Cette technique permet une revégétalisation du site plus rapide car elle réduit l'évaporation de l'eau interstitielle, le ruissellement et l'érosion des sols et leur compaction (Thornburg, 1977). En revanche, elle peut être à l'origine de l'introduction d'espèces indésirables ou proliférantes. Dans certains cas particuliers, il peut s'avérer nécessaire de ramponner certains sols acides (avec, par exemple, l'adjonction de coquilles d'huitres broyées pour élever le pH). Les cycles d'érosion et sédimentation doivent également être suivis de près parce qu'ils conditionnent la croissance des végétaux. Un certain degré de sédimentation peut s'avérer favorable pour stabiliser les plantations mais il faut toujours prendre garde à ne pas mettre en péril les semis qui ont (éventuellement) été effectués.

### **La topographie du site**

Un des aspects qui conditionne le succès de la restauration d'un site est sa topographie, c'est-à-dire les différents dénivelés qu'on cherche à reproduire pour obtenir le régime hydrologique optimal correspondant aux exigences des différentes espèces de végétaux qui composeront le nouvel écosystème (Broome, 1990). En effet, c'est la pente des rives qui va déterminer la densité de la végétation et les espèces qui s'installeront. Les pentes seront nivelées le plus graduellement possible, tout en garantissant un bon drainage à basse mer.

À la périphérie du site, il est recommandé de construire des pentes douces, de manière à limiter l'érosion des berges et à décanter les eaux de ruissellement parvenant au site. Si la morphologie du site nécessite des pentes plus prononcées, il sera alors indispensable de stabiliser les berges à l'aide de végétaux appropriés.

### La végétation

Lorsqu'un site paraît particulièrement bien adapté pour un type d'habitat, se pose alors la question de savoir si on laisse la nature effectuer d'elle-même la revégétalisation ou si on intervient en réalisant des semis et/ou des plantations.

L'avantage de la recolonisation naturelle est l'utilisation passive du stock génétique local (Lewis, 1994). Cependant, le temps nécessaire à la recolonisation naturelle peut varier considérablement : de plusieurs mois dans les marais tidaux d'eau douce à plusieurs années (Shisler, 1990). La vérification de la présence suffisante de graines et de propagules à proximité du site est un préalable à toute tentative de recolonisation naturelle.

Une autre option consiste à utiliser le sédiment superficiel prélevé dans un autre marais (*mulching*) dont la destruction est programmée. L'efficacité de cette technique en termes de recolonisation dépend des espèces présentes (les espèces non désirables peuvent être trop abondantes) et de la viabilité des graines qui, elle, est fonction de l'espèce, des conditions et de la durée pendant laquelle le stockage a été effectué. Dans le cas où le projet préconise le semis et/ou la plantation, le choix des espèces dépendra du type de marais que l'on veut réaliser. Les sujets sélectionnés peuvent provenir des environs du site à restaurer (dans ce cas, un permis peut être nécessaire) ou de pépinières. Les plantations peuvent être réalisées à partir de graines, de jeunes plants, de rhizomes ou de plants prélevés par carottage. Pour accroître les chances de succès de la colonisation, Garbish (1986) émet les suggestions suivantes :

- sélectionner des espèces herbacées qui stabilisent rapidement le substrat et qui présentent une valeur potentielle pour les poissons et la faune sauvage ;
- sélectionner, si possible, des espèces qui peuvent s'adapter facilement à des variations importantes du niveau de l'eau. L'étude de la végétation d'un marais du même type que celui du projet permet de s'assurer des exigences des espèces choisies ;
- éviter de sélectionner uniquement des espèces qui risquent d'être consommées de façon excessive par la faune sauvage (rats musqués, oies) ;
- éviter d'affecter des surfaces importantes du site à l'implantation d'espèces dont le potentiel de succès est incertain. De plus, Stark (1972) recommande de sélectionner des plantes exigeant peu de maintenance.

La densité des plantes est également un élément important du succès de la restauration. Pour les plantes halophiles, la distance de plantation généralement adoptée est de 1 mètre. Cependant, certaines espèces doivent être plantées en rangs plus serrés. L'accroissement de la densité des plantes augmentant significativement le coût du projet, un compromis doit être trouvé en fonction des buts recherchés (mitigation, restauration, amélioration...). Dans la mitigation où l'équivalence fonctionnelle du site est recherchée, on plantera à densité élevée, alors que la restauration peut être plus économique dans la mesure où l'on cherchera à obtenir une colonisation naturelle et qu'on disposera de plus de temps pour atteindre les objectifs spécifiés dans le projet.

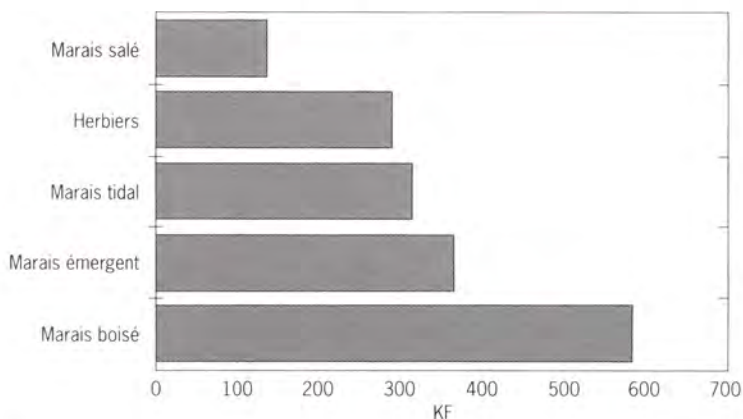
### La création de zones tampons

Des mesures de protection sont souvent nécessaires pour accompagner les projets de restauration ou de création de zones humides, en particulier dans les zones urbanisées. Il peut être parfois utile, voire nécessaire, d'incorporer dans le projet la construction de zones tampons qui protégeront le site vis-à-vis des agressions extérieures (prédateurs, espèces invasives...) et augmenteront la diversité de l'écosystème. Ces mesures de protection peuvent revêtir la forme d'une bande de terre arborée, plus ou moins large, s'étendant tout autour de la zone restaurée ou, dans certains cas, être simplement constituées d'une clôture. La composition ainsi que l'étendue des zones tampons dépendent des usages exercés sur le bassin versant, de leurs effets potentiels sur les fonctions du marais et des besoins des animaux (oiseaux, mammifères) qui peuplent la zone et ses alentours.

### Le coût de la restauration

Le coût de la restauration des zones humides peut varier dans de larges proportions d'un projet à l'autre. Il dépend, entre autres, du type d'écosystème considéré (fig. 3), mais aussi de l'état de dégradation du site, du niveau de restauration exigé et des technologies mises en œuvre. On trouvera ci-dessous quelques éléments du coût moyen à l'hectare pour un certain nombre d'écosystèmes.

Figure 3  
Coût moyen à l'hectare de la restauration de différents types de zones humides (d'après Holman & Childres, 1995).



## **Exécution du projet : quelques techniques fréquemment utilisées**

### **Logistique**

Le démarrage des travaux à entreprendre est assujéti à l'obtention d'un ou plusieurs permis. En effet, le plus souvent, plusieurs agences participent au projet de restauration et il est nécessaire de se conformer aux exigences de chacune d'entre elles. Ces exigences concernent, entre autres, l'assurance que les habitats voisins du site ne seront pas altérés ou perturbés et la mise en place de moyens pour contrôler les niveaux de turbidité durant les travaux de construction.

Le calendrier des différentes phases du projet doit tenir compte de la disponibilité du matériel végétal, qu'il soit prélevé sur le terrain ou issu d'une pépinière, et des impératifs saisonniers des différentes espèces utilisées. Les travaux de terrassement et de nivellement sont à exécuter bien avant la date choisie pour les plantations (plusieurs semaines) afin que le dépôt des sédiments remis en suspension soit achevé. En règle générale, la période favorable aux plantations s'étale de début avril à fin juin dans les climats tempérés et de mi-mars à septembre dans les régions subtropicales.

### **Utilisation de matériaux de dragage**

Les matériaux issus des opérations de dragage peuvent être utilisés dans les projets de restauration des zones humides côtières, dans la mesure où ils ne sont pas contaminés. Ces matériaux servent en général à modeler la topographie des sites à restaurer, à créer des îles artificielles pour favoriser la nidification des oiseaux et de bermes de protection pour les semis et les plantations nouvellement réalisés. Les aspects bénéfiques de l'utilisation de matériaux de dragage dans les projets de restauration ont été suivis de près par Landin *et al.* (1989). Le plus ancien site est régulièrement surveillé depuis 24 ans. Cette surveillance à long terme a montré, entre autres, qu'en général :

- la végétation, la colonisation par les poissons et la vie sauvage des sites restaurés sont comparables aux sites naturels. Cependant, il existe des exceptions. Elles concernent l'emploi de matériaux sableux, qui ne piègent pas assez vite les particules fines, où la faune d'invertébrés est nettement moins abondante que dans les sites naturels et les sites intertidaux dans lesquels l'aménagement du réseau de drainage a été mal conçu, empêchant ainsi l'accès du site aux invertébrés benthiques et aux poissons ;
- il faut environ 10 ans pour que les caractéristiques biogéochimiques des sédiments et celles du système racinaire des plantes soient comparables à celles des sites naturels ;
- les échecs constatés sont dus à des négligences dans la conception du projet, portant notamment sur une mauvaise analyse des conditions d'agitation, de l'hydrologie et sur une mauvaise gestion du modelé topographique du site ayant pour conséquence une érosion excessive ou un dépôt sédimentaire très important compromettant définitivement les objectifs initiaux du projet.



### **Gestion du trait de côte**

Deux techniques, utilisées principalement en Grande-Bretagne mais aussi aux Pays-Bas et en Allemagne, ont pour objet de gérer activement les variations du trait de côte (Dixon & Weight, 1997). En effet, les marais salés constituent une défense naturelle contre l'érosion et, dans certains cas, remplacent avantageusement les ouvrages de défense (fig. 4).

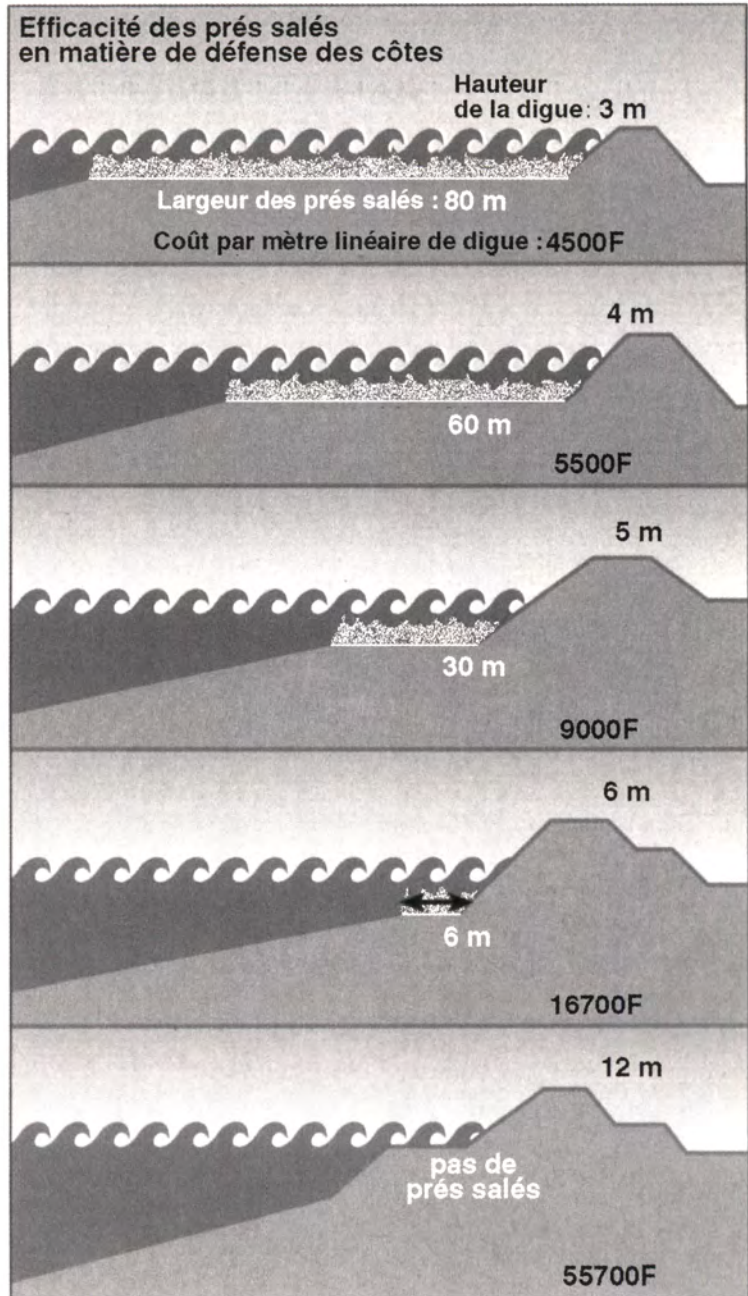
La première, appelée «gestion du retrait», est utilisée pour tenter de remplacer les ouvrages de défense côtière réalisés en dur (e.g. des digues), dont le coût d'entretien est important, par la restauration de marais côtiers susceptibles de remplir les mêmes fonctions. La technique employée consiste à ouvrir des brèches dans les digues, voire même à supprimer complètement les ouvrages de défense pour permettre le développement de vasières et de prés salés qui protégeront les côtes des processus érosifs de façon naturelle. L'ouverture de brèches n'est pas toujours suffisante et l'intervention humaine est souvent nécessaire (rectification de la topographie du site, plantation de végétation halophile...). Cette technique peut donc être coûteuse (les contraintes dans la gestion du projet sont les mêmes que celles qui ont été décrites pour la restauration des zones humide côtières) et peu envisageable lorsque les ouvrages de protection sont en bon état.

La seconde technique tente, au contraire, de favoriser l'avancée du trait de côte. Des marais côtiers peuvent être reconstitués grâce à l'installation de brise-lames flottants ou d'autres techniques hydromorphodynamiques (e.g. ouvrages de protection tels que des épis constitués principalement de pieux et de branchages installés parallèlement et perpendiculairement au rivage). Ces épis ont l'avantage d'être facilement enlevés quand la végétation s'est suffisamment développée. Le détournement (temporaire ou permanent) de rivières pour réalimenter un site en sédiments ou encore l'emploi de matériaux de dragage pour recharger les côtes érodées peuvent contribuer à la restauration des marais côtiers.

### **Restauration de la marée**

La restriction de l'influence de la marée dans les zones humides côtières conduit le plus souvent aux dysfonctionnements écologiques constatés dans les marais côtiers (diminution de la diversité spécifique). Généralement, des obstacles construits pour favoriser différentes activités humaines sont à l'origine du dépérissement des marais côtiers. Ces obstacles sont, par exemple, les voies de chemin de fer, les routes, les digues, les écluses, des calibrations de buses de communication entre zones humides mal calculées. Les techniques utilisées pour restaurer les échanges avec la mer consistent, par exemple, à supprimer tout ou partie des vannes, écluses et digues, à recalibrer la dimension des buses qui passent sous les routes ou les voies ferrées, élargir l'embouchure du marais, rectifier le réseau de drainage...

Figure 4  
Les prés salés et la défense côtière. Le coût et la hauteur de la digue augmentent de façon très importante au fur et à mesure que la largeur des prés salés diminue (d'après UK Environment Agency).



#### Nivellement

Comme précisé ci-dessus, pour bien pousser, les différentes espèces de plantes exigent d'être plantées à des côtes topographiques bien déterminées. Il est donc nécessaire d'effectuer le nivellement du site, c'est-à-dire d'opérer des mesures topographiques permettant de raccorder

chaque point du site à un repère d'altitude général, pour connaître précisément l'altitude de ces points et tracer des courbes de niveau (espacement de 15 cm; Shisler, 1990). Il est possible de s'aider des structures construites au voisinage dont l'altitude a déjà été répertoriée. Une autre alternative consiste à se guider sur la répartition des plantes locales. À ce titre, les jeunes pousses fournissent les informations les plus pertinentes car elles sont plus sensibles aux différences altitudinales que les plantes adultes. Si des travaux de terrassement (excavation, comblement) sont indispensables, une vérification de l'exactitude des cotes topographiques après travaux doit être réalisée, après que le dépôt des sédiments soit achevé. Les corrections éventuelles seront obligatoirement réalisées avant que les engins de terrassement aient quitté le site.

#### **Le drainage du site**

Le drainage approprié du site est indispensable pour assurer la croissance optimale des plantes. Les caractéristiques des conditions d'évacuation des eaux excédentaires seront évaluées sur plusieurs cycles de marée et à l'occasion de précipitations importantes, le but étant d'éviter la formation de zones d'eau stagnante, qui doit à tout prix être évitée. Cette spécification doit néanmoins être nuancée car les mares peu profondes sont utilisées comme zones de nourricerie par les poissons, les crustacés et les oiseaux pendant les périodes de morte-eau ou de sécheresse prolongées.

#### **Fertilisation**

L'addition d'engrais peut favoriser le démarrage de la pousse des jeunes plants et leur croissance. Cela a été démontré pour la spartine (Broome, 1990). Pour améliorer temporairement la teneur en sels nutritifs et le pH des sols, des engrais et de la chaux peuvent être épanchés. Lorsqu'on utilise des engrais, il faut employer un engrais à diffusion progressive, incorporé au sédiment au moment de la plantation. L'épandage à la volée de l'engrais n'est pas recommandé. C'est une méthode coûteuse et qui accroît les risques d'eutrophisation.

#### **Protection des semis**

Parfois, une protection temporaire des semis peut s'avérer nécessaire. C'est le cas, par exemple, des sites exposés aux vagues ou ceux soumis à un ruissellement important. Cette protection peut être réalisée par divers moyens tels que la construction de digues, l'utilisation de brise-lames flottants, de sacs de sable ou de tubes géotextiles fixés à des pieux.

#### **Gestion des travaux**

Le chantier de construction doit être étroitement surveillé par une équipe composée au minimum d'un scientifique spécialiste de l'aménagement des zones humides, d'un ingénieur et d'un hydrologue et/ou d'un hydraulicien. Il faut toujours s'attendre à ce que des pro-

blèmes surviennent et il est recommandé de faire appel à une équipe de surveillance la plus pluridisciplinaire possible.

### **Quelques exemples de restauration**

Le premier exemple illustre la démonstration de l'utilisation bénéfique des déblais de dragage pour permettre la restauration des marais côtiers, en créant de nouveaux habitats pour les poissons et la vie sauvage sur un site dévolu à des activités agricoles. C'est un projet pilote destiné à restaurer 16 ha du site de Sonoma, situé dans la baie de San-Francisco (Californie). Le site de Sonoma est un ancien marais endigué de 140 ha, drainé et utilisé pour mettre en valeur certaines activités agricoles. On a alors décidé de réhabiliter le site en confinant des matériaux de dragage, en prenant soin de laisser la sédimentation naturelle, de ramener la topographie du site au niveau optimum permettant la croissance des végétaux en arrière des digues périphériques et en construisant des caissons internes pour restaurer les caractéristiques hydrauliques du site. Trois pylônes électriques de haute tension ont également été déplacés et des aménagements concernant le régime hydraulique de la zone ont été effectués. Le projet de restauration s'est déroulé en deux phases. Le projet pilote a nécessité l'utilisation de 158 000 mètres cubes de rejets de dragage. L'alimentation du site par les eaux marines a été rendue possible par la destruction d'une digue isolant le rivage de la mer ouverte. La seconde phase du projet a consisté en la restauration des 125 ha restants. Un million trois cent mille mètres cubes de rejets de dragage provenant de l'approfondissement du port d'Oakland ont été utilisés. La réinstallation naturelle de la végétation marine a été préférée à la plantation de végétaux. Les résultats de cette opération sont en cours d'évaluation.

La restauration du marais de la Pointe Mouillée (MI), zone sélectionnée pour accueillir des rejets de dragage, a pour objet de restaurer 770 ha de zone humide par la construction de 3 km linéaires de digues.

Un second exemple concerne le projet de restauration d'un marais (Sweetwater marsh, Californie) en compensation de l'élargissement d'une autoroute. Le projet avait pour objectif de restaurer, par excavation, un habitat permettant l'accueil de deux espèces d'oiseaux en voie de disparition : le râle d'eau et la petite sterne. Quatorze ans plus tard, force fut de constater que, si le projet avait bien réussi pour la sterne, il avait échoué pour le râle. La raison, après études, est que les spartines implantées n'ont pas réussi à croître à la hauteur exigée par les râles (~ 90 cm), qui leur garantit une protection vis-à-vis des prédateurs et leur procure un espace favorable à la nidification.

La majorité des projets de restauration de zones humides côtières font appel à une technologie relativement simple. Le but de ces restaurations est de remettre en état les différentes structures (digues, écluses, buses mal calibrées, vannes, cordons littoraux...) qui s'opposent à la



pénétration de la marée dans les marais. La procédure est relativement simple quand la topographie du site est bien adaptée à la repousse des plantes. Un modèle hydrodynamique permet de modéliser les caractéristiques hydrauliques du site et de modifier les caractéristiques des ouvrages qui s'opposent au renouvellement de l'eau. En recalibrant les communications avec la mer, on favorisera à terme la réinstallation des espèces végétales désirées ainsi que celle de la faune accompagnatrice. Parmi ce type de projets, on peut citer la restauration du marais de Sachuet et de celui de Duck Cove (RI), celle des marais de Huntington (FL) ou de Winchester (OR)...

### **Discussion et conclusion**

---

Le suivi de certains projets, même s'ils sont peu nombreux, permet de façon provisoire de profiter d'un certain nombre de leçons. En premier lieu, il faut bien admettre que la manipulation d'une zone humide, en termes scientifiques et/ou ingénierie, n'aboutira que de façon ponctuelle à la restitution intégrale de la structure et des fonctions des zones humides côtières, telles qu'elles existaient à leur origine. La plupart des projets de restauration réalisés avec succès sont les écosystèmes les plus simples à copier. En revanche, les expériences de restauration qui ont été tentées permettent toutefois d'informer les promoteurs de projets de restauration sur les difficultés qui sont liées à leur réalisation. Les recommandations qui suivent ne concernent que la faune et la flore des États-Unis. Elles ne s'appliquent pas forcément aux écosystèmes européens. Elles peuvent, en revanche, dans certains cas, être utiles pour définir les critères permettant le succès de la restauration d'un site.

Un des aspects les plus frustrants de la restauration ou de la création de zones humides concerne l'évaluation du succès du projet et cela pour de nombreuses raisons : objectifs mal formulés, absence de surveillance à long terme, subjectivité des différents acteurs du projet. Par ailleurs, les actions de restauration sont généralement récentes (~ 10 ans ou moins) et écologiquement immatures, ce qui limite les capacités à prévoir si la restauration a rétabli des fonctions identiques à celles des zones humides naturelles. La comparaison avec des sites naturels de référence, ou avec des projets suffisamment anciens, fournit des indications précieuses sur le degré du succès obtenu.

Les connaissances acquises en matière de restauration et de création de zones humides varient selon la localisation, le type et les fonctions de ces zones. On ne sait pas encore si toutes les fonctions assurées par un certain type de marais peuvent être artificiellement remplacées. Cela n'a pas encore été démontré. Dans le cas des fonctions spécifiques du marais, le domaine le mieux connu est celui de l'aménagement des habitats pour les oiseaux aquatiques, alors que les fonctions associées à la purification des eaux sont encore très mal évaluées. D'une manière générale, plus l'hydrologie d'un site est complexe, plus le système est difficile à restaurer.

Pour ce qui concerne le type et la localisation des zones humides, des avancées majeures ont été faites sur la restauration et la création de marais salés intertidaux. Toutefois, ces marais salés ne constituent que 5 % de la surface totale des marais des États-Unis. Les connaissances acquises sur les zones humides d'eau douce sont beaucoup plus limitées. Un dicton dit «mieux vaut prévenir que guérir», c'est un peu la conclusion qui peut être tirée de cette analyse des efforts mis en œuvre pour restaurer les zones humides côtières. La protection et la préservation des zones humides côtières sont, dans une large mesure, les meilleures solutions et les moins coûteuses pour lutter contre la destruction et l'altération des écosystèmes côtiers. De même, la restauration est toujours préférable à la création, dans la mesure où les chances de succès sont supérieures et qu'à surface égale le coût est moins élevé. Les chances de parvenir à la persistance à long terme d'une action de restauration sont plus grandes que celles d'un projet de création. Enfin, il a été démontré que la participation des populations locales à la genèse et à la réalisation des projets de restauration contribuait efficacement au succès de l'opération.

L'évaluation précise de la faisabilité de la restauration et de la création des zones humides côtières nécessite la réalisation de recherches approfondies sur la compréhension des facteurs (environnementaux et/ou technologiques) qui conduisent au succès ou à l'échec des projets de restauration. De nombreuses expérimentations et une multiplication de programmes de surveillance bien conçus sont encore nécessaires pour juger de la faisabilité de la restauration et de la création des zones humides côtières.

### Références bibliographiques

- Allen A.O., Feddema J.J., 1996. Wetlands loss and substitution by the Section 404 permit program in southern California, USA. *Environ. Manag.*, 20(2), 263-274.
- Alongi D.M., 1998. Coastal ecosystems processes. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Broome S.W., 1990. Creation and restoration of tidal wetlands of the southeastern United States. *In: Wetland creation and restoration: the status of the science.* Kusler J.A. & Kentula M.E. (eds), Island Press, Washington DC, 37-72.
- Crewz D.W., Lewis R.R., 1991. An evaluation of historical attempts to establish emergent vegetation in marine wetlands in Florida. Florida Sea Grant College, Technical paper n° 60, university of Florida, Gainesville, FL.
- Dixon A.M., Weight R.C., 1997. Managing coastal re-alignment: case study at Orplands sea wall, Blackwater Estuary, Essex. Environment Agency, UK.

- Erwin K.L., 1990. Wetland evaluation for restoration and creation. *In*: Wetland creation and restoration: the status of the science. Kusler J.A. & Kentula M.E. (eds), Island Press, Washington DC, 429-458.
- Garbisch E.W. Jr., 1986. Highway and wetlands - compensating wetland losses. Federal highway administration, Office of Implementation, McLean, VA, Contract report DOT-FH-11-9442, 60 p.
- Hammer D.A., 1992. Creating freshwater wetlands. Lewis publishers Inc., Chelsea, Michigan, 298 p.
- Holman R.E., Childres W.S., 1995. Wetland restoration and creation: development of a handbook covering six coastal wetland types. Report n° 289, Water resources research institute of the university of North Carolina, Raleigh, NC.
- Kusler J.A., Kentula M.E., 1990. Wetland creation and restoration : the status of the science. Island Press, Washington DC.
- Landin M.C., Webb J.W., Knutson P.L., 1989. Long-term monitoring of eleven Corps of Engineers habitat development field sites built of dredged material, 1974-1987. Technical report D-89/1, US Army engineer waterway experimentation station, Vicksburg, MS, USA.
- Langis R., Zalejko M.K., Zedler J.B., 1991. Nitrogen assessments in a constructed and natural saltmarsh of San Diego Bay. *Ecological applications*, 1, 40-51.
- Lewis R.R., 1994. Enhancement, restoration and creation of coastal wetlands. *In*: Applied wetlands science and technology. Kent D.M. (ed.), CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Manaud F., Monbet Y., 1980. Évaluation des zones humides estuariennes et littorales. Rapport Cnexo-Cob-ELGMM, contrat 70-5855-F.
- Marble A.D., 1990. A guide to functional design. Federal highway administration, Office of Implementation, McLean, VA, Contract report FHWA-I-90-010, 222 p.
- Maynard S.T., Landin M.E., McCormick J.W., Davis J.E., Evans R.A., Hayes D.F., 1992. Design of habitat restoration using dredge material at Brodikin Island, Chesapeake Bay, Maryland. USACE, WES, Research programme technical report WRP-RE-3, 33p.
- O'Brien A.L., 1986. Hydrology and the construction of a mitigating wetland. *In*: Mitigation freshwater wetland alterations in the glaciated northeastern United States. An assessment of the science base. Larson J.S. & Neill C. (eds), Amherst, MA, university of Massachusetts, publication 87/1, 83-200.
- Platts W.S., Jensen S.E., Johnson C., 1987. Mitigation through restoration of degraded riverine/riparian ecosystems in Great Basin hydrographic region and the Snake River hydrographic region. USEPA, Corvallis, Oregon. 104 p. unpubl. report.

- Richardson C.J., 1994. Ecological functions and human values in wetlands: a framework for assessing forestry impacts. *Wetlands*, 14, 1-9.
- Robb D.M., 1993. The role of wetland water quality standards in non-point source pollution strategies. *In: Created and natural wetlands for controlling nonpoint pollution*. Olson R.K. & Smoley C.K. (eds), CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Shisler J.K., 1990. Creation and restoration of coastal wetlands of the northeastern United States. *In: Wetland creation and restoration : the status of the science*. Kusler J.A & Kentula M.E. (eds.), Island Press, Washington DC, 143-170.
- Short F.T., Burdick D.M., Short C.A., Davis R.C., Morgan P.A., 2000. Developing success criteria for restored eelgrass, saltmarsh and mud flat habitats. *Ecological Engineering*, 15, 239-252.
- Stark N., 1972. Low maintenance vegetation. Wild shrubs, their biology and utilization. US Department of Agriculture, Forest Service, Technical report INT-1.
- Thornburg A., 1977. Use of vegetation for stabilization of shorelines of the Great Lakes. *In: Proceedings of the workshop on the role of vegetation in stabilization of the Great Lakes shoreline*. Ann. Harbor, Michigan, Great Lake Commission, 39-53.
- UK Environment Agency (non daté). A guide to the understanding and management of saltmarshes. R&D Note 324.
- Weinstein M.P., Balletto J.H., Teal J.M., Ludwig D.F., 1997. Success criteria and adaptive management for a large scale wetland restoration project. *Wetlands Ecology and Management*, 4, 11-127.
- Zedler J., Josselyn M., Onuf C., 1982. Restoration techniques and monitoring : Vegetation. *In: Wetland restoration and enhancement in California*. Josselyn M. (ed.), California Sea Grant report n° T-CSGCP-007, La Jolla, CA.
- Zedler J., Callaway J.C., 1999. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? *Restoration Ecology*, 7, 63-73.



## Restoring saltmarshes in the Venice lagoon

Giovanni Cecconi

Consorzio Venezia Nuova, San Marco 2803, 30124 Venezia, Italia  
segreteria.generale@consorziovenezianuova.com

### Abstract

The natural saltmarshes of the Venice lagoon are intertidal areas covered with halophytic vegetation. These valuable components of the lagoon are disappearing at an alarming rate due to lack of sediments, wave attack and relative sea level rise. Sediments from marshes and mud flats are eroded producing siltation in the channels and dispersion into the sea. As a result, the lagoon is becoming deeper and flatter. A dredging programme has been under way since 1984 to maintain channel depths for navigation and to increase tidal flushing in the inner lagoon. Dredged material has been used to build artificial mud flats and marshes, recreating 4 km<sup>2</sup> of fragile lagoon environment. The dredging and reconstruction programme has been combined with other measures to protect and restore natural marshes and mud flats. This paper will present the problems affecting the morphological evolution of the lagoon and the techniques developed and implemented for the restoration of saltmarshes and mud flats.

### Résumé

Les marais salés naturels de la lagune de Venise sont des zones intertidales recouvertes d'une végétation halophile. Ces composants importants de la lagune sont en train de disparaître à une vitesse alarmante à cause d'une perte de sédiments, de l'action des vagues et de la montée relative du niveau de la mer. Les sédiments des marais et des vasières s'érodent, provoquant l'envasement des chenaux et la dispersion dans la mer. Par conséquent, la lagune devient plus profonde et plus plate. Un programme de dragage est en cours depuis 1984 pour maintenir les profondeurs navigables des chenaux et pour augmenter la circulation d'eau dans la lagune intérieure. Des matériaux de dragage ont été utilisés pour construire des vasières et marais artificiels, recréant ainsi 4 km<sup>2</sup> d'environnement lagunaire fragile.

Le programme de dragage et de reconstruction a été accompagné d'autres mesures pour la protection et la restauration des marais et des vasières naturelles.

Cette communication présentera les problèmes ayant un effet sur l'évolution morphologique de la lagune et les techniques développées et mises en œuvre pour la restauration des marais salés et des vasières.

### Area description

---

The lagoon of Venice, the largest in Italy and one of the largest in the Mediterranean, is located in northeastern Italy and has an area of approximately 550 km<sup>2</sup> (fig. 1, p. 45). It exchanges water with the sea through three large inlets.

Most of the lagoon is occupied by a large central water body (about 350 km<sup>2</sup>) and extensive intertidal saltmarshes (about 33.5 km<sup>2</sup> in 1999). The mean depth of the lagoon is 1.1 m and the tide range is 0.6-1.1 metre. The subtidal areas are partially vegetated by macroalgae and sea grasses (such as *Zostera marina*, *Z. noltii* and *Cymodocea nodosa*). The dominant saltmarsh species include *Limonium narbonense*, *Puccinellia festuciformis* (= *palustris*), *Sarcocornia fruticosa* and *Spartina maritima*; a listing of plant species of the lagoon is given by Gehu *et al.* (1984) and updated by Biondi (1999). Species composition varies with elevation and Pignatti (1966) has described vegetation associations correlated with elevation and other factors in the wetlands of the lagoon of Venice.

The marshes in the lagoon of Venice are of European importance due to their aerial extent, high productivity and habitat value. The lagoon is among the sites included in the Ramsar Convention of 1971 (Dijkema, 1984) and is of primary importance within the Community for the conservation of species and habitats at regional, national and European levels under the provisions of the Habitats directive and Natura 2000.

### The morphological evolution

---

The conspicuous human presence has also been an important factor in determining the lagoon's evolutionary process. The morphological evolution of a lagoon is controlled by the solid material carried by water flow. As well as the material brought by the sea, another factor of fundamental importance is whether the lagoon also receives silt directly from the rivers flowing into it. Lagoons are never stable therefore over a period of time, tending either to fill up with solid material or to be gradually eroded. In the former case, the final result of the process will be the formation of a new strip of land above sea level. In the latter, a new bay will be created.

The lagoon of Venice has always had a natural tendency to gradually silt up. The sediment dynamics of the lagoon have been altered greatly over the past five centuries. Three rivers, the Brenta, Sile and Piave, which originally discharged into the lagoon, have been diverted from the lagoon to the sea since the 16th century. Presently, only a few small rivers (for a total discharge about 30 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) flow into the lagoon.

The most ambitious project was the diversion of the river Po concluded in 1604, diverting it definitively to the south, creating the current delta: if the solid material which has since formed the Po delta had continued to flow into the sea, the southern inlet would certainly

have silted up. About a century after the diversion of the river Po, it was built embankments to defend the southern section of coastline which had started to suffer dangerous consequences due to the lack of sediments carried by the river. During the 19th century, the lagoon inlets had to be deepened to allow access to ships with ever greater draft by the construction of long breakwaters, but this resulted in the obstruction of the flow of sand from the sea into the lagoon.

Other works carried out during the 19th and 20th centuries have had highly negative effects on the equilibrium of the lagoon: excavation of navigable canals to allow ships access to the Marghera industrial zone, the gradual expansion of fish farms and the formation of reclaimed areas. The creation of the industrial zone has also had a major, albeit indirect, influence on the morphology of the lagoon. It has now been ascertained that soil subsidence in Venice was accelerated by the practice of draining water from the aquifers, leading to a general deepening of the water in the lagoon.

Finally, it should be noted that morphology and deterioration of water quality, far from being independent of one another, are in some ways linked in a self-perpetuating vicious circle. Indeed, on one hand, flattening of the lagoon bed increases water stagnation and consequent eutrophication. On the other hand, eutrophication of the water penalizes the growth of aquatic plants (eelgrass) on the bottom of the lagoon. All this makes the lagoon bed more vulnerable to erosion.

The overall effect of the current process of transformation is thus a marked evolutionary tendency towards erosion. The balance between sediment brought into the lagoon and that lost to the sea is highly negative: on average over one million cubic metres per year in recent years (fig. 2, p. 45).

To summarize, the lagoon is becoming deeper (the combined result of sea level rise and subsidence) and flatter (because of the way in which sediment is transported within the lagoon). The loss of features peculiar to a lagoon has extremely serious consequences both on the lagoon ecosystem, with the disappearance of plant and animal species, and on the systems for protecting the lagoon bulkheads, ever more exposed to wave motion.

### **Safeguard interventions**

---

After the disastrous storm surge event of 4 November 1966, which brought home the precariousness of the entire lagoon basin, the need became all the more urgent for safeguard interventions in the lagoon and in the unique and precious city of Venice (Cecconi & Ardone, 1999). These interventions, regulated by four special laws (1973, 1984, 1991, 1992), were shown to be indispensable, even excluding the hypothesis of a rise in sea level due to the effect of climatic changes; however, if a sea level rise were to occur during the course of the next century without having completed safeguard interventions, the



damage to the territory and to the historic patrimony would far exceed that experienced to date, because of the exponential increase in the frequency of flooding and the associated damage.

The State, through the Venice Water Authority and Consorzio Venezia Nuova, has elaborated a unitary plan of intervention and numerous projects have already been completed (tab. 1).

Table 1 - General plan of interventions (status of implementation updated at 30 June 1999).

Interventions	Notes
<b>Reinforcement of breakwaters</b>	Reinforcement work has been carried out on the 6 breakwaters at the inlets, for a total of 10 km
<b>Shoreline defence works</b>	The nourishment of 39.5 km of the coastal strip provides a safeguard against flooding for events with a return period of 300 years
<b>Local flooding defence works</b> Smaller populated centers (960 ha) Historic town centers (23 ha) Waterfront reconstruction (53 km)	Passive defence works against more frequent flooding, to a level of 100 cm in the historic town center of Venice and 150 cm in the minor populated centers of the lagoon
<b>Environmental interventions</b> Recovery of the lagoon morphology Channel reprofiling and maintenance (9 million m <sup>3</sup> ; 59 km) Construction and reinforcement of wetlands (390 ha) Raising of lagoon floor (to contrast erosion from wave action ; 630,000 m <sup>3</sup> ) Phanerogam plantations (6 modules) Arrest of erosion on 7 smaller islands Reinforcement of the lagoon embankments (8 km) Improvement of the lagoon environment Clearing of four dumps Embankments - industrial channels (7 km) Dredging - industrial channels (92,000 m <sup>3</sup> ) Raising of lagoon floor (capping; 90,000 m <sup>3</sup> ) Construction of an area for phytotreatment	The wetlands consist of mudflats and saltmarshes: the mudflats are areas in the shallows which emerge under certain tide conditions; the saltmarshes are the areas situated at an elevation comprised within the tidal excursion range (between 0 and +60 cm). The planned interventions are aimed at withstanding the tendency towards erosion, triggering at the same time mechanisms of retroaction, which would determine an improvement in the quality of the water and the environment
<b>Exclusion of oil-tanker traffic</b> Working design completed	Reduction of the risk of serious accidents in the lagoon, using alternative methods for the supply of oil products
<b>Opening of the fish farms</b> Working design completed Pilot project - 1 fish farm opened under varying conditions	Assessment of the environmental effects of reopening the fish farms along the mainland shore of the lagoon. Three more fish farms are expected to be opened
<b>Internal navigational aids</b> Illuminated route along the oil-tanker channel (12 km)	Navigational aids have been installed, allowing the safe transit of shipping at night and in fog conditions
<b>Movable barriers at the three inlets</b> Propaedeutic study; REA design; Preliminary design; Environmental impact study	The preliminary design and the environmental impact study have been completed, as have the in-depth studies requested by the interministerial committee before its decision on the authorization of the final design

### Protection of the shoreline

The Venetian shoreline is a narrow strip of land separating the lagoon from the sea. It extends for a total length of approximately 50 km with three inlets.

Works began in 1994 with the defence works coastline against exceptional events at the Cavallino, Pellestrina, Sottomarina and Isola Verde shorelines and will be completed within the next two years (MAV-CVN, 1992a).



The most radical intervention was implemented at Pellestrina where the defence system extended for the entire stretch of coast: a new beach was created, approximately 60 m wide and protected by transversal breakwaters connected by an underwater barrier. The beach was constructed with sand dredged from an area at sea, around 20 km off the Malamocco inlet at a depth of approximately 20 metres.

#### **Local defence and flood barriers at the lagoon inlets**

A system integrating local defence works in the town centers and movable barriers at the inlets for temporary closure of the lagoon during storm surges has been elaborated as a safeguard against flooding.

Local defence works include raising waterfronts, foundations and, more generally, the paving in those areas most seriously affected by flooding. Indeed, the intervention typology presents different characteristics according to the area concerned: the urban centers along the shoreline are protected even in the event of tides over 150 cm, whereas the architectural value of the structures in the historic centers within the lagoon only allows a rise in elevation of up to 100 cm in Venice and 120 cm in Chioggia.

The movable barrier project will permit the temporary closure of all three inlets in the event of flooding over 100 cm by means of a mobile formation of oscillating buoyant flap gates (MAV-CVN, 1992b).

#### **Restoration of the lagoon environment**

The action plan to restore the lagoon environment aims to combat erosion and pollution. Working procedure has been broken down into two separate but integrated projects.

The *Plan for the morphological restoration* of the lagoon aims to retain or reintroduce into the lagoon the sediments which up till now have been either naturally or artificially dispersed at sea, reconstructing the physical structures peculiar to the lagoon: channels, shallows, mud flats and saltmarshes, remodelled so as to establish a mutual balance between the various elements (MAV-CVN, 1992c).

The *Plan to improve the quality of the sediment and water* (MAV-CVN, 1993) aims to block the dispersion into the lagoon of pollutants from dumps and to restore the lagoon bed (with the experimentation of techniques), thereby reducing the quantity of industrial waste residues in the sediment. The antipollution measures include the clearing of abandoned dumps, the systematic transplant of aquatic plants such as eelgrass to consolidate the lagoon bed and encourage biological diversity, and the monitoring and harvesting of macro-algae.

The following sections describe the activities for the reconstruction and restoration of saltmarshes and mud flats.

The extension of saltmarshes was drastically reduced during last century from about 115 km<sup>2</sup> in 1810 to about 33.5 km<sup>2</sup> at present as a result of reclamation, erosion, pollution and natural and human-induced subsidence (Favero, 1992; MAV-CVN, 2000) not counteracted

by accretion due to the lack of sediment input from the basin and the sea (fig. 3, p. 369). In the absence of interventions, they are likely to disappear completely in the near future.

A monitoring programme was started in 1993 (Cecconi, 1997) in order to:

- measure and document the accretion of the soil of the saltmarshes and the variations in the soil elevation;
- evaluate certain proposed saltmarsh management techniques such as sediment fences and the nourishment with thin layers of sediments.

Consorzio Venezia Nuova has carried out several projects to counteract the disappearance of saltmarshes due to erosion, excessive submersion and "ponding" (expansion of the small internal lakes). The different activities for wetland protection and restoration are summarized in table 2.

Table 2 - Courses of action for the protection of saltmarshes in the Venice lagoon.

**A) Measures for the mitigation of adverse anthropic effects:**

- regulation of fishing with mechanical tools (manila clamp)
- regulation of navigation in the lagoon (harbor traffic, commercial and network traffic, pleasure boats)
- regulation of hunting
- works for dumping wave energy along the banks
- sand-works for confining and protecting the shallows, where manila clamp is harvested mechanically

**B) Reconstruction works:**

- reuse of dredged material from lagoon maintenance works
- importing of marine sand

**C) Protection and restoration works:**

- protection of saltmarsh edges from wave action:
  - wooden pile and gabion revetment,
  - sand-works (construction of saltmarshes, beaches and sandbars);
- system for promoting sedimentation and improving water quality:
  - sediment fence (deposition mattresses),
  - thin layer of surface nourishment,
  - depositing of organic material,
  - transplantation of vegetation (on mud flat and on saltmarsh),
  - dredging of tidal creeks and marsh ponds,
  - capping of tidal flats

**Saltmarsh reconstruction**

The main limitation for saltmarsh reconstruction is the availability of suitable sediments. Sediments from maintenance dredging have been mainly used until now, but in the coming years more and more sand dredged at sea will have to be imported into the lagoon to create saltmarshes, sandbars, beaches and, above all, for capping polluted mud flats.

### **Reconstruction of eroded saltmarshes with dredged sediments**

These works are aimed at the restoration of the lagoon saltmarshes through the beneficial use of sediments recovered from maintenance dredging of the channels. So far 4 km<sup>2</sup> of artificial saltmarshes have been constructed (12% of the remaining natural marshes) and 75 km of canals have been dredged (fig. 4, p. 370).

More than 4 km<sup>2</sup> of marsh are expected to be created over the course of the next 10 years as part of an optimum plan for the disposal of dredged material resulting from the maintenance of navigation channels and the restoration of small channels to improve tidal flushing of the lagoon (enhancing mixing processes and reducing the length of time for which discharged pollutants remain in the lagoon).

The main technical challenge in the Venice lagoon is that of meeting the strict height requirements of marshes, with a tidal excursion limited to 0.6 to 1.1 metre.

It has been observed that the elevation tends to stabilize at around 0.3 m above mean sea level (a.s.l.), the present mean elevation of the natural marshes, after 1-2 years. Containment cells are constructed by using wooden pile and a hydraulic net to contain the mud and reduce turbidity (fig. 5, 6).

Restoration and consolidation work has been carried out on the edges to stabilize and maintain these artificial structures, as have naturalization works including laying sand based material upon the surface to encourage the growth of vegetation and creating openings along the edges for the formation of tidal creeks (fig. 7).

### **Reconstruction of saltmarshes along channels with marine sand**

This intervention consists of using sand for the reconstruction of saltmarshes along the edges of navigable channels in order to restore the flow of tidal waters along the channels, preventing them from silting up as a result of the transversal transport of sediment eroded in the shallows by waves produced by wind and motorboats.

The edges of the saltmarshes bordering on the channel are reinforced by armouring with small stones to absorb the waves caused by motorboats, whereas beaches are constructed along the opposite edges.

Figure 8 (p. 371) illustrates the saltmarsh reconstruction works - currently at the design stage - along the Bari channel (which will employ around 600,000 m<sup>3</sup> of sand) and along the Malamocco-Marghera harbour channel (which will employ around 2 million cubic metres of sand).

Figure 1  
The lagoon of Venice and its drainage basin.

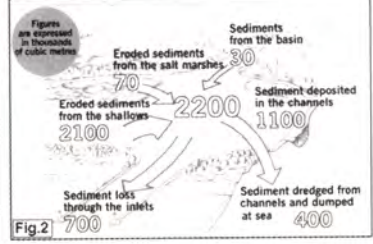
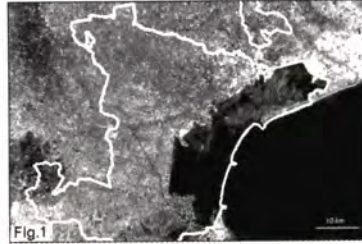


Figure 2  
The sediment balance of the lagoon of Venice (thousands of cubic metres) before the morphological intervention. The loss of sediment is caused by the lack of sediment input from rivers diverted out the lagoon, the lack of sediment from the sea, the construction of the breakwaters and the disposal of dredged material.



Figure 5  
Reconstructed saltmarshes in the southern lagoon (Valle Millecampi).

Figure 6  
Section and frontal view of the basic containment structure.

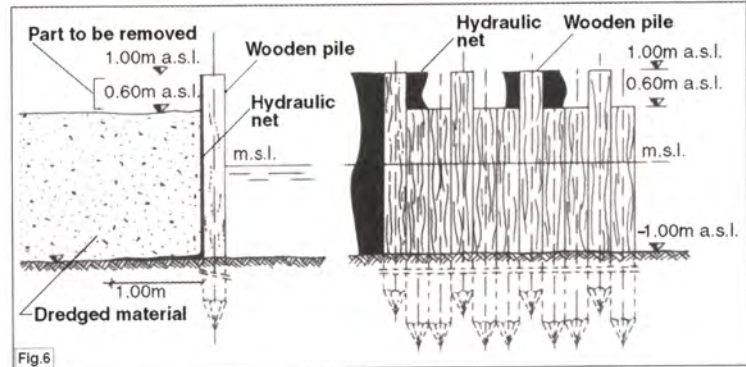


Figure 7  
Example of colonization by *Salicornia* spp. and formation of a tidal creek in Tezze Fonde, one year after construction.

### Saltmarshes restoration and protection

These activities includes both the structures for local protection of the edges of the saltmarshes and innovative techniques for the local management of sedimentation, erosion and water quality.

These interventions are located in different areas of the lagoon (fig. 9, p. 372).

#### Protection of the edges of saltmarshes

The armouring of the border with wood and stone works has been designed for places in which currents and waves cannot be reduced by other measures, such as the regulation of motorboat traffic or the insertion of durable sandbars to absorb waves.

#### Wooden pile

Many saltmarsh edges are subject to intense erosion by tidal currents and waves generated by wind and by motorboats. Erosion develops through the removal of the lower part of the bank and the consequent



collapse of sods of vegetable soil. Subsequently the sediments are transported by the currents. Piling is erected to protect the marshes from the wave action and to consolidate the edge preventing its collapse and is used mainly along channels and where the edge of the saltmarsh is steep.

The piling is placed along the edge of, and at the same elevation as, the saltmarsh (about 30 cm a.s.l.), following the main indentations and correcting the contour where the damage is greater (fig. 10).

The gaps between the piling and the edge of the saltmarsh are filled using low water content sediments dredged from the nearby channel.

Piling has proved to be an effective protection against wave action generated by motorboats and by the wind, halting erosion of the edges of the saltmarshes. As early as 12 months after completion of the works, the material used to fill the gaps behind the piling was seen to have been well colonized by halophytic vegetation. The rapid development of colonization by animal and vegetal coenoses has favoured integration of the works into the surrounding lagoon landscape.

Piling lasts for 5-10 years, during which time it protects the edges of the saltmarshes from wave action; in the absence of restoration work, piling remaining after this period will contribute to the formation of a mud flat at the foot of the saltmarsh, which will help reduce erosion of the edge.

### **Gabions**

Armouring with small stones contained inside protected steel nets has been adopted as an alternative to wooden piling (fig. 11). This alternative provides a better dissipation of wave energy and a greater duration. The landscape impact of these works is still under evaluation by the Soprintendenza ai Beni Ambientali e Paesaggistici, and the Commissione di Salvaguardia, a State and a Regional institutions charged with its approval.

These works consist of steel net gabions filled with stones of various sizes and placed on the mud flats at a depth of no more than -1 m, reaching an elevation of +0.30 - +0.50 m a.s.l. at their summit.

Gabions have proven to be an excellent solution both for the improved dissipation of wave action, particularly in channels with a high level of motorboat traffic, and for their virtually unlimited duration. Costs are low and they can be removed should they no longer be necessary due to reduced wave action or to natural compacting of the edge. Over the long term, gabions also become well integrated within the lagoon landscape after colonization of the gaps by encrustation-forming organisms which confer a greenish color to the stones.

### **Sandbars and beaches**

Some saltmarshes in the lagoon present edges which have receded considerably due to wave action and wind, with maximum values reaching 10 m per year. Generally, the lagoon bed at the foot of the saltmarshes is eroded, gaining a few centimetres in depth each year.

These works consist of constructing a sand beach at least 50 m wide for the dissipation of wave action and of creating sandbars by raising the bed of the lagoon from the current depth of more than 1.5 m to a depth corresponding to the low tide level (-0.5m). Depending on how far the lagoon bed is raised with respect to sea level, the energy from wave action absorbed by the raise (and thus not transmitted to the edge of the saltmarsh to be protected) varies between 80% and 40% of incident energy, according to experiments carried out on a physical model (D'Agremond *et al.*, 1996).

Figure 12 (p. 369) shows the sandbars created to date using a total of 300,000 m<sup>3</sup> of sand, as well as further planned interventions in the central area of the lagoon for the protection of a saltmarsh front of around 10 km, employing a total of approximately 1.8 million cubic metres of sand.

The works carried out to date have allowed the technique to be perfected, testing the jet-spraying technique (without containment barriers) which was seen to cause neither the erosion of the lagoon bed nor an excessive dispersion of sediment. The resulting levels of sand pollution were also verified with respect to those of the pre-existing mud.

#### **Works for the management of sedimentation, erosion and water quality**

Processes of sedimentation, accretion and repopulating of the shallows, mud flats and saltmarshes can be triggered by a series of integrated and complementary interventions, including sediment fences, nourishment, depositing of organic material, transplanting of vegetation, dredging of tidal creeks and capping.

Since they result in the extension of saltmarsh surfaces or the improvement of their vegetation cover, these works create more areas in the lagoon which present a natural capacity for accretion through the capture of sediment.

#### **Sediment fences**

The lagoon shallows least affected by erosion are those located in sheltered areas where the wind-generated waves are very low. As a matter of fact, in these areas the sediments can be deposited after their resuspension and transport by currents. The sediment fence is formed by large bundles of brushwood held in place by a double row of piles, and it is an artificial way of creating sheltered areas where the sediments can be deposited before they reach the channels. This technique was originally applied in the Netherlands and in Germany to reclaim land from the sea. A few years ago, it was widely adopted in the coastal areas of the United States as a means to manage river deltas (Scarton *et al.*, 1999).

In the lagoon of Venice, a sediment fence was tested in 1993 in front of the Tessera marshlands and the elevation of the lagoon bottom rose by about 15 centimetres. The new elevation of the bottom allowed the formation of an intertidal strip of land which has been colonized by vegetation (fig. 13).

The sediment fences have proven to be efficient in reducing water turbulence, favoring sedimentation in the protected areas at annual rates of around 1-3 cm; they protect the edges of saltmarshes lying behind them.

The characteristics of the materials used render these interventions highly compatible with the landscape, but require periodical maintenance for the substitution of sediment fences.

#### **Nourishment of the marshes**

Due to the reduced sediment loads of the rivers and sea, the marshes are not able to keep pace with the loss of elevation due to soil compaction and to the combined action of subsidence and eustasy. Vast saltmarsh areas become permanently submerged, leading to the development of internal lakes (marsh ponds) which ultimately determine the complete disappearance of the marsh due to fragmentation ("ponding"). In fact, the loss of elevation causes the degradation of the halophytic vegetation, with drastic regression and a drop in the number of species. This eventually leads to the substitution of the original associations by more simple and pioneering compositions and, finally, to the formation of a mud flat if the relative sea level rise continues.

Nourishment interventions aim to slow down surface erosion with a thin sediment layer to encourage accretion and to reduce stress on vegetation, taking care not to cause permanent damage to existing plants.

A limited quantity of sediment is taken from neighbouring shallows and channels. A mixture of sediment and water is then sprayed mechanically over the surface of the saltmarsh using an air jet. The resulting layer of soil only a few centimetres deep encourages the growth of vegetation (fig. 14).

The positive effects include: an increase in elevation in the order of 3-8cm, with rapid compacting of the added material; lack of damage to existing vegetation; development of perennial vegetation 24 months after the completion of works with a 50% increase in radical apparatus.

#### **Depositing of organic material**

Waves and currents often cause erosion along the edges of the marshes, leading to the loss of portions of emerged land and the retreat of vegetation. Some marshes are seen to be less prone to erosion because of the formation of layers of organic material in the exposed zone (fragments of bivalves, eelgrass leaves and roots). These materials form a strip which, on one hand, protects the edge of the marshes and, on the other, forms an ideal microhabitat for the development of animal species (edge-dwelling benthos) and a nesting site for interesting bird species.

### Transplanting of vegetation

The presence of meadows of eelgrass represents a good indicator of the environmental quality of the lagoon. Intertidal zones (shallows and marshes), characterized by loamy-clayey sediments, can be colonized by populations of *Zostera noltii* (in the shallows) and *Spartina maritima* (in the mudflats). These plants help stabilize the lagoon bottom, with the strengthening action of their rootstocks and the ability of their long leaves to capture suspended sediments.

The transplanting of *Zostera noltii* "turfs" in degraded areas which do not present natural colonization has favoured the development of broad expanses of eelgrass (fig. 15).

Turf transplants have proven to be an effective intervention, with an extension of the turf noted near the transplant site after only 12 months and coalescence after 24 months.

### Dredging of tidal creeks

Large zones of the lagoon mudflat have been eroded and have lost their network of tidal creeks, which guaranteed a higher rate of tidal flushing. The shallows most resistant to erosion are in fact those which have retained their meandering network of small channels.

Using the scomenzera<sup>1</sup> principle, this type of intervention aims to trigger the natural development of tidal creeks linked to the main channels serving the shallows.

As an example, the intervention in Palude Maggiore, a wide area of shallows in the northern lagoon, has led to the recreation of creeks which connected the major channel with the shallows. The increased tidal flushing proved to be beneficial for water quality and fishing. A noticeable reduction in the proliferation of macro-algae has been noted in the areas of intervention, together with a rise in the number of fish species present.

### Capping of tidal flats

Many tidal flats in the Venice lagoon have been affected by conditions of environmental decay related to the input of pollution loads.

In areas with low tidal flushing, the inflow of freshwater from the mainland and the effluent from the industrial port and the city (containing a high load of organic substance and nutrients) have caused the accumulation of organic substances and nutrients in the sediments, risking anoxic crises and a superabundance of macro-algae.

Three such areas in the lagoon of Venice have been restored by covering the lagoon bottom with a layer of clean sand. For instance, the lagoon bottom of the Lago dei Teneri tidal flat was raised by 50 cm (up to a level of -30 - -40 cm a.s.l.) by placing a layer of sandy sediments.

1. Scomenzera is a man-made inducement for currents to determine the path of a new channel through natural erosion.



Figure 10  
Wooden pile protection  
of saltmarsh borders  
in the northern lagoon.



Figure 11  
Gabion protection  
of saltmarsh borders  
in the S.Felice Channel.



Figure 13  
Sedimentation fence  
in the northern lagoon  
(Laghi), one year after  
construction.



Figure 14  
Artificial nourishment  
of saltmarsh by jet-spraying  
a mixture of water  
and sediments.



Figure 15  
Transplantation of *Zostera  
noltii* "turfs".



The monitoring programme evaluated the effects of the intervention considering samples for toxicity tests, chemical analyses as well as analyses performed on the benthic communities in order to detect variations in different components of the ecosystem (Bona *et al.*, 1999). Capping improved the benthic habitat and allowed the recolonization of the benthic community. It represents an efficient barrier between the contaminated sediment and the environment where the level of oxygenation is sufficiently consistent to sustain a benthic colonization.

### Conclusion

In recent decades, 5 million cubic metres of dredged sediments have been re-utilized within the lagoon of Venice for the reconstruction of saltmarshes, thereby avoiding the greater cost and the negative environmental impact of dumping the sediment at sea.

The extension of the reconstructed marshes, which now account for 12% of natural marshes, is comparable to that of the eroded natural marshes over the same period. In the next 10 years, the same amount of sediments from port maintenance and the dredging of minor lagoon channels will be available to continue the reconstruction and restoration of saltmarshes.

After seven centuries of human intervention and relative sea level rise, there are no easy solutions such as diverting the Adige, Brenta and Piave rivers back into the lagoon to counteract the erosion and huge sediment deficit of the lagoon of Venice. This solution is not feasible in the near future because the water and sediments of these rivers are polluted and their sand fraction is needed for nourishment of the shoreline.

Another proposal, consisting of narrowing the tidal inlets, has been shown to be ineffective because of the negative impact of increasing mud flat erosion with channel siltation, apart from considerations regarding the permanent reduction of tidal flushing and navigation to the port of Venice located inside the lagoon.

The only viable solution for the morphological restoration of the lagoon is the import of sediments from the sea. The general plan of interventions establishes the import of around 20 million cubic metres of marine sand to complete the capping of polluted mud flats and for the reconstruction of marshes, sandbars and beaches along channels and eroding saltmarshes.

The activities of marsh and tidal flat creation using marine sand and mud from maintenance dredging in the channels will be associated with the protection and restoration of the precious remaining natural marshes.

#### **Acknowledgements**

The restoration works have been executed by Consorzio Venezia Nuova on behalf of the State Water Authority of Venice, the Magistrato alle Acque di Venezia. We thank Dott. Piero Nascimbeni and Dott.ssa Claudia Cerasuolo for help with project documentation and manuscript preparation.

#### **Bibliographic references**

- Biondi E., 1999. Diversità fitocenotica degli ambienti costieri italiani. *In*: Aspetti ecologici e naturalistici dei sistemi lagunari e costieri. Bon M., Sbrulino G., Zuccarello V. (eds), Arsenale Editrice, Venezia, 39-105.
- Bona E., Cecconi G., Maffiotti A., 1999. An integrated approach to assess the benthic quality after sediment capping in Venice lagoon. Aquatic Ecosystem Health and Management Society, Canada.
- Cahoon D.R., Cowan J.H. Jr., 1988. Environmental impacts and regulatory policy implications of spray disposal of dredged material in Louisiana wetlands. Coastal Ecology Institute, Centre for Wetlands Resources, Louisiana State University. Coastal Management, 16, 341-362.

- Cecconi G., 1997. Beneficial use of dredged material for recreating marshes in the Venice lagoon. International conference on contaminated sediments, Rotterdam.
- Cecconi G., Ardone V., 1999. La protezione dell'ambiente lagunare e costiero veneziano. *In*: Atti della XVII giornata sull'ambiente "Venezia:città a rischio". Accademia Nazionale dei Lincei, Roma.
- D'Agremond K., Van der Meer J.W., De Jong R.J., 1996. Wave transmission at low-crested structures. ICCE.
- Dijkema K.S., 1984. Saltmarshes in Europe. Council of Europe. Nature and Environment Series 30, Strasbourg, 178.
- Favero V., 1992. Evoluzione morfologica e trasformazioni ambientali della conterminazione lagunare al nostro secolo. *In*: Conterminazione lagunare: Storia ingegneria, politica e diritto nella laguna di Venezia. Atti del convegno di studio nel Bicentenario della conterminazione lagunare, Venezia, 14-16 marzo 1991. Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti, 165-184.
- Gehu J., Scoppola A., Caniglia G., Marchiori S., Gehu-Franck J., 1984. Les systèmes végétaux de la côte nord-adriatique italienne, leur originalité à l'échelle européenne. Documents Phytosociologiques, 8, 485-558.
- Magistrato alle Acque di Venezia, Consorzio Venezia Nuova, 1992a. Progetto di massima dei litorali veneti. Venezia.
- Magistrato alle Acque di Venezia, Consorzio Venezia Nuova, 1992b. Progetto di massima degli interventi alle bocche lagunari per la regolazione dei flussi di marea. Venezia.
- Magistrato alle Acque di Venezia, Consorzio Venezia Nuova, 1992c. Interventi per il recupero morfologico della laguna. Progetto di massima. Relazione finale. Venezia.
- Magistrato alle Acque di Venezia, Consorzio Venezia Nuova, 1993. Progetto generale interventi arresto e inversione del degrado lagunare. Rapporto finale. Venezia.
- Magistrato alle Acque di Venezia, Consorzio Venezia Nuova, 1997. Studio di Impatto Ambientale (SIA) del progetto di massima delle opere mobili alle bocche di porto. Venezia.
- Magistrato alle Acque di Venezia, Consorzio Venezia Nuova, 1999. Studio C.8.2: Monitoraggio dell'erosione delle barene e dei bassi-fondi. Rapporto intermedio. Venezia.
- Magistrato alle Acque di Venezia, Consorzio Venezia Nuova, 2000. Valutazione dell'evoluzione morfologica della Laguna Veneta sulla base dei più recenti rilievi batimetrici. *In*: Progetto delle opere mobili alle bocche di porto della laguna di Venezia per la regolazione dei flussi di marea. Attività svolte a seguito della delibera del 8 marzo 1999 del Comitato ex art. 4 L.798/84, parte 2, attività 5.

- Pignatti S., 1966. La vegetazione alofila dalla Laguna Veneta. *In*: Memorie Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti, vol. XXXIII, fascicolo I, Venezia.
- Scarton F., Day J., Rismondo A., Cecconi G., Are D., 1999. Effects of an intertidal sediment fence on sediment elevation and vegetation distribution in a Venice (Italy) lagoon saltmarsh. *Ecological Engineering*, Columbus (USA), December 1999.



## Restoring estuaries: the role of landward coastal realignment

---

A.S. Nottage

HR Wallingford Ltd, Howbery Park, Wallingford, Oxon, OX10 8BA, England  
asn@hrwallingford.co.uk

---

### Abstract

---

Landward coastal realignment involves relocating an existing line of sea defence further inland. By encouraging the development of intertidal habitat, especially saltmarsh, in the zone between the old and new lines of sea defence, a more natural, low maintenance form of protection against flooding and erosion may be created at suitable coastal locations.

The Orplands landward coastal realignment scheme was implemented in Essex in 1995 as the first example of the application of this technique as a flood control measure in Britain.

The overall design philosophy was minimalist, aimed at allowing natural processes to work with as little engineering as possible. Key considerations were protection of the site from excessive wave action, optimization of surface levels within the tidal frame and provision of adequate drainage together with facilitation of tidal inundation.

Since its creation the site has gained substantial quantities of sediment leading to an overall increase in surface levels. The physico-chemical characteristics of the sediments now approximate those of adjacent natural saltmarsh and the site has been extensively colonized by halophytic vegetation. The creek system is developing secondary and tertiary channels and the site is well drained with no impediment to tidal flows.

The scheme has also attracted considerable professional interest and received widespread public approval. Overall, it provides a clear demonstration that, in appropriate circumstances, landward coastal realignment has a role to play in the provision of low maintenance sea defence as well as the restoration of valuable saltmarsh habitat.

### Résumé

---

Le réalignement du trait de côte consiste à déplacer un peu plus à l'intérieur des terres une ligne de protection du littoral. En favorisant le développement de l'habitat intertidal, et plus particulièrement des marais salés, dans la zone comprise entre l'ancienne et la nouvelle lignes de protection contre la mer, il est possible de créer à des endroits adéquats sur les côtes une nouvelle forme de protection contre les inondations et l'érosion qui est beaucoup plus naturelle et demande moins d'entretien.

Le projet de réalignement du trait des côtes de Orplands a été mis en œuvre en 1995 dans le comté de l'Essex au Royaume-Uni. C'est la première application de cette technique en tant que mesure de contrôle des inondations en Angleterre.

La philosophie générale de ce concept est assez simple. Elle vise à intervenir le moins possible dans les processus naturels. Les éléments les plus importants sont la protection du site contre une forte érosion par des vagues, l'optimisation de niveaux de surface par rapport aux marées et la mise en place d'un système de drainage adéquat facilitant l'inondation par la marée.

Depuis sa création, le site s'est considérablement engraisé, ce qui a permis d'élever les surfaces. Les caractéristiques physico-chimiques des sédiments sont maintenant très similaires à celles des marais salés naturels situés à proximité. Le site a été colonisé par une végétation halophile. Des canaux secondaires et tertiaires se développent dans le système de la crique. Le site est bien drainé sans gêner le courant des marées.

Le projet a suscité un fort intérêt de la part des professionnels et une large approbation par le public. En conclusion, ce projet prouve que, dans des circonstances adaptées, le réalignement du trait des côtes joue un rôle important dans la protection du littoral, avec peu d'entretien, et dans la restauration et la valorisation de l'habitat des marais salés.

### Introduction

In Britain, as in many other developed countries worldwide, much of the present-day coastal landscape has been derived as a result of man's activities. For centuries, estuarine wetlands, for example, have been enclosed behind sea defences so that they can be drained and used for agricultural, industrial and other purposes.

The loss of such areas has greatly diminished the extent of an extremely valuable wildlife habitat and reduced biodiversity in the process. Moreover, annexation of wetlands and construction of fixed, heavily engineered sea defences have constrained the operation of estuarine processes making many estuaries less able to adapt to changing physical conditions.

This situation is readily illustrated by reference to the estuaries located along the eastern coastal area of Essex in England (Dixon, 1989). Here, a progressive increase in relative sea level is being accompanied by the erosion of the remaining saltmarsh that fronts much of the 440 km of seawalls present within the region (Burd, 1992). In the absence of these seawalls, the loss of saltmarsh through erosion could be, at least partially, offset by migration of the landward edge of the saltmarsh. The presence of the seawalls, however, prevents this occurring and leads to a narrowing of the fronting saltmarsh zone; a phenomenon generally known as "coastal squeeze".

Should the present situation continue, the fronting saltmarsh will ultimately erode completely in some areas exposing considerable lengths of seawall to direct wave attack and increased risk from flooding and erosion. The cost of maintaining the existing line of sea defence in many rural areas at an adequate level to protect the hinterland is now escalating to the point where it can no longer be economically justified for all sections of the coastline.

This dilemma has created a need to seek alternative solutions for sustainable coastal defence. One approach involves coastal realignment, either seawards or landwards. Landward realignment, the subject of this paper, involves relocating the existing line of sea defence further inland. This may be achieved by breaching the existing sea defence at specific locations and allowing the sea to flood in behind the remaining seawall. Alternatively, the sea defence can be removed completely, opening up the entire frontage. By encouraging the development of intertidal habitat, especially saltmarsh, in the zone between the old and new lines of sea defence, the intention is to create a natural buffer to absorb and moderate tidal and wave energy. If successful, landward realignment will, thus, provide an effective, sustainable, low maintenance sea defence as well as facilitate the restoration of valuable saltmarsh habitat lost over the centuries to man's encroachment. By reducing the constraints on the operation of estuarine processes noted above, landward realignment should also facilitate reinstatement of a more natural adaptive response to phenomena such as rising sea levels. The concept of coastal realignment, both landwards and seawards, is still relatively novel in Britain and is yet to be totally accepted by all interested parties. Nevertheless, a number of schemes have been initiated and interest is growing with regard to application of the approach on a wider scale.

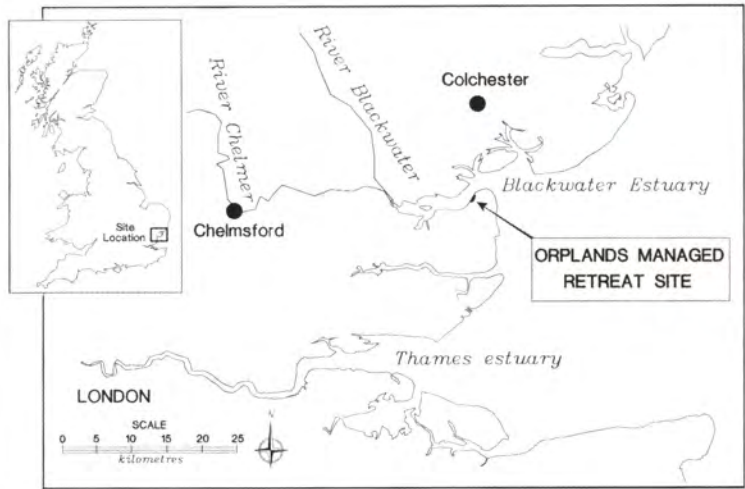
This paper describes the first major landward realignment scheme to be initiated in Essex, at Orplands on the Blackwater estuary. The project was promoted by the Environment Agency (Anglian Region) and its predecessor organisation the National Rivers Authority. Its purpose was to provide sustainable low-cost sea defence through restoration of viable saltmarsh habitat.

### **General background to the scheme**

---

The Orplands site is located on the southern side of the Blackwater estuary in St Lawrence Bay, Essex (fig. 1). The original line of the seawall here was constructed in the 18th century to protect about 40 ha of enclosed saltmarsh, which were annexed for agricultural purposes. The seawall extends for about 2.2 km and up until the 1950's it was fronted by an extensive saltmarsh and high level mudflat foreshore.

Figure 1  
Location plan  
of the Orplands landward  
coastal realignment site  
on the Blackwater estuary,  
Essex, UK.



By 1993, the Orplands seawall had lost nearly all of its protective fronting saltmarsh and the concrete block and ragstone face of the structure was exposed to direct wave impact and damage (plate 1). Moreover, with a crest level at +4 mODN, the wall was no longer adequate to resist overtopping and scouring of the landward face on extreme tides. If the arable field and grassland behind the wall were to continue to be protected, major repair and improvement of the wall were required. Given prices at the time, however, the cost of providing sufficient protection would have been more than four times the value of the land concerned. Such a level of expenditure was deemed uneconomic and the decision was taken to restore the ancient saltmarsh behind the existing seawall and create a more natural form of sea defence.

Plate 1  
Erosion of fronting  
saltmarsh has exposed  
many seawalls to direct  
wave impact leading  
to structural damage  
and subsequent flooding  
and erosion.





Before proceeding with the scheme, a number of assessments were undertaken to ensure that the overall impact of the works would be beneficial. Hydrodynamic investigations were conducted to confirm that the realignment would not adversely affect adjacent areas of coast or the overall estuarine regime. By opening up the area to tidal inundation, the scheme increased the tidal prism of the estuary. Consequently, a greater volume of water had to pass through the estuary downstream of the realignment site over each tidal cycle. The hydraulic studies showed, however, that the increased current velocities arising as a result of this phenomenon would not produce significant erosion and threaten adjacent sea defences. Indeed, the results obtained revealed an overall benefit from the works and were, thus, included in a more general assessment of the potential environmental impact, which concluded that the benefits to be gained from the scheme were sufficient to warrant its implementation.

### **Design rationale and philosophy**

---

The critical factors governing the success or failure of any saltmarsh restoration scheme have been discussed elsewhere (Zedler, 1984; English Nature, 1995; Nottage *et al.*, 1996). In essence, saltmarsh can be expected to develop on low energy muddy shores between mean high water spring tides (MHWS) and mean high water neap tides (MHWN). Ideally, the realignment site should have a seaward slope to facilitate drainage and be devoid of any significant dips or depressions in the surface where water might be retained (unless an impoundment is desired as was the case at Orplands - see below). In natural saltmarsh, creeks are essential to ensure good drainage and to convey tidal waters and sediment around the site. Good drainage is necessary if vegetation is to flourish (Mendelssohn, 1980). A creek system facilitates flushing and drainage of the sediment thereby reducing pore water retention time and lowering the water table allowing oxygen to diffuse more freely in the unsaturated zone. The presence of oxygen combats reducing conditions in the sediments, making them more favourable for plant growth.

The key design considerations in the creation of the Orplands scheme were, therefore, protection from excessive wave action, optimization of surface levels within the tidal frame and provision of adequate drainage together with facilitation of tidal inundation by means of creek construction and the creation of a ditch at the landward boundary of the site.

The overall design philosophy was minimalist, aimed at allowing natural processes to work with as little engineering as possible.

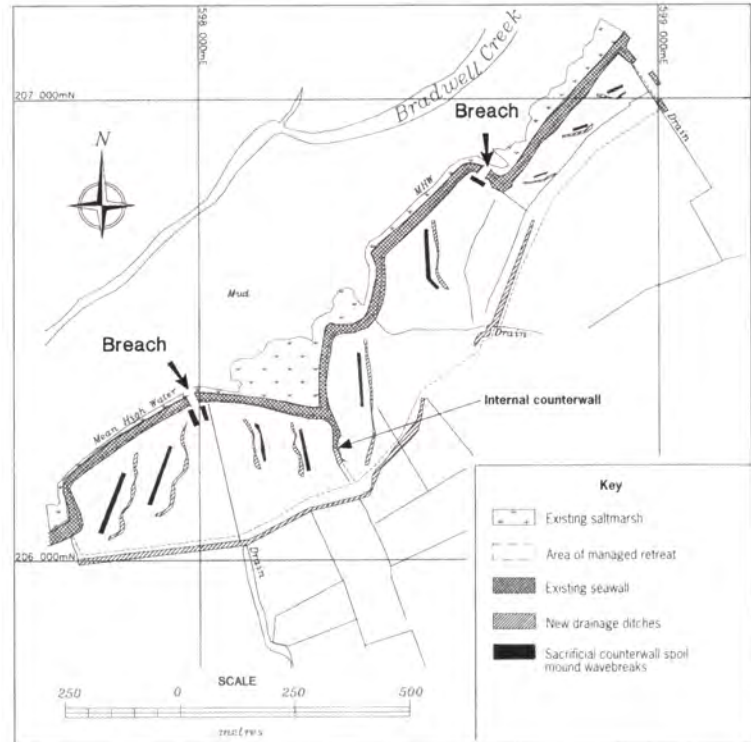
### Detailed scheme description

The basic layout of the Orplands scheme is shown in plan view in figure 2. Features to note are:

- inclusion of a counterwall to east and west to limit saline flood zones;
- enhancement of an existing counterwall to divide the site into two management units;
- provision of a single, discrete breach in the old seawall enclosing each management unit;
- construction of nine creeks and a drainage system for the landward side of the site;
- placement of material excavated during creek construction as sacrificial wavebreaks;
- rerouting of an existing footpath along the landward boundary of the site adjacent to the drainage ditch using the spoil excavated in ditch creation.

In addition, a small standing water body (not shown in figure 2) was also created within the site boundaries both to assist land drainage and to provide a fresh to brackish water habitat.

Figure 2  
Schematic layout  
of the Orplands landward  
coastal realignment,  
scheme in plan view.



### **Protection from wave action**

---

The decision to provide a single discrete break in the old seawall enclosing each management unit rather than remove the seawall completely was taken to provide the site with protection from external wave action for many years while the vegetation develops and the wall decays. Substantial savings in cost of construction were also made by this approach.

The sacrificial wavebreaks created within the site were designed to minimize the impact of internally generated waves during the early, critical phases of site development. They also provided a ready means of disposing of material excavated during creek construction as well as a convenient source of suitable sediment, which would be distributed around the site, over time, by the action of waves and currents to raise surface levels.

### **Provision of suitable surface levels**

---

As indicated above, the Orplands site was originally saltmarsh habitat annexed for agricultural use. Typically, such sites tend to sink to a lower level than the original saltmarsh due to changes in soil structure caused by drying out, percolation of freshwater and compaction produced by agricultural activity.

Land levels within the site prior to breaching and inundation were such that much of the ground already lay between MHWS and MHWN, the optimum level for saltmarsh development. Moreover, the general slope of the ground was gently seawards facilitating ready drainage of surface water. Thus, it was not considered necessary to reprofile the surface or to raise surface levels within the site prior to inundation (as might be required with other sites) other than through redistribution of sediment from the sacrificial wavebreaks noted above. An existing counterwall was extended, however, to divide the site into two separate compartments in order to encourage the accumulation of this material and other sediment brought in by the tide.

### **Facilitation of tidal inundation and site drainage**

---

To facilitate tidal inundation and recession, a series of nine steeply sided creeks, 1 m deep were created within the site. Their meandering shape, copied from adjacent local saltmarsh, and steep sides were designed to moderate tidal energy and allow slumping and lateral movement so that the system could more readily adjust to changing energies as it developed. All of the new creeks were connected hydraulically with the old "delph ditch" that runs immediately landward of the old seawall, in parallel, along its entire length. The "delph ditch" provided the main channel for tidal flows through the two breach locations to the realignment site.

The width of the breaches was calculated to reflect the volume of water flowing in and out of the site under variable tidal conditions. The most northern breach was 50 m wide and the most southern was 40 m wide. Breach creation was achieved over four days during a period of neap tides. No engineering measures were taken to prevent either the breaches or the new creeks from eroding. Thus, tidal forcing was allowed to shape the morphology of the developing system.

To ensure the continuity of existing land drainage, a new ditch was dug along the landward boundary of the site between the 3.0 m and 4.0 m contours. Simple-flapped 300 mm pipes were incorporated to allow freshwater drainage from the land to flow from the new ditch seawards across the developing saltmarsh. The flap valves were sleeved and bolted onto the drain pipes to avoid the use of concrete in their installation.

The spoil removed from the land drainage ditch was placed and shaped, but not compacted, along a line immediately seaward of the ditch to form a new public footpath running the entire length of the scheme.

The principal quantities addressed during preparation of the site were 13,000 m<sup>3</sup> of spoil for excavation and subsequent placing as sacrificial wavebreaks or footpath material. Some 30 m of pipe work were employed to provide land drainage and 1 km of fencing was erected. The only construction equipment required was four hydraulic excavators and one earth-moving machine.

#### **Post-scheme assessment**

The scheme was completed, with construction of the breaches, in April 1995. As the Orplands project was the first landward coastal realignment scheme undertaken as a flood control measure in Britain, it was considered essential to undertake detailed monitoring of its development to ensure that it complied with the objectives for which it was designed.

A five-year programme of monitoring was initiated in 1994 (to include pre-scheme baseline measurement). The monitoring programme covered the realignment site and a suitable, adjacent natural saltmarsh control site.

A wide variety of parameters were included in the monitoring work. Principal aspects covered were:

- vertical and lateral accretion/erosion rates;
- physical and chemical characteristics of the sediment;
- dissipation of wave/tidal energy landwards over the developing marsh surface;
- changes in site morphology, e.g. creek lengthening;
- colonization by saltmarsh vegetation.



The initial five-year programme of pre- and post-scheme monitoring is now complete although selected aspects continue to be subject to ongoing study.

At the present time, the results of the initial monitoring are awaiting publication and cannot be discussed in detail here. Nevertheless, it can be stated that the realignment site has gained substantial amounts of sediment leading to increases in surface elevation. Moreover, the physico-chemical character of the sediments is now very similar to that of adjacent natural saltmarsh systems and there is widespread colonization of the site by halophytic plant communities (plate 2). The vegetation cover already acts to moderate wave impact on the new shoreline, which does not show any sign of erosion. The creek system created within the site before breaching is now much more natural looking with an extensive array of secondary and tertiary channels and the tide and freshwater drainage flow freely across the site. The scheme has attracted considerable professional interest and has received widespread approval from the general public.

Plate 2  
Saltmarsh vegetation  
colonizing the interior  
of the Orplands landward  
coastal realignment site.



### **Future developments**

It is clear from the Orplands experience so far that landward coastal realignment has the potential to provide an effective, low maintenance form of sea defence as well as facilitate restoration/creation of saltmarsh habitat of considerable conservation value.

Nevertheless, it is not any cost option and the majority of sea defences remain cheaper to maintain than realign. Moreover, those areas of land currently employed for large-scale agricultural usage or urban/industrial development cannot be considered for this approach.

Realignment does have a role as a viable option, however, in rural areas where excessive amounts of money are currently being spent to protect low value land. Its use would facilitate better allocation of flood defence funding and could create a buffer zone to remove the peaks of tidal surges to the benefit of upstream areas. Depending on the site location within the estuarial coastal cell, however, realignment could adversely affect adjacent coastal areas or overall stability of the long-term estuarine regime. Hydrodynamic assessment of potential impact in this regard is, thus, a necessary prerequisite for all proposed schemes.

Although originally envisaged as a technique for achieving more cost-effective sea defence, it is clear from the foregoing that realignment could be considered as a tool for restoring appropriate coastal areas, with regard to habitat diversity for example. This possibility is likely to attract growing interest as pressure for complying with legislative requirements in this regard, e.g. the Habitats directive, grows.

Currently, the Environment Agency (Anglian Region, UK) is actively investigating the wider application of coastal realignment in Essex, both landwards and seawards and a number of further projects have been initiated. These include specific schemes as well as a study to formulate national best practice guidelines for works of this sort.

#### **Acknowledgement**

The work described in this paper was initiated by the Environment Agency (Anglian, Region, UK) but the views expressed are those of the author and not necessarily those of the Agency.

The construction of the Orplands site was financed by Ministry of Agriculture, Fisheries and Food grant aid with contributions from the Essex Local Flood Defence Committee.

#### ***Bibliographic references***

- Burd F., 1992. Erosion and vegetation changes on the saltmarshes in Essex and north Kent between 1973 and 1988. *Research and Survey in Nature Conservation*, 42. Nature Conservancy Council, Peterborough, UK.
- Dixon A.M., 1989. Man's effect on the coast of Essex. National Rivers Authority, Anglian Region, UK.
- English Nature, 1995. *Managed retreat: a practical guide*. English Nature, ISBN 1 857616 172 6, Peterborough, UK.
- Leggat D.J., Dixon A.M., 1994. Management of the Essex saltmarshes for flood defence in wetland management. Falconer R. & Goodwin P. (eds), Institute of Civil Engineers, London, UK.

- Mendelssohn I.A., 1980. The influence of soil drainage on the growth of saltmarsh cordgrass *Spartina alterniflora* in Carolina. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 11, 27-42.
- Nottage A.S., Carpenter K.E., Chesher T.J., 1996. Hydraulic and ecological considerations for coastal realignment. *Proceedings of the 2nd international symposium on habitat hydraulics*, vol. A 513-524, INRS-Eau Québec, Canada.
- Zedler J.B., 1984. Saltmarsh restoration: a guidebook for southern Carolina. California Sea Grant College, publication No 7, CS6CP-004.

# La restauration des écosystèmes à phanérogames marines

Charles-François Boudouresque

Centre d'océanologie de Marseille, campus universitaire de Luminy, UMR 6540,  
13288 Marseille Cedex 9, France  
boudour@com.univ-mrs.fr

## Résumé

Les écosystèmes à phanérogames marines jouent un rôle clé dans les équilibres littoraux, à la fois sur les plans écologique, patrimonial et économique. Malheureusement, ils sont particulièrement vulnérables aux impacts de l'homme et ont régressé de façon préoccupante. Des techniques de réimplantation ont été mises au point et parfois mises en œuvre aux USA, en Europe et au Japon principalement. Elles concernent surtout *Zostera marina*, *Thalassia testudinum* et *Posidonia oceanica*. Compte tenu des coûts d'une part, du risque que la possibilité de réimplanter serve d'alibi à de nouvelles destructions d'autre part, il est impératif que leur mise en œuvre soit encadrée par de nombreuses précautions.

## Abstract

Marine phanerogam ecosystems play a key role in maintaining coastal balances, and this from an ecological, economic and natural heritage perspective. Unfortunately, they are also extremely sensitive to impacts of human origin and have regressed in an alarming manner. Replanting techniques have been developed and used to a limited extent mainly in the USA, Europe and Japan. These techniques mostly involve the *Zostera marina*, *Thalassia testudinum* and *Posidonia oceanica* species. In light of the costs of such efforts, in addition to the temptation of using the replanting possibilities to justify new seagrass destruction, it is imperative that such replanting activities be closely monitored and controlled.

## Introduction

Les phanérogames (= Magnoliophytes, Spermaphytes) marines descendent d'ancêtres terrestres. Le retour vers le milieu marin s'est produit au Crétacé (ère secondaire), il y a près de 100 millions d'années (Larkum & Van den Hartog, 1989). Elles sont peu nombreuses : une soixantaine d'espèces seulement au niveau mondial (Van den Hartog, 1970; Kuo & McComb, 1989). Nous focaliserons l'exposé sur *Posidonia oceanica* et *Zostera marina* car la majorité des travaux sur la restauration des écosystèmes à phanérogames marines concernent ces espèces. En outre, ce sont les espèces les plus communes en Europe et en Méditerranée.



### Caractéristiques et importance des écosystèmes à phanérogames marines

Les écosystèmes à phanérogames marines partagent un certain nombre de caractéristiques communes (Boudouresque *et al.*, 1994a). (1) La phanérogame est à la fois espèce clé et ingénieur d'écosystème (*sensu* Lawton, 1994). (2) Un système de lacunes et de canaux aërières (aërium) parcourt l'ensemble de l'appareil végétatif (feuilles, rhizomes, racines). Il permet un recyclage du dioxyde de carbone photorespiré (Kuo & McComb, 1989). (3) Les racines (elles descendent au moins à 70 cm de profondeur chez *Posidonia oceanica*) sont capables d'utiliser et de remettre en circulation des nutriments plus ou moins démobilisés dans l'épaisseur du sédiment. (4) Des cyanobactéries épiphytes des feuilles et des bactéries anaérobies de la rhizosphère peuvent fixer l'azote moléculaire  $N_2$ , et contribuer ainsi à l'approvisionnement en azote de l'écosystème; ceci pourrait expliquer la luxuriance de certains herbiers (e.g. Capone & Taylor, 1977; Short *et al.*, 1990; Iizumi, 1994). (5) Les rhizomes constituent des organes de stockage des carbohydrates solubles et du phosphore. C'est le cas par exemple chez *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* et *Thalassia testudinum*. Ce stockage permet un redémarrage précoce de la végétation qui anticipe l'optimum printanier (température, lumière et nutriments) et prend ainsi de vitesse les espèces concurrentes (Dawes & Lawrence, 1980; Pirc, 1989; Dawes & Guiry, 1992). (6) Chez plusieurs espèces (*Posidonia* sp. plur., *Thalassodendron ciliatum*), une partie de la matière organique produite s'accumule pendant de nombreuses années (éventuellement des siècles) dans des organes pérennes, généralement souterrains. Il en résulte une biomasse et un rapport biomasse/production élevés, caractéristiques inhabituelles pour des écosystèmes marins (Van den Hartog, 1979). (7) La matière végétale produite par les phanérogames marines est généralement peu appréciée par les herbivores qui consomment généralement moins de 10 % de la production primaire nette (Klumpp *et al.*, 1989). La matière végétale morte s'accumule donc en grande partie dans une litière, sous forme de détritus. Il en résulte que la voie majeure de transfert de l'énergie est celle des détritivores (Ott, 1981). (8) La juxtaposition d'une production végétale à recyclage lent (la phanérogame elle-même : plusieurs années) et d'une production végétale à recyclage rapide (les algues épiphytes des feuilles : quelques semaines ou mois) réalise un type d'écosystème unique dans la biosphère et explique son exceptionnelle richesse (Boudouresque *et al.*, 1994a). (9) L'écosystème exporte, sous forme de feuilles mortes, des quantités importantes de détritus organiques vers d'autres écosystèmes. Cette exportation représente, chez *Posidonia oceanica*, 40 % de la production primaire (Pergent *et al.*, 1994). (10) Les écosystèmes à phanérogames marines présentent des caractéristiques intermédiaires entre écosystèmes fermés (dominants en milieu continental) et ouverts (dominants en milieu marin) : en effet, bien qu'une

part importante de la matière organique soit exportée, une partie de la reminéralisation se produit au sein de l'écosystème. (11) La biodiversité est en général très élevée, dans la mesure où la phanérogame édifiatrice structure l'espace, aussi bien au-dessus du sédiment que dans le sédiment, créant ainsi une grande variété de niches écologiques. (12) Enfin, les herbiers à phanérogames marines constituent des sites privilégiés pour le recrutement des juvéniles de poissons (Orth & Heck, 1980). Un certain nombre de ces caractéristiques rapprochent les écosystèmes à phanérogames marines des écosystèmes terrestres. C'est tout particulièrement le cas de l'écosystème à *Posidonia oceanica*. Les écosystèmes à phanérogames marines jouent un rôle central dans le fonctionnement des milieux littoraux : forte production primaire et exportation d'une partie de cette production vers de nombreux écosystèmes littoraux, contrôle des flux sédimentaires, atténuation de l'hydrodynamisme et protection des plages contre l'érosion, recrutement d'espèces de poissons et de crevettes d'intérêt commercial, protection d'espèces menacées telles que les tortues et les dugongs (e.g. Wayne, 1974; Boudouresque & Jeudy de Grissac, 1983; Gambi *et al.*, 1989; Jimenez *et al.*, 1996; Pergent *et al.*, 1997; Kirkman & Kirkman, 2000; Orth, 2000; mais voir Jackson *et al.*, 2000). Leur protection s'impose donc non seulement pour des raisons d'équilibre écologique et de protection du patrimoine mais aussi pour des raisons économiques (Boudouresque & Meinesz, 1982).

### **La régression des herbiers à phanérogames marines**

Les écosystèmes à phanérogames marines dont le rôle est le plus important pour les équilibres littoraux sont également ceux qui sont les plus vulnérables aux impacts anthropiques. C'est le cas des herbiers à *Zostera marina* et à *Posidonia oceanica*. Leur régression est considérable, en particulier au voisinage des grands centres urbains, industriels et portuaires (e.g. Bourcier *et al.*, 1979; Boudouresque & Meinesz, 1982; Cambridge & McComb, 1984; Pérès, 1984; Ramos-Espla, 1984; Shepherd *et al.*, 1989; Peirano & Bianchi, 1995; Pergent-Martini & Pasqualini, 2000). Les principales causes de régression des herbiers à phanérogames marines sont les pollutions industrielle, urbaine et aquacole, la turbidité, l'ancrage des embarcations, le chalutage, la pêche aux palourdes, l'utilisation d'explosifs, le recouvrement par des aménagements littoraux ou par des produits de dragage, la modification des flux sédimentaires (par exploitation des sables ou aménagement du littoral) et le surpâturage par des herbivores, conséquence de la surpêche de leurs prédateurs. Dans les régions tropicales, il s'y ajoute la destruction des mangroves et des récifs coralliens, et l'aggravation des effets des ouragans par la déforestation (e.g. Augier *et al.*, 1984; Meinesz & Lefèvre, 1984; Ramos-Espla, 1984; Silberstein *et al.*, 1986; Blanc & Jeudy de Grissac, 1989; Walker *et al.*, 1989; Meinesz *et al.*, 1991; Pergent-Martini, 1994; Boudouresque *et al.*, 1995;

Mendez *et al.*, 1997; Pasqualini *et al.*, 1999; Cancemi *et al.*, 2000; Dimech *et al.*, 2000; Van den Hartog, 2000; Kirkman & Kirkman, 2000; Orth, 2000).

La recolonisation naturelle des écosystèmes à phanérogames marines, lorsque les causes de leur destruction ont cessé d'agir, est lente à très lente. En Australie, la progression horizontale des rhizomes de *Posidonia australis* et *P. sinuosa* est de 8-26 et 8-15 cm/an, respectivement (West *et al.*, 1989; Cambridge *et al.*, 2000). La progression horizontale moyenne d'un front d'herbier à *P. oceanica* ne dépasserait pas 3 à 4 cm/an (Meinesz & Lefèvre, 1984). Près de Marseille, une surface de 1,13 ha détruite par une bombe en 1942 n'a pas encore été entièrement recolonisée en 1999, soit 57 ans après : il reste 0,39 ha de sable sans posidonies (Pergent-Martini, 1994; Pergent-Martini & Pasqualini, 2000). Par ailleurs, la cessation d'un impact n'implique pas que la recolonisation commence immédiatement. À Menorca (Baléares), trois ans après l'arrêt des activités d'une ferme aquacole, la régression de *P. oceanica* se poursuit. Cette persistance pourrait être liée au stockage de matière organique dans le sédiment de la matte (Delgado *et al.*, 1999). En région Provence - Alpes - Côte d'Azur (Méditerranée française), le RSP (réseau de surveillance posidonie) a mis en évidence une augmentation du nombre d'herbiers en progression depuis que la quasi-totalité des eaux usées passent par une station d'épuration, mais de nombreux herbiers continuent à régresser (Boudouresque *et al.*, 2000).

### Les techniques de restauration

On parle de rétablissement (= réintroduction ou réimplantation dans le cas des végétaux) lorsqu'une espèce est réintroduite dans une région où elle a existé dans le passé et d'où elle a disparu du fait de l'homme. On parle de renforcement des populations quand on relâche ou replante des individus d'une espèce menacée dans une région d'où elle n'a pas disparu mais où ses effectifs sont considérés comme trop bas. Les « réimplantations » de phanérogames marines dont il sera question ici correspondent toutes à un renforcement de populations.

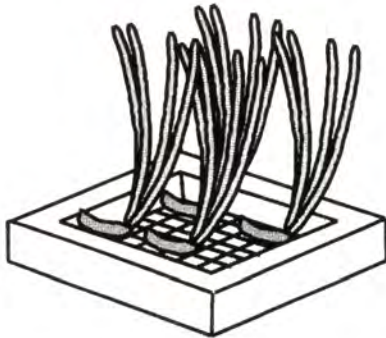
Ce sont l'importance de la régression des herbiers de phanérogames marines, jointe à la lenteur de la recolonisation naturelle, qui ont conduit à l'idée qu'il pouvait être nécessaire de procéder à des réimplantations (Meinesz *et al.*, 1990; Cinelli, 1991). Les premières tentatives de réimplantation datent de 1947. Elles ont été réalisées sur la côte est des États-Unis et concernent *Zostera marina* (Addy, 1947a, b). Par la suite, sur les côtes est et sud-est des États-Unis, on a tenté de réimplanter, dans des zones peu profondes (moins de 6 m), toute une série d'espèces, principalement *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* et *Zostera marina* (Thorhaug, 1979; Fonseca *et al.*, 1982a; Meinesz *et al.*, 1990; Sheridan *et al.*, 1998). En Floride (USA), on a réimplanté avec succès *Thalassia testudinum*, à partir de graines,



dans un site où l'espèce avait été détruite par la pollution thermique ; 4 ans après le semis, on a même observé la floraison et la fructification de l'herbier reconstitué (Thorhaug, 1979). Au Japon, des tentatives ont été faites pour reconstituer des herbiers de *Zostera marina*, à partir de graines germées en aquarium (Kawasaki *et al.*, 1988).

En Méditerranée, des essais de réimplantation de *Cymodocea nodosa* et de *Zostera noltii*, par transplantation de mottes, ont été effectués dans les Bouches-du-Rhône (Meinesz & Verlaque, 1979) et le Var (Jeudy de Grissac, 1984; fig. 3). Dans la lagune de Venise (Italie), des expériences de transplantation de *Zostera marina*, *Z. noltii* et *Cymodocea nodosa* ont donné des premiers résultats intéressants (Curiel *et al.*, 1994; Rismondo *et al.*, 1995; Faccioli, 1996). C'est toutefois *Posidonia oceanica* qui a donné lieu au plus grand nombre de travaux (Meinesz *et al.*, 1990).

Figure 1  
Un cadre en ciment  
de type «Cooper»,  
avec des boutures  
de *Posidonia oceanica*.



Les techniques<sup>1</sup> mises au point pour la réimplantation (e.g. Phillips, 1980b; Lewis, 1987; Meinesz *et al.*, 1990; Cinelli, 1991; Piazzini & Cinelli, 1995) comportent (i) la mise en place de dalles en ciment percées de trous dans lesquels sont placées les boutures (Maggi, 1973), (ii) la mise en place de cadres en ciment au centre desquels sont placées un grand nombre de boutures retenues par un grillage (fig. 1; Cooper, 1976, 1982; Giaccone & Calvo, 1980; Chessa & Fresi, 1994); (iii) des grillages plastiques ou métalliques, posés à plat sur le fond, sur lesquels sont fixées les boutures (Larkum, 1976; Molenaar & Meinesz, 1992; Molenaar *et al.*, 1993; Piazzini & Cinelli, 1995; Piazzini *et al.*, 1998, 2000), (iv) des systèmes de fixation des boutures directement sur le fond au moyen de piquets (tuteurs) ou de crochets (fig. 2; Fonseca *et al.*, 1982a; Molenaar, 1992; Rismondo *et al.*, 1995; Davis & Short, 1997); (v) le creusement de trous dans lesquels sont placés des blocs de matre (mottes) (fig. 3; Addy, 1947a; Phillips, 1980a; Noten,

1. Certaines de ces techniques ont fait l'objet de brevets. Leur utilisation ne tombe donc pas dans le domaine public.



1983; Dennison & Alberte, 1986; Chessa & Fresi, 1994; Rismondo *et al.*, 1995; Faccioli, 1996); (vi) des filets en matière biodégradable (Fonseca *et al.*, 1979; Kenworthy *et al.*, 1980) et enfin (vii) la mise en place de jeunes individus (plantules) ayant germé en laboratoire (Addy, 1947a; Cooper, 1976; Thorhaug, 1979; Lewis & Phillips, 1980; Kawasaki *et al.*, 1988; Piazzi & Cinelli, 1995; Balestri *et al.*, 1998; Piazzi *et al.*, 2000). Les techniques ne comportant pas la mise en place de structures en ciment sont préférables dans la mesure où, en cas d'échec, il n'y a pas d'impact sur l'environnement (Jeudy de Grissac, 1984).

Figure 2  
Fixation des boutures  
sur le fond au moyen  
de piquet et de crochet.

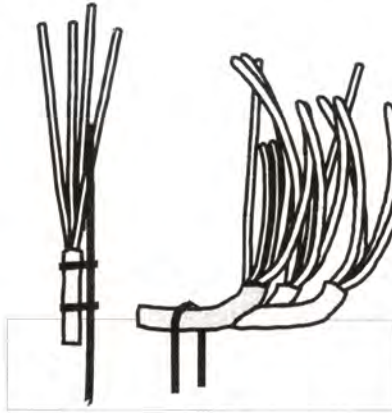
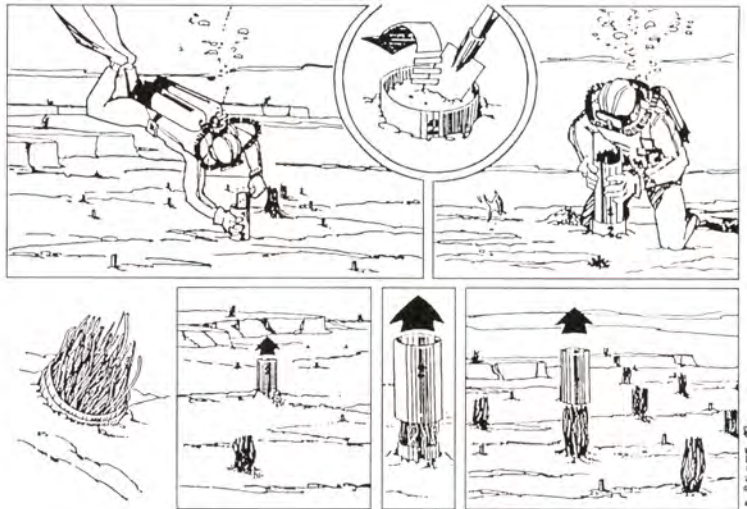


Figure 3  
Les différentes étapes  
de la réimplantation  
de *Zostera noltii* à l'aide  
de mottes (la plante,  
ses racines et le sédiment)  
placées dans deux tubes  
de PVC emboîtés  
qui sont ensuite retirés.  
D'après Jeudy de Grissac  
(1984).



Les boutures sont soit des rhizomes en épave (Sougy, 1996), soit des rhizomes prélevés dans des herbiers vivants. Les boutures en épave présentent l'avantage d'être disponibles par dizaines de milliers, produites naturellement par l'hydrodynamisme, alors que leurs chances de réimplantation naturelle sont infimes (Meinesz & Lefèvre, 1984). Quant au prélèvement des boutures dans les herbiers vivants, l'intérêt est que l'on connaît exactement leur provenance (profondeur), que l'on peut déterminer le nombre de faisceaux par bouture et le type des rhizomes (plagiotropes ou orthotropes) et ainsi optimiser les conditions de la réimplantation.

La meilleure saison de transplantation de *Posidonia oceanica*, pour la survie et le développement des boutures, est le printemps pour les boutures plagiotropes (rhizomes rampants; fig. 3), avec un taux moyen de survie de 92 % (après 3 ans) et l'automne pour les boutures initialement orthotropes (rhizomes dressés), avec un taux de survie de 45 % (Molenaar, 1992; Meinesz *et al.*, 1992). Les boutures plagiotropes donnent de meilleurs résultats (74-76 % de survie en moyenne) que les boutures orthotropes (30-60 % de survie) et leur croissance est plus rapide (Meinesz *et al.*, 1992; Piazzi & Cinelli, 1995; Piazzi *et al.*, 1998, 2000). Pour les boutures orthotropes, la longueur optimale du rhizome est de 10-15 cm (Meinesz *et al.*, 1992). Les boutures provenant de profondeur donnent de meilleurs résultats que celles provenant d'herbiers superficiels (Chessa & Fresi, 1994). Par ailleurs, il y a intérêt à ce que les boutures soient disposées à proximité (5 à 10 cm) les unes des autres. Le taux de survie dépend du substratum : dans le cas de plantules issues de graines, il est après 3 ans de 68 % sur matre morte contre 0 % sur fond de galets (Balestri *et al.*, 1998, 2000). Chez *Thalassia testudinum*, en revanche, les réimplantations à partir de graines ont donné de mauvais résultats (Thorau, 1974).

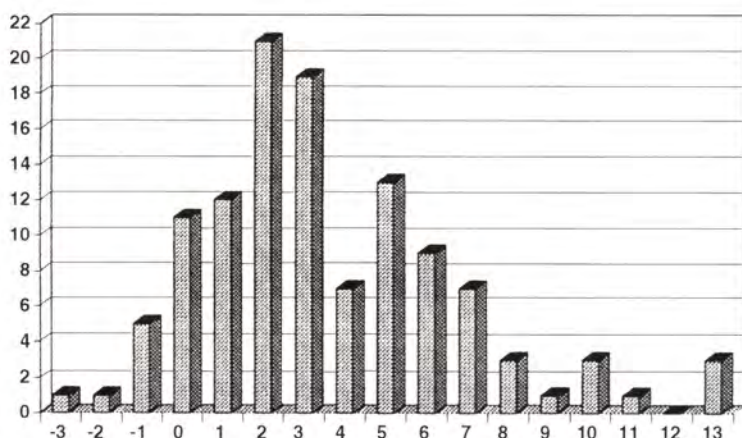
Chez certaines espèces (e.g. *Zostera marina*), des boutures provenant de sites éloignés n'ont pas donné de bons résultats. La raison pourrait résider dans le fait qu'elles présentent de petites différences génétiques qui les rendent moins adaptées au site de réimplantation que les souches indigènes (Van den Hartog, 2000).

Le taux de survie des boutures de *P. oceanica* peut donc être bon : par exemple 84% après quatre ans dans la baie du Prado à Marseille (Charbonnel *et al.*, 1994, 1995). Mais la recolonisation est toutefois lente : sur ce même site du Prado, le nombre total de faisceaux de feuilles (environ 1 240) ne diffère pas significativement entre 1991 et 1993 ; leur accroissement sur les boutures survivantes a simplement compensé la réduction du nombre des boutures (tab. 1). Ce n'est qu'à partir de la troisième ou de la quatrième année que l'accroissement par rapport au nombre de faisceaux initialement réimplantés devient significatif (Charbonnel *et al.*, 1995 ; tab. 1 et fig. 4).

Tableau 1 - Expérience de réimplantation de *Posidonia oceanica* dans la baie du Prado (Marseille, France) : évolution du nombre de boutures et du nombre total de faisceaux de feuilles (une bouture en comporte plusieurs) entre 1991, date de la réimplantation et 1995. dm = donnée manquante. D'après Charbonnel *et al.* (1994, 1995), modifié.

Stations	Nombre de boutures initial (1991)	Taux de survie des boutures (1993)	Taux de survie des boutures (1995)	Nombre moyen de faisceaux par bouture (1991)	Nombre moyen de faisceaux par bouture (1993)	Nombre moyen de faisceaux par bouture (1995)	Nombre total de faisceaux (1991)	Nombre total de faisceaux (1993)	Nombre total de faisceaux (1995)
1	132	84 %	dm	2.9	2.7	dm	383	299	dm
2	100	85 %	dm	2.9	3.4	dm	290	289	dm
3	139	89 %	84%	2.8	3.1	6.4	389	384	747
4	100	87%	84%	2.8	3.1	5.2	280	270	437

Figure 4  
Expérience de réimplantation de *Posidonia oceanica* dans la baie du Prado (Marseille, France): évolution du nombre de faisceaux de feuilles par bouture (-3 à +13), par rapport au nombre initial de faisceaux par bouture, entre 1991 (date de la réimplantation) et 1995, pour les 117 boutures survivantes (139 plantées). D'après Charbonnel *et al.* (1995).



Des sites de réimplantation de *P. oceanica*, généralement expérimentaux, totalisant plus de 150 000 boutures, existent en particulier à Marseille, Toulon, Hyères, Cannes, Golfe-Juan, Galeria et aux îles Lavezzi (France) (e.g. Maggi, 1973; Cooper, 1976; Nieri *et al.*, 1991), à Monaco (Sougy, 1996), en Toscane (Piazzini *et al.*, 1998), au nord de Civitavecchia (Piazzini & Cinelli, 1995), à Naples (Cinelli, 1980; Chessa & Fresi, 1994), en Sardaigne (Chessa et Fresi, 1994) et en Sicile (Giaccone & Calvo, 1980). Ces réimplantations ont toutefois une ampleur très limitée si on les compare à celles de *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii* et *Syringodium filiforme* qui ont été réalisées dans le sud-est des USA. Lewis (1987) y cite 13 grandes opérations, dont la plus importante concerne une surface de 49 hectares. Au Japon, des opérations de réimplantation de *Zostera marina* ont également été réalisées (Kawasaki *et al.*, 1988).

Campbell (2000) considère qu'une opération de réimplantation est un succès si le taux de survie des implants est d'au moins 50 % et si le taux de progression des rhizomes est d'au moins 50 %. Sur l'ensemble des opérations réalisées, le taux de succès a été de moins de 50 % aux USA



et de moins de 22 % en Australie (Fonseca *et al.*, 1996; Campbell, 2000). En Méditerranée, il est difficile d'apprécier avec précision le taux de succès. En effet, la majorité des opérations citées dans la littérature n'ont pas fait l'objet d'une évaluation, plusieurs années après leur réalisation. Nous l'évaluons empiriquement aux alentours de 40 %.

### **La mise en œuvre de la restauration des herbiers**

On désigne sous le terme de mitigation les mesures destinées à atténuer les effets de l'impact de l'homme sur l'environnement, à en compenser les effets ou à restaurer une situation antérieure. La création d'aires marines protégées (AMP), la mise en place de récifs artificiels, l'optimisation des enrochements artificiels, le renforcement des populations d'une espèce (réimplantation de phanérogames marines par exemple) peuvent ainsi constituer des mesures de mitigation. Le concept de mitigation doit toutefois être utilisé avec la plus grande prudence : le risque existe en effet que la mitigation soit utilisée comme un alibi permettant de poursuivre des aménagements destructeurs, en trompant le public et en donnant bonne conscience aux élus. Il doit être en effet bien clair qu'il n'existe pas de compensation réelle à un aménagement. La mitigation doit donc être considérée uniquement comme une tentative de restauration approximative de ce qui a été détruit dans le passé et non comme la justification de nouvelles destructions par d'hypothétiques compensations. Par ailleurs, les mesures de compensation annoncées au moment d'une décision d'aménagement n'engagent pas légalement la société d'aménagement, qui n'a généralement pas autorité (juridique et financière) pour les mettre en œuvre. Oliver (1993) cite le cas très instructif de l'aménagement du littoral Languedoc-Roussillon ; en 1978, la mission interministérielle pour l'aménagement du littoral du Languedoc-Roussillon avait accepté le principe de la création d'une quinzaine de « zones de protection biologique » ou de « réserves naturelles », en compensation des aménagements prévus ; le CNPN (conseil national de protection de la nature, ministère de l'Environnement) avait approuvé ces mesures de mitigation. En réalité, la création de réserves naturelles ne pouvait échapper à la procédure normale dans laquelle les collectivités territoriales jouent un rôle déterminant. En outre, la mission interministérielle a disparu une fois les aménagements réalisés ; 20 ans plus tard, seuls trois sites bénéficient d'une protection.

La mise au point des techniques de réimplantation des phanérogames marines, puis leur mise en œuvre, apparaissent comme des nécessités. La régénération naturelle des herbiers est en effet très lente et il peut s'avérer nécessaire, dans les secteurs où la régression a été considérable, d'accélérer la régénération naturelle par des réimplantations. Toutefois, il convient de s'assurer au préalable que les causes de la régression ont cessé d'agir (tab. 2). Les contraintes propres au milieu marin rendent en effet ces réimplantations relativement coûteuses : par exemple

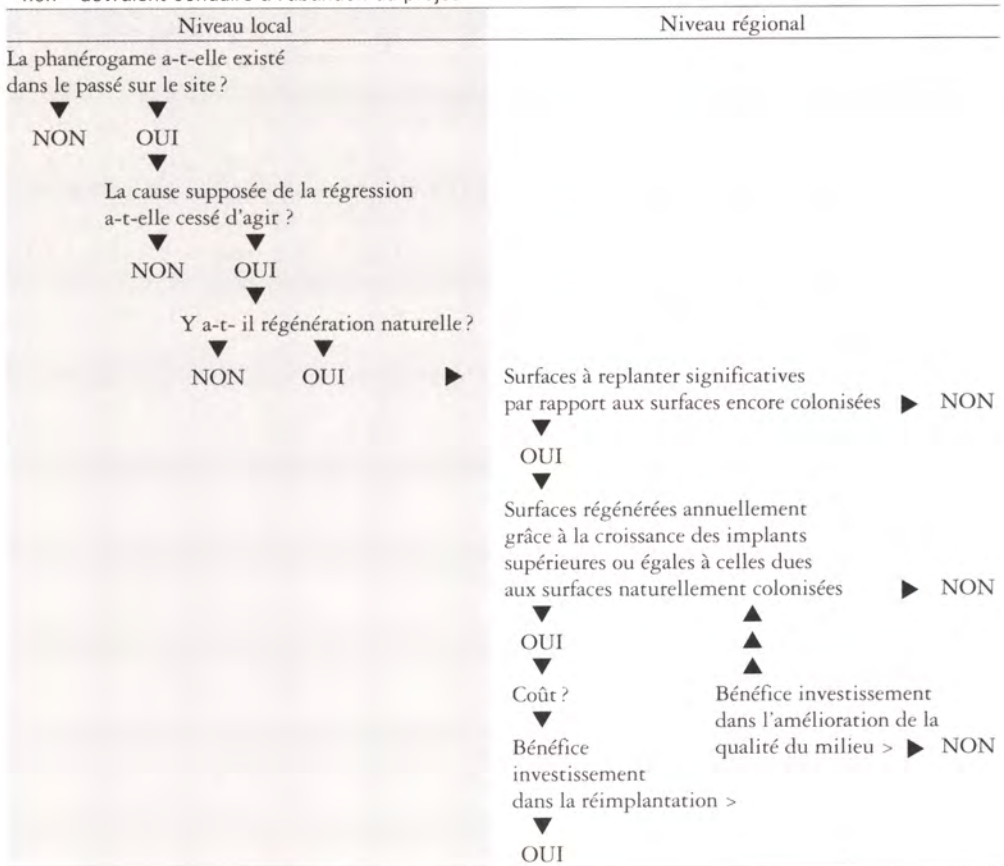


250 à 500 homme-heures, soit 30 000 à 45 000 \$, pour la réimplantation d'un hectare de *Zostera marina* (Thorhaug & Austin, 1976; Fonseca *et al.*, 1979, 1982a,b, 1998; Chessa & Fresi, 1994). Il ne serait donc pas très cohérent d'essayer de régénérer un ou deux hectares d'herbier (en 30 à 50 ans dans le cas de *Posidonia oceanica*) dans un secteur où plusieurs hectares d'herbier continuent à disparaître chaque année du fait des activités humaines. Au total, les réimplantations doivent s'intégrer dans une stratégie globale de gestion des herbiers à l'échelle d'une baie ou d'une région (Campbell, 2000; Van den Hartog, 2000; Orth, 2000). Cette stratégie doit prendre en compte les éléments suivants (tab. 2; Boudouresque *et al.*, 1994b) : (i) surface totale des herbiers existants ; (ii) surfaces perdues chaque année du fait de la régression et causes de cette régression ; (iii) surfaces gagnées chaque année du fait de la régénération naturelle (si elle existe) ; (iv) surfaces que l'on peut espérer gagner par réimplantation, avec un échéancier à 10, 20 et 50 ans ; (v) coût des réimplantations et comparaison des effets d'un investissement identique alternatif dans la maîtrise des causes de la régression (épuration des eaux, mise en place de récifs anti-chaluts, équipement des mouillages forains, création d'AMP, etc.). Par ailleurs, il convient de s'assurer que la population de phanérogames approvisionnant la réimplantation soit aussi proche que possible de la population disparue, d'un point de vue géographique, écologique et génétique (Lambinon, 1994; Van den Hartog, 2000).

Il existe malheureusement un risque sérieux que la possibilité technique de réimplanter soit détournée de ses objectifs pour servir d'alibi à de nouvelles destructions (Fonseca *et al.*, 1979, 1987). Les réimplantations de *Posidonia oceanica*, en Méditerranée, offrent effectivement de nombreux exemples où l'on a « planté pour planter », sans aucune stratégie d'ensemble, au gré des sollicitations d'élus locaux (Boudouresque *et al.*, 1994b) : (i) on a planté dans des secteurs où *P. oceanica* n'existe pas naturellement et semble ne jamais avoir existé : quelle justification y a-t-il à tenter de remplacer un fond de sable infralittoral (qui n'a rien d'un désert biologique, ce que certains gestionnaires ne savent pas) par quelques touffes de *P. oceanica* ? (ii) on a planté dans des zones où la régression de l'herbier se poursuit rapidement ; (iii) à Cannes (Alpes-Maritimes), une partie des réimplantations a été effectuée dans un herbier à *Cymodocea nodosa*, une autre phanérogame marine qui, comme *P. oceanica*, est protégée par la loi (arrêté du 19 juillet 1988), détruire une espèce protégée pour la remplacer par une autre espèce protégée ne constitue pas une stratégie bien cohérente ; (iv) plus grave, des réimplantations de *P. oceanica* ont été proposées comme mesure compensatoire dans le cadre de projets de construction ou d'agrandissement de ports de plaisance. C'est le cas, par exemple, du projet d'agrandissement du port de Sanary-sur-Mer : en compensation à la destruction (certaine) d'une importante surface d'herbier, il était prévu de planter quelques milliers de boutures dans une zone où, de plus, rien n'indiquait que des herbiers aient existé dans le passé, ni

que *P. oceanica* soit capable de s'y maintenir. Quoi qu'il en soit, en France, du fait de la protection légale de *Posidonia oceanica*, les opérations de réimplantation, qui impliquent la récolte et le transport de boutures, ne sont pas autorisées par le ministère de l'Environnement ; les seules dérogations concernent la recherche scientifique (Boudouresque *et al.*, 1994b).

Tableau 2 - Stratégie décisionnelle pour une opération de réimplantation de phanérogames marines. La séquence des questions-réponses se déroule d'abord au niveau local (le site où sont prévues les réimplantations), puis au niveau régional (un ensemble homogène tel qu'une baie). Les réponses « non » devraient conduire à l'abandon du projet.



Afin d'éviter que les techniques de réimplantation de *Posidonia oceanica* ne servent d'alibi à la poursuite de la destruction des herbiers existants, un code de bonne conduite a été proposé (Boudouresque *et al.*, 1994b). Ses principes sont les suivants : (1) le site précis et le biotope de réimplantation doivent avoir été autrefois occupés par *P. oceanica* ; (2) les causes de la disparition de *P. oceanica* (pollution, chalutages, ancrages, etc.) dans le site où est envisagée une réimplantation doivent avoir cessé d'agir. On doit donc démontrer, préalablement à toute

réimplantation, que les herbiers ou les touffes isolées de *P. oceanica* les plus proches du site de réimplantation ont amorcé un processus de recolonisation naturelle; (3) la réimplantation ne doit pas se faire à proximité d'herbiers très étendus. En effet, il est inutile d'ajouter quelques dizaines ou centaines de mètres carrés (0,001 à 0,01 ha) à un herbier de plusieurs centaines ou milliers d'hectares; (4) la réimplantation ne peut se faire en compensation de la destruction d'un herbier. Pour éviter cette dérive, aucune réimplantation ne doit avoir lieu dans un rayon de 10 km autour d'une destruction délibérée (dans le cadre d'un aménagement littoral) pendant une période de 10 ans; (5) la réimplantation sur le site même d'une destruction provisoire devrait toutefois être autorisée. C'est le cas de la fermeture d'une tranchée ouverte à l'occasion de fouilles archéologiques ou de l'ensouillage d'une canalisation (ou d'un câble) traversant un herbier; (6) à l'exception du cas particulier qui précède (point 5), toute réimplantation de *P. oceanica* doit être précédée par une réimplantation expérimentale, portant sur quelques centaines de boutures. Un suivi scientifique, pendant trois ans, doit démontrer le succès de l'expérience pour que puisse être envisagée une opération à plus grande échelle; (7) le prélèvement des boutures destinées à la réimplantation ne doit pas mettre en péril les herbiers existants. L'utilisation de boutures-épaves, bien que donnant des résultats moins bons, ou de plantules nées de graines permet d'éviter ce problème; (8) enfin, les réimplantations doivent s'insérer dans une stratégie globale de gestion des herbiers de la région concernée (voir plus haut).

Des protocoles de décision similaires, adaptés aux espèces et aux problèmes locaux, ont été élaborés aux USA (Fonseca *et al.*, 1996, 1998) et en Australie (Campbell, 2000).

### Conclusions

En dépit d'un effort de recherche considérable à l'échelle mondiale, les résultats concrets des réimplantations de phanérogames marines restent contrastés. Il en résulte que la restauration des herbiers de phanérogames marines ne peut pas encore être comparée à la reforestation, telle qu'elle est pratiquée dans le domaine continental.

Pourtant, bien que le pourcentage d'échec soit élevé, on peut considérer qu'il existe aujourd'hui un corpus méthodologique fiable pour la réimplantation des principales espèces de phanérogames marines. En Méditerranée, les réimplantations sont surtout expérimentales. La croissance très lente de *Posidonia oceanica* fait que, plus de 25 ans après les premières réimplantations, il n'existe pas encore de véritable herbier reconstitué à partir de réimplantation. La situation est différente au Japon et surtout aux USA, où les réimplantations se sont faites à une échelle plus importante. La croissance plus rapide de *Zostera marina*, de *Thalassia testudinum* et surtout de *Halodule wrightii* et de *Syringodium filiforme* a permis la reconstitution de véritables herbiers, c'est-à-dire de surfaces de plusieurs hectares occupées de façon à-peu-près continue par

des phanérogames marines. Les coûts peuvent sembler relativement élevés mais pourraient sans doute diminuer dans le cas d'opérations de taille significative. En outre, comparés aux coûts d'autres opérations de préservation de la qualité des milieux ou de restauration des écosystèmes littoraux, ils sont acceptables.

En fait, le principal frein aux opérations de réimplantations de phanérogames marines n'est pas un obstacle méthodologique ou financier. Trop souvent, les opérations de réimplantation n'ont pas été couplées à une réflexion globale sur la mitigation ou la réhabilitation. La réimplantation des phanérogames marines constitue pourtant un outil de restauration efficace, à la condition qu'un processus décisionnel cohérent soit mis en œuvre, dans le cadre d'une gestion intégrée des milieux littoraux à l'échelle régionale.

### Références bibliographiques

- Addy C.E., 1947a. Eelgrass planting guide. Maryland Conservationist, USA, 24, 16-17.
- Addy C.E., 1947b. Germination of eelgrass seed. J. Wildl. Manag., USA, 11, 279.
- Augier H., Monnier-Besombes G., Sigoillot G., 1984. Influence des détergents sur *Posidonia oceanica* (L.) Delile. In: International workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., 1, 407-418.
- Balestri E., Piazzini L., Cinelli E., 1998. Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 228, 209-225.
- Blanc J.J., Jeudy de Grissac A., 1989. Réflexion géologique sur la régression des herbiers à posidonies (départements du Var et des Bouches-du-Rhône). In: International workshop on *Posidonia* beds. Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), GIS Posidonie publ., 2, 273-285.
- Boudouresque C.F., Meinesz A., 1982. Découverte de l'herbier de posidonie. Cah. Parc Nat. Port-Cros, 4, 1-79.
- Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., 1983. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : les interactions entre la plante et le sédiment. J. Rech. Océanogr., 8(2-3), 99-122.
- Boudouresque C.F., Meinesz A., Ledoyer M., Vitiello P., 1994a. Les herbiers à phanérogames marines. In: Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée : synthèse, menaces et perspectives. Bellan-Santini D., Lacaze J.C., Poizat C. (eds), Muséum national d'Histoire naturelle publ., Paris, 98-118.



- Boudouresque C.F., Gravez V., Meinesz A., Molenaar H., Pergent G., Vitiello P., 1994b. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : protection légale et gestion. *In*: Pour qui la Méditerranée au XXI<sup>e</sup> siècle? Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée, Montpellier, 209-220.
- Boudouresque C.F., Arrighi F., Finelli E., Lefèvre J.R., 1995. Arrachage des faisceaux de *Posidonia oceanica* par les ancres : un protocole d'étude. Rapp. P.V. Réun. Commiss. Internat. Explor. Sci. Mer Médit., 34, 21.
- Boudouresque C.F., Charbonnel E., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Cadiou G., Bertrand M.C., Foret P., Ragazzi M., Rico-Raimondino V., 2000. A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the northwestern Mediterranean Sea. Biol. Mar. Medit., 7(2), 328-331.
- Bourcier M., Nodot C., Jeudy de Grissac A., Tiné J., 1979. Répartition des biocénoses benthiques en fonction des substrats sédimentaires de la rade de Toulon (France). Téthys, 9(2), 103-112.
- Cambridge M.L., McComb A.J., 1984. The loss of seagrasses in Cockburn Sound, Western Australia. I. The time course and magnitude of seagrass decline in relation to industrial development. Aquat. Bot., 20, 229-243.
- Cambridge M.L., Bastyan G.R., Walker D.I., 2000. Recovery of *Posidonia* meadows by rhizome growth and seedling recruitment in Oyster Harbour, South-Western Australia. Biol. Mar. Medit., 7(2), 332-335.
- Campbell M.L., 2000. A decision-based framework to increase seagrass transplantation success. Biol. Mar. Medit., 7(2), 336-340.
- Cancemi G., De Falco G., Pergent G., 2000. Impact of a fish farming facility on a *Posidonia oceanica* meadow. Biol. Mar. Medit., 7(2), 341-344.
- Capone D.G., Taylor B.F., 1977. Nitrogen fixation (acetylene reduction) in the phyllosphere of *Thalassia testudinum*. Mar. Biol., 40, 19-28.
- Charbonnel E., Sinnassamy J.M., Gravez V., 1994. Réimplantation de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* dans le golfe de Marseille (Bouches-du-Rhône). Suivi 1993. Site du Prado : état après deux ans. Site de Morgiret : état après 1 an. GIS Posidonie publ., 55 p.
- Charbonnel E., Molenaar H., Gravez V., 1995. Réimplantation de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* dans le golfe de Marseille (Bouches-du-Rhône). Rapport final 1991-1995. DEGT Ville de Marseille et GIS Posidonie publ., 93 p.
- Chessa L.A., Fresi E., 1994. Conservazione e gestione delle praterie di *Posidonia*. *In*: La gestione degli ambienti costieri e insulari del Mediterraneo. Monbailliu X., Torre A. (eds), Edizione del Sole publ., Italia, 103-127.

- Cinelli F., 1980. Le fanerogame marine: problemi di trapianto e di riforestazione. Mem. Biol. Mar. Oceanogr., Italia, suppl. 10, 17-25.
- Cinelli F., 1991. La riforestazione quale mezzo di ripristino e di controllo per le praterie di fanerogame marine. In: Parchi marini del Mediterraneo. Problemi e perspective. Atti del 2° convegno internazionale, San Teodoro. Icimar publ., Sardegna, 78-82.
- Cooper G., 1976. Jardinier de la Mer. Association-Fondation G. Cooper pour la reconquête des milieux naturels détruits, Cahier, 1, 1-57.
- Cooper G., 1982. Réimplantation de *Posidonia oceanica*. Protection des implants. Bull. Ecol., 13(1), 65-73.
- Curiel D., Rismondo A., Solazzi A., Marzocchi M., Scattolin M., 1994. Valutazione dello stato di qualità dei popolamenti a fanerogame marine in Laguna di Venezia e sperimentazione di reimpianto a *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Zostera noltii*. Biol. Mar. Medit., 1(1), 407-408.
- Davis R.C., Short F.T., 1997. Restoring eelgrass, *Zostera marina* L., habitat using a new transplanting technique: the horizontal rhizome method. Aquat. Bot., 59, 1-15.
- Dawes C.J., Guiry M.D., 1992. Proximate constituents in the seagrasses *Zostera marina* and *Z. noltii* in Ireland: seasonal changes and the effect of blade removal. Mar. Ecol. PSZNI, 13(4), 307-315.
- Dawes C.J., Lawrence J.M., 1980. Seasonal changes in the proximate constituents of the seagrasses *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, and *Syringodium filiforme*. Aquat. Bot., 8, 371-380.
- Delgado O., Ruiz J., Perez M., Romero J., Ballesteros E., 1999. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. Oceanol. Acta, 32(1), 109-117.
- Dennison W.C., Alberte R.S., 1986. Photoadaptation and growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) transplants along a depth gradient. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 98, 265-282.
- Dimech M., Borg J.A., Schembri P.J., 2000. Structural changes in a *Posidonia oceanica* meadow exposed to a pollution gradient from a marine fish-farm in Malta (central Mediterranean). Biol. Mar. Medit., 7(2), 361-364.
- Faccioli F., 1996. The morphological restoration of the Venice Lagoon. Quaderni trimestriali, Consorzio Venezia Nuova, Italia, suppl 3-4, 1-24.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Homziak J., Thayer G.W., 1979. Transplanting of eelgrass and shoalgrass as a potential means of economically mitigating a recent loss of habitat. In: Proc. 7th ann. conf. wetlands restor. creation. Cole D.P. (ed.), USA, 279-326.

- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W., 1982a. A low-cost planting technique for eelgrass (*Zostera marina* L.). National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, Beaufort Laboratory publ., USA, 15 p.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Phillips R.C., 1982b. A cost-evaluation technique for restoration of seagrass and other plant communities. *Environm. Cons.*, 9(3), 237-241.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W., 1987. Transplanting of the seagrasses *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme* and *Thalassia testudinum* for sediment stabilization and habitat development in the southeast region of the United States. Dep. of Army, US Army Corps of Engineers, Technical report EL-87-8, 59 p.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W., 1996. Draft guidelines for mitigation and restoration of seagrass in the United States and adjacent waters. National Fisheries Service, NOAA Coastal ocean program decision, analysis series, USA, 222 p.
- Fonseca M.S., Kenworthy W.J., Thayer G.W., 1998. Guidelines for conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, Maryland, Analysis Series, 12.
- Gambi M.C., Buia M.C., Casola E., Scardi M., 1989. Estimates of water movement in *Posidonia oceanica* beds: a first approach. *In: International workshop on Posidonia beds*. Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), GIS Posidonie publ., 2, 101-112.
- Giaccone G., Calvo S., 1980. Restaurazione del manto vegetale mediante trapianto di *Posidonia oceanica* (Linneo) Delile. Risultati preliminari. *Mem. Biol. Mar. Oceanogr., Ital.*, suppl. 10, 207-211.
- Iizumi H., 1994. Nitrogen fixation, a nitrogen input to a tropical seagrass bed. *In: Developmental processes and material flow in tropical seagrass beds*. Koike (ed.), Univ. Tokyo publ., 31-39.
- Jackson E.L., Rowden A.A., Attrill M.J., Jones M.B., Bossy S.F., 2000. Seagrass or bare sand: which is more important for English Channel fisheries? *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 381-384.
- Jeuzy de Grissac A., 1984. Essais d'implantations d'espèces végétales marines : les espèces pionnières, les posidonies. *In: International workshop on Posidonia oceanica beds*. Boudouresque C.F., Jeuzy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., 1, 431-436.
- Jimenez S., Cano R., Bayle J., Ramos A., Sanchez Lizaso J.L., 1996. Las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile como zona de protección de juveniles de especies de interés comercial. *Real Soc. Esp. Hist. Nat.*, tomo extraordinario, 375-378.
- Kawasaki Y., Iituka T., Goto H., Terawaki T., Watanabe Y., Kikuti K., 1988. Study on the technique for *Zostera* bed creation. Central Res. Inst. Electric Power Industry, Japon, Rep. N° U-14, 231 p.

- Kenworthy W.J., Fonseca M.S., Homziak J., Thayer G.W., 1980. Development of a transplanted seagrass (*Zostera marina* L.) meadow in Back Sound, Carteret County, North Carolina. *In: Proc. 7th ann. conf. wetlands restor. creation.* Cole D.P. (ed.), USA, 175-193.
- Kirkman H., Kirkman J.A., 2000. The management of seagrasses in South-East Asia and Australia. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 305-319.
- Klumpp D.W., Howard R.K., Pollard D.A., 1989. Trophodynamics and nutritional ecology of seagrass communities. *In: Biology of seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region.* Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (eds), Elsevier, Amsterdam, 394-457.
- Kuo J., McComb A.J., 1989. Seagrass taxonomy, structure and development. *In: Biology of seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region.* Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (eds), Elsevier, Amsterdam, 6-73.
- Lambinon J., 1994. L'introduction et la réintroduction d'espèces vivantes : remède à la perte de biodiversité, ou bien déviation des objectifs et de l'éthique de la conservation de la nature? *Ann. Gembloux*, 99, 71-95.
- Larkum A.W.D., 1976. Ecology of Botany Bay. 1. Growth of *Posidonia australis* (Brown) Hook f. in Botany Bay and other bays of the Sidney Basin. *Austr. J. Mar. Freshwater Res.*, 27, 117-127.
- Larkum A.W.D., Van den Hartog C., 1989. Evolution and biogeography of seagrasses. *In: Biology of seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region.* Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (eds), Elsevier, Amsterdam, 112-156.
- Lawton J.H., 1994. What do species do in ecosystems? *Oikos*, 71, 367-374.
- Lewis R.R., 1987. The restoration and creation of seagrass meadows in the Southeast United States. *Florida Mar. Res. Publ.*, 4, 153-173.
- Lewis R.R., Phillips R.C., 1980. Experimental seagrass mitigation in the Florida keys. *In: Proc. 7th ann. conf. wetlands restor. creation.* Cole D.P. (ed.), USA, 155-173.
- Maggi P., 1973. Le problème de la disparition des herbiers à posidonies dans le golfe de Giens (Var). *Sci. Pêche, Fr.*, 221, 7-20.
- Meinesz A., Verlaque M., 1979. Note préliminaire concernant quelques expériences de repiquage de *Caulerpa prolifera* et de *Zostera noltii* dans la zone de rejet de l'effluent thermique de la centrale électrique de Martigues-Ponteau (golfe de Fos, France). *Rapp. P.V. Réun. Commiss. internat. explor. sci. Médit.*, 25-26, 209-212.



- Meinesz A., Lefèvre J.R., 1984. Régénération d'un herbier à *Posidonia oceanica* quarante années après sa destruction par une bombe dans la rade de Villefranche (Alpes-Maritimes). In: International workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque C.F., Jeudy de Grisac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., 1, 39-44.
- Meinesz A., Caye G., Loquez F., Macaux S., 1990. Analyse bibliographique sur la culture des phanérogames marines. *Posidonia Newsletter*, Fr., 3(1), 1-67.
- Meinesz A., Lefèvre J.R., Astier J.M., 1991. Impact of coastal development on the infralittoral zone along the southern Mediterranean shore of continental France. *Mar. Poll. Bull.*, 23, 343-347.
- Meinesz A., Molenaar H., Bellone E., Loques F., 1992. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. Effects of rhizome length and transplantation season in orthotropic shoots. *Mar. Ecol. PSZNI*, 13(2), 163-174.
- Mendez S., Pergent G., Pergent-Martini C., 1997. Impact of fish farming facilities on coastal ecosystems. In: Proceedings of the third international conference on the Mediterranean coastal environment, MEDCOAST 97, November 11-14, Malta. Ozhan E. (ed.), 197-211.
- Molenaar H., 1992. Étude de la transplantation de boutures de la phanérogame marine *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Modélisation de l'architecture et du mode de croissance. Thèse doct. Sci. Vie, univ. Nice Sophia-Antipolis, Fr., 221 p.
- Molenaar H., Meinesz A., 1992. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. II. Effects of depth changes on transplanted orthotropic shoots. *Mar. Ecol. PSZNI*, 13(2), 175-185.
- Molenaar H., Meinesz A., Caye G., 1993. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. Survival and development in different morphological types of transplanted cuttings. *Bot. Mar.*, 36, 481-488.
- Nieri M., Meinesz A., Molenaar H., Sloeck O., 1991. Réimplantation de la phanérogame *Posidonia oceanica* dans le golfe de Marseille (Bouches-du-Rhône). Ville de Marseille et GIS Posidonie publ., 35 p.
- Noten T.M.P.A., 1983. Detached shoots of *Zostera noltii* Hornem as a means of dispersal: a transplantation experiment. In: Proceedings internat. symp. aquat. macrophytes, Nijmegen, Netherlands, 161-164.
- Oliver G., 1993. «Touristification» du littoral Languedoc-Roussillon. In: Pour qui la Méditerranée au XXI<sup>e</sup> siècle? Le système littoral méditerranéen. Colloque scientifique Okeanos, Montpellier, 187-189.
- Orth R.J., 2000. Protection and restoration of seagrasses: addressing global concerns from a local perspective in Chesapeake Bay, USA. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 401-404.
- Orth R.J., Heck K.L. Jr, 1980. Structural components of eelgrass (*Zostera marina*) meadows in the lower Chesapeake Bay: *Fishes. Estuaries*, 3, 278-288.

- Ott J.A., 1981. Adaptive strategies at the ecosystem level: examples from two benthic marine systems. *Mar. Ecol. PSZNI*, 2(2), 113-158.
- Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., 1999. Environmental impact identification along the Corsican coast (Mediterranean Sea) using image processing. *Aquat. Bot.*, 65, 311-320.
- Peirano A., Bianchi N.C., 1995. Decline of the seagrass *Posidonia oceanica* in response to environmental disturbance: a simulation-like approach off Liguria (NW Mediterranean Sea). *In: Proc. 30th European marine biological symposium, Southampton*, 87-95.
- Pérès J.M., 1984. La régression des herbiers à *Posidonia oceanica*. *In: International workshop on Posidonia oceanica beds*. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Ollivier J. (eds), GIS Posidonie publ., 1, 445-454.
- Pergent G., Romero J., Pergent-Martini C., Mateo M.A., Boudouresque C.F., 1994. Primary production, stocks and fluxes in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 106, 139-146.
- Pergent G., Rico-Raimondino V., Pergent-Martini C., 1997. Fate of primary production in *Posidonia oceanica* meadows of the Mediterranean. *Aquat. Bot.*, 59, 307-321.
- Pergent-Martini C., 1994. Impact d'un rejet d'eaux usées urbaines sur l'herbier à *Posidonia oceanica*, avant et après la mise en service d'une station d'épuration. Thèse doctorat, univ. Corté, Corse, 191 p.
- Pergent-Martini C., Pasqualini V., 2000. Seagrass population dynamics before and after the setting up of a wastewater treatment plant. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 405-408.
- Phillips R.C., 1980a. Responses of transplanted and indigenous *Thalassia testudinum* Banks ex Königs and *Halodule wrightii* Aschers to sediment loading and cold stress. *Contrib. Mar. Sci.*, 23, 79-87.
- Phillips R.C., 1980b. Transplanting methods. *In: Handbook of seagrass biology: an ecosystem perspective*. Phillips R.C., McRoy K.P. (eds), Garland STMP press, New York, 4, 41-56.
- Piazzi L., Cinelli F., 1995. Restoration of the littoral sea bottom by means of transplantation of cuttings and sprouts. *In: Posidonia oceanica, a contribution to the preservation of a major Mediterranean marine ecosystem*. Cinelli F., Fresi E., Lorenzi C., Mucedola A. (eds), Revista marittima publ., Roma, 69-71.
- Piazzi L., Balestri E., Magri M., Cinelli F., 1998. Experimental transplanting of *Posidonia oceanica* (L.) Delile into a disturbed habitat in the Mediterranean Sea. *Bot. Mar.*, 41, 593-601.
- Piazzi L., Balestri E., Balata D., Cinelli F., 2000. Pilot transplanting experiment of *Posidonia oceanica* (L.) Delile to restore a damaged coastal area in the Mediterranean Sea. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 409-411.

- Pirc H., 1989. Seasonal changes in soluble carbohydrates, starch and energy content in Mediterranean seagrasses. *Mar. Ecol. PSZNI*, 10(2), 97-105.
- Ramos-Espla A.A., 1984. Cartografía de la pradera superficial de *Posidonia oceanica* en la Bahía de Alicante (SE, España). *In: International workshop on Posidonia oceanica beds*. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., Marseille, 1, 57-61.
- Rismondo A., Curiel D., Solazzi A., Marzocchi M., Chiozzotto E., Scatolin M., 1995. Sperimentazione di trapianto di fanerogame marine in Laguna di Venezia : 1992-1994. *SITE Atti*, Italia, 16, 699-701.
- Shepherd S.A., McComb A.J., Bulthuis D.A., Neverauskas V., Steffensen D.A., West R., 1989. Decline of seagrasses. *In: Biology of seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region*. Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (eds), Elsevier, Amsterdam, 346-393.
- Sheridan P., McMahan G., Hammerstrom K., Pulich W., 1998. Factors affecting restoration of *Halodule wrightii* to Galveston Bay, Texas. *Restor. Ecol.*, 6.
- Short F.T., Dennison W.C., Capone D.G., 1990. Phosphorus-limited growth of the tropical seagrass *Syringodium filiforme* in carbonate sediments. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 62, 169-174.
- Silberstein K., Chiffings A.W., McComb A.J., 1986. The loss of seagrass in Cockburn Sound, Western Australia. III. The effect of epiphytes on productivity of *Posidonia australis* Hook f. *Aquat. Bot.*, 24, 355-371.
- Sougy A., 1996. Les posidonies face aux attaques de la mer. *Mer et Littoral*, 15, 45-47.
- Thoraug A., 1974. Transplantation of the seagrass *Thalassia testudinum* König. *Aquaculture*, 4, 177-183.
- Thorhaug A., 1979. The flowering and fruiting of restaured *Thalassia* beds: a preliminary note. *Aquat. Bot.*, 6, 189-192.
- Thorhaug A., Austin C.B., 1976. Restoration of seagrass with economic analysis. *Environm. Conserv.*, 3, 259-367.
- Van den Hartog C., 1970. The seagrasses of the world. North Holland publ. Co, Amsterdam, 275 p. + 63 fig. h.t.
- Van den Hartog C., 1979. Seagrass and seagrass ecosystems, an appraisal of the research approach. *Aquat. Bot.*, 7, 105-117.
- Van den Hartog C., 2000. Procedures for the restoration of lost seagrass beds. *Biol. Mar. Medit.*, 7(2), 353-356.
- Walker D.I., Lukatelich R.J., Bastyan G., McComb A.J., 1989. Effect of boat moorings on seagrass beds near Perth, Western Australia. *Aquat. Bot.*, 36, 69-77.

- Wayne C.J., 1974. Effect of artificial seagrass on wave energy and near-shore sand transport. *Trans. Gulf Coast Ass. Geol. Soc.*, 24, 279-282.
- West R.J., Larkum A.W.D., King R.J., 1989. Regional studies, seagrasses of southeastern Australia. *In: Biology of seagrasses. A treatise on the biology of seagrasses with special reference to the Australian region.* Larkum A.W.D., McComb A.J., Shepherd S.A. (eds), Elsevier, Amsterdam, 230-260.



# Évaluation environnementale et restauration des zones côtières en mer intérieure de Seto, Japon

Yves Hénoque

Ifremer, centre de Toulon, Del, BP 330, 83507 La Seyne-sur-Mer, France  
Yves.Henocque@ifremer.fr.

## Résumé

La mer intérieure de Seto est la plus grande mer fermée du Japon. Cette mer peu profonde a toujours été un lieu de communication et de transport particulièrement actif. Depuis les années soixante, elle a connu sur ses côtes un développement industriel très important avec une demande concomitante d'espace supplémentaire. Plus de 10 000 ha ont été ainsi gagnés sur la mer, qu'il s'agisse de remblaiements côtiers ou de la réalisation d'îles artificielles comme celle de l'aéroport international du Kansai dans la baie d'Osaka. Ces aménagements, additionnés à l'accumulation des apports, notamment organiques, ont conduit à modifier profondément la dynamique des masses d'eau dans certaines baies, provoquant des phénomènes d'eutrophisation et d'anoxie particulièrement catastrophiques pour les industries de la pêche et de l'aquaculture. En 1974, une loi sur la conservation environnementale de la mer intérieure de Seto permettait de mettre en place une politique cohérente de limitation des apports et de la pratique des remblaiements mais qui, face au développement continu des aménagements, s'est révélée insuffisante. Cette loi a depuis été révisée en 1997 pour, notamment, mettre l'accent sur les techniques de restauration environnementale.

## Abstract

The Seto Inland Sea is the largest enclosed coastal sea in Japan. From ancient times, this shallow sea was an important area for communications and transportation. Since the sixties, the considerable industrial development on its shores means that more and more space is required to expand. More than 10,000 ha have therefore been reclaimed, along the coast or as artificial islands like Kansai International Airport in the Osaka Bay. Accumulation of contaminants from runoff, especially organic matter and nutrients, combined with reclaimed lands have led to major modifications of water mass dynamics in more or less confined bays. This has had catastrophic consequences for fisheries and aquaculture activities, due to eutrophication and anoxia of coastal waters. In 1974, a law for conservation of the Environment of the Seto

Inland Sea was enacted. As a result, coastal water quality has been improved, reducing the number of occurrences of red tides and regulating land reclamation practices. However, since the development trend continued, the measures were quickly perceived to be insufficient and the law was revised in 1997 to emphasize the development of mitigation and restoration techniques.

### **Introduction**

Les fonctions et les services rendus par les systèmes naturels sont de plus en plus pris en compte dans l'économie mondiale. Il est maintenant admis que, si des services tels que la propreté de l'air, de l'eau ou l'entretien de la biodiversité n'étaient pas assurés « naturellement », les coûts engendrés pour fournir ces mêmes services seraient faramineux. Les services fournis par les systèmes naturels ont récemment été définis comme correspondant à des flux de matériaux, d'énergie et d'information sur les stocks du capital naturel qui viennent se combiner aux stocks de capital matériel et humain pour produire le bien-être de l'homme (Costanza *et al.*, 1997).

Face aux pressions croissantes des activités humaines sur les écosystèmes, compter uniquement sur les capacités naturelles de régénération ou de réhabilitation ne suffit plus. L'ingénierie environnementale, dont certaines techniques ont été développées il y a déjà très longtemps, s'impose. Celle-ci s'est d'abord appliquée à contrôler ou corriger les processus physiques régissant les milieux naturels, tentant de relier de plus en plus ces pratiques à une ingénierie plus écologique visant la restauration des écosystèmes littoraux et marins.

À cet égard, le cas du Japon, plus particulièrement de la mer intérieure de Seto, est hautement illustratif, dans un pays constitué à 70 % de zones montagneuses difficilement praticables et où la zone côtière a été de tout temps le principal lieu de communication et de circulation des marchandises et, plus récemment, le lieu d'implantation massive des infrastructures industrielles et portuaires.

### **Situation en mer intérieure de Seto**

La mer intérieure de Seto est située dans l'ouest du Japon, enfermée entre l'île principale de Honshu au nord, l'île occidentale de Kyushu et l'île septentrionale de Shikoku. Elle est longue d'environ 500 km avec une largeur oscillant entre 5 et 50 km selon les zones. C'est une mer peu profonde (profondeur moyenne d'environ 30 m), comprenant plus de 600 îles et îlots. Elle est reliée à la mer du Japon et à l'océan Pacifique par trois détroits : le détroit de Kii à l'est, de Bungo à l'ouest et de Shimonoseki avec la mer du Japon.

Ces détroits sont les lieux de transit des masses d'eau avec des courants de marée particulièrement forts. Ces derniers déterminent l'hydrodynamisme de la mer intérieure de Seto composé de courants de marée

et de courants résiduels. Leur parcours est complexe du fait des faibles profondeurs, de la géomorphologie des côtes et des nombreuses îles qui caractérisent cette mer intérieure.

Les températures suivent des cycles saisonniers, atteignant jusqu'à 29 °C en été et en surface, avec une stratification plus ou moins importante qui disparaît en hiver.

Au total, on estime qu'il faut seulement un an et demi (contre 80 à 100 ans pour la Méditerranée) pour que 90 % des eaux de la mer intérieure de Seto soient renouvelées.

La mer intérieure de Seto et ses bassins versants tels que définis dans la loi de 1974 (d'après EMECS, 1999).



La population vivant dans la limite des bassins versants tout autour de la mer intérieure de Seto est d'environ 35 millions d'habitants.

Depuis les temps anciens, c'est une région qui a toujours été particulièrement prospère notamment grâce à l'important trafic maritime dans une mer facilement praticable.

Malgré l'énorme pression des activités humaines, l'activité de la pêche et de l'aquaculture reste importante (670 000 tonnes dont presque la moitié assurée par l'aquaculture).

Dans le cadre de la loi nationale pour l'aménagement du territoire de 1949 (CNLDP ou comprehensive national land development) et dès les années soixante, le pourtour de la mer intérieure de Seto a été le siège d'un développement industriel intense, gagnant petit à petit sur la mer grâce à la construction de vastes remblaiements. En 1973, la production de pétrole raffiné était ainsi de 1 860 000 barils par jour, soit environ 40 % de la production nationale, et la production d'acier de



52 400 000 tonnes par an, soit 44 % de la production nationale ou encore quasiment l'équivalent des productions ouest-allemande et française réunies.

Aujourd'hui, on estime que le linéaire côtier non artificialisé restant est de seulement 37 %. La part des remblaiements (côtiers et îles artificielles) concerne plus de 4 000 sites totalisant plus de 10 000 hectares, les autorisations continuant à être attribuées bien qu'à un rythme ralenti par rapport aux années soixante et soixante-dix, particulièrement avec le passage de la loi sur la conservation environnementale de la mer intérieure de Seto (Seto-uchi law, 1974) et sa révision en 1978.

Cette situation de développement intense a bien sûr eu des effets rapidement catastrophiques sur la qualité des milieux côtiers et marins dans une mer naturellement très productive. L'un des principaux problèmes auxquels il a fallu faire face est celui de l'eutrophisation et son expression la plus courante que sont les « marées rouges » et leurs effets catastrophiques sur les ressources et les activités (pêche et aquaculture). Ainsi, en 1976, on a dénombré pas moins de 310 épisodes à marée rouge, le nombre baissant par la suite grâce aux mesures de réduction des apports de nutriments. Cependant, 137 cas étaient encore enregistrés en 1997, montrant bien la limite des efforts entrepris comme l'atteste le maintien de la DCO (demande chimique en oxygène) à des niveaux relativement élevés (1,7 mg/l en 1996).

À ce jour, bien que les conditions des milieux côtier et marin se soient relativement améliorées, la pression et l'impact des activités humaines restent très forts, l'un des problèmes de taille étant les zones d'accumulation des contaminants dans les sédiments, du fait des apports et des aménagements (remblais) modifiant sensiblement la circulation des masses d'eau. Les autorités ont ainsi pris conscience de l'insuffisance de la loi de 1974. En 1997, l'agence pour l'Environnement publiait un document sur les « Nouvelles mesures de conservation et de restauration environnementale de la mer intérieure de Seto ». Ce document, résultat d'une large consultation, recommande trois grandes orientations pour la mise en œuvre de la politique environnementale :

- renforcement des mesures de conservation (réduction des apports en nutriments, inventaires des zones « naturelles », etc.);
- développement des mesures de restauration physique et écologique des milieux dégradés;
- promotion de la coopération interrégionale et interagence et de la participation du public.

Dans ce qui suit, nous nous intéressons plus particulièrement à quelques exemples illustrant la deuxième grande orientation concernant les outils et les techniques de restauration des milieux dégradés. Depuis les premières initiatives expérimentales menées il y a environ 25 ans, les travaux dans ce domaine ont été très nombreux quoiqu'entrepris par des entités très diverses (publiques et privées) avec souvent peu de coordination entre les divers projets.



À titre d'exemple, nous présentons quelques expériences menées dans un des instituts publics leader dans ce domaine, l'Institut national de recherche industrielle du Chugoku (CNIRI, ministère de l'Industrie et du Commerce international) et son département de Sciences et technologies marines pour l'environnement, basé à Kure (Hiroshima), sur la mer intérieure de Seto.

### **Évaluation environnementale**

---

Le CNIRI, en association avec les universités locales (Hiroshima, Osaka), effectue tout d'abord de nombreuses études d'évaluation environnementale (état des lieux, diagnostic) sur les milieux physiques et biologiques de la mer intérieure de Seto.

Il utilise à cet effet son important (considéré comme le plus important au monde) modèle physique de la mer intérieure de Seto, soit une échelle horizontale au 1/2000 et une échelle verticale au 1/159, contenant environ 5 000 m<sup>3</sup> d'eau pour une superficie de 7 000 mètres carrés. Un générateur de marée permet de simuler un cycle journalier de marée en 10 minutes.

Les études ainsi entreprises touchent aussi bien aux mécanismes d'échange des masses d'eau, aux pollutions et perturbations engendrées par les remblaiements artificiels qu'à la formation des zones stagnantes victimes des phénomènes d'eutrophisation et d'anoxie.

À la suite des programmes de réduction des apports en nutriments (loi de 1974, révisée en 1997) visant particulièrement à atténuer les phénomènes d'eutrophisation et leurs effets catastrophiques sur la pêche et l'aquaculture, la situation s'est nettement améliorée (réduction du nombre de marées rouges) dans ce domaine quoique la qualité globale des eaux côtières reste encore très problématique et que la tendance vers plus de dégradation environnementale n'ait pas été enrayerée.

C'est ainsi que très tôt s'est imposé le fait qu'il fallait procéder non seulement à des réductions drastiques des apports mais également qu'il fallait adopter des mesures volontaristes en matière de restauration des milieux.

### **Contrôle des processus physiques**

---

L'idée est ici de contrôler les flux et les transports de substances dans les zones confinées comme les baies de Hiroshima et d'Osaka, en jouant sur des variations artificielles de la topographie du fond.

Un exemple d'application concerne la remise en circulation des eaux profondes riches en nutriments à la fois pour accroître la productivité des eaux de surface et pour éviter la stratification des eaux. En association avec des constructeurs privés, des structures de 10 m de haut et de 20 m de large ont été ainsi disposées à 50 m de profondeur sur des sites choisis.

Il a été noté que ce type de structure pouvait être efficace (efficacité

mesurée d'après l'évolution des captures) pour des forces de courant bien précises, l'ensemble devenant inefficace en cas de courants trop forts ou trop faibles.

D'autres expériences concernent le contrôle des échanges hydrauliques au niveau des détroits desservant l'alimentation des baies comme la baie d'Osaka et l'évaluation de l'influence des changements provoqués sur le transport côtier des apports fluviaux.

La plupart de ces techniques sont encore au stade de l'expérimentation, c'est-à-dire du développement de modèles physiques (avec quelques éléments de biologie) ou, pour certaines, à l'essai sur site.

### **Écotechnologie ou biorestauration**

Parmi les plus anciennes techniques figurent le repiquage d'herbiers de phanérogames marines mais aussi des algues (cultures) et l'utilisation des propriétés filtrantes des mollusques bivalves (cultivés également) :

- si le repiquage est une technique ancienne pratiquée avec plus ou moins de succès, l'évaluation de ses effets fait partie d'études beaucoup plus récentes. Il s'agit ici, au même titre que dans les études sur les microalgues, de mieux apprécier les capacités de fixation du carbone et des nutriments des algues ou des phanérogames marines selon les différentes conditions du milieu et des sites où on les réimplante ;
- dans le but de traiter des zones hypereutrophisées, l'implantation expérimentale de cultures de moules est pratiquée. Ici, l'objectif premier n'est pas la production mais le traitement des eaux, en mettant en rapport les capacités d'assimilation (azote et phosphore) des animaux avec diverses charges de nutriments dans le milieu.

Une autre technique, toujours orientée vers la lutte contre les excès de nutriments, concerne la stimulation de la reproduction des bactéries hétérotrophiques, grandes consommatrices de matériaux organiques, dans le milieu. Les facteurs limitants à leur développement sur le fond étant les faibles températures d'hiver et l'insuffisance d'oxygène dissous l'été, il a été décidé d'expérimenter une action combinée entre l'introduction de bactéries psychrophiles (souche de l'Antarctique, capable de maintenir une haute activité métabolique entre 10 et 15 °C) en hiver et l'installation de fibres optiques pour accroître la production phytoplanctonique sur le fond et donc la production d'oxygène. Ces expériences sont encore au stade du laboratoire.

Une autre approche innovante consiste à utiliser les capacités épuratrices (matière organique) des vers polychètes, *Capitella* sp., dans le but de remédier au problème de plus en plus insoluble des rejets de dragage de sédiments particulièrement chargés en matière organique et à l'origine de phénomènes d'eutrophisation. Ce ver est bien connu en France pour être un excellent indicateur des zones touchées par les rejets urbains. Il peut se développer à des densités aussi fortes que

100 000 individus/m<sup>2</sup>, accélérant la décomposition de la matière organique et l'oxydation des sédiments.

Les recherches consistent donc à cultiver intensivement en laboratoire des colonies de *Capitella* sp., puis à les rejeter sur des fonds pollués en hiver, lorsque les concentrations d'oxygène dissous sont suffisantes pour le développement des colonies. Les premiers résultats en milieu naturel montrent que ces colonies sont viables et se développent particulièrement en hiver. Au vu des premiers résultats positifs quant à l'oxydation effective des sédiments et afin d'accélérer les processus, l'objectif est à présent de trouver les conditions favorables qui permettraient de s'approcher des densités obtenues en élevage, à savoir plus de 3 millions d'individus/m<sup>2</sup> et 400 g de poids humide/m<sup>2</sup> en l'espace de quelques mois.

L'une des applications directes de cette méthode de biorestauration pourrait concerner les sédiments enrichis sous les cages à poisson, extrêmement nombreuses dans toutes les baies de la mer intérieure de Seto.

### Conclusion

---

Conséquence du développement intensif des activités et des infrastructures dès les années cinquante, la situation environnementale en mer intérieure de Seto s'est peu à peu dégradée pour devenir catastrophique dans les années soixante-dix, surtout au détriment des activités de pêche et d'aquaculture particulièrement importantes dans cette région.

En réaction à cette situation, une loi sur la conservation environnementale en mer intérieure de Seto était votée en 1974. Cette loi a certes permis d'améliorer considérablement la qualité (DCO) des eaux côtières mais s'est révélée insuffisante face au rythme du développement et aux effets cumulatifs des remblaiements de toutes sortes.

En 1997, de nouvelles dispositions étaient arrêtées, mettant l'accent non seulement sur les mesures conservatoires mais également sur celles destinées à réhabiliter les milieux par la restauration physique et écologique, aussi bien dans le but de recréer des sites complètement dégradés que pour maintenir la qualité des zones encore relativement préservées.

Les grandes orientations qui président à cette volonté de restauration sont de trois ordres : (i) utilisation des capacités naturelles de restauration ; (ii) priorité aux technologies visant le retour à plus de biodiversité et la fluidité dans la circulation des substances ; (iii) prise en compte des particularités régionales et de la participation des communautés locales. Cette approche étant encore largement expérimentale, il est également recommandé de se donner les moyens de mesurer et de suivre les effets des actions de restauration sur les milieux naturels, tant du point de vue de leur structure que de leur processus.

Comme à l'habitude au Japon, ces recherches et expérimentations ne sont pas uniquement le fait d'instituts de recherche publics mais s'appuient largement sur des coopérations avec le secteur privé qui voit là un secteur potentiel d'activité pour le futur.

De manière générale, un des freins actuels au développement de ces pratiques est certainement le trop grand morcellement des initiatives, sans grande coordination entre acteurs, particulièrement entre agences et décideurs régionaux et locaux. C'est pour remédier à cette situation que le gouvernement japonais prépare pour 2001 une grande réforme du secteur de la recherche-développement qui consistera à regrouper administrativement un certain nombre de centres de recherche afin, notamment, de mieux coordonner des programmes souvent très proches ou complémentaires mais qui échangent peu.

### Références bibliographiques

- Chareonpanich C., Montani S., Tsutsumi H., Matsuoka S., 1993. Modification of chemical characteristics of organically enriched sediment by *Capitella* sp. Mar. Poll. Bull., 26(7), 375-379.
- Clark J.R., 1996. Coastal Zone Management Handbook. Ed. Lewis Publishers, CRC Press, 694 p.
- Costanza R. *et al.*, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387, 253.
- EMECS, 1999. The fourth international conference on the environmental management of enclosed coastal seas. Proceedings. Ed. International EMECS Center, 218 p.
- EMECS, 1999. Environmental conservation the Seto Inland Sea. Ed. International EMECS Center, Rapport, 57 p.
- Groupe franco-japonais d'aménagement du littoral, 1992. La création d'un parc algal dans la mer intérieure du Japon. Actes de six colloques franco-japonais. Éd. Maison franco-japonaise et municipalité de Higashino, Série Aménagement du littoral, 3, 162 p.
- Okaichi T., Yanagi T., 1997. Sustainable development in the Seto Inland Sea, Japan. From the viewpoint of fisheries. Ed. Terra Scientific Publishing Company, Tokyo, 329 p.
- Ueshima Hideki, 1999. Environmental remediation, technology development and effectiveness evaluation at the enclosed sea area. Comm. pers.



## Annexe 1

### **Quelques réflexions émanant d'une rencontre organisée par l'association pour la recherche en ingénierie des écosystèmes côtiers**

Cette rencontre s'est tenue en 1998 dans les locaux de l'université de la ville d'Osaka, avec notamment la participation d'ingénieurs des secteurs public et privé ainsi que de représentants de l'agence de l'Environnement, du ministère des Transports, du ministère de la Construction et de l'agence des Pêches. Les points forts des exposés et du débat donnent un aperçu du contexte et des politiques prévalant au Japon en parallèle avec ce qui se fait en Europe.

- Une nouvelle loi sur les études d'impact environnemental a été votée en 1997. Elle a commencé à être mise en œuvre en 1999.
- Cette nouvelle mesure légale devrait amener des changements profonds en matière de méthodologie et de choix des paramètres sur la base de critères communs, alors que la situation précédente laissait l'initiative à chaque opérateur.
- Il s'agit de passer d'un simple système d'approbation à une évaluation « multioption » qui permette de choisir la meilleure technologie quant à la minimisation des impacts et, si possible, la restauration des conditions environnementales.
- La question de la protection des côtes se pose en effet dans des termes très différents au Japon : (i) le réseau hydrographique ainsi que la côte subissent des contraintes naturelles majeures (inondations, glissements de terrain, tsunamis, érosion littorale, etc.) où 1/3 des terres habitées sont susceptibles d'inondations répétées ; (ii) l'ensemble de la population vit sur environ 30 % du territoire (70 % de zones montagneuses non praticables) qui concerne principalement les vallées côtières. Outre les risques naturels, la pression démographique est donc énorme.
- Dans un tel contexte, il ne s'agit pas seulement de « conserver » les zones naturelles qui restent mais également de « créer » ou « recréer » des milieux naturels aux fonctions et services favorables aux activités et au bien-être de l'homme.
- La tradition d'ingénierie au Japon et la forte présence du secteur privé font souvent des actions de protection et de restauration des milieux littoraux et marins des actions guidées par le développement technologique.
- Ce passage fondamental par le développement technologique s'applique aussi bien aux activités de remblaiements pour la création de nouveaux espaces de production et de loisirs, à celles visant un certain rétablissement de la biodiversité (plages artificielles, brise-lames, lagons artificiels, etc.), de la qualité d'eau dans les ports (lagunage artificiel) qu'aux activités de restauration des paysages (parcs, routes et promenades vertes, etc.).

- Le même type d'approche est utilisé pour l'aménagement des cours d'eau (ministère de la Construction) et des bassins versants jusqu'à la zone côtière. Ces cours d'eau ont en général une très forte pente et sont sujets à des crues soudaines du fait des précipitations très élevées, particulièrement en cas de typhon.
- L'évolution des mentalités, relayée par des associations de plus en plus structurées, conduit aujourd'hui les décideurs à évoluer vers une philosophie qui tendrait d'avantage à faire « avec la nature » plutôt que « contre la nature ».
- De là prend forme le concept d'« ingénierie des écosystèmes » (ecosystem engineering) qui, sur la base de modèles physico-biologiques, tente de prendre mieux en compte la structure et les processus en jeu au sein des différents écosystèmes.
- La surveillance de la qualité des eaux (bassin versant et zone côtière) reste cependant peu coordonnée et se résume souvent à des études ponctuelles ou à des systèmes d'alerte dédiés avant tout à la protection des activités aquacoles contre les dystrophies du milieu.

### **Quelques questions non résolues**

#### **Quelle valeur accorde-t-on à l'environnement côtier ?**

Au Japon, la valeur perçue est traditionnellement liée aux activités de pêche et de transport, et, plus récemment, à la qualité des paysages. La côte est perçue comme une rupture mais aussi une zone d'expansion vitale pour le pays.

En Europe, c'est plutôt le concept de « conservation » qui l'emporte aujourd'hui, particulièrement du fait de l'importance de l'industrie du tourisme et des loisirs. En France, le ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement reconnaît lui-même que certaines règles instaurées par la loi Littoral (ici, sur le développement urbain) ont donné lieu à lourds contentieux juridiques entre les collectivités territoriales, les opérateurs et les instances judiciaires compétentes (Mate, 2000, *In*: Aménagement du territoire et environnement. Politiques et indicateurs. Ifen et Datar).

#### **Quelles priorités et quels outils faut-il donner à l'évaluation environnementale ?**

Les programmes de surveillance de la qualité des eaux côtières, sur les plans nationaux ou transnationaux (mers régionales comme la Méditerranée ou la mer du Nord), sont certainement plus développés en Europe qu'au Japon.

La réflexion bat son plein en Europe, au niveau national mais également au sein de l'agence européenne de l'Environnement et de ses centres thématiques. La question n'est pas tant la disponibilité des outils mais surtout leur intégration pour parvenir à des systèmes d'information et d'aide à la décision.

Les outils existent également au Japon mais leur utilisation reste très fragmentaire et souvent très localisée. Les choses sont pourtant en train de changer face à une demande (usagers et décideurs locaux) de plus en plus pressante.

### **Quels systèmes d'information pour quelle transmission de l'information ?**

Au Japon, la nouvelle loi sur les études d'impact environnemental va dans le sens d'une meilleure transparence puisqu'elle rend obligatoire la diffusion publique des résultats.

En Europe, des progrès sensibles ont été faits dans ce domaine. Les observatoires locaux ou régionaux se multiplient mais l'intégration de l'information reste encore insuffisante.

## **Annexe 2**

### **Méthode d'évaluation de la qualité des eaux côtières à partir d'organismes bioindicateurs (Imamura Kentaro, dans EMECS, 1999)**

À partir des observations faites sur les biocénoses de substrat dur en mer intérieure de Seto, le centre de la santé et de l'environnement de la préfecture de Hiroshima a mis au point une méthode d'évaluation rapide et simple de l'état de santé des eaux côtières, axée sur la charge en matière organique et les nutriments, qui nous semble particulièrement illustrative du souci existant également au Japon de mettre au point des méthodes d'évaluation simples et accessibles à tous.

#### **Procédure d'évaluation**

1. Vérifiez la présence ou l'absence des espèces listées et soulignez les chiffres qui vous semblent plus appropriés (tab.). En règle générale, vous encadrez le chiffre correspondant à « Abondant » lorsque l'espèce cible observée couvre 30 % ou plus de leur habitat sur une surface d'un mètre carré. Dans le cas de *Tethya aurantium* et *Styela plicata*, faites ainsi lorsque leur nombre est de 10 ou plus sur un mètre carré.
2. Entrez le nombre d'espèces listées et effectivement observées (N).
3. Inscrivez 5 points par espèce : points basés sur N (S).
4. Faites le total des nombres encadrés avec un + (nombre total de points +).
5. Faites le total de tous les nombres encadrés sans tenir compte des + ou - (nombre total en valeur absolue).
6. Calculez le ratio des points + en divisant le nombre total de points + par le nombre total en valeur absolue.
7. Calculez la valeur d'évaluation environnementale en additionnant les points basés sur N (S) à (100 - points basés sur N) multiplié par le ratio des points + (R).

8. Évaluation de la santé de la zone à partir du nombre final, par exemple :

76-100 points	Eaux non polluées (zone de rang I);
51-75 points	Eaux faiblement polluées (zone de rang II);
26-50 points	Eaux polluées (zone de rang III), pêche possible mais baignade déconseillée;
0-25 points	Eaux fortement polluées (zone de rang IV).

Fiche d'observation et exemple de calcul.

Bioindicateurs en zone intertidale	Site d'échantillonnage Heure et jour Volume	Île de Kokurokamijima 16h00, 8/08/95		
		Absent	Rare à modéré	Abondant
Algue verte	<i>Caulerpa okamurae</i>	0	+1	2
	<i>Ulva pertusa</i>	0	0	-1
Algue rouge	<i>Amphiroa zonota</i>	0	+1	2
	<i>Chondrus</i> sp.	0	-1	-2
Crustacés	<i>Capitulum nitella</i>	0	+1	2
	<i>Balanus albicostatus</i>	0	-1	-2
Mollusques	<i>Serpulorbis imbricatus</i>	0	+1	2
	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0	-1	-2
Éponges, ascidies	<i>Tetuya aurantium</i>	0	+1	2
	<i>Styela plicata</i>	0	-1	-2
Nb d'espèces observé (N)			9	
Points basés sur N (S)			9 x 5 = 45	
Ratio points (R) = total des points + / total en valeur absolue			6 / 9 = 0,67	
Valeur d'évaluation environnementale = S + (100 - S) x R			45 + (100 - 45) x 0,67 = 81,8 soit 81	
Zone de rang			I (Eaux non polluées)	

- Bioindicateur d'eau propre  
 Bioindicateur d'eau polluée



## Présentation des QSR de la commission Ospar

---

Philippe Maire

Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, direction de l'Eau (Mate/DE),  
20 avenue de Ségur, 75302 Paris 07 SP  
philippe.maire@environnement.gouv.fr

### Résumé

---

La convention de Paris (1992) pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est, dite convention Ospar, prévoit l'établissement d'un bilan périodique de l'état de la zone de la convention, et des mesures prises et effets constatés (annexe IV). Le premier bilan de santé holistique (QSR 2000) a été publié fin 2000. Il résulte de la synthèse de 5 bilans régionaux réalisés par les pays riverains concernés et dégage, stratégie par stratégie (substances dangereuses, substances radioactives, eutrophisation, industrie pétrolière offshore, biodiversité), les problèmes méritant la mise en œuvre de mesures conjointes. La surpêche qui affecte 43 des 54 stocks identifiés, le changement climatique et ses corollaires (inondation des zones côtières, événements climatiques extrêmes, modification des grands courants océaniques) apparaissent comme les préoccupations principales. De façon plus localisée, l'apport de contaminants et l'eutrophisation méritent toujours une attention particulière. La difficulté de mobiliser toute l'information utile et de l'harmoniser au niveau régional a nuit quelque peu à la pertinence du diagnostic. La commission Ospar dispose toutefois du meilleur état des lieux possible pour orienter ses stratégies et envisager les mesures conjointes les plus adaptées de conservation, voire de restauration de cette zone marine.

### Abstract

---

The Paris Convention of 1992 for protection of the marine environment in the northeastern Atlantic, otherwise known as the Ospar convention, provides for periodic assessments of the convention area's status, measures taken and effects observed (appendix IV). The first holistic quality status report (QSR 2000) will be published at the end of the year 2000. It is drawn from the pooling of 5 regional reports made by the bordering countries concerned and will highlight, strategy by strategy (hazardous substances, radioactive substances, eutrophication, offshore oil industry, biodiversity), the issues which justify an implementation of joint measures. The overfishing impacting 43 of the 54 identified stocks, and global warming and its corollaries (flooding of coastal areas, extreme weather events, modification of the

main ocean currents) are issues of major concern. On a more local scale, input of contaminants and eutrophication still require special attention. Making a diagnosis is somewhat hindered by the difficulties in mobilizing useful information and harmonizing it on a regional level. However, the Ospar commission now has the best possible inventory to orientate its strategies and to envisage the most appropriate joint measures for conservation, or even restoration of this marine area.

### **Introduction**

---

La restauration des écosystèmes côtiers, comme de n'importe quel espace dont on choisit de confirmer le statut d'infrastructure naturelle, doit procéder non pas d'une démarche analytique, qui consisterait à forcer l'espace concerné dans un nouveau statut, mais d'une démarche systémique qui tendrait :

- à soulager l'espace des pressions anthropiques qu'il subit ou qu'il a subi ;
- à identifier les mécanismes qui se mettront spontanément en place ;
- à accompagner au besoin le mécanisme d'autorestauration.

C'est bien là ce qui différencie le génie civil, militaire, maritime ou rural du génie de l'environnement.

Cet exercice comporte au préalable une démarche adoptée par la plupart des instruments internationaux qui tend à porter un diagnostic sur l'ensemble du système « espace-actions », à savoir :

- activité ou enjeu (driving forces) ;
- pression ;
- état ;
- impact ;
- réponses (en termes de mesures prises).

Cette démarche initialisée puis assurée d'un suivi en continu (monitorage) dans chacun des items est nécessaire pour justifier ou corriger les mesures prises, jusqu'à atteindre un état stable s'auto-entretenant avec un minimum d'apport d'énergie.

La plupart des grands instruments de conservation en charge de gestion patrimoniale et de développement durable ont adopté cette démarche.

Nous allons explorer la façon dont la convention Ospar met en œuvre cette démarche.

### **Présentation de la convention Ospar**

---

La convention Ospar pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est a été signée à Paris le 22 septembre 1992. Elle est née de la fusion de la convention d'Oslo (1972) traitant de la prévention de la pollution marine par les opérations d'immersion et de la convention de Paris (1974), traitant des rejets d'origine tellurique. Ratifiée

par tous les pays du bassin versant de l'Atlantique Nord-Est plus la Communauté européenne, elle est entrée en vigueur en mars 1998. Elle a repris les mandats des conventions précitées, en a élargi l'approche dans le sens des dispositions prises lors des réunions de la conférence des ministres de l'Environnement des pays riverains de la mer du Nord (Nord-Sea Conference), dont elle est en quelque sorte l'exécuteur testamentaire, et dans un esprit largement inspiré de l'Agenda 21 de la conférence de Rio 1992. Ainsi, à la simple lutte contre la pollution inspirée par les conventions d'Oslo et de Paris, elle ajoute explicitement, dans son titre même, la protection de l'environnement marin.



#### CONVENTION DE PARIS, 1992

dite Convention Oskar

pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est

Entrée en vigueur le 25 mars 1998

#### Parties Contractantes

Belgique, Communauté européenne, Danemark, Finlande, France, Allemagne, Irlande, Islande, Luxembourg, Pays-Bas, Norvège, Portugal, Espagne, Suisse, Suède, Royaume-Uni.

#### Annexe I

Sur la prévention et la suppression de la pollution provenant de sources **telluriques**.

#### Annexe II

Sur la prévention et la suppression de la pollution par des opérations d'**immersion** ou d'incinération.

#### Annexe III

Sur la prévention et la suppression de la pollution provenant de sources **offshore**.

#### Annexe IV

Sur l'évaluation du milieu marin.

#### Annexe V

Sur la protection et la conservation des écosystèmes et de la **diversité biologique** (adoption, juillet 1998)

La convention Ospam comprend 5 annexes, dont l'annexe IV s'intitule Évaluation du milieu marin, où le mot « évaluation » traduit mal le terme « assessment » qui est plus près du concept de diagnostic (comment ? pourquoi ? que faire ?)

Dans le détail de cette annexe, on voit bien, à partir des mots clés qu'il contient l'intention : un diagnostic, qui renvoie « pour action » aux autres annexes, principalement sources-orientées.

#### CONVENTION OSPAR, 1992

##### Annexe IV (tiré à part) sur l'évaluation de la qualité du milieu marin

###### ARTICLE 1

1. Aux fins de la présente annexe, l'expression « surveillance continue » désigne la mesure répétée :

- a. de la **qualité du milieu marin** et de chacune de ses composantes, à savoir l'eau, les sédiments et la biote ;
- b. des **activités ou des apports** naturels et anthropogènes qui peuvent porter atteinte à la qualité du milieu marin ;
- c. des **effets** de ces activités et apports.

[...]

###### ARTICLE 2

Aux fins de la présente annexe, les parties contractantes :

- a. coopèrent dans la réalisation de programmes de surveillance continue et soumettent les données correspondantes à la Commission ;

[...]

- d. procèdent [...] aux recherches considérées comme nécessaires [...] au développement des connaissances et de la compréhension scientifiques du milieu marin et, notamment, du rapport entre les apports, les teneurs et les effets ;

[...]

###### ARTICLE 3

Aux fins de la présente annexe, la Commission a notamment pour mission :

- a. [...] d'élaborer des codes de pratiques destinés à orienter les participants dans la réalisation de ces programmes de surveillance continue, et d'approuver la présentation et l'interprétation de leurs résultats ;
- b. de procéder à des évaluations en tenant compte des résultats de la surveillance continue et de recherches pertinentes et des données relatives aux apports de substances ou d'énergie dans la zone maritime, qui sont prévues par d'autres annexes à la Convention, ainsi que d'autres informations pertinentes ;

[...]

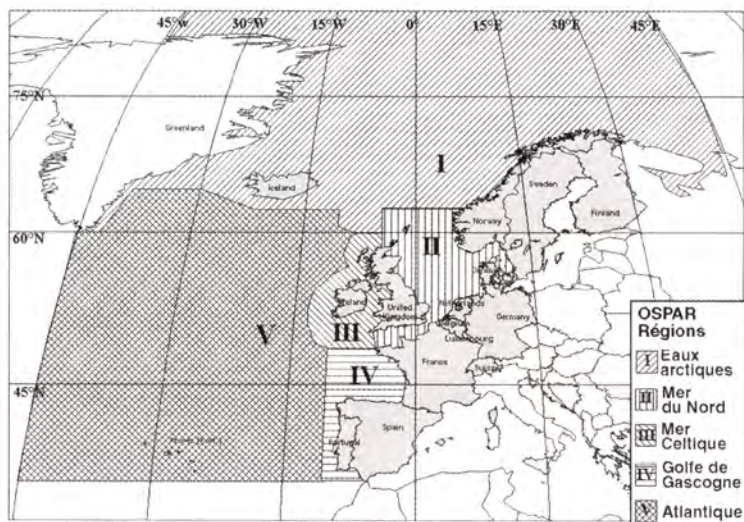


Sous les auspices de la conférence des ministres de la mer du Nord, les commissions de Paris et d'Oslo, avec la coopération du Ciem, ont établi en 1993 un bilan de santé (QSR, quality status report) de la zone mer du Nord. Dès l'adoption de la convention Oskar, les parties contractantes ont convenu de réaliser un travail équivalent sur l'ensemble de la zone de compétence de la convention, pour une publication en l'an 2000.

### Les QSR – Méthodes de travail

Cinq grandes zones homogènes ont été définies sur lesquelles 5 équipes régionales constituées des pays riverains concernés ont réalisé leurs 5 bilans régionaux (QSRr) entre 1995 et 1999 (fig.).

La France s'est trouvée particulièrement impliquée dans la réalisation du QSR IV, avec l'Espagne et le Portugal, et a mis à disposition des pays pilotes toute l'information disponible pour la réalisation du QSR II notamment. Le QSR V a principalement été élaboré à partir de la littérature et des jeux de données internationaux.



Un plan unique pour les 5 rapports avait été défini pour permettre un assemblage aisé, à l'échelon de la zone Oskar, en un bilan holistique, QSR 2000. On notera le détail minutieux de cette structure commune et l'élément « diagnostic » qui ressort du dernier chapitre Évaluation générale. Les QSR régionaux et QSR 2000 ont été approuvés par la commission Oskar en juin 2000 qui en a fait la présentation à la presse internationale, présentation de principe ; le travail d'édition est encore en cours et sera achevé pour l'ensemble des documents début 2001. Ils seront publiés sous formats papier et électronique. Pour des raisons d'économie, seul le QSR 2000 sera traduit en français.

## Bilan de santé 2000 (QSR 2000)

## 1 - Introduction et portée

## 2 - Géographie, hydrographie et climat

## 3 - Activités de l'homme

3.1 Introduction

3.2 Démographie

3.3 Conservation

3.4 Tourisme et agréments

3.5 Pêche

3.6 Mariculture (élevage des poissons, des crustacés et des mollusques)

3.7 Ouvrages côtiers et récupération des terres sur la mer

3.8 Extraction du sable et du gravier

3.9 Dragage, immersions et rejets dus aux activités en mer

3.10 Industrie pétrolière et gazière

3.11 Navigation

3.12 Industries côtières

3.13 Activités militaires

3.14 Activités à terre

3.15 Agriculture

3.16 Mesures réglementaires et évolutions dans l'avenir

## 4 - Chimie

4.1 Introduction

4.2 Apports de contaminants (en général)

4.3 Critères d'évaluation

4.4 Métaux traces

4.5 Polluants organiques

4.6 Apports dus à la mariculture

4.7 Produits chimiques d'offshore

4.8 Hydrocarbures

4.9 Radioactivité

4.10 Nutriments et oxygène

## 5 - Biologie

5.1 Introduction

5.2 Description générale de la biologie de la zone Ospan

5.3 Impact /des activités de l'homme / des espèces non indigènes / des algues toxiques / de la pollution microbiologique / de la pêche sur les écosystèmes / de la mariculture / de l'eutrophisation / des activités d'agréments et du tourisme / de l'extraction du sable et du gravier / du dragage et de l'immersion des matériaux de dragage / des défenses côtières et de la récupération des terres sur la mer / des activités en offshore et des déversements d'hydrocarbures dus aux navires / des contaminants / de l'immersion des substances radioactives / des ordures sur le milieu marin

6 - **Évaluation générale** (pour chaque item : description de l'impact / efficacité des mesures / limites des connaissances / détermination des mesures prioritaires à prendre)

6.1 Introduction

6.2 Pêcheries

6.3 Affectation des terres et utilisation de la mer

6.4 Navigation

6.5 Substances dangereuses

6.6 Substances radioactives

6.7 Pétrole et gaz en offshore

6.8 Eutrophisation

6.9 Changement et variabilité du climat

6.10 Autres questions

6.11 Conclusion

## Résultats

---

Les 5 QSR régionaux et le QSR 2000 matérialisent l'engagement des parties à réaliser ces bilans, états des lieux et évaluations à partir desquels des pistes d'action et des recommandations sont faites. Ces dernières sont ici informelles mais pourront servir à élaborer des mesures, recommandations et des décisions formelles au sens de la convention, qui serviront à orienter les politiques de la commission Oskar mais aussi des parties ou de tous autres instruments comme l'Union européenne ou l'OMI qui pourraient s'en inspirer.

Sans entrer dans le détail des chiffres, on dégagera les grandes lignes des conclusions, en suivant la structure de travail qu'a adoptée la commission lors de la réunion ministérielle à Sintra (Portugal) en 1998 en 5 axes stratégiques qui se sont d'ailleurs traduits par l'organisation de 5 comités *ad hoc*.

### Substances dangereuses

Les « classiques » de la contamination comme le TBT et les PCB montrent une décroissance générale significative, conséquence des restrictions d'emploi. Des situations restent localement préoccupantes par rapport à ces substances.

L'approche substance par substance qui se généralise dans la plupart des instruments soulève les préoccupations plus que des constats d'effets environnementaux. L'impact de ces substances à des concentrations indécélables, les effets différés possibles et le déficit d'indicateurs écologiques pertinents renvoient au principe de précaution, qui pourrait conduire à des mesures de restriction à la source ; c'est notamment le cas pour les substances toxiques, persistantes et bioaccumulables et/ou les perturbateurs endocriniens.

### Substances radioactives

Les rejets, immersions (qui sont maintenant prohibées) et les concentrations de substances radioactives dans le milieu ont été très significativement réduites ces dernières années, largement en deçà des limites de sécurité pour la santé humaine, telles qu'elles sont adoptées par les autorités mondiales. Les QSR rappellent toutefois l'inquiétude de l'accident toujours possible lié à l'industrie nucléaire et le déficit de connaissance quant à l'impact écologique à long terme de la contamination radioactive du milieu marin.

### Eutrophisation

Les apports de nutriments au milieu marin ont été globalement réduits depuis 10 ans, et notablement pour le phosphore. Pour les nitrates, l'objectif de 50 % de réduction entre 1985 et 1995 de la déclaration des ministres des pays riverains de la mer du Nord n'est atteint pratiquement par aucun pays, et l'on rappellera que les nitrates ont des effets déterminants sur les efflorescences algales.

Une application un peu plus efficace des mesures existantes, notamment des directives européennes Nitrates et Eaux usées, est une recommandation pour la forme. Elle pourrait suffire à réduire significativement le phénomène. Les bilans nationaux des apports font appel à des indicateurs divers et variés, ce qui n'est pas toujours dénué d'arrière-pensée et nuit d'autant à la qualité des bilans d'apports.

#### **L'industrie pétrolière offshore**

Elle concerne exclusivement la zone de la mer du Nord. Les pollutions par les hydrocarbures et les produits et déblais de forage ont augmenté longtemps au rythme de l'accroissement de l'activité pétrolière (années quatre-vingt). Les effets biologiques, sur la faune benthique notamment, sont bien documentés et sont très perceptibles jusqu'à des distances de plusieurs kilomètres des sources.

Des mesures prises dans le cadre d'Ospar ces dernières années ont permis d'atteindre une réduction de plus de 60 % des rejets d'hydrocarbures entre 1985 et 1997. Cette source reste encore l'entrée majeure d'hydrocarbures dans la zone de la convention.

Sous le coup des plus récentes mesures d'Ospar, les préparations et substances chimiques utilisées pour les forages et l'exploitation, dont le pouvoir contaminant est avéré, font l'objet d'un contrôle de plus en plus strict, avec l'adoption de BAT et les réductions ou suppressions d'emploi de ces produits.

#### **Biodiversité**

Ce thème traite assez largement de toutes les activités humaines ayant un impact sur le milieu. C'est un peu le thème « voiture-balai » qui complète les autres stratégies en mettant plus particulièrement l'accent sur les perturbations physiques et les « consommations » d'espaces naturels (tourisme, navigation, dragage-immersion, déchets flottants...). La diversité des thèmes et des mesures nationales prises, la faiblesse générale de documentation et le défaut d'harmonisation des informations, la pauvreté des connaissances sur les effets biologiques... font de ce thème hétérogène un parent pauvre.

C'est sur les stocks halieutiques que les préoccupations sont les plus marquées. Les régulations, principalement européennes, à la fois faiblement appliquées et qui sont loin de souscrire aux recommandations du monde scientifique, ne semblent pas avoir d'effet sensible sur la conservation des stocks qui sont exploités, par exemple dans la région II, à concurrence de 30 à 40 % du stock. Sur les 54 stocks, 43 seraient exploités au-delà de la limite de survie selon le Ciem. Les captures accessoires et les perturbations des fonds par les engins de pêche ajoutent à cette pression qualifiée de non durable. L'effet de l'accroissement des pêcheries sur les espèces de grands fonds dans la région V est mal connu. Toutefois, ces pêcheries sont déjà soupçonnées d'avoir dépassé pour la majorité des espèces cibles les limites de sécurité biologique. Cette question est considérée comme prioritaire sur l'ensemble des



autres. Cela n'est pas indépendant du fait qu'elle est aussi celle qui est la plus largement documentée. Sur cette question de compétence communautaire exclusive (pour les États membres), Oskar n'a pas d'autre moyen d'agir que d'interpeller la Commission européenne.

Enfin, en dehors des thèmes abordés par Oskar dans sa stratégie, le changement climatique est souligné comme un thème d'autant plus préoccupant que les conséquences s'inscriront dans le long terme et qu'elles sont pour l'instant plutôt du domaine de la spéculation. L'élévation du niveau des océans menacera un linéaire non négligeable du littoral, ce qui emportera, au moins dans un premier temps, une protection/anthropisation des côtes. Les événements climatiques extrêmes pourraient se multiplier et générer autant d'accidents comme, par exemple, des naufrages et des accidents sur des sites industriels dangereux. Enfin, la modification des grands courants océaniques essentiellement liée au régime thermique planétaire pourrait avoir des conséquences qui dépasseraient largement la seule question de la conservation du milieu marin. Le QSR renvoie, en termes de recommandation, à la mise en œuvre la convention des Nations unies sur le changement climatique.

### **Conclusion**

---

L'établissement de ces QSR a représenté une mobilisation importante des experts pour collecter et harmoniser l'information, et des délégués des parties contractantes pour aboutir à un document consensuel aussi opérationnel que possible, ce qui est parfois antinomique.

La commission le publie avec une fierté proportionnelle à l'effort accompli. Elle a déjà toutefois engagé l'analyse des imperfections, à la fois de la méthode d'élaboration et du contenu, pour faire mieux la prochaine fois, dans 10 ans sans doute.

Quelles que soient les performances ou contre-performances des politiques publiques, nationales ou conjointes, en matière de connaissance comme en matière d'efficacité des mesures, ce document servira de référence pour les travaux de la commission dans les années à venir.

Il est bien évident que, à l'échelon d'une commission internationale dont j'ai eu le plaisir de vous présenter les travaux que je vous invite à lire le moment venu, la problématique est assez éloignée de la préoccupation opérationnelle et des retours d'expérience qui seront échangés lors de ces journées. Il est néanmoins certain qu'un tel grand instrument, un peu désincarné, dont l'Union européenne se nourrira pour structurer sa politique « environnement marin » sera la toile de fond, le cadre, support et contraintes des actions locales qui seront évoquées lors de ces journées.

**Références bibliographiques**

- Commissions d'Oslo et de Paris, 1993. Réunion ministérielle des commissions d'Oslo et de Paris, le 21-22 septembre 1992. Oskar éd., 306 p. (texte de la convention).
- Commission Oskar, 1998. Réunion ministérielle de la commission Oskar. Sintra, 22-23 juillet 1998. Principaux résultats, Oskar éd., 117p. (stratégies).
- Commission Oskar (à paraître). Bilan de santé de l'Atlantique Nord-Est (QSR 2000). Red House Lane éd.
- Oskar Commission, 2000. Quality Status Report. Region I. Arctic Waters. Red House Lane éd.
- Oskar Commission, 2000. Quality Status Report. Region II. Nord Sea and English Channel. Red House Lane éd.
- Oskar Commission, 2000. Quality Status Report. Region III. Celtic Seas. Red House Lane éd.
- Oskar Commission, 2000. Quality Status Report. Region IV. Gulf of Biscaye and Iberian Coasts. Red House Lane éd.
- Oskar Commission, 2000. Quality Status Report. Region V. Wide Atlantic. Red House Lane éd.



## **Atelier 1**

---

# **Marais et baies**





## Actions de restauration et de gestion sur les marais côtiers charentais

---

Michel Boutaud

Conservatoire régional des espaces naturels de Poitou-Charentes, La Corderie Royale,  
BP 137, 17306 Rochefort, France  
conservatoire.espaces.naturels-17@wanadoo.fr

### Résumé

---

Les marais côtiers sont le fruit de la sédimentation naturelle et des aménagements anthropiques (endiguements pour la saliculture, l'élevage, l'aquaculture et l'ostréiculture). Leur intérêt biologique majeur sera maintenu si les activités respectueuses du milieu perdurent. Outre l'acquisition de ces territoires, la mission, en Charente-Maritime, du conservatoire du Littoral et du conservatoire régional des espaces naturels est de cultiver des partenariats pour une gestion dans un esprit de développement durable. L'objectif est de sensibiliser les acteurs à une prise en compte du milieu dans sa globalité : l'affinage des huîtres côtoie le pâturage, l'élevage et la saliculture participent à la fréquentation des sites par les oiseaux d'eau.

### Abstract

---

Coastal wetlands are the result of sedimentation and historical land transformations (dykes for salt farming, cattle breeding, fish and oyster farming). Only sustained, environmentally friendly practices will enable their major biological importance to be protected.

As owners of protected land in Charente-Maritime County, the conservatoire du Littoral and the Conservatoire régional des espaces naturels also promote partnerships for sustainable land management. The aim is to get managers more involved in developing global land management projects, such as oyster farming and cattle grazing, as well as salt farming make sites attractive for use by birds.

### Le conservatoire régional Poitou-Charentes dans le marais saumâtre de la Seudre

---

#### Description des marais de la Seudre

Les marais de la Seudre représentent un vaste complexe d'anciens marais salants aujourd'hui abandonnés et reconvertis en prairies pâturées, en claires à huîtres et autres marais aquacoles. L'aspect paysager remarquable et la grande originalité du site résident dans la présence des très nombreux bassins des anciennes salines diversement inondés, soit plus ou moins saumâtres et colonisés par une flore spécifique des

milieux salés, soit des marais doux. Certains des habitats présents sont en régression et désignés à ce titre comme milieux prioritaires au niveau européen (flore de vasières, notamment les faciès à obiones et salicornes). Ce secteur constitué, par ailleurs, une zone de première importance pour la reproduction et l'alimentation de l'avifaune locale ou migratrice (fig. 1).

### **Objectifs du dossier**

Le conservatoire régional des espaces naturels est propriétaire de 60 ha 51 sur le marais de la Seudre, dont un ensemble cohérent de près de 25 ha, le Jas Neuf, qui devrait constituer un site pilote pour la mise en œuvre d'un programme d'aménagement et de gestion conciliant la conchyliculture et la préservation du patrimoine naturel. Il est le siège d'une activité ostréicole importante (affinage en claire des huîtres de Marennes-Oléron) et d'un élevage bovin extensif sur prairie naturelle. Le conservatoire doit définir des modes de gestion compatibles avec les objectifs environnementaux, dictés par le milieu. La recherche scientifique et technique s'est surtout attachée jusqu'à présent à préserver la qualité des eaux. Il s'agit maintenant de prendre en compte le milieu dans sa globalité en associant à la réflexion la profession conchylicole et les organismes de recherche. Ceci permettra l'établissement d'un cahier des charges de gestion, et orientera les choix dans la restructuration foncière et l'affectation des parcelles.

### **Un partenariat avec la profession ostréicole**

Le texte d'une convention entre le conservatoire et la section régionale conchylicole a été adopté par le conseil d'administration du conservatoire en décembre 1998. À cette convention, qui sera signée prochainement, est joint un premier cahier de préconisations pour une conchyliculture environnementale. Il a été élaboré en concertation avec les professionnels.

Ce cahier des charges sera évolutif, en fonction des enseignements du travail en commun, et tendra vers un modèle reproductible sur tout le bassin. Cette démarche va dans le sens de la spécificité de l'affinage des huîtres de Marennes-Oléron.

Parallèlement à cette réflexion, il fallait définir des critères consensuels de qualité des sites ostréicoles. De nombreuses discussions ont été nécessaires avec le centre régional d'expérimentation aquacole appliquée, la section régionale conchylicole, les Affaires maritimes et le conservatoire du Littoral pour établir un barème technique d'évaluation des sites (accès, qualité des claires, surface en eau...), en vue de leur location aux professionnels.

### **Mise en place d'une gestion traditionnelle**

- Installation de jeunes ostréiculteurs

En 1999, les premiers travaux d'urgence ont été réalisés :

- état des lieux et topographie des bassins et du réseau des fossés ;

- restauration des ouvrages hydrauliques nécessaires au maintien du milieu et à l'installation de professionnels.

Le conservatoire choisit les professionnels les mieux placés pour gérer ses sites en étroite collaboration avec la section régionale conchylicole. Celle-ci est en mesure de juger de la viabilité de l'entreprise et du projet, et de la compatibilité de ce projet avec les préoccupations de gestion environnementales.

Nous avons examiné les projets de trois candidats, les critères de sélection ayant été :

- priorité à l'installation ;
- travaux d'aménagement minimum et respectueux de la structure du marais ;
- sensibilité à la démarche du conservatoire : considérer le milieu dans sa globalité et le respecter.

Le candidat retenu envisage de reconquérir la majeure partie du site sans travaux lourds.

#### • Gestion pastorale

En 1999, une autorisation d'occupation temporaire a été délivrée à un éleveur de bovins local pour un nettoyage général de la végétation. Un groupe cantonal, présidé par la chambre d'agriculture, choisit les gestionnaires parmi les éleveurs candidats, conformément à notre convention passée avec le monde agricole. Ce groupe s'est réuni dès que le zonage ostréiculture-élevage a été déterminé. L'agriculteur désigné a signé un bail avec la société d'aménagement foncier et d'établissement rural au début de l'année 2000.

#### • Valorisation piscicole

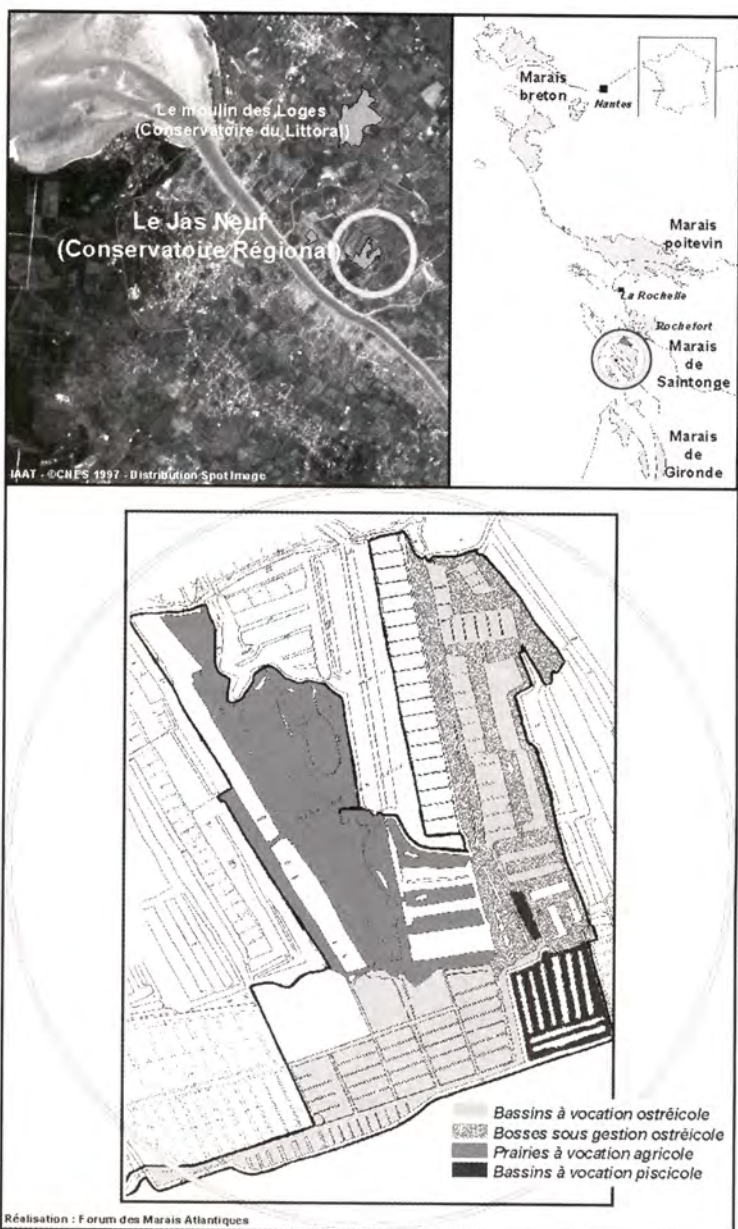
Un centre d'études techniques Fossés à poissons (CET) s'est mis en place localement pour expérimenter la valorisation des fossés, tentant de réhabiliter une pratique ancienne : piégeant les alevins des espèces côtières qui y grandiront, les fossés à poissons sont une activité traditionnelle du marais de la Seudre. Leur intérêt économique est faible mais leur rôle écologique est de toute première importance en ce qui concerne la qualité de l'eau du bassin.

Le CET nous a demandé le droit de jouissance d'une partie du bâtiment. Ce sera la contribution du conservatoire à l'action de recherche de cette association pour la reconquête des fossés de la Seudre.

Tous ces partenaires sont associés dans un comité des gestionnaires du site qui s'est réuni une première fois au mois de novembre 1999.



Figure 1  
Le marais saumâtre  
de la Seudre.



### Action programmée

Afin d'orienter et de valider les choix de gestion des sites des conservatoires en marais de Seudre, une étude a été entamée en 2000 : il s'agit de réaliser un diagnostic écologique (faune, flore, habitats naturels), de caractériser les habitats et de les cartographier. Les descripteurs écologiques de l'évolution des habitats seront définis ainsi qu'une méthodologie de suivi de l'évaluation de la gestion, de l'impact de la restauration et des aménagements ostréicoles.

Le conservatoire du Littoral, partenaire du conservatoire régional sur les marais charentais, mène une action similaire sur un autre site de la commune, autour du moulin à marée des Loges. Un ostréiculteur a signé en 1999 la première convention de gestion ostréicole du conservatoire du Littoral. Trois éleveurs font pâturer les 60 ha de prairies et 4 km de fossés à poissons sont utilisés à titre expérimental par le centre régional d'expérimentation aquacole appliquée.

### **Le conservatoire régional Poitou-Charentes dans le marais estuarien de la Sèvre niortaise**

#### **Situation géographique**

Situé au cœur du Marais poitevin, le marais estuarien de la Sèvre niortaise constitue un ensemble de quelques centaines d'hectares de prairies humides à tendance sub-halophile, soumises pour certaines d'entre elles à l'influence des marées. Des berges vaseuses, support de nombreuses phragmitaies, longent les boucles de la Sèvre niortaise depuis Marans jusqu'à la baie de l'Aiguillon, conférant à l'ensemble du secteur une haute valeur patrimoniale, tant du point de vue biologique que paysager.

#### **Un intérêt écologique de première importance**

Le marais de Landelène est situé dans un des méandres terminaux de la Sèvre. Il possède une valeur biologique exceptionnelle du fait de son implantation géographique privilégiée par rapport aux axes majeurs de migration des oiseaux européens et du caractère sub-saumâtre de ce marais. Il est composé d'environ 15 ha de prairies sub-halophiles et de prés salés, et de 14 ha de plans d'eau peu profonds à salinité variable. Cet espace est soumis à l'influence des marées.

Le marais de Landelène est réputé pour sa valeur ornithologique. Il est le site de la plus importante colonie nicheuse d'échasse blanche du Marais poitevin et il s'agit de l'unique site de nidification de l'avocette dans le Marais poitevin. Ces milieux sont également fréquentés par la loutre d'Europe. Les espèces botaniques phares sont l'oenanthe de Foucault et *Crypsis aculeata*.

Traditionnellement, ces marais étaient utilisés pour le pâturage mixte des bovins et chevaux. La déprise agricole et l'intensification des cultures de céréales ont conduit ces espaces à changer d'affectation et, aménagés précédemment par des amateurs de chasse au gibier d'eau, des plans d'eau ont remplacé une partie des prairies (fig. 2).

#### **Partenariat avec le parc interrégional**

Par convention, le conservatoire des espaces naturels confie la gestion de ses propriétés sises dans le Marais poitevin au parc interrégional. Cette gestion doit être négociée et acceptée localement avec les usagers (commune, agriculteurs, chasseurs...), et doit être validée par le conseil scientifique et technique et par le conseil d'administration du

conservatoire. Le bureau du parc interrégional du Marais poitevin se prononce sur les actions à développer et les financements à mettre en œuvre.

#### **Objectifs visés**

- Préserver la qualité des habitats prairiaux, des roselières, des baisses et des différents plans d'eau saumâtres favorables à la faune et à la flore sauvages.
- Favoriser la reproduction des espèces aviaires dont le statut de conservation national et européen est reconnu.
- Appliquer une gestion hydraulique compatible avec la politique « poissons migrateurs » engagée par le parc, permettant d'assurer les conditions d'alimentation favorables au stationnement des oiseaux migrateurs et de maintenir les communautés végétales à forte valeur patrimoniale.
- Faciliter et rendre compatibles les opérations de génie écologique avec le maintien d'une activité pastorale économiquement viable.
- Développer une valorisation pédagogique de qualité orientée sur le rôle de nurserie des estuaires.

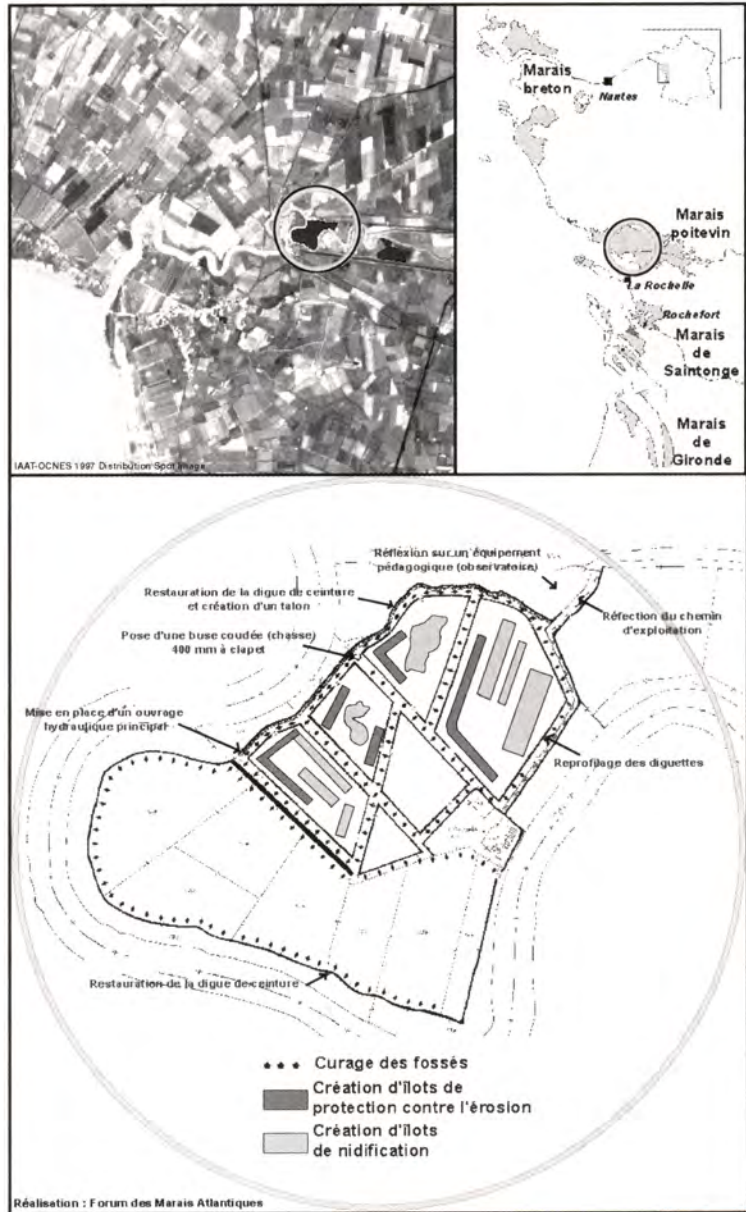
#### **La concertation**

Un comité consultatif s'est réuni, présidé par le conservatoire et le parc interrégional du Marais poitevin. Il est constitué de tous les acteurs locaux : les agriculteurs gestionnaires, l'association communale de chasse agréée, les élus, les naturalistes locaux, l'Entente interdépartementale de démoustication, la chambre d'agriculture, la fédération des chasseurs, l'Office national de la chasse, la fédération de pêche, les associations de protection de la nature (Nature Environnement 17, LPO). Ce comité a validé le plan de gestion du site. Des travaux ont été entrepris : réaménagement de l'ensemble des bassins et de leur alimentation en eau, réfection des digues, création de diguettes permettant la nidification des oiseaux limicoles, plantation de tamaris pour que la circulation des personnes ne dérange pas les oiseaux...

Les partenaires se sont largement investis dans des actions concrètes. L'Entente interdépartementale de démoustication a effectué une partie des travaux hydrauliques, le périmètre a été mis en réserve de chasse et de faune sauvage, les biologistes des associations locales et de l'Office national de la chasse collaborent pour les suivis des populations d'oiseaux, les agriculteurs participent à la gestion des surfaces herbagères et des prés salés dans le cadre d'une convention de mise à disposition et de baux de la société d'aménagement foncier et d'établissement rural, les inventaires herpétologiques sont en cours et un conservateur va être désigné.



Figure 2  
Le marais estuarien  
de la Sèvre niortaise.



### Conclusion

Malgré la situation tendue du périmètre, ce dossier consensuel a pu aboutir, sans doute parce que les superficies en jeu ne sont pas significatives au regard de l'ensemble du territoire.



## **Le conservatoire du Littoral dans le marais salant du Fier d'Ars sur l'île de Ré**

---

### **Les marais du Fier d'Ars**

Les marais du Fier d'Ars, sur l'île de Ré, sont de formation récente. Les quatre îles présentes à l'apogée de la transgression flandrienne ont été reliées par la sédimentation naturelle, les dépôts dunaires et les aménagements anthropiques entre les XI<sup>e</sup> et XIX<sup>e</sup> siècles. Cette évolution a maintenu au centre de ces aménagements une baie, le Fier d'Ars (fig. 3, p. 373).

### **État des lieux**

Situés au carrefour de deux grands axes de migration, le Fier et son marais accueillent des populations d'oiseaux hivernants et de passage de toutes les contrées du Nord-Atlantique et de Sibérie. La création de la réserve naturelle de Lilleau-des-Niges et la mise en réserve de chasse du domaine maritime ont permis l'augmentation de ces populations d'oiseaux. Toute la superficie du marais est utilisée par les limicoles, les anatidés, les oies et autres oiseaux d'eau.

L'aménagement du marais n'a qu'une origine, la saliculture. Cette activité a perduré jusqu'à nos jours, même si d'autres activités se sont développées récemment, aquaculture et ostréiculture. Une partie de ce marais est actuellement à l'abandon.

### **Objectifs**

Le conservatoire du Littoral intervient sur l'ensemble du marais. Son action tend à limiter les changements d'affectation qui diminuent l'intérêt du patrimoine biologique, à combattre la déprise, néfaste au maintien de tout le système hydraulique et à favoriser le développement de l'activité salicole, qui continue à structurer un paysage exceptionnel.

Sur les 140 ha acquis, les parcelles situées sur l'emprise de la réserve naturelle et sur une partie de la Prise de la Lasse-à-Loix ont une vocation biologique et sont gérées pour l'avifaune. Cette approche concerne la majeure partie de la surface maîtrisée. Les parcelles à vocation salicole totalisent 40 hectares. Les autres secteurs sont pâturés ou en attente d'aménagements.

### **La saliculture**

- Installation de jeunes sauniers

Le partenariat avec la coopérative des sauniers de l'île de Ré prévoit la gestion hydraulique des marais et une exploitation salicole avec des méthodes traditionnelles, après des aménagements doux.

Une commission d'attribution se met en place et les jeunes sauniers qui sont installés dans ce cadre sont formés en partie par les paludiers de Guérande. Sur l'île de Ré, le nombre des sauniers était tombé à une trentaine dans les années cinquante. Aujourd'hui, il est de 70, en activité principale ou de complément, dont six sont gestionnaires de parcelles appartenant au conservatoire du Littoral.

- Travaux de restauration

À l'origine de cette action, le conservatoire du Littoral a financé les travaux de réhabilitation du marais salant. Maintenant, c'est la coopérative qui sollicite les fonds européens. La nature et les limites de ces aménagements sont fixées en concertation entre le conservatoire et la profession. Les projets sont soumis au protocole d'aménagement et de gestion concertés des marais de Charente-Maritime et à l'avis de la commission des sites. Les remaniements importants sont évités et les aspects paysagers sont pris en compte.

- Convention salicole

La convention que le conservatoire passe avec les exploitants impose une gestion de l'hydraulique convenable, l'entretien des bosses et des ouvrages hydrauliques intérieurs. Le conservatoire se charge des travaux sur les ouvrages à la mer. La redevance demandée aux exploitants est très faible.

### **Pistes à développer**

Bien que bénéficiant des meilleures conditions climatiques de la façade atlantique, la saliculture sur Ré est fragile. Les sauniers sont traditionnellement pluriactifs. À l'origine, ils étaient tous agriculteurs, nombre d'entre eux cultivent toujours la vigne et les pommes de terre. Aucun travail de suivi ni de détermination des indicateurs biologiques n'a été réalisé pour l'instant sur les terrains du conservatoire. Tout au plus, il est aisé de constater les nombreuses nidifications sur les métières, vasais et autres bassins salicoles et la fréquentation hivernale des champs de marais. Mais la ligue pour la protection des oiseaux, gestionnaire de la réserve, suit les populations bien au-delà des limites de Lilleau-des-Niges.

### **Conclusion**

La saliculture entretient une mosaïque d'habitats, provoque le dérangement minimum du milieu et garde fonctionnel le système hydraulique complexe du marais par le maintien d'une activité traditionnelle.

### **Conclusion**

---

En Charente-Maritime, le conservatoire du Littoral et le conservatoire régional des espaces naturels interviennent sur de grands territoires que sont les marais littoraux.

Le passé salicole de ceux-ci et les mesures réglementaires les ont, en partie, préservés des grandes mutations des activités : drainage agricole et restructuration des unités ostréicoles. Les changements d'affectation et la déprise sont également des menaces pour la qualité du milieu.

Les activités traditionnelles respectent l'histoire, le paysage et la structure du marais. Elles sont garantes du développement du patrimoine biologique de ces milieux. L'action des conservatoires contribue au maintien de ces activités.

Des études et des suivis permettront de valoriser les savoir-faire qui se dessinent dans les partenariats et les actions.

# Impact des travaux mécaniques sur le développement de la végétation halophile pionnière et sur la sédimentation en baie de Somme

Le Goff Frédérique<sup>(1)</sup>, Chevallier Claude<sup>(1)</sup>, Desprez Michel<sup>(2)</sup>, Turpaud Yvon<sup>(1)</sup>

(1) Inra, 545 route du Bois Maché, 17450 Saint-Laurent-de-la-Prée, France  
legoff@stlaurent.lusignan.inra.fr

(2) Gemel, 115 quai Jeanne d'Arc, 80230 Saint-Valéry-sur-Somme, France  
Gemel@dyadel.net

## Résumé

Dans le contexte de comblement accéléré de la baie de Somme par les alluvions marines (qui se traduit par la réduction des surfaces de slikke, l'extension des surfaces de schorre, la prolifération de la spartine sur les terrains de cueillette de la salicorne annuelle...), diverses actions mécaniques ont été testées depuis 1997 afin de ralentir ces phénomènes et de stimuler la recolonisation de la vasière par la salicorne. Ces opérations sont de deux ordres : des interventions sur le sol réalisées à l'aide d'un rotavator et d'une charrue-bêche et des interventions sur la végétation par fauche et tassage.

À l'issue de ces expérimentations, nous avons pu constater que :

- les travaux profonds (charrue-bêche et rotavator) ont permis de faire significativement régresser la spartine sans nuire à la germination et au développement de la salicorne qui recolonise spontanément les parcelles travaillées ;
- ces mêmes travaux ont permis de limiter la sédimentation à 3 cm/an dans ces bandes travaillées alors qu'elle atteint 8 cm/an dans les zones témoins.

Des propositions de gestion des surfaces intertidales ont été présentées pour que l'évolution physique du milieu reste compatible avec le maintien d'une activité économique traditionnelle, basée sur l'exploitation des gisements de salicornes.

## Abstract

The "Baie de Somme" is subject to active accretion by marine sediment, a process which leads to a decrease in mud flats and low marsh areas and proliferation of *Spartina* in *Salicornia* harvesting areas. Several mechanical soil treatments have been tested since 1997 in order to check these processes and stimulate recolonization of the saltmarsh by *Salicornia*.



Two types of treatments were tested : soil treatments such as ploughing and vegetation treatments such as mowing, followed by soil packing.

The tests highlighted the effects of these operations:

- soil treatments helped check *Spartina* colonization and increased *Salicornia* development in these areas;
- they also lowered sedimentation rates from 8 cm (in the reference plot) to 3 cm/year.

In the light of these results, we propose management scenarios for the low-lying saltmarsh which take account the estuary's natural evolution, i.e. its sedimentation dynamics, while safeguarding a traditional economic activity based on the harvesting of *Salicornia* resources.

### Introduction

---

Le comblement naturel de la baie de Somme est un phénomène naturel lié à la transgression flandrienne (Dupont, 1981); cette évolution a cependant été accélérée depuis le siècle dernier par les aménagements fluviaux et côtiers, comme en témoigne la progression du schorre depuis le début du siècle. Dans le sud de la baie, des endiguements récents ont modifié la courantologie locale et provoqué d'importants atterrissements causant une rapide progression du schorre (fig. 1).

La diminution et l'irrégularité de la production de coques observées depuis 1980, parallèlement au déplacement et à la réduction des surfaces de gisements cartographiées depuis 1985 (Desprez *et al.*, 1998), constituent d'autres témoins biologiques de l'évolution physique du milieu.

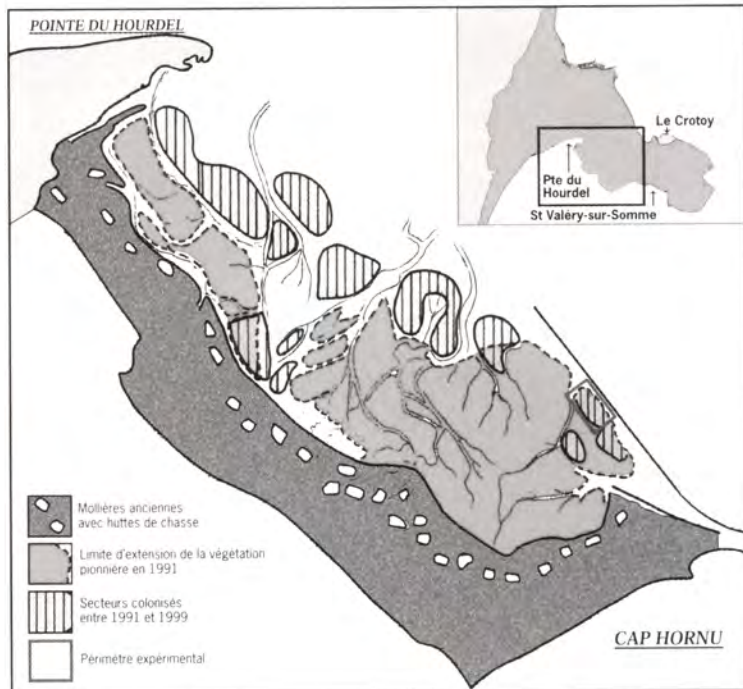
On constate aujourd'hui un arrêt du déplacement vers l'aval du gisement de coques (barrière hydrodynamique de l'embouchure) et une crise durable de la production, qui a amené ces dernières années à un transfert de l'activité principale de pêche à pied des coquillages vers la cueillette des plantes (salicorne, aster) ou le ramassage des vers (*Nereis*)...

Néanmoins, la poursuite du comblement se concrétise par une diminution croissante des surfaces de haute-slikke à peuplements purs de salicornes annuelles (localement appelées platières) et par une progression accrue de la spartine qui remplace vers l'aval la salicorne en tant que plante pionnière (du fait de l'hydrodynamisme plus fort). Cette évolution du couvert végétal se traduit par des difficultés croissantes pour la cueillette des salicornes qui s'effectue traditionnellement à l'aide d'une faucille.

Ce contexte socio-économique et environnemental a conduit le conseil général de la Somme à initier un programme : « Mise au point de techniques de stimulation des peuplements naturels de salicornes face au rehaussement du substrat et au développement de la spartine ». Les

travaux de recherche menés dans ce cadre ont donné lieu à un rapport de diplôme doctoral de recherche (Le Goff, 1999) dont sont issus l'ensemble des résultats présentés dans cet article.

Figure 1  
Évolution de la couverture végétale du secteur sud de la baie de Somme entre 1991 et 1999.



### Dispositif expérimental

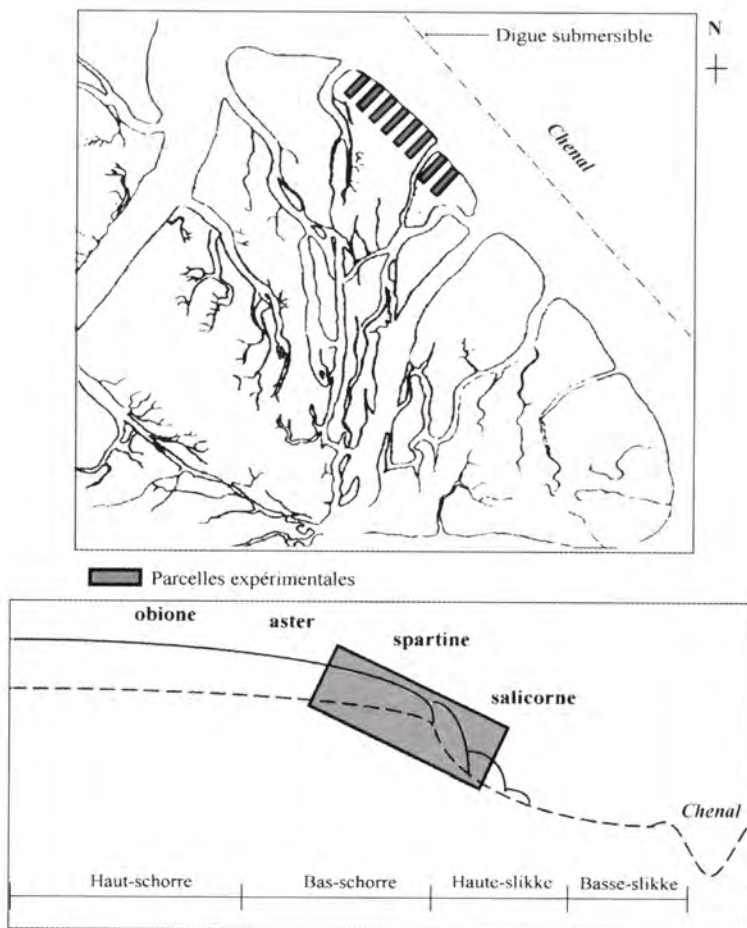
En raison de la grande sensibilité écologique du milieu, seules des interventions mécaniques ont été envisagées. Les possibilités de lutte chimique contre la spartine ont été écartées du programme d'étude.

Notre terrain expérimental se situe dans l'estuaire de la Somme et plus précisément sur les vasières du Cap Hornu, proche de Saint-Valéry-sur-Somme (fig. 2). Les travaux, réalisés en avril 1997 puis en novembre 1997, couvrent une surface de 2000 mètres carrés.

En avril 1997, cinq types d'intervention comportant des actions mécaniques sur le sol et la végétation ont été expérimentés. En novembre 1997, de nouvelles interventions ont été réalisées : le travail sur les parties aériennes des plantes (fauches 1 et 2) sur des parcelles déjà travaillées en avril 1997 et le travail du sol (rotavator et charrue-bêche) à la fois sur des parcelles déjà travaillées et sur de nouvelles parcelles.

L'effet des interventions mécaniques a été évalué par des mesures sur la végétation (paramètres biotiques) et sur le substrat (paramètres abiotiques).

Figure 2  
Localisation des parcelles  
expérimentales au Cap  
Hornu et coupe transversale  
de la vasière.



## Résultats

### Impact à court terme (1997-1998)

Les densités de salicornes et de spartines ainsi que le niveau topographique de chaque parcelle expérimentale ont été relevés en avril 1998, à l'issue des travaux mécaniques effectués en avril et novembre 1997.

#### • Impact sur la végétation

Seuls les travaux de labour (rotavator, charrue-bêche) ont eu un effet favorable sur les densités de salicornes, alors que l'on pouvait craindre un enfouissement des graines préjudiciable à leur germination ultérieure. En revanche, la fauche provoque une régression des populations vraisemblablement liée à l'exportation des plants porteurs de graines. Les travaux du sol se sont également avérés les plus efficaces pour éliminer la spartine ( $< 20 \text{ ind/m}^2$ ; fig. 3a), contrairement aux travaux de surface (tassage, fauche) pour lesquels les densités de spartines demeu-

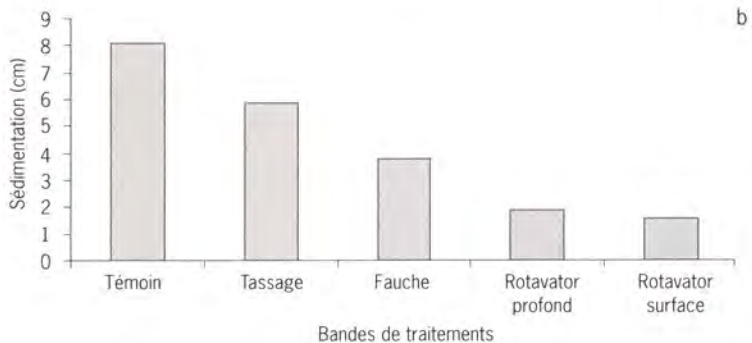
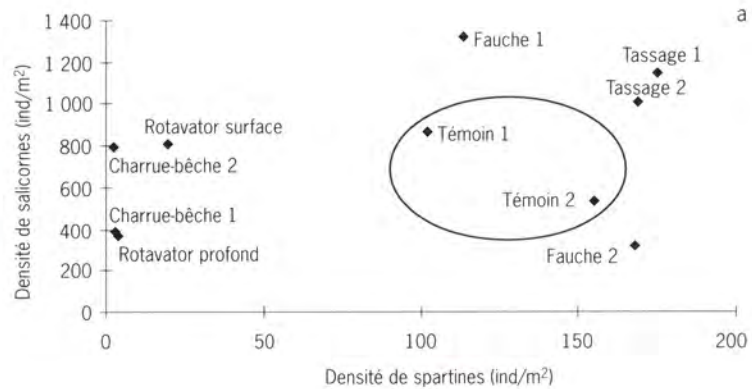
rent comparables à celles relevées sur les parcelles témoins (100-180 ind/m<sup>2</sup>). Les labours profonds effectués à la charrue-bêche ont un effet identique à celui de deux passages avec le rotavator, vraisemblablement en raison d'une profondeur de travail plus importante (50 cm) qui permet de mieux éradiquer les rhizomes et racines de spartines, sans qu'ait été observé un effet négatif sur la germination des salicornes.

• Impact sur le taux de sédimentation

L'évolution comparée de la topographie des différentes parcelles expérimentales a mis en évidence des différences significatives entre les traitements (fig. 3b) :

- la sédimentation annuelle est maximale sur les bandes témoins avec environ 8 cm ;
- elle est de 6 cm sur la parcelle « tassage » en raison des passages répétés de l'engin sur le sol, mais aussi parce que la végétation est restée suffisamment développée pour permettre le piégeage des sédiments ;
- le dépôt de sédiments est voisin de 4 cm sur la parcelle fauchée où l'absence de développement de la végétation a diminué de moitié l'intensité du phénomène par rapport au secteur témoin ;
- la sédimentation est minimale (2 cm) dans les parcelles labourées (rotavators de surface et profond) grâce à l'élimination complète de la végétation.

Figure 3  
Effets à court terme  
des différents types  
de travaux (entre avril 1997  
et mars 1998).  
a : Effets sur les densités  
de spartines et de salicornes.  
b : Sédimentation moyenne  
observée sur chaque bande  
de traitement sur une  
période d'un an (entre avril  
1997 et mars 1998).





Une différence dans le taux de sédimentation est apparue en fonction de la période de l'année avec un engraissement maximal (6 cm) entre août et novembre, favorisé par le développement maximal de la végétation. Au contraire, les phases de moindre développement de la végétation, pendant sa croissance d'avril à août et sa sénescence, de novembre à avril, limitent le piégeage des sédiments (2 cm).

Les dix premiers mètres des parcelles (les plus proches de la mer, partie haute-slikke - bas-schorre) ont présenté une topographie plus fluctuante que la partie supérieure (schorre). Du fait d'une plus grande exposition à la houle et aux courants de marée mais aussi d'une couverture végétale moins dense, la partie inférieure des parcelles a subi une érosion plus intense en hiver mais aussi une sédimentation plus prononcée en été.

- Impact sur la structure et la texture du sédiment

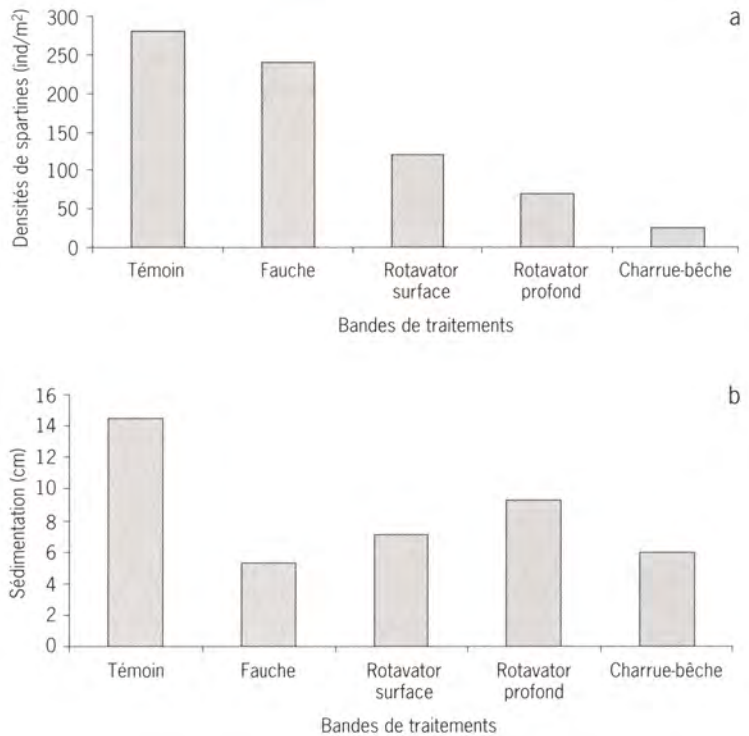
En plus de la diminution du taux de sédimentation, les travaux de labour ont permis de décompacter les sols sablo-vaseux du bas-schorre et d'en faciliter le drainage. Cette diminution de l'humidité superficielle s'est trouvée accentuée par l'absence de végétation qui a permis la décantation de limons et de sables jusque dans la partie supérieure des parcelles où ne décantaient que des vases avant les travaux.

### **Impact à moyen terme**

La réalisation de profils topographiques et de relevés floristiques en juillet 2000 a permis :

- de démontrer l'inefficacité des fauches (répétées tout au long de l'année 1998) pour éliminer la spartine, contrairement aux labours où les densités de spartines restent 2 à 8 fois inférieures à celles des secteurs témoins, deux ans et demi après les travaux (fig. 4a);
- de montrer le maintien de l'efficacité des labours profonds sur au moins 2 ans pendant lesquels la cueillette des salicornes peut reprendre. En effet, la salicorne recolonise rapidement le milieu et n'est pas perturbée par la présence des spartines dont la repousse ne s'effectue qu'à partir de la troisième année;
- de confirmer un ralentissement significatif du taux de sédimentation sur une telle période puisque le dépôt de sédiments est divisé par 3 par rapport au témoin (fig. 4b); un processus d'érosion hivernale a même pu être nettement observé dans les parcelles labourées à la charrue-bêche, ce qui représente une inversion de la tendance à l'engraissement quantifiée dans les secteurs témoins... et un réel espoir de ralentissement du colmatage accéléré de certains secteurs de la baie.

Figure 4  
Effets des travaux à moyen terme (entre 1997 et 2000).  
a : Densité de spartines observée en juillet 2000.  
b : Évolution de la sédimentation entre 1998 et 2000.



### Conclusion et perspectives de gestion du milieu

Les expérimentations ont répondu à un choix initial qui consistait à favoriser la recolonisation de la salicorne sur la vasière en limitant le développement de la spartine. À l'issue de ces trois ans d'étude, deux stratégies peuvent être envisagées (Le Goff *et al.*, 1999) :

- l'une consiste à remettre en état optimal de production des surfaces de salicornes devenues difficilement exploitables et accessibles. Il s'agit d'aller contre l'évolution sédimentaire par les travaux proposés pour revenir à une situation antécédente. Cependant, nous avons pu constater que la vitesse de sédimentation, bien que limitée par nos interventions de labour, amènera nécessairement à moyen terme une transformation trop forte du biotope pour que la salicorne puisse s'y maintenir ;

- la deuxième stratégie consiste à tenter de stabiliser les zones pionnières, riches en salicornes, régulièrement créées par les atterrissements. Ces gisements de salicornes étant quasiment purs, il s'agit donc de pérenniser et maintenir en état les zones de cueillette en empêchant le développement de la spartine par un labour périodique.

Aujourd'hui, afin de maintenir les activités traditionnelles de pêche et de cueillette sur la baie, seul l'établissement d'une politique de gestion globale de la vasière (concernant la coque, la pêche, la cueillette des salicornes, de l'aster, la chasse...), issue d'un débat entre les pouvoirs publics et les utilisateurs du milieu, peut orienter ces choix. Il s'agit bien de traiter l'ensemble de la baie et l'ensemble de ses activités.

La maîtrise du milieu semble donc indissociable de celle des activités économiques de la baie.

### **Références bibliographiques**

- Desprez M., Olivesi R., Duhamel S., Loquer N., Rybarczyk H., 1998. L'ensablement en baie de Somme. Évolution physique, conséquences biologiques et perspectives d'aménagements. *In*: Les estuaires français. Éd. Ifremer, Actes Colloq., 22, 279-287.
- Dupont J.P., 1981. Relations entre bios et phénomènes sédimentaires intertidaux : le modèle de la baie de Somme. Thèse doctorat géologie, université de Rouen, 310 p.
- Le Goff F., 1999. Étude des paramètres biotiques et abiotiques pour une exploitation maîtrisée des salicornes : de la plante sauvage à la plante domestiquée. Thèse de diplôme doctoral de recherche, université de Rennes 1, 246 p.
- Le Goff F. sous la direction scientifique de Bouzillé J.B., Chevallier C., 1999. Stimulation des peuplements de salicornes en baie de Somme. Synthèse des recherches 1997-2000 et propositions d'actions appliquées. Contrat de recherche Inra Saint-Laurent-de-la-Prée, université de Rennes 1, Creaa/Conseil général de la Somme, 130 p.

## Restauration de marais littoraux méditerranéens sur des polders agricoles : les marais du Vistre (Gard)

Patrick Grillas, André Mauchamp, Philippe Chauvelon, Élisabeth Rosecchi, Heinz Hafner

Station biologique de la Tour du Valat, Le Sambuc, 13200 Arles, France  
grillas@tour-du-valat.com

### Résumé

Les objectifs de ce projet expérimental étaient de reconstituer des marais sur des polders agricoles (130 ha) le long d'un petit fleuve côtier (le Vistre, Gard). Les fonctions visées étaient l'expansion de crues, la biodiversité avec la formation spontanée d'habitats d'alimentation et de reproduction pour les oiseaux d'eau, le piégeage des nutriments et des sédiments. De plus, la zone humide restaurée devait être utilisée comme parcours extensif pour des bovidés, pour l'exploitation des roselières pour le chaume et pour la chasse. Après 4 ans, les hypothèses initiales sur les processus responsables de la dynamique de l'écosystème sont en grande partie vérifiées mais une partie seulement des objectifs sont atteints : l'expansion des crues et la biodiversité. Diverses difficultés dans le fonctionnement hydrologique, aujourd'hui résolues, ont retardé la dynamique de la végétation, empêchant l'exploitation agricole des marais.

### Abstract

The general objective of this project was to restore 130 ha of riverine wetlands on former agricultural polders along a small coastal river (Vistre, Gard). The expected functions for this wetland were flood retention, enhancement of biodiversity by offering suitable reproduction sites and feeding habitats for waterbirds, and sediment and nutrient trapping. Furthermore, it was planned that the wetland be used for extensive agriculture (thatching and grazing) and hunting. After 4 years, the results support the preliminary hypotheses, although amongst the initial objectives only flood retention and biodiversity were achieved. Several difficulties in hydrological management, now solved, had delayed the vegetation dynamics and impeded agricultural exploitation of the wetland.



## Introduction

---

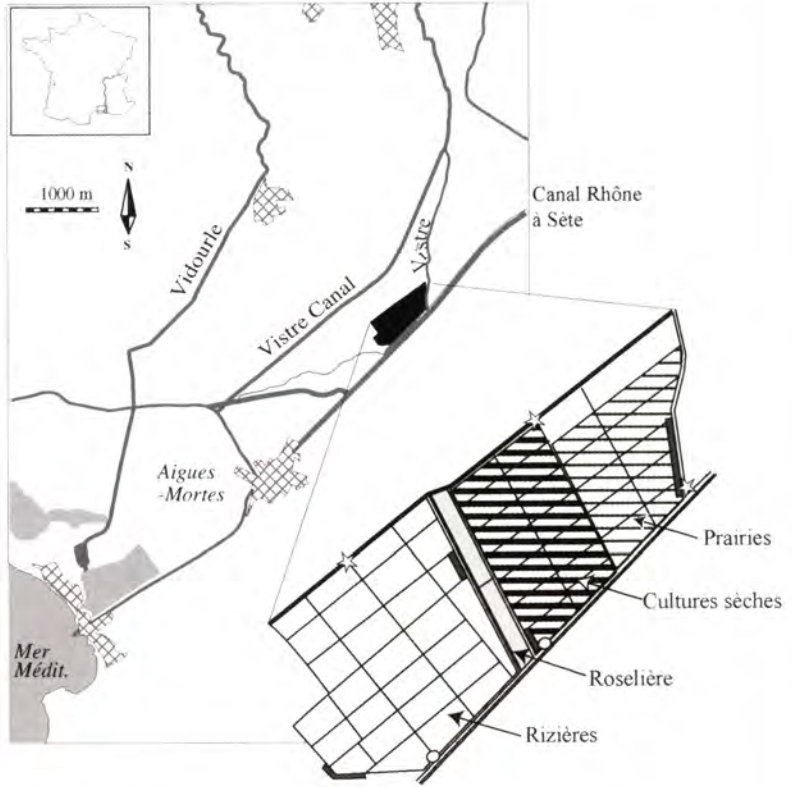
La restauration ou la réhabilitation des zones humides constitue des enjeux importants dans la région méditerranéenne, tant des points de vue de la gestion de l'espace et de l'aménagement du territoire que de la conservation de la nature. Une meilleure prise en compte par la société des fonctions et des services rendus par les zones humides permet d'initier des projets visant à leur restauration. La relative déprise agricole et une approche plus globale de la gestion de l'espace favorisent l'émergence de ces projets. Toutefois, leur mise en œuvre se heurte à la complexité du fonctionnement des écosystèmes et au manque de références scientifiques et techniques (Kusler & Kentula, 1990; Larson, 1990). La restauration d'écosystèmes se situe à l'interface de la recherche et de l'application. L'application dépend de l'avancée des connaissances en écologie théorique. En retour, le défi de reconstituer des écosystèmes fonctionnels contribue à la recherche en permettant de tester en grandeur réelle nos capacités à prédire leur dynamique, fournissant de nouvelles données et générant de nouvelles hypothèses pour la recherche fondamentale (Harper, 1992).

La restauration d'un ancien polder agricole a été mise en œuvre avec des objectifs évaluables et des suivis permettant de comprendre les mécanismes principaux responsables de la dynamique de cet écosystème. Le terme « restauration » n'est pas utilisé ici dans un sens strict (Aronson *et al.*, 1993), la reconstitution à l'identique de l'écosystème initial étant impossible du fait de l'ancienneté et de l'ampleur des modifications hydrauliques et hydrologiques sur l'ensemble de la région. Nous avons cherché à remettre l'écosystème sur une trajectoire spontanée d'évolution (Aronson *et al.*, 1993) nécessitant un minimum d'intervention humaine après les travaux initiaux et permettant de reconstituer les fluctuations interannuelles caractéristiques du climat méditerranéen. Les principales fonctions devant être restaurées étaient l'écrêtage des crues, la biodiversité en créant des habitats d'alimentation et de reproduction pour les oiseaux d'eau (plans d'eau ouverts, prairies humides et roselières riches en poissons et macrocrustacés), le piégeage des nutriments et des sédiments. De plus, la zone humide restaurée devait être utilisée comme parcours extensif pour des bovins, l'exploitation des roselières pour le chaume et pour la chasse. Un assèchement estival était jugé indispensable pour optimiser les volumes stockés pendant les crues d'automne, favoriser le développement de la végétation cible, la minéralisation de la matière organique et la dénitrification.

Les prédictions sur la dynamique de l'écosystème étaient basées sur les hypothèses suivantes. La dynamique de la végétation en zones humides est contrôlée par la sélection exercée par les conditions physiques du milieu (Van der Valk, 1981; Grace & Pugsek, 1997), principalement les conditions hydrologiques et la salinité, sur le stock d'espèces disponibles dans la végétation en place, la banque de

semences et les flux de propagules étant considérés comme non limitants. L'issue de la compétition entre espèces est prédite par la taille maximum atteinte par les plantes ou les ramets (Mitchley & Grubb, 1986; Keddy *et al.*, 1994). Le régime d'inondation et la structure de la végétation sont les principaux facteurs contrôlant l'utilisation de l'habitat par la faune (Kusler & Kentula, 1990; Palmer *et al.*, 1997).

Figure 1  
Localisation du site d'étude et occupation du sol en 1995. Les arases (3) sont figurées par des barres noires le long des digues de ceinture, les enregistreurs en continu des niveaux d'eau par des étoiles et les buses à clapet par des cercles.



### Étude initiale

Les travaux de restauration ont été déterminés après une étude initiale basée sur de rares données. Les données hydrologiques étaient les niveaux journaliers (2 relevés/jour) du canal de navigation relevés à 5 km en aval du site (8 années de données) et des débits moyens journaliers à partir de 1970 à la station du Cailar. Un modèle hydraulique initial a été réalisé reconstituant les débits du Vistre sur le site d'étude, transformés en cotes d'eau en utilisant la formule de Manning Strickler. Les données pour 2 années moyennes et 2 années extrêmes (sèches et humides) ont ensuite été utilisées pour le calcul des hauteurs d'eau et des bilans décennaires des volumes entrants, stockés et sortants des polders pour différentes cotes d'arasement des digues. La hauteur d'arasement des digues a été déterminée comme le compromis entre la fréquence

d'entrée des eaux de la rivière et les volumes stockés (donc le temps nécessaire pour l'évaporation) afin de maximiser la durée d'assèchement. L'étude initiale comprenait également une étude des sols, de la végétation et de la faune (oiseaux seulement) et l'historique de l'utilisation des sols. Les digues ont été ouvertes en été 1995, sur 150 m, en 2 endroits sur chaque polder.

### Les suivis

Des enregistreurs des niveaux d'eau ont été installés sur la rivière et dans chacun des deux anciens polders. En 1998 et 1999, des échantillons d'eau ont été prélevés pendant les crues au moyen d'un préleveur automatique asservi à un capteur de pression. Des échantillons d'eau ont été prélevés 2 fois par mois en 1998 et 1999 sur 5 parcelles par polder afin de constituer un échantillon moyen. La conductivité électrique et les teneurs en matières en suspension (MES) et sa fraction organique (MOS), en nitrate, ammonium, azote Kjeldahl, orthophosphate et phosphore total ont été mesurées dans un laboratoire agréé. La végétation a été cartographiée en 1996 à partir de mesures semi-quantitatives, sur quadrats de 1 m<sup>2</sup>, sur chaque parcelle (40 à 115 quadrats par parcelle). Des protocoles spécifiques ont été mis en place pour le suivi d'espèces jouant un rôle particulier par leur importance dans la structure (roselières, boisements), par les risques (espèce exotique : *Ludwigia peploides*) ou les enjeux de conservation (*Leucojum aestivum*) qu'elles représentent. Les poissons et macrocrustacés ont été recensés au cours de 2 campagnes de pêche (1997 et 1999) en utilisant diverses techniques (pêche électrique, nasses, filets maillants, senne de plage). Les oiseaux d'eau hivernants et migrateurs ont été comptés 2 fois par mois de septembre à mars sur toutes les parcelles. Les hérons arboricoles nicheurs ont été recensés chaque année par des visites dans la colonie. La qualité du site pour leur alimentation a été estimée par des comptages de succès de recherche de proies par les aigrettes.

## Résultats et discussion

### Hydrologie

La ligne d'eau du Vistre, à la confluence avec le canal de navigation, lorsqu'elle est inférieure à 0,50 m NGF, dépend essentiellement du niveau de la mer. Les dépassements de la cote 0,40 m ne sont associés que dans 35 % des cas à des débits du Vistre au Cailar supérieurs à 10 mètres cubes par seconde. Les précipitations sur le bassin versant ne jouent donc un rôle significatif que lorsqu'elles occasionnent des crues importantes.

L'analyse des 5 années de suivi des niveaux d'eau dans le Vistre a montré que les fréquences théoriques d'entrée de l'eau dans le marais (cote supérieure à 0,40 m NGF) avaient été sous-estimées dans l'étude initiale (hauteurs mesurées 2 fois/jour). Les calculs utilisaient des données moyennes journalières calculées à partir de valeurs relevées à



heure fixe, rendant mal compte des valeurs extrêmes. En 1999, le seuil a été dépassé 45 fois par la moyenne journalière mais 86 fois par le maximum journalier (tab. 1). Or, il suffit d'un dépassement de 5 cm pendant 12 heures pour remplir totalement les marais à la cote 0,40 mètre. Les nouvelles données plus précises sur la ligne d'eau du Vistre suggèrent qu'une arase à la cote 0,50 m diminuerait de moitié la fréquence théorique d'entrée de l'eau et donc favoriserait l'assèchement estival (tab. 1).

Tableau 1 - Nombre de jours par an pour lesquels une hauteur d'eau du Vistre dépasse des valeurs seuils ; m>40 : hauteur moyenne journalière supérieure à 0,40 m NGF, M>40 : hauteur maximum journalière supérieure à 0,40 m NGF, Mp>40 : nombre de jours de dépassement de la cote 0,40 m NGF coïncidant avec une pluie d'au moins 20 mm sur les 24 h précédentes, Mp>50 et suivant : idem pour les cotes du Vistre correspondant (0,50, 0,60, 0,70, 0,80 m NGF).

	m>40	M>40	Mp>40	Mp>50	Mp>60	Mp>70	Mp> 80
1996	66	120	16	13	8	5	5
1997	57	92	6	3	2	2	2
1998	11	36	6	2	0	0	0
1999	45	86	24	16	12	11	3

Maximum : M;

Moyenne : m;

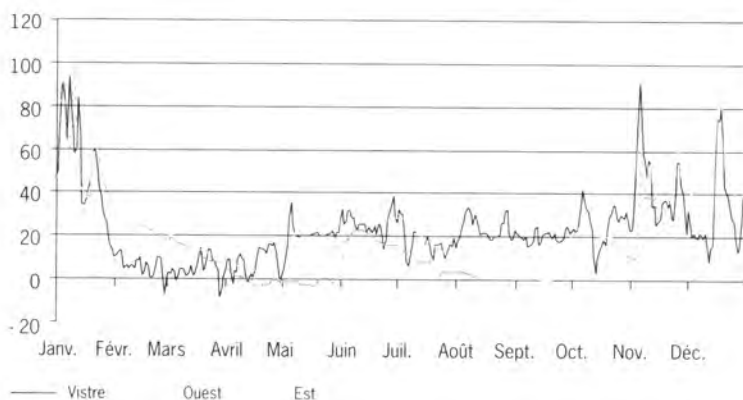
Maximum et pluie: Mp>40, 50, 60, 70, 80.

Les premières années du projet ont été caractérisées par des crues importantes (fig. 2). Les flux d'eau étaient très rapides pendant les crues, en entrée comme en sortie au-dessus de la cote 0,40 mètre. En dessous de cette cote, les sorties d'eau étaient lentes, conduisant à un assèchement en cours d'été par évapotranspiration et grâce à des buses à clapet installées en 1996. L'objectif d'assèchement estival a été atteint à 80 % pendant la période d'observation (proportion des parcelles sèches en septembre). Les deux principales causes étaient, d'une part, des arases à des cotes inférieures à celles prescrites du fait de travaux de mauvaise qualité et de leur érosion par des passages d'animaux, et, d'autre part, des manipulations d'ouvrages hydrauliques par des personnes non autorisées, pour des mises en eau estivales (1996-1997). Les données montrent qu'en l'absence de ces problèmes de fonctionnement un assèchement plus prononcé et plus précoce aurait été atteint. Ces problèmes sont en cours de résolution et le fonctionnement hydraulique s'améliore progressivement.

En 1998 et 1999, des niveaux marins élevés sans crue ont conduit à des entrées d'eau saumâtre dans les marais avec des stocks atteignant 3 000 et 4 500 tonnes pour les secteurs est et ouest respectivement. Ces quantités de sels ont conduit à des concentrations élevées au cours de l'été 1999 (8 g/l dans le secteur est et 36 g/l à l'ouest). Au cours des crues de novembre 1999, ces sels ont été largement lessivés et les stocks ramenés à moins de 300 et 2000 tonnes dans les secteurs est et ouest.



Figure 2  
Niveaux d'eau moyens  
journaliers du Vistre  
et dans les secteurs est  
et ouest en 1997.



Les différences de salinité et de hauteurs d'eau entre les deux secteurs résultent des écarts dans les hauteurs des arases. Le secteur est, avec des entrées d'eau plus fréquentes, s'assèche plus difficilement mais les sels y ont été lessivés plus rapidement que dans le secteur ouest.

Les analyses d'eau confirment la mauvaise qualité de l'eau dans le Vistre avec des concentrations élevées en azote ammoniacal et en orthophosphate. Il n'a pas été possible de mettre en évidence une relation entre les débits du Vistre et les teneurs en MES et en nutriments dans l'eau, probablement du fait de la complexité des processus en cause (mélange d'eau du Vistre et du canal, salinité variable induisant des floculations, etc.). L'absence d'une telle relation et le faible nombre de crues documentées pendant le projet permettent d'estimer les ordres de grandeur des flux de nutriments et de MES mais pas de faire un bilan détaillé. Pendant un épisode de crue (du 18 octobre au 4 novembre 1999) sur le secteur est, les bilans estimés montrent des exportations de nutriments et MES pendant la décrue supérieures ou égales aux importations. Ce résultat est expliqué par l'agitation du plan d'eau par le vent, maintenant des concentrations élevées en MES. Le marais joue certainement un rôle dans l'amélioration de la qualité des eaux par les échanges entre l'eau et le sédiment et la dénitrification mais ne semble pas accumuler les MES et les nutriments.

### Végétation

Après ouverture des digues, il a été observé : le passage d'une végétation de milieux doux terrestre et amphibie à une végétation aquatique avec des espèces tolérantes au sel. Cette évolution s'est faite en deux phases successives.

Dès l'ouverture des digues, les conditions d'inondation ont fortement sélectionné les espèces présentes avec la disparition dans les parcelles des espèces terrestres ou non tolérantes à la submersion. Les espèces dominantes en 1996 étaient des hydrophytes submergées ou des

amphibies: par ordre décroissant de dominance sur 4063 quadrats : *Potamogeton pectinatus* (17,8 % des quadrats), *Chara* spp. (8,6 %), *Phragmites australis* (8,0 %), *Ceratophyllum demersum* (3,7 %), *Paspalum paspalodes* (6,0 %), *Potamogeton pusillus* (4,8 %), *Zannichellia pedunculata* (4,4 %), *Najas minor* (2,4 %), *Myriophyllum spicatum* (2,0 %). La similitude entre la végétation exprimée en 1996 et la banque de semences de l'année précédente était faible. La plupart des espèces présentes sous forme de semences viables n'étaient pas retrouvées dans la végétation, principalement du fait de submersions trop longues et des hauteurs d'eau importantes (e.g. *Aster squamatus*, *Polypogon monspeliensis*, *Samolus valerandi*) n'apportant pas les conditions favorables à la germination. La plupart des espèces hydrophytes n'étaient pas retrouvées dans le stock semencier mais elles étaient abondantes dans les canaux de drainage ceinturant les parcelles (*P. pectinatus*, *Z. pedunculata*, *C. demersum*). Seulement quelques espèces semblent avoir été introduites exclusivement par les crues, dont *Ludwigia peploides* et *Najas marina* dans le secteur est. Le caractère plus hydrophyte de la végétation se manifeste également dans la diminution importante de la contribution des espèces terrestres au nombre total d'espèces et de semences (tab. 2).

Tableau 2 - Comparaison des contributions des espèces terrestres aux stocks semenciers en 1997 et 1999 (en pourcentage du nombre total d'espèces ou du nombre total de semences).

	<i>Zannichellia pedunculata</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Total <i>Chara</i>	Total hydrophytes
1997					
Cultures sèches	6,8 ± 0,7	4,8 ± 0,7	16,9 ± 1,3	15,9 ± 1,3	45,7 ± 1,7
Prairies	23,6 ± 1,5	12,8 ± 1,3	1,4 ± 0,2	9,4 ± 1,1	49,9 ± 1,9
1999					
Cultures sèches	-	18,15 ± 1,86	-	-	18,15 ± 1,86
Prairies	0,60 ± 0,23	33,45 ± 2,65	12,59 ± 1,93	-	46,55 ± 2,81

Dans un deuxième temps, l'intrusion d'eau saumâtre a conduit à des pics de salinité élevés, en particulier dans le secteur ouest, conduisant à une sélection des espèces halotolérantes. Dans le secteur est, seulement 6 espèces d'hydrophytes ont été rencontrées en 1999 contre 17 en 1997. Le recouvrement de l'espèce la plus tolérante au sel (*P. pectinatus*; Van Wijck *et al.*, 1994) augmente alors que *Z. pedunculata* et *Chara* spp., dominantes en 1997, disparaissent presque. La diminution globale du recouvrement des hydrophytes est expliquée principalement par les fortes teneurs en MES résultant des apports du Vistre et de la faible cohésion du sédiment après plusieurs années avec des assèchements brefs ou nuls. L'augmentation de salinité a permis l'élimination totale d'une espèce exogène envahissante qui était installée dans le secteur ouest avant l'ouverture des digues et dans le secteur est dès la première année du projet.

La dynamique initiale de la végétation est donc marquée par une forte composante abiotique avec la tolérance aux conditions de submersion. Des différences significatives apparaissent en fonction de l'usage antérieur des terres mais il n'est pas possible sur ces données de séparer ce facteur d'autres facteurs tels que l'altitude des terrains.

Les roseaux (*P. australis*) ont reculé en dessous de la cote -0,20 m et sont restés stables au-dessus. Les niveaux d'eau élevés associés à une forte anoxie causée par la mauvaise qualité des eaux du Vistre et à l'herbivorie par les ragondins (*Myocastor coypus*) ont probablement contribué à la régression du phragmite (Ostendorp, 1989; Hellings & Gallagher, 1992). Des régénérations par semis de *Phragmites australis* n'ont été enregistrées que sur les deux parcelles les plus hautes, soumises à l'inondation la plus brève.

*Fraxinus angustifolia* a progressé sur les digues périphériques et le système de digues centrales, sur des situations jamais inondées. Quelques installations ont été notées à l'intérieur des marais mais sans succès. *Tamarix gallica* a commencé à coloniser les parcelles les plus hautes dans le secteur est (parcelles 1-5). Ces formations ligneuses en cours de formation peuvent jouer un rôle important à l'avenir pour la faune (oiseaux) mais également sur le fonctionnement du marais en limitant les effets du vent sur la remise en suspension du sédiment.

Toutes les espèces structurantes étaient immédiatement présentes et les conditions physiques du milieu étaient le mécanisme prépondérant dans la sélection des espèces. Les objectifs concernant la structure de la végétation dans les marais n'ont pas été atteints du fait des conditions hydrologiques qui ont prévalu pendant les 4 premières années du projet. L'objectif « roselière » reste pertinent sur les parties les plus hautes mais ne pourra être atteint plus généralement que si les objectifs hydrologiques (assèchement estival) sont atteints. Une opération de contrôle des populations de *Myocastor coypus* pourrait aider au développement de la roselière.

### Les poissons

L'étude sur les peuplements de poissons avait comme principaux objectifs de recenser les espèces, de mettre en évidence leur reproduction sur le site et d'évaluer la disponibilité en proies pour les oiseaux d'eau piscivores. Au total, 17 espèces de poissons et 2 espèces d'écrevisses ont été recensées sur le domaine de la Musette (tab. 3). Ces espèces sont caractéristiques des parties aval des cours d'eau (zone à brème) ainsi que des eaux lentes ou stagnantes. Les possibilités d'échange indirect avec la mer par le biais des contre-canaux permettent la présence d'espèces migratrices et marines euryhalines. Toutes ces espèces sont couramment rencontrées dans les canaux et marais temporaires en Camargue (Crivelli, 1981). Neuf espèces de poissons et les deux écrevisses sont d'origine exotique (tab. 3), mais ont établi des populations en France depuis des décennies, voire des siècles (Rosecchi *et al.*, 1997).

Tableau 3 - Liste des espèces de poissons et macrocrustacés recensés sur le site.  
I : Indigène; An : Amérique du Nord; As : Asie; Ec : Europe centrale.

Nom commun	Nom latin	Origine de l'espèce	Canaux majeurs	Petits canaux	Parcelles
Anguille	<i>Anguilla anguilla</i>	I		X	X
Black bass	<i>Micropterus salmoides</i>	An	X	X	
Brème bordelière	<i>Blicca bjoerkna</i>	I	X		
Carassin doré	<i>Carassius auratus</i>	As	X	X	X
Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i>	As	X	X	X
Épinoche	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	I		X	
Gambusie	<i>Gambusia affinis</i>	An		X	
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	I	X	X	
Gobie commun	<i>Pomatoschistus microps</i>	I			X
Mulet-cabot	<i>Mugil cephalus</i>	I	X	X	X
Mulet-porc	<i>Liza ramada</i>	I	X	X	X
Perche-soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>	An	X	X	X
Poisson-chat	<i>Ictalurus melas</i>	An	X	X	
Pseudorasbora	<i>Pseudorasbora parva</i>	As	X	X	X
Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	I	X	X	X
Sandre	<i>Stizostedion lucioperca</i>	Ec	X		
Silure	<i>Silurus glanis</i>	Ec	X		
Tanche	<i>Tinca tinca</i>	I		X	
Écrevisse américaine	<i>Orconectes limosus</i>	An	X	X	X
Écrevisse de Louisiane	<i>Procambarus clarkii</i>	An	X	X	X

Dans les canaux majeurs, la carpe commune domine les captures avec environ 40 % de la biomasse. La carpe est depuis longtemps le cypri-  
nidé le plus répandu en Camargue, dans toutes les étendues d'eau de  
salinité inférieure ou égale à 10 g/l (Crivelli, 1981). Pour toutes les  
espèces recensées dans les canaux de la Musette, on note que de nom-  
breuses classes d'âge sont faiblement représentées dans les captures.  
Les petits canaux abritent essentiellement des jeunes de l'année et des  
juvéniles de 1 à 2 ans ainsi que toutes les classes d'âges de poissons de  
petite taille (ex. : pseudorasbora).

Dans les parcelles, l'espèce la plus abondante était le mulet-porc (50 à  
83 % en nombre), alors que la carpe et le carassin doré dominaient en  
biomasse (63 à 97 %). La richesse spécifique et l'abondance par espèce  
étaient plus élevées dans les parcelles situées près de l'arase. La struc-  
ture des peuplements dans les parcelles était comparable à celle obser-  
vée dans les marais temporairement asséchés en Camargue (Poizat &  
Crivelli, 1997).

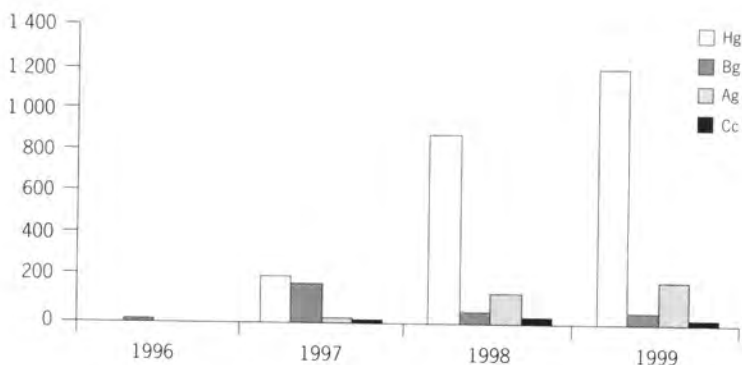
Le recrutement en alevins est assuré par la reproduction *in situ* et par  
les entrées d'eau d'origine marine, fournissant ainsi des proies pour les  
oiseaux piscivores.



### Les oiseaux

Pour les oiseaux l'objectif principal était de fournir des terrains favorables pour l'alimentation des hérons. Une colonie de nidification de hérons arboricoles s'est installée dès le début du projet et constitue actuellement un des intérêts ornithologiques les plus marquants du site. Les hérons nicheurs se sont installés sur le système de digues centrales. En 1996, 17 couples de héron bihoreau se sont reproduits avec succès avec 2,2 jeunes par nichée (fig. 3). La colonie a atteint 1 560 nids en 1999 pour quatre espèces. Le site abrite aujourd'hui l'une des plus grandes colonies mixtes de France avec près d'un tiers des couples de crabier chevelu se reproduisant en Camargue et les nombres de poussins à l'envol sont comparables aux moyennes pour la Camargue pour le héron crabier (Bennetts *et al.*, 2000) et l'aigrette garzette (Hafner *et al.*, sous presse). Dans la région méditerranéenne, les grandes colonies plurispécifiques nécessitent au moins 800 ha de marais d'eau douce dans un rayon de 5 km (Hafner & Fasola, 1992). Le site restauré ne peut donc que partiellement contribuer au succès de cette colonie qui dépend des marais et rizières en périphérie. Les données soulignent la bonne qualité du site pour la colonie, aussi bien pour la sécurité (protection contre la prédation, orientation nord-sud qui protège contre les vents dominants et les intempéries) et la construction des nids (arbres et buissons produisant des sites et matériaux favorables à la construction) que la qualité des terrains d'alimentation sur le domaine vital.

Figure 3  
Composition spécifique de la colonie de hérons arboricoles des marais du Vistre.  
Hg : héron garde-bœufs,  
Bg : bihoreau gris,  
Ag : aigrette garzette,  
Cc : crabier chevelu.



#### • Les terrains d'alimentation des hérons

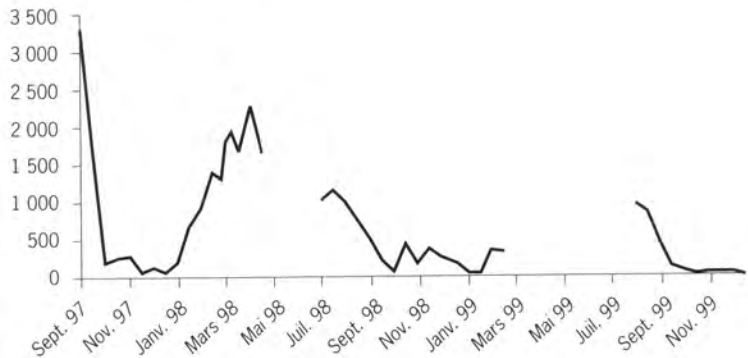
Les effectifs d'oiseaux en alimentation sur les marais ont été très variables dans le temps et dans l'espace. Ils ont été plus faibles en 1999 (en moyenne 8 oiseaux/visite) qu'en 1997 (82/visite) et 1998 (63/visite), probablement du fait de l'assèchement précoce et des salinités élevées. La taille des poissons et des crustacés sur le marais était conforme aux exigences des espèces visées, les hérons (Mauchamp *et al.*,

sous presse). De plus, le succès de prise de nourriture mesuré sur l'aigrette garzette par le nombre moyen de coups de bec par minute était analogue aux valeurs mesurées dans d'autres terrains d'alimentation (en moyenne *circa* 10/mn; Lombardini, 1999).

• Les oiseaux hivernants et de passage

Chaque automne, les effectifs passent par un maximum puis diminuent fortement pour augmenter à nouveau à partir de la fin de l'hiver (fig. 4). Deux facteurs peuvent expliquer cette dynamique: d'une part, l'augmentation des niveaux d'eau ne permet plus aux ardéidés et aux limicoles d'utiliser les marais; d'autre part, l'ouverture de la chasse en octobre induit un dérangement important sur ce site de petite taille. Les canards et les foulques ont été nettement moins nombreux en 1999 que pendant les deux autres années. Les oiseaux hivernants ont toutefois été globalement peu nombreux en Camargue durant l'hiver 1999.

Figure 4  
Effectifs des oiseaux d'eau  
hivernants et de passage  
entre 1997 et 1999.



Dans son ensemble, la structure du marais et ses hauts niveaux d'eau constituent une remise potentielle pour le repos diurne des canards et des foulques. Toutefois, la dynamique saisonnière hétérodoxe des effectifs pour une remise suggère que l'impact du dérangement par la chasse a sans doute une influence prépondérante.

### Conclusions

L'ouverture des digues, en 1995, a remis un écosystème sur une trajectoire spontanée d'évolution ne nécessitant pas de travaux complémentaires de gestion en dehors de ceux résultant d'une mauvaise qualité des travaux initiaux. Les marais restaurés atteignent les objectifs d'écrêtage de crue et ceux concernant la biodiversité et les habitats. Trois causes principales expliquent l'écart avec le fonctionnement hydrologique attendu : (1) des interventions humaines relevant de problèmes d'acceptation sociale d'une partie des objectifs du projet

sont responsables de mises en eau estivales, (2) les défauts dans la réalisation et la maintenance des seuils déversoirs et (3) des données insuffisantes au départ du projet, en particulier hydrologiques. Ces difficultés de divers ordres ont en grande partie trouvé des solutions. La dynamique de la végétation est en accord avec les hypothèses initiales, compte tenu du fonctionnement hydrologique. Elle apparaît comme principalement régie par la sélection exercée par le milieu physique (hauteur et qualité de l'eau) sur les espèces présentes dans les anciens polders. Ce résultat est probablement favorisé par les nombreuses espèces aquatiques liées à la culture du riz et aux canaux. Toutefois, l'hétérogénéité spatiale de l'abondance des espèces semble liée à leur distribution au début du projet, en particulier en fonction des usages des terres. Les macrophytes submergées tolérantes au sel et à l'eutrophisation dominant. Les niveaux d'eau et la faible qualité de l'eau ne semblent expliquer que partiellement le recul de la roselière. Les fortes densités de ragondins ont probablement ajouté une perturbation supplémentaire qui n'avait pas été considérée dans le projet initial. La roselière s'installera probablement mais avec des pas de temps supérieurs à ce qui avait été prévu et dépendant du fonctionnement hydrologique.

Les objectifs pour la faune ont été atteints avec l'installation de la colonie de hérons arboricoles et des terrains d'alimentation comparables à ceux de Camargue. La valeur potentielle des terrains comme refuge pour les oiseaux hivernants est vérifiée mais l'activité de chasse ne permet pas son expression d'octobre à février.

Les objectifs d'utilisation des marais pour le pâturage et la coupe du roseau n'ont pu être atteints pour des raisons de structure de végétation et d'inadéquation entre le revenu agricole attendu et les investissements nécessaires pour la sécurité du bétail. Ces difficultés, ajoutées à la faible qualité des marais pour la chasse, conduisent à des difficultés d'acceptation sociale du projet qui n'ont probablement pas été suffisamment prises en compte dans le projet initial.

Ce projet montre la faisabilité de la restauration de zones humides basée sur la dynamique spontanée des écosystèmes et des interventions minimales après les travaux initiaux. Cette approche nécessite d'investir dans l'étude initiale, qui a été ici trop faible, de ne pas évaluer les résultats à trop court terme et de ne pas définir des objectifs « espèces » trop précis. La zone humide, ainsi restaurée, reconstitue les fluctuations naturelles, importantes sous l'effet des conditions hydroclimatiques, et favorise une plus grande résilience de l'écosystème.

#### **Remerciements**

Ce travail était financé par le programme « Recréer la Nature » du ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, l'agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, le conseil général du Gard et la fondation Sansouire.

**Références bibliographiques**

- Aronson J., Floret C., Le Floch E., Ovalle C., Pontanier R., 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. A review from the South. *Restoration Ecol.*, 1, 8-11.
- Bennetts R.E., Hafner H., Fasola M., Kayser Y., 2000. Influence of environmental and density-dependent factors on reproduction of little egrets. *Auk*, 117, 634-639.
- Crivelli A.J., 1981. Les peuplements de poissons de la Camargue. *Rev. Écol. (Terre et Vie)*, 35, 617-671.
- Grace J.B., Pugsek B.H., 1997. A structural equation model of plant species richness and its application to a coastal wetland. *Amer. Naturalist*, 149(3), 436-460.
- Hafner E., Fasola M., 1992. The relationship between feeding habitat and colonially nesting Ardeidae. *In: Managing wetlands and their birds*. Finlayson C.M., Hollis G.E., Davis T.J. (eds.), International Waterfowl Research Bureau, Special Publication n° 20, Slimbridge, UK, 194-201.
- Hafner H., Bennetts R.E., Kayser Y., (in press). Changes in clutch size, brood size and numbers of nesting squacco herons (*Ardeola ralloides*) over a 32-year period in the Camargue, South France. *Ibis*.
- Harper J.L., 1992. Foreword. *In: Conservation Biology*. Fiedler P.L. & Jain S.K. (eds), Chapman *et al.*, New York and London, 11-18.
- Hellings S.E., Gallagher J.L., 1992. The effects of salinity and flooding on *Phragmites australis*. *J. Appl. Ecol.*, 29, 41-49.
- Keddy P.A., Twolan-Strutt L., Wisheu I.C., 1994. Competitive effect and response rankings in 20 wetland plants: are they consistent across three environments? *J. Ecol.*, 82, 635-643.
- Kusler J.A., Kentula M.E., 1990. Wetland creation and restoration - The status of the science. Island Press, Washington, DC, 595 p.
- Lombardini K., 1999. L'intérêt trophique des rizières pour l'alimentation des hérons arboricoles en Camargue. Mémoire de DEA de biosciences de l'environnement et santé, université Aix-Marseille III, 40 p.
- Mauchamp A., Chauvelon P., Grillas P., (sous presse). Restoration of floodplain wetlands: opening polders along a coastal river in Mediterranean, France, Vistre marshes. *Ecological Engineering*.
- Mitchley J., Grubb P.J., 1986. Control of relative abundance of perennials in chalk grassland in southern England. I. Consistency of rank order and results of pot- and field-experiments on the role of interference. *J. Ecol.*, 74, 1139-1116.
- Ostendorp W., 1989. Die-back of reeds in Europe: a critical review of literature. *Aquat. Bot.*, 35, 5-26.



- Palmer M.A., Ambrose R.F., LeRoy Poff N., 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5(4), 291-300.
- Poizat G., Crivelli A.J., 1997. Use of seasonally flooded marshes by fish in a Mediterranean wetland: timing and demographic consequences. *J. Fish Biol.*, 51, 106-119.
- Rosecchi E., Poizat G., Crivelli A.J., 1997. Introduction de poissons d'eau douce et d'écrevisses en Camargue : historique, origines et modifications des peuplements. *Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture*, 344/345, 221-232.
- Van der Valk A.G., 1981. Succession in wetlands: a Gleasonian approach. *Ecology*, 62, 688-696.
- Van Wijck C., Grillas P., De Groot C.J., Tan Ham L., 1994. A comparison between the biomass production of *Potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum spicatum* L. in the Camargue (Southern France) in relation to salinity and sediment characteristics. *Vegetatio*, 113, 171-180.

# Les prés salés de la baie de l'Aiguillon.

## Intérêts et enjeux

---

Emmanuel Joyeux

Réserve naturelle de la baie de l'Aiguillon (Vendée), Office national de la chasse et de la faune sauvage, Ferme de Choisy; 85580 Saint-Michel-en-L'herme, France  
e.joyeux@onc.gouv.fr

### Résumé

---

La baie de l'Aiguillon a été classée en deux réserves naturelles d'une surface totale de 4900 ha, en particulier pour son intérêt ornithologique. Elle est constituée d'une vasière et d'environ 750 ha de prés salés, appelés localement « mizottes », qui accueillent chaque année quelques milliers d'ansériformes brouteurs comme la bernache cravant ou l'oie cendrée. Ces prés sont fauchés traditionnellement par les agriculteurs. Ceux-ci entretiennent des rigoles d'évacuation des eaux pour maintenir les zones à *Puccinellia maritima*. L'absence d'entretien conduit à un habitat plus diversifié. Un des enjeux futurs de la réserve sera donc d'évaluer l'importance de ces habitats naturels tout en testant des mesures de gestion expérimentales.

### Abstract

---

The bay of Aiguillon has been protected in two natural reserves, totaling 4,900 ha, as a site of major importance for birds. It contains a large mudflat and 750 ha of salt marshes which are called "mizottes" by the locals. Each year, thousands of geese overwinter there. Farmers traditionally reap the marshland. They also ensure the up-keep of the drainage network to maintain areas with *Puccinellia maritima*. The absence of maintenance brings about the creation of many habitats. One of the future objectives of the reserve will be to assess the role of habitats while testing experimental management methods.

### Introduction

---

La gestion des prés salés représente un des enjeux de la baie de l'Aiguillon en termes de préservation et de conservation de milieux naturels. S'appuyant sur la démarche engagée dans la réserve naturelle de la baie de l'Aiguillon (Vendée), cet acte a pour vocation de présenter l'intérêt patrimonial de ce site, les stratégies de gestion adoptées puis de présenter la politique de gestion engagée sur les prés salés dans le cadre des objectifs globaux de la réserve.

### Présentation de la réserve naturelle de la baie de l'Aiguillon (Vendée)

La baie de l'Aiguillon s'étend sur près de 5 000 ha répartis entre les départements de Charente-Maritime et de Vendée. Cette vaste zone, située à l'aval du bassin versant du Marais poitevin, est constituée de grandes vasières et de prés salés appelés localement « mizottes ». Elle est également le siège d'activités conchylicoles : la production des moules sur des pieux en bois (dites moules de bouchots) y est très développée. La partie vendéenne a été classée en réserve naturelle sur une surface de 2 300 ha par le décret n° 96-613 du 9 juillet 1996. La gestion de cette réserve a été confiée à l'Office national de la chasse et de la faune sauvage en association avec la ligue pour la protection des oiseaux. La partie charentaise a, quant à elle, été classée en réserve naturelle par le décret ministériel n° 99-557 du 2 juillet 1999. La gestion de cette réserve a été confiée à l'Office national de la chasse et de la faune sauvage et à la Ligue pour la protection des oiseaux.

Ce classement se justifie par l'importance du site pour l'accueil de l'avifaune migratrice. Zone d'escale postnuptiale et pré-nuptiale, zone d'importance pour l'hivernage des oiseaux aquatiques du Paléarctique, la baie de l'Aiguillon est un site d'intérêt majeur reconnu à l'échelle internationale. Les 4 000 ha de vasières et les 750 ha de prés salés accueillent annuellement plus de 50 000 oiseaux d'eau.

#### La faune

La baie de l'Aiguillon constitue en premier lieu une zone importante pour les oiseaux en migration et en hivernage.

Le tableau ci-dessous présente les principales espèces d'oiseaux d'eau dont les effectifs dépassent régulièrement le 1 % du Paléarctique ouest (en gras) ou dont les effectifs avoisinent ce seuil.

Tableau 1 - Importance de la baie de l'Aiguillon pour les principales espèces d'oiseaux d'eau présentes en hivernage.

Nom français	Nom scientifique	Effectifs (1994-1999) selon suivi annuel Wetland (mi-janvier)
Oie cendrée	<i>Anser anser</i>	600-1700
Bernache cravant	<i>Branta bernicla</i>	700-4000
Tadorne de Belon	<i>Tadorna tadorna</i>	3320-9830
Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>	1550-4500
Canard pilet	<i>Anas acuta</i>	2250-6155
Canard souchet	<i>Anas clypeata</i>	15-350
Avocette élégante	<i>Recurvirostra avosetta</i>	1750-7250
Pluvier argenté	<i>Pluvialis squatarola</i>	850-1700
Bécasseau maubèche	<i>Calidris canutus</i>	900-600
Bécasseau variable	<i>Calidris alpina</i>	7750-21900
Barge à queue noire	<i>Limosa limosa</i>	1000-4850
Chevalier gambette	<i>Tringa totanus</i>	50-245

Source : ONCFS.

Outre les espèces hivernantes, la baie de l'Aiguillon revêt également une importance pour des espèces en migration pré- ou post-nuptiale comme le bécasseau maubèche, le courlis corlieu, la barge à queue noire.

Tableau 2 - Importance de la baie de l'Aiguillon pour les principales espèces d'oiseaux d'eau présentes lors des migrations pré-nuptiales et post-nuptiales.

Nom français	Nom scientifique	Effectif maximum (1977-1999)
Chevalier gambette	<i>Tringa totanus</i>	910 (Mpo)
Grand gravelot	<i>Charadrius hiaticula</i>	1 150 (Mpr)
Bécasseau maubèche	<i>Calidris canutus</i>	16 430 (Mpr)
Barge à queue noire	<i>Limosa limosa</i>	20 500 (Mpr)
Courlis corlieu	<i>Numenius phaeopus</i>	19 000 (Mpr)

Source : ONCFS - Mpr : Migration pré-nuptiale, Mpo : Migration post-nuptiale.

Néanmoins, les effectifs présentés ci-dessus correspondent à des données récentes. Au début des années quatre-vingt, la baie accueillait plus de 80 000 anatidés (Trolliet, 1996). En 1998, la baie de l'Aiguillon et la pointe d'Arçay n'accueillent plus que 18 785 anatidés en janvier (Deceunink *et al.*, 1999). En ce qui concerne les anatidés, une des raisons principales semble être la disparition des prairies humides du Marais poitevin (Duncan *et al.*, 1999).

La baie, en période estivale, revêt également un intérêt pour quelques espèces nicheuses comme le tadorne de Belon, la gorgebleue *Luscinia svecica*, le bruant des roseaux *Emberiza schoeniclus*...

La baie de l'Aiguillon représente également un intérêt patrimonial du fait de la présence occasionnelle de la loutre d'Europe *Lutra lutra* ou d'amphibiens, comme le pélodyte ponctué *Pelodytes punctatus*. Du fait de sa fonction d'estuaire, la baie est une zone privilégiée pour de nombreux poissons migrateurs comme l'anguille *Anguilla anguilla* ou la grande alose *Alosa alosa*.

#### Intérêt botanique et phytosociologique

Un cortège floristique, composé d'une flore typique des prés salés atlantiques, confère à la baie de l'Aiguillon un intérêt patrimonial important. Il est notamment représenté par *Puccinellia maritima*, *Spartina maritima*, *Suaeda maritima*, *Atriplex bastata*, *Limonium vulgare*, *Salicornia* sp.

Ces espèces correspondent à différents groupements de végétaux typiques, en grande partie, des schorres atlantiques. Ainsi, on retrouvera notamment les habitats suivants :

- végétations halophytes à salicornes annuelles ;
- prés salés à *Spartina maritima* ;
- prés salés atlantiques à *Puccinellia maritima* ;
- prés salés à *Puccinellia maritima* envahis par *Atriplex portulacoides* ;
- haut de schorre à *Elymus pungens*.



L'évaluation du patrimoine biologique de la réserve a permis de dégager trois grandes orientations de gestion :

- les habitats naturels localisés (prés salés, vasières) tributaires de la dynamique littorale et influencés par les activités humaines;
- les fonctions écologiques altérées (productivité, biodiversité, régime hydraulique);
- la présence de populations d'espèces d'importances nationale et internationale aux statuts de protection plus ou moins appropriés.

### **La gestion patrimoniale**

---

#### **Les objectifs de gestion**

Un plan de gestion écologique de la réserve naturelle a été élaboré par la ligue pour la protection des oiseaux sous la responsabilité de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage. Ce document de planification des actions à mener pendant cinq années, établi en fonction du patrimoine et actuellement en cours d'instruction, a permis d'identifier trois grands objectifs principaux :

- accroître, maintenir et/ou restaurer la biodiversité (habitats et espèces) et les fonctions écologiques de la réserve naturelle de la baie de l'Aiguillon, entité fonctionnelle d'une zone humide fragilisée;
- assurer la recherche appliquée, les suivis et les inventaires nécessaires à l'évaluation de l'état de conservation des ressources naturelles (habitats, espèces) et de la gestion;
- valoriser la réserve naturelle aux niveaux local, régional et international, et sensibiliser le public à la gestion patrimoniale du site.

Pour mener à bien ces objectifs, trois principales stratégies d'action doivent être menées : contribuer à maintenir et/ou restaurer les caractéristiques fonctionnelles de l'écosystème estuarien de la baie de l'Aiguillon; maintenir et/ou restaurer les habitats favorables aux populations d'oiseaux d'eau, à la flore et à la faune; favoriser l'intégration du site dans le tissu économique local et contribuer à un développement équilibré en maintenant les activités traditionnelles de fauche, de pêche, de pâturage... La gestion des prés salés correspond donc à un des enjeux principaux de la réserve. Les actions menées doivent permettre de maintenir et de restaurer les fonctions écologiques de la baie.

#### **Les prés salés de la baie de l'Aiguillon**

Les prés salés, appelés localement « mizottes » du nom local de la puccinellie, sont présents sur plus de 750 hectares. Chaque année, ils sont en extension. Les prés salés situés sur la commune de Triaize ont, par exemple, gagné de plus de 3 m en une année. Il y a environ 400 ha de mizottes sur la partie vendéenne et 350 ha sur la partie charentaise. Les mizottes localisées en Charente-Maritime sont relativement homogènes et formées de prairies à *Puccinellia maritima*. La situation en Vendée est différente. Le long de la Sèvre niortaise, les mizottes sont constituées de prairies à *Elymus pungens*. Il convient de noter qu'autre-

fois ces prairies étaient également formées de *Puccinellia maritima*. Les mizottes situées sur le domaine public maritime proche des communes de Puyravault et de Champagné-les-Marais sont en grande majorité formées de pelouses denses à *Puccinellia maritima* et de pelouses ouvertes à *Puccinellia maritima* à dominance estivale de salicornes annuelles. Les prés salés de la commune de Triaize (ces prés salés font partie du domaine privé) sont extrêmement hétérogènes : on y retrouve ponctuellement des pelouses denses à *Puccinellia maritima*, des formations denses à *Elymus pungens* et des formations monospécifiques à *Atriplex portulacoides* mais, plus généralement, des pelouses ouvertes à *Puccinellia maritima* à dominance estivale de salicornes annuelles, des pelouses denses à *Puccinellia maritima* et *Aster tripolium*, et des groupements ouverts à salicornes annuelles. L'ensemble de ces prés salés fait ou a fait l'objet d'une exploitation agricole par fauche en juin ou en juillet suivant le calendrier des marées. *Puccinellia maritima* est en effet une graminée reconnue comme très appétante pour le bétail. Cette activité est encore extrêmement présente en Charente-Maritime et sur le schorre proche des communes de Puyravault et de Champagné, partiellement présente sur la commune de Triaize et absente le long de la Sèvre niortaise. Une trentaine d'agriculteurs exploitent les prés salés sur l'ensemble de la baie.

#### • Évaluation patrimoniale

Pour les oiseaux, l'intérêt des « mizottes » est primordial puisque le schorre constitue la principale zone de nourrissage des bernaches cravants et des oies cendrées présentes en quantité en hivernage et en migration (tab. 1). Il convient également de noter que, en 2000, la baie de l'Aiguillon a également accueilli, en hivernage, 110 oies rieuses. Les sites préférentiels d'alimentation de ces ansériformes brouteurs, dont les effectifs semblent en augmentation depuis le début des années quatre-vingt-dix, sont les zones de prairies à *Puccinellia maritima*. La baie de l'Aiguillon constitue avec les communaux de Saint-Denis-du-Payré et du Poiré-sur-Velluire un site privilégié d'accueil pour les oies (Fouquet, 1991). Ces sites constituent également des gagnages nocturnes pour des canards comme le canard siffleur et la sarcelle d'hiver. Les dépressions à salicornes peuvent être également utilisées par ce dernier petit canard granivore. Le tadorne de Belon utilise également le schorre comme zone de stationnement et de gagnage. Les zones de végétation rases des prés salés servent également de reposoir de marée haute, par gros coefficient de marée, aux limicoles présents sur la baie : barge à queue noire, barge rousse, bécasseau variable, pluvier argenté, courlis corlieu... Les prés salés de la baie de l'Aiguillon constituent donc une unité fonctionnelle à part entière pour de nombreuses espèces d'oiseaux en migration et en hivernage.

Les « mizottes » ont également un intérêt élevé pour l'avifaune nicheuse. Les données présentées (Fouquet *in* Joyeux, 1999) ci-après ne correspondent qu'à la partie vendéenne de la baie.

L'alouette des champs *Alauda arvensis* (environ 319 mâles chanteurs sur 200 ha à Triaize) est quasiment inféodée aux prairies denses à *Puccinellia maritima* et aux pelouses ouvertes à *Puccinellia maritima* à dominance estivale de salicornes annuelles.

Le cisticole des joncs *Cisticola juncidis*, dont les effectifs ont fortement été affectés par les vagues de froid des années quatre-vingt-dix, se retrouve en densité élevée (80 mâles chanteurs/200 ha) dans les formations à *Elymus pungens*.

Le bruant des roseaux *Emberiza schoeniclus* est également présent en masse sur les prés salés (269 mâles chanteurs/200 ha) et est strictement inféodé aux formations à *Elymus pungens*.

La gorgebleue à miroir blanc *Luscinia svecica* niche également sur les prés salés, près des étiers, dans les formations à *Elymus pungens* ou *Atriplex portulacoides*.

Les prés salés accueillent également, plus irrégulièrement, des populations nicheuses de cailles des blés *Coturnix coturnix*, de vanneaux huppés *Vanellus vanellus* et de busards des roseaux *Circus aeruginosus*.

Mais le schorre semble également revêtir une importance non négligeable pour l'entomofaune. On retrouve ainsi l'oedipode des salines *Epacromius tergustinus*, surtout dans les formations à *Atriplex portulacoides*. Ce petit orthoptère est encore très localisé sur la côte vendéenne. La présence de *Coelophora salicorniae* revêt également un intérêt biologique puisque ce petit lépidoptère présent sur le littoral atlantique est strictement inféodé aux zones à salicornes. Une étude de caractérisation de l'entomofaune des prés salés a été réalisée en 2000.

La « gestion » des habitats en baie de l'Aiguillon doit donc être effectuée avec beaucoup de prudence puisque chaque habitat abrite une flore et une faune typiques. Avant de mener toute action, il convient donc de s'assurer des statuts des différentes espèces et des différents habitats. Compte tenu des connaissances actuelles et du caractère évolutif des prés salés, les actions de génie écologique pouvant être menées seront réversibles et expérimentales.

#### • Problématique de gestion

##### *La gestion agricole*

La présence des prairies à *Puccinella maritima*, qu'elle soit en formation dense ou en formation ouverte à dominance de salicornes annuelles, favorise celle des ansériformes brouteurs. Cette présence est intimement liée aux activités de fauche. Annuellement, 200 ha de prés salés sont fauchés en Vendée. Près de 400 bottes de foin sont récoltées.

L'ensemble des prés salés est parcouru par un ensemble de rigoles d'évacuation des eaux, entretenues traditionnellement par les agriculteurs. Ce système permet d'évacuer les eaux marines, donc d'éviter la stagnation d'eau et donc de favoriser le développement de la *Puccinellia maritima* qui supporte mal l'exondation prolongée. Cet entretien est encore réalisé sur les mizottes charentaises et de Champagné-les-Marais. Il n'est plus réalisé le long de la Sèvre niortaise et sur les

mizottes de Triaize. Cette absence d'entretien entraîne un colmatage des rigoles et donc le développement d'eau stagnante beaucoup plus favorable aux salicornes. Il en résulte une diminution des zones à *Puccinellia maritima* et donc une diminution des zones à faucher. Ainsi, sur les mizottes de Triaize, seuls deux agriculteurs fauchent encore une trentaine hectares (sur 200 ha) au lieu de cinq agriculteurs au début des années quatre-vingt-dix. Il en résulte un développement d'habitats plus divers. L'arrêt de la fauche, il y a une quinzaine d'années, le long de la Sèvre niortaise, a entraîné le développement des vastes formations à *Elymus pungens*. Ces mizottes sont en grande partie la propriété de la fondation pour la protection des habitats et de la faune sauvage. Le gestionnaire de cette propriété est la fédération départementale des chasseurs de la Vendée. L'autorisation d'exploiter est attribuée annuellement par le gestionnaire de ces terrains. Les mizottes de Champagné et de Puyravault, situées sur le domaine public maritime, sont gérées par l'association syndicale des mizottes de Champagné et de Puyravault. Les mizottes sont découpées en un certain nombre de lots de 8 ha 22 et de 5 ha 48, chacun attribué à des agriculteurs. Ces lots ne sont pas systématiquement tous fauchés et entretenus chaque année, entraînant sur certaines zones le développement de pelouses ouvertes à dominance estivale de salicornes annuelles et de groupements ouverts à salicornes. Il y a donc sur cette zone un début d'abandon des surfaces fauchées, entraînant leur modification.

Une autre cause de la diminution des zones à *Puccinellia maritima* peut être avancée. Les agriculteurs exploitant les prés salés utilisent du matériel de plus en plus lourd, entraînant un tassement de certaines zones. Il y a alors formation de dépressions inondables beaucoup plus favorables aux groupements ouverts à salicornes annuelles (Prinet, 1998).

#### *Le développement d'Aster tripolium*

La présence d'*Aster tripolium* est parfaitement logique sur les prés salés. Cette composée est la plante de transition entre la haute-slikke et le bas-schorre. Néanmoins, depuis trois ans, il y a un développement important de ce végétal. Sa taille (près d'un mètre) et sa forte densité, par endroit, entraînent une fermeture du milieu, rendant impraticables certaines zones notamment pour les oies qui ont besoin de vastes zones dégagées. Ce développement est surtout vrai sur les mizottes de Triaize puisque l'on peut retrouver de fortes densités de cette plante jusqu'en pied de digue. Il est difficile d'avancer des hypothèses, à l'heure actuelle, pour expliquer cette prolifération (évolution de la topographie des prés salés, évolution des habitats, pollution?).

#### *Problèmes de nuisances dues aux moustiques*

La présence d'eaux stagnantes entraîne une prolifération de larves de moustiques de l'espèce *Aedes caspius*, entraînant des plaintes des communes limitrophes (souvent touristiques) de la baie. Une remise en état



des rigoles agricoles traditionnelles d'évacuation des eaux permettrait de limiter cette prolifération et donc de favoriser le développement des prairies à *Puccinellia maritima*. Dans le cadre de la réserve naturelle, il semble évident que cette action ne peut se justifier que si elle est un corollaire aux zones fauchées. Cette action ne peut être menée qu'en relation avec des agriculteurs désireux de poursuivre la fauche et l'entretien des mizottes comme cela est prévu par le décret n° 96-613 portant création de la réserve naturelle de la baie de l'Aiguillon (Vendée).

### Conclusion

La gestion des prés salés de la baie de l'Aiguillon est soumise à une interrogation principale : comment favoriser l'activité traditionnelle de fauche favorable aux oiseaux migrateurs sans pour autant pénaliser des mosaïques d'habitats typiques des prés salés atlantiques et favorables à la reproduction et au nourrissage d'une faune diversifiée ?

L'étendue des prés salés laisse présager des solutions alternatives à cette question. Il semble tout à fait possible de laisser des zones de schorre en évolution libre (sans intervention humaine) et d'aider, par le biais d'opérations expérimentales et réversibles, la restauration de zones à *Puccinellia maritima* favorables à la fauche (et à la réduction des problèmes annexes de prolifération de moustiques).

#### • Opérations et perspectives à caractère scientifique

Des suivis scientifiques doivent être impérativement menés pour connaître l'importance des prés salés pour chaque espèce. D'octobre à mars 2000, l'ONCFS, en relation avec le CNRS de Chizé, a suivi la fréquentation et le comportement des oies cendrées sur la réserve naturelle de la baie de l'Aiguillon (Vendée). Les plus grands groupes d'oies se retrouvent plutôt sur les mizottes de Champagné-les-Marais, zones où la puccinellie est plus présente. Les groupes observés sur Triaize étaient de plus petite taille. La présence en forte densité d'*Aster tripolium* et le mitage des zones à *Puccinellia maritima* peuvent être un facteur explicatif. Les bernaches cravants étaient généralement localisées sur les mizottes de Champagné. Ces suivis permettent d'avoir une première approche de la fréquentation. Les événements de la fin 1999 (tempête et marée noire) ont par ailleurs certainement modifié l'utilisation classique des prés salés du fait de déplacement d'oiseaux chassés de leur zone d'hivernage habituelle. Il conviendra de caractériser l'importance des prés salés pour les ansériformes brouteurs. Un programme de recherche mené par l'Office national de la chasse et de la faune sauvage et le centre national d'études scientifiques de Chizé sur la mise en valeur des herbiers des prés salés pour l'hivernage est mené pendant une période de trois ans à compter du 1<sup>er</sup> octobre 2000. Pendant cette période, il s'agira de mettre en place une méthodologie à long terme, de caractériser la végétation, d'évaluer la capacité d'accueil pour les oies, de définir les indicateurs et de mesurer l'influence du dérangement.

- Opérations de génie écologique réalisées et perspectives

#### Opérations réalisées

Les opérations conduites actuellement correspondent uniquement à des opérations agricoles qui étaient effectuées traditionnellement. Elles sont donc en tout point réversibles.

Une restauration des rigoles existantes a été menée par l'intermédiaire de l'Entente interdépartementale de démoustication en relation avec les agriculteurs et le gestionnaire de la réserve naturelle, et après accord du comité consultatif de gestion de la réserve naturelle sur la partie ouest des mizottes de Triaize exploitées encore par les agriculteurs et sur une portion de prés salés de la Sèvre niortaise, susceptible d'être fauchée par un agriculteur. Cette restauration ne concerne qu'environ 10 % du pré salé. Les autres zones restent soit encore entretenues par les agriculteurs, soit laissées à une évolution naturelle libre.

La restauration de telle zone a déjà été menée en Charente-Maritime (avant son classement en réserve naturelle). Il a été constaté un développement de pelouses denses à *Puccinellia maritima*. La configuration de la partie vendéenne est légèrement différente. Le système hydraulique est géré différemment, les prés salés sont plus larges, la mosaïque d'habitats est beaucoup plus importante. En Vendée, le système de dérayure est relié à la fois à la pleine mer et à un fossé de pied de digue qui se jette ensuite dans de grands chenaux ou un fleuve (canal de Luçon, chenal Vieux, Sèvre niortaise). En Charente-Maritime, il n'y a pas de fossés de pied de digue, les rigoles rejoignent directement la mer.

Parallèlement à ces opérations, une fauche de zones à *Aster tripolium* a été réalisée, dans le cadre du programme de recherche sur les oies cendrées. Une première fauche de deux quadrats de 25 m<sup>2</sup> a été réalisée la première semaine d'août 2000. Une deuxième fauche d'un quadrat de 25 m<sup>2</sup> a été réalisé à la mi-septembre 2000.

Ces travaux doivent donc permettre d'étudier l'influence de la gestion sur les populations d'ansériformes brouteurs mais aussi sur les populations nicheuses.

#### Perspectives

Dans l'attente des premiers résultats des mesures de gestion expérimentales présentées ci-dessus, d'autres mesures de gestion des prés salés peuvent être envisagées pour faire face à l'abandon progressif des zones fauchées par les agriculteurs.

Une gestion par pâturage extensif ovin est actuellement à l'étude. Il a été en effet prouvé, notamment sur le site de la baie du Mont-Saint-Michel, que le pâturage extensif favorise les zones à *Puccinellia maritima* (Crouvezier, 1996). La mise en place d'une telle gestion pourrait être envisagée le long de la Sèvre niortaise et le long du canal de Luçon, à l'ouest des mizottes de Champagné. Autrefois, en Charente-Maritime et d'une façon plus anecdotique en Vendée, le pâturage ovin était pratiqué sur les prés salés et sur les digues de front de mer. Cette solution serait encore envisageable dans un premier temps à titre expérimental. Il ne s'agit pas de rentrer en concurrence directe avec les activités de fauche.

Une telle mesure permettrait de comparer des gestions différentes de la *Puccinellia maritima*. Les zones de pâturage projetées sont situées à proximité immédiate de zones en eau (Sèvre niortaise et canal de Luçon). Le pâturage par les moutons entraîne le développement d'une végétation plus rase selon la durée du pâturage. Potentiellement, une telle action pourrait être plutôt favorable à des canards herbivores comme le canard siffleur. La hauteur de la végétation actuelle dans ces zones est une hypothèse quant aux faibles effectifs de ce canard en baie de l'Aiguillon.

Cet acte a pour vocation de faire connaître l'intérêt particulier des prés salés de la baie de l'Aiguillon. Une gestion anthropique et des zones laissées en évolution naturelle sont deux stratégies de gestion complémentaires en baie. Les actions de génie écologique en cours ont été réalisées à des fins d'expérimentation. Les actions projetées seront conditionnées par les connaissances acquises lors des suivis scientifiques futurs. En tout état de cause, la gestion des prés salés doit être conduite d'une manière prudente de manière à garantir le caractère naturel du site et permettre le maintien d'un patrimoine naturel remarquable.

#### Références bibliographiques

- Crouvezier V., 1996. Les moutons de prés salés de la baie du Mont-Saint-Michel - Utilisation des marais salés et technique d'exploitation. Université Paris 1, 64 p.
- Deceuninck B. *et al.*, 1999. Oiseaux d'eau hivernant en France en janvier 1998. *Ornithos*, 6(4), 173-177.
- Duncan *et al.*, 1999. Long-term changes in agricultural practices and wildfolding in an internationally important wetland, and their effects on the guild of wintering ducks. *J. Applied Ecology*, 36, 11-23.
- Fouquet M., 1991. Migration et hivernage de l'oie cendrée (*Anser anser*) en France. Rôle et importance du Centre-Ouest. *L'oiseau et RFO*, 61(2), 111-129.
- Joyeux E., 1999. Rapport d'activités 1999 de la réserve naturelle de la baie de l'Aiguillon (Vendée). *ONC*, 38 p.
- Prinet A., 1998. Étude phytosociologique dans la réserve naturelle de la baie de l'Aiguillon. Mémoire de DESS, université de Strasbourg, 58 p.
- Trolliet B., 1996. Les Anatidae en baie de l'Aiguillon. *In: Proceedings of the Anatidae 2000 Conference, Strasbourg, France, 5-9 December 1994.* Birkan M., Van Vessem J., Havet P., Madsen J., Trolliet B. & Moser M. (eds). *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.*, 13, 1375-1376.
- Schricke V., 1999. Aménagements de l'herbu dans la réserve de chasse maritime de la baie du Mont-Saint-Michel. Impact sur l'avifaune. *Bulletin mensuel de l'ONC*, 248, 22-30.



## Synthèse de l'atelier 1

Jean-Claude Lefeuvre

Professeur à l'université de Rennes I, MNHN, UMR-CNRS 6553 ECOBIO  
(d'après l'enregistrement de son intervention)

Dans une optique de changement, on oublie toujours que nous sommes soumis à des changements permanents. Quand on fait le constat « *il y a moins de 20 000 ans la Manche n'existait pas* », personne ne s'aperçoit de la réalité du phénomène extraordinaire qui a été justement la remontée du niveau des mers, de près de 120 m à 130 m selon les dernières évaluations australiennes. Il y a des phénomènes naturels que l'homme ne maîtrise pas et qui ont mis en place des baies et des golfes soumis à leur tour aux phénomènes naturels de sédimentation.

L'exemple du golfe des Pictons, devenu le Marais poitevin, est éloquent. Pendant 1 500 à 2 000 ans, il a été soumis à une sédimentation naturelle. Ce n'est qu'à partir du VI<sup>e</sup> siècle que sont recensées les premières tentatives de poldérisation. Au XI<sup>e</sup> siècle, on a commencé à endiguer et poldériser les parties hautes des marais salés. On est là obligé de faire la conjonction entre le continent d'un côté, les eaux marines côtières de l'autre, avec quelque chose qui au cours du temps n'a fait que s'accélérer. Dans cet exemple, on vient de découvrir en 1999, grâce à ce phénomène, la conjonction poldérisation-endigage-reprise de phénomènes naturels de sédimentation. On a ainsi récupéré 97 000 ha de système terrestre sur le milieu marin.

L'un des problèmes de fond qui se pose à l'échelon international porte sur la logique, ou non, de récupérer ces terres.

Les marais salés transformés en polders ont-ils un impact important sur les eaux marines côtières ? Ce débat fut introduit dans les années soixante sur la côte est des États-Unis ; 80 à 90 % de marais salés y sont poldérisés et sont accusés d'être à l'origine de l'effondrement des stocks de coquilles Saint-Jacques et de crevettes sur cette côte est. À partir de là, suivant cette approche, nous sommes obligés de parler de restauration et de récréation. Sur ces termes, il reste d'ailleurs beaucoup à dire.

De nombreuses questions ayant trait à la biodiversité ont été posées dans cet atelier 1. Sur le plan fonctionnel, dont il est peu question en France, il est pressant de recréer un certain nombre de systèmes.

Sur le plan de la biodiversité, un exposé traite de la relique du golfe des Pictons, la baie de l'Aiguillon actuelle. Une certitude tout d'abord : ces milieux, soi-disant naturels, sont fortement eutrophisés. La baie d'Aiguillon donne du foin ; celle du Mont-Saint-Michel fournit 17 000 moutons de prés salés. La volonté de restaurer ces milieux conduit à la question « *Que veut-on restaurer ?* »

• *Souhaite-t-on restaurer des usages et des pratiques pour maintenir un type de milieu « naturel » qu'on a toujours vu ?*



- *Veut-on les restaurer, les recréer, pour au contraire faciliter des transports de matières organiques vers les baies pour renforcer leur potentiel halieutique ?*

Ces questions sont, en fait, rarement évoquées.

Dans la mesure où tous ces marais salés sont en relation étroite avec les vasières de la côte ouest européenne, des activités de pêche se sont développées sur les systèmes sablo-vaseux, comme celle des coques en baie de Somme. L'effondrement de cette pêche conduit à une redistribution des usages.

Une idée est de faire appel aux ressources de la zone pionnière des marais. Les zones à salicorne qu'on veut exploiter peuvent ainsi produire 100 kg par marée et par cueilleur. La pression porte sur le maintien à long terme de la salicorne, en luttant contre la spartine, espèce invasive, en pratiquant des aménagements du bas-marais. Cela conduit au blocage d'un phénomène naturel de sédimentation favorisé par la spartine et empêchant le développement des salicornes. On entre bien là dans un système de restauration de la zone pionnière des marais salés.

La poldérisation des marais n'a pas toujours été entreprise au début à des fins agricoles mais plutôt pour la création de marais salants. Leur abandon conduit à leur récupération par le monde agricole. Entre la Seudre et la Charente, les usages ostréicoles, piscicoles et agricoles ont forgé le paysage actuel. L'abandon de ce paysage conduit à la volonté de restaurer de tels systèmes en maintenant des usages.

La restauration de pratiques et d'usages doit permettre de retrouver un paysage antérieur avec de nouvelles productions.

En termes de sédimentation, l'exemple de la Camargue est proche de celui de la baie de l'Aiguillon.

L'objectif affiché de la récupération d'anciens polders est le maintien de la biodiversité qui a tendance à décroître. Cela impose de travailler sur le système hydraulique et de revoir l'arrivée de l'eau sur des espaces asséchés.

Il est clair que la restauration de zones humides n'est pas tout à fait la même chose que la création de zones humides sur des systèmes poldérisés.

## Atelier 2

---

# Estuaires et lagunes



## Maintien des fonctionnalités biologiques de la vasière nord de l'estuaire de la Seine

Luc Hamm<sup>(1)</sup>, Louis-Alexandre Romana<sup>(2)</sup>, François Lerat<sup>(3)</sup>

(1) Sogreah maritime, 6 rue de Lorraine, 38130 Échirolles, France - luc.hamm@sogreah.fr

(2) Ifremer, BP 330, 83507, La Seyne-sur-Mer, France - aromana@ifremer.fr

(3) Direction régionale de l'environnement Haute-Normandie, 22 place Gadeau de Kerville, 76100 Rouen, France - Francois.Lerat@haute-normandie.environnement.gouv.fr

### Résumé

La construction de Port 2000 s'accompagne d'un ambitieux projet de réhabilitation de l'estuaire de la Seine faisant actuellement l'objet d'études hydrosédimentaires. Le présent article fait le point sur l'avancement de cette étude qui a permis de préciser les solutions possibles pour développer des surfaces durables de vasières dans la fosse nord et de sélectionner une première solution qui doit maintenant être testée sur un modèle physique à fond mobile sur une durée de 25 ans (nature).

### Abstract

In parallel with the construction of Port 2000, there are plans for an ambitious project to rehabilitate the Seine estuary. The present article describes the progress of the hydrosedimentary studies currently being performed for this project. These have already led to the definition of possible solutions for developing durable mud flats in the northern trench and to selecting an initial alternative that will be tested on a mobile-bed scale model over a simulated period of 25 years.

### Introduction

L'estuaire de la Seine a fait l'objet depuis 150 ans d'actions d'aménagement (à finalité principalement portuaire) qui ont permis aux ports de Rouen et du Havre de se développer au rythme de la croissance globale des transports par voie maritime<sup>1</sup>. Ces aménagements ont en contrepartie conduit à une artificialisation très poussée du système (compartimentation des écosystèmes), à une perte extrêmement importante en surface estuarienne biologiquement utile (superficie des estrans passant de 13 200 ha en 1834 à 2 800 ha en 1997) et à une accélération du comblement.

1. On trouvera une description de ces aménagements et de l'estuaire dans Migniot (1991) et Lesueur & Lesourd (1999). Hamm & Viguier (1997) présentent le panorama général des aménagements estuariens en France.



Le projet Port 2000, qui s'implante au nord-ouest de l'estuaire (fig. 1, p. 374), est un nouveau développement portuaire majeur qui a fait l'objet d'une procédure de débat public en 1998 à la suite duquel un comité d'experts sur l'estuaire de la Seine a été mis en place pour rendre compte d'une façon indépendante des conséquences de cet ouvrage sur le milieu et sur les fonctionnalités de l'estuaire. Dans son rapport publié en septembre 1999, ce comité propose une démarche globale de réhabilitation du système estuarien comprenant, dans une première phase, un maintien de la situation actuelle principalement dans la vasière nord et, dans une seconde phase, le retour à des fonctionnalités équivalentes à celles observées au début des années quatre-vingt.

Parmi les éléments à prendre en compte pour cette réhabilitation, les vasières intertidales occupent une place centrale. Leur production biologique explique, par exemple, l'intérêt ornithologique majeur de l'estuaire. Leur maintien en termes de surface, qualité et accessibilité aux espèces dans la partie nord de l'estuaire est une priorité pour le comité. Ce maintien passe par une maîtrise de la dynamique hydrosédimentaire de l'estuaire qui modèle le substrat meuble et constitue l'agent forçant de la répartition des courants, de la salinité et de la turbidité qui conditionnent à leur tour les fonctionnalités biologiques de l'estuaire. C'est pourquoi le comité a demandé que des études en ce sens soient réalisées immédiatement en profitant des moyens opérationnels mis en place par le port du Havre à l'occasion du projet Port 2000 (modèle physique à fond mobile de l'estuaire). L'objectif de cet article est de rendre compte de l'avancement des études sur ce sujet dont les deux premières phases (étude sur plan et modèle courantologique) se sont achevées en septembre 2000.

### **Définition d'une situation de référence**

La conception d'un programme de réhabilitation ambitieux passe d'abord par une compréhension claire d'une situation de référence à laquelle se comparer. Dans le cas présent, celle-ci ne se confond pas avec la situation actuelle mais doit intégrer la présence de Port 2000. C'est pourquoi il a paru utile ici de résumer les résultats principaux des études hydrosédimentaires menées à l'occasion de la conception du nouveau port.

Ces études qui ont été présentées lors du débat public puis dans l'étude d'impact ont montré que les impacts les plus significatifs de la construction de Port 2000 s'observeront dans la zone nord et dans la partie amont du chenal de Rouen. Cela comprend le creusement rapide d'une nouvelle fosse de flot nord au droit du nouveau port (méridiens +1 à +7) et une sédimentation dans la fosse nord amont, à l'amont du méridien +7, sur les 10 premières années suivies du recrussement d'un chenal dont l'équilibre n'est pas atteint au bout des 25 ans que dure la simulation. Des surdragages par rapport à la référence dans la partie amont du chenal de Rouen sont également prévisibles.

Ils seront très marqués sur les 5 premières années mais restent significatifs ensuite sur les 15 années suivantes. Les dragages restent équivalents à la situation de référence à l'engainement.

Du point de vue courantologique, on observe une diminution du volume oscillant total de l'estuaire de  $30 \text{ Mm}^3$  par marée sur un total de  $400 \text{ Mm}^3$  par marée de vive-eau moyenne au droit du méridien +3 et une redistribution des volumes oscillants au profit de la zone sud par suite de la déviation des courants de flot par le projet. Des calculs sur modèle numérique courantologique indiquent un transfert de volume oscillant de la zone nord vers la zone sud de  $17 \text{ Mm}^3$  par marée (bathymétrie 2010). Ceci augmente de 20 % les volumes d'eau transitant par-dessus la digue du Ratier. L'augmentation des dragages dans le chenal de Rouen est donc liée, d'une part, aux apports directs par la brèche notamment pendant les 5 premières années et, d'autre part, à l'augmentation des volumes d'eau chargée en sédiments passant la digue du Ratier en flot.

Enfin, le modèle ne fournissant pas d'indication sur l'envasement des fonds au-dessus du niveau moyen de la mer, une approche empirique est mise en œuvre utilisant les connaissances actuelles sur la sédimentation des estrans de l'estuaire

Par ailleurs, l'ampleur des travaux à réaliser a conduit le port du Havre à réaliser une étude fine de phasage des travaux. Des calculs courantologiques ont mis en évidence les difficultés pratiques à construire en partant de l'est car on coupe la fosse de flot à l'endroit de plus grande profondeur. L'étude du démarrage des travaux par l'ouest a de plus mis en évidence un appel d'eau important venant de la future zone portuaire qui reste en liaison avec la zone nord pendant une bonne partie des travaux (volume oscillant de  $30 \text{ Mm}^3$  par marée).

Ceci a amené le port à mettre au point un phasage innovant permettant de réduire les volumes oscillants par la construction prioritaire des terre-pleins et de piéger une partie des sédiments issus du creusement de la nouvelle fosse nord dans une fosse draguée, située dans l'enceinte du futur port devant les terre-pleins. Ce phasage d'une durée de 30 mois a été testé sur un modèle numérique hydrosédimentaire afin d'obtenir une estimation des érosions à court terme.

Ce modèle a permis de préciser la réduction d'impact lié au planning optimisé de travaux. Une comparaison de deux calculs courantologiques avec et sans construction avancée du terre-plein a d'abord montré une réduction du volume oscillant de  $10 \text{ Mm}^3$  qui profite à la zone centrale ( $-4 \text{ Mm}^3$ ) et à la zone sud ( $-6 \text{ Mm}^3$ ). L'effet combiné de la réduction rapide des volumes oscillants et du creusement de piège à sable a ensuite été examiné. Les calculs de cubatures effectués chaque mois sur le modèle ont permis d'estimer le volume piégé dans l'enceinte du port et les volumes transportés vers l'amont et l'aval. Ils ont ainsi permis de préciser l'évolution du risque de sédimentation dans le chenal de Rouen, lié à l'avancement des travaux.

### **Les principes d'aménagement**

Dans son rapport de septembre 1999, le comité d'experts a dressé une liste de principes d'aménagements à étudier comprenant notamment :

- l'optimisation de la localisation de la digue basse nord ;
- l'amélioration des caractéristiques de la digue basse nord, notamment avec le percement d'une ou de plusieurs nouvelles brèches à l'aval du pont de Normandie ;
- la maîtrise du chenal nord notamment pour favoriser son méandrement ;
- l'effet des dragages sur la fosse nord.

L'État s'est porté maître d'ouvrage des études correspondantes, permettant une réalisation coordonnée avec l'ensemble des acteurs de l'estuaire. Les deux premières phases de l'étude ont donc consisté à examiner ces quatre principes à la lumière du fonctionnement futur de l'estuaire en prenant en compte la présence de Port 2000. Enfin, cette première analyse a également examiné le coût de tels aménagements ainsi que leur impact sur le chenal d'accès au port de Rouen. Un comité technique, regroupant des scientifiques reconnus dans le domaine ainsi que des représentants des deux ports, a été créé pour favoriser l'échange des points de vue et permettre ainsi de dégager des aménagements susceptibles de répondre à l'ensemble des contraintes évoquées ci-dessus. Le comité d'experts a ensuite été sollicité pour critiquer et valider les démarches suivies. Les conclusions de cette phase sont résumées ci-après.

### **Le développement des vasières**

---

Le comité d'experts a souhaité que soit évitée la poursuite du morcellement de l'estuaire et demandé à ce que le continuum environnemental entre les différents milieux composant l'estuaire (petits fonds, vasière, zone humide, milieux terrestres) soit préservé. Ceci implique qu'un développement artificiel en zone nord à l'aval ou dans la fosse sud n'apparaît pas très réaliste du point de vue biologique dans l'état actuel. Les efforts ont donc porté sur le développement de la vasière nord tout en tirant les leçons de la première création de vasières artificielles en 1990 dans le cadre des mesures compensatoires à la construction du pont de Normandie. C. Bessineton (1997) a en effet publié le bilan du suivi de cette expérience qui met en évidence l'instabilité des fonds et la tendance au comblement et à la revégétalisation.

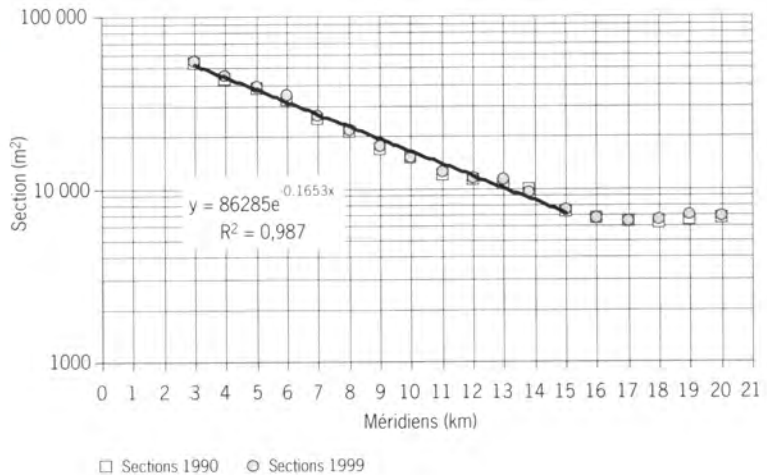
C'est à partir de cette analyse préliminaire que trois zones de développement potentiel de la vasière nord ont été définies.

### **Reconquête d'une vasière à l'amont du pont de Normandie**

Une analyse des sections hydrauliques de passage dans l'estuaire a été effectuée au niveau moyen de la mer (+5 m CMH env.) afin de rechercher les paramètres d'une éventuelle loi de décroissance exponentielle des sections qui est typique d'un estuaire en équilibre. Cette analyse a porté sur les bathymétries 1990 et 1999 de l'estuaire et a permis de

montrer qu'une telle décroissance existait jusqu'au méridien +15 qui marque la limite amont de la fosse nord (fig. 2). Plus à l'amont, la décroissance devient beaucoup plus faible. Cette cassure au niveau de la décroissance des sections est caractéristique du passage de l'estuaire au bief fluvio-maritime. Une invariance des paramètres de cette loi a été observée pour les deux années étudiées, ce qui confirme l'équilibre actuel des sections atteint par l'estuaire. Les résultats de la modélisation physique avec Port 2000 ont ensuite été analysés et ont permis d'estimer une loi de décroissance des sections en nature en présence de Port 2000 à l'horizon 2010. Cette nouvelle loi présente le même point de départ (méridien +15) mais avec une pente de croissance plus faible qu'actuellement.

Figure 2  
La variation des sections de l'estuaire entre 1990 et 1999.



À partir de ce constat, l'idée avancée ici est de déplacer la brèche actuelle vers l'amont de façon à reconquérir des sections de passage sous le niveau moyen. Une hypothèse de déplacement sur une distance de 2 500 m permettant de positionner une nouvelle brèche à l'emplacement du seuil de la vasière artificielle a été proposée. La limite évoquée précédemment passerait alors du méridien +15 à celui +17,5. Une simple translation de la loi de décroissance des sections vers l'amont sur cette distance permet d'estimer les sections qu'il serait potentiellement possible de reconquérir pour l'ensemble de l'estuaire. Ainsi, au droit du méridien +15, on passerait de 7 000 à 10 700 m<sup>2</sup>, soit une augmentation de 3 700 m<sup>2</sup> qui profiterait aussi bien à la fosse nord qu'à la zone centrale entre les deux digues de calibrage. En pratique, le dragage d'un chenal initial dans l'extrémité ouest du banc herbeux, côté fosse nord, est indispensable pour amorcer le processus de reconquête.



Un premier calcul courantologique, incluant une nouvelle brèche amont de 400 m de large à la cote +1,0 m, un rehaussement de la brèche actuelle à +2,5 m et un chenal de fosse nord prolongé jusqu'à la nouvelle brèche correspondant à un déblai de 4 millions de mètres cubes, a montré la faisabilité de cette solution qui maintient des écoulements suffisants à l'amont. Un second calcul plus complexe, incluant trois brèches dans la digue basse nord et un seuil transversal dans la fosse nord, a confirmé cette faisabilité et a montré que le maintien de la brèche existante rehaussée permettait de limiter la chenalisation. Enfin, la compatibilité avec le déplacement de la digue basse nord a également été vérifiée par un troisième calcul courantologique. Tous ces calculs n'ont pas mis en évidence de signes de renforcement significatif de la sédimentation dans la partie amont du chenal de Rouen. Par contre, il est apparu que le développement d'un chenal nord prolongé vers l'amont pour augmenter la surface de vasières devait rester compatible avec la stabilité du viaduc nord du pont de Normandie. La définition de cette partie du projet à tester sur le modèle physique nécessite donc, à ce stade, des investigations complémentaires au droit du pont de Normandie pour connaître le profil des fonds actuel et le profil minimal assurant la sécurité du pont. Le dimensionnement de la nouvelle brèche amont s'effectuera à partir de cette donnée.

#### **Création d'une vasière sur le banc de la Passe**

Le rééquilibrage des fonds de la fosse nord après la prolongation de la digue basse nord et la création de la brèche en 1979-1980 ont conduit à la formation d'un nouveau banc, dénommé banc de la Passe, à l'aval de la brèche et au développement d'un méandre qui devient maintenant très visible (fig. 1). Ce banc de la Passe est actuellement limité en altitude à la cote +2,5 m, probablement à cause des écoulements transversiers importants en direction de la zone centrale en flot. Les rehaussements mesurés de la digue basse nord (DBN) à cet endroit ainsi que de la cote de la brèche actuelle devraient permettre de remonter cette cote limite sans permettre à la végétation de s'implanter. De plus, une telle zone serait également propice pour recevoir les matériaux dragués plus à l'amont dans le cadre de la création de la nouvelle brèche amont, ce qui permettrait de la rehausser plus rapidement. Les conditions techniques d'un tel transfert de matériaux seront à étudier plus en détail dans un proche avenir.

#### **Déplacement de la digue basse nord à l'amont**

Le développement d'une vasière à partir du banc de la Passe étant limité par la position actuelle de la digue basse nord, il est possible d'envisager son extension plus au sud dans le cadre général d'un déplacement d'ensemble de la DBN évoqué en introduction et détaillé page 165. Un tel déplacement à l'amont entre les méridiens +8 et +14 environ fournit un supplément de surface de 200 ha environ (6 km sur 350 m de large en moyenne) sur lequel des vasières pourraient partiellement se développer au sud du banc de la Passe.

## Le maintien des surfaces de vasières

L'analyse de la formation et de l'évolution de la vase nord de l'estuaire de la Seine (mais aussi celles de la baie de Somme ou de la baie du Mont-Saint-Michel) indique que la zone vaseuse biologiquement utile (la slikke située entre +3,0 m et +7,0 m CMH dans la Seine) constitue un milieu instable et évolutif soumis, d'une part, à l'érosion par les chenaux d'écoulement préférentiel des courants de marée et, d'autre part, à la sédimentation puis à la colonisation par la végétation qui transforme la slikke en schorre (zone humide). Dans notre cas, ces deux processus sont à l'œuvre parallèlement et contribuent au déséquilibre biologique en réduisant trop fortement les surfaces de slikke à l'avantage du schorre et des zones des petits fonds. Le maintien de surfaces de vasières au détriment des deux autres compartiments est donc ici essentiel pour rééquilibrer l'ensemble. Trois types d'aménagements ont été retenus dans ce sens.

### Méandrement

Le méandrement est une solution fréquemment évoquée pour limiter l'avancée du schorre et rajeunir les fonds vaseux par balayage. À titre comparatif, le débit des chasses prévues pour le projet du Mont-Saint-Michel dans cet objectif est typiquement de  $100 \text{ m}^3/\text{s}$  sur une durée de 5 à 6 h par marée.

Un méandrement libre permettrait également d'éviter la pérennisation d'un chenal trop creusé. L'analyse du demi-méandre en formation actuellement en zone nord amont a permis de conclure qu'il ne s'agissait pas d'un méandrement destiné à satisfaire à un équilibre morphodynamique d'ensemble mais plutôt d'un méandrement mécaniquement forcé, conséquence de la présence de la brèche qui agit comme un seuil très incliné par rapport à la direction principale de l'écoulement. Ce demi-méandre a une longueur de 2 500 m et une largeur au niveau moyen de 700 mètres. L'application des formules de géométrie des méandres fluviaux utilisées ici avec un débit maximal de flot de  $3\,000 \text{ m}^3/\text{s}$  et un sable fin indique une amplitude possible de ce méandre de 500 mètres. Cette amplitude est aujourd'hui de 300 m, ce qui laisse la possibilité d'une évolution future de 200 m environ.

Ainsi, le balayage des fonds, caractéristique des méandres libres, ne paraît pas possible ici compte tenu du caractère forcé du méandre dans la zone nord. Ce forçage peut néanmoins être accentué pour regagner du terrain sur le schorre, par exemple en le préformant par dragage à l'amont du pont de Normandie. La construction d'épis transversaux a également été proposée dans ce but.

### Seuil transversal

Il s'agit ici de limiter le processus de chenalisation par la construction d'un seuil transversal qui permettrait de répartir le débit uniformément. Une telle approche est bien connue en rivière mais peu utilisée en estuaire.

Un calcul courantologique incluant un tel seuil à une cote uniforme de +3,0 m et au droit du méridien +12 a été effectué. Le seuil crée des survitesses en flot à l'est et ne permet pas de baisser suffisamment les vitesses maximales. Son effet en jusant est plus significatif. Par contre, une réduction très forte des vitesses est observée dès que le niveau descend sous la cote du seuil, ce qui tend à favoriser la sédimentation.

### **Brèche aval**

Une autre approche consiste à diminuer suffisamment les volumes d'eau et les vitesses passant dans le chenal nord amont. Il faudrait pour cela limiter les écoulements soit en diminuant la taille de la (ou les) brèche(s) amont, soit en créant une nouvelle brèche à l'aval pour diverger une partie du flot.

Un premier calcul effectué sur le modèle courantologique (brèche de 800 m de large à la cote +2,5 m entre les méridiens +7,5 et 8,3) n'a pas fourni de résultat convainquant. L'analyse des écoulements sur la DBN indique qu'une telle brèche ne pourrait fonctionner que dans la partie amont de la DBN autour du méridien +10. Un second calcul a été effectué en déplaçant la brèche à l'amont (brèche de 800 m de large à la cote +2,0 m entre les méridiens +9,5 et +10,3) et en ajoutant juste à l'amont le seuil transversal dans la fosse nord. Les résultats obtenus n'indiquent pas de diminution importante des vitesses à l'amont. Un prédragage de la nouvelle fosse nord permettant d'orienter le courant de flot vers cette brèche aval serait probablement à envisager pour amorcer un nouveau chenal de flot et obtenir ainsi une déviation significative des courants.

### **L'effet de dragages dans la fosse nord**

La prise en compte de prédragages dans le cadre de la restauration de l'estuaire peut se justifier pour aider l'estuaire à tendre plus rapidement vers un nouvel état d'équilibre en modelant initialement certaines sections. Ils peuvent s'envisager en zone nord amont pour creuser une vasière dans la roselière ou à l'aval pour limiter les érosions dans la section réduite par Port 2000 (notamment au droit du cercle d'évitage). Ils peuvent aussi être utilisés pour creuser une nouvelle fosse nord qui déboucherait vers une nouvelle brèche plus à l'aval. Enfin, ils peuvent s'envisager dans le cadre des aménagements d'accompagnement permettant d'assurer la sécurité des installations du port de Rouen pendant la période de travaux.

Le principe d'une telle opération à l'aval a été validé par deux essais de principe sur le modèle physique (essais courts n° 3 bis et 3 ter) qui ont permis de vérifier son efficacité à court terme (5 ans) pour réduire les surdragages dans la partie amont du chenal de Rouen. Lors de l'étude de la phase travaux, deux dragages d'accompagnement ont été conçus en complément au piège à sédiment intégré dans la construction de Port 2000: le premier au droit du coude ouest de la nouvelle digue



pour un volume de  $0,4 \text{ Mm}^3$  vise à prévenir des départs de matériaux rapides liés à l'érosion locale en tête de l'avancement de la construction ; le second, d'un volume de  $2 \text{ Mm}^3$ , vise à araser une partie du banc d'Amfard. Cette dernière opération a fait l'objet d'un calcul hydrosédimentaire qui indique que ce dragage permet de réduire significativement les transports vers l'amont.

### **Déplacement de la digue basse nord**

Dans ce contexte, la proposition du comité d'experts de déplacer la digue basse nord vers le sud peut s'interpréter du point de vue hydro-sédimentaire comme une augmentation de la section de passage au sud de Port 2000, limitant ainsi les survitesses liées à la construction. On peut ainsi s'attendre à une sédimentation moindre de la zone nord amont liée au creusement de la nouvelle fosse nord.

Un premier calcul courantologique effectué avec un déplacement de 500 m au sud sur 5,2 km de la partie aval de la DBN a montré que l'on pouvait ainsi réduire l'impact de Port 2000 sur la zone nord aval (et donc aussi à l'amont par voie de conséquence). En contrepartie, l'entonnement du flot est meilleur, ce qui augmente les vitesses dans toute la zone nord amont. Un second calcul a ensuite été effectué avec un déplacement variant de 500 m à l'aval à 250 m à l'amont entre les méridiens +3 et +13,9. On note un très bon entonnement du flot au nord qui retrouve la situation actuelle et un fort effet de chasse dans le chenal de Rouen.

Ces calculs ont été effectués afin de présenter les options retenues en première phase dans une perspective à moyen et long termes. Le déplacement de près de 11 km étudié sur modèle courantologique paraît l'option la plus intéressante.

### **Conclusions**

Le maître d'ouvrage des études a retenu pour un premier test sur modèle physique, dans le cadre des mesures compensatoires et d'accompagnement à Port 2000, un ensemble d'aménagements cohérents et représentatifs des travaux de première phase de restauration de l'estuaire. Il a respecté l'enveloppe budgétaire retenue. Les dimensions restent à affiner ainsi que certaines dispositions pratiques pour passer aux plans d'exécution, ces travaux devant être réalisés en cohérence avec ceux du port.

Cet ensemble comprend :

- la création d'une nouvelle brèche amont et des musoirs associés pour un coût de 35 MF auquel s'ajoutent 60 MF pour un dragage de 1,2 million de mètres cubes à l'amont du pont de Normandie, permettant de créer l'amorce d'un chenal avec un tracé en méandrement compatible avec les conditions hydrauliques du site et 6 MF pour protéger la section d'écoulement au droit du viaduc nord du pont de Normandie ;



- le rehaussement de 2 m de la digue basse nord sur 2 km au sud du banc de la Passe ainsi que de la brèche actuelle pour un budget de 56 MF, permettant de créer une vasière à cet endroit, notamment en y déposant les matériaux dragués à l'amont ;
- la création d'une troisième brèche à l'aval, accompagnée ou non d'un seuil transversal et d'un dragage d'accompagnement au droit du banc d'Amfard, est également envisagée au vu des résultats du premier essai pour conforter le dispositif de réhabilitation.

Une seconde phase différée dans le temps, permettant d'envisager une restauration plus durable de l'estuaire, consisterait à déplacer vers le sud la digue basse nord sur 11 km entre son extrémité actuelle et la brèche. Une telle option pourrait se chiffrer entre 500 millions et 1 milliard de francs.

Ces deux phases seront affinées par des essais sur le modèle physique à fond mobile qui fait l'objet de la troisième phase de l'étude.

Les modélisations, en visualisant les circulations hydrauliques et les mouvements de matériaux, permettent de prévoir l'évolution des formes de l'estuaire et d'adapter les infrastructures en conséquence. Le projet Port 2000 va entraîner des mouvements considérables de matériaux. Le creusement et la construction du port représentent 62,5 millions de mètres cubes. Les mouvements induits de matériaux dans la fosse nord représenteraient à long terme 9 à 10 millions de mètres cubes au cours des 10 premières années. Les mesures d'accompagnement (îlots repositoires et la nouvelle brèche amont) vont susciter 2 millions de mètres cubes de mouvements supplémentaires. Les dragages d'entretien des chenaux de navigation vont évoluer en conséquence au cours de cette période.

Superposé à l'ensemble de ces mouvements, un suivi biologique de ces espaces est prévu. En effet, outre les effets sur le chenal de navigation du port de Rouen, l'évolution des écosystèmes benthiques, des nurseries de poissons et de l'avifaune situés dans la réserve naturelle est l'enjeu majeur de cette démarche. Les effets des mesures d'accompagnement attendues devront être explicités par rapport à ces enjeux. Les évolutions constatées et prévisibles seront utilisées pour modifier en tant que de besoin les ouvrages installés.

Le croisement entre les résultats des modèles et les suivis hydrosédimentaires et biologiques fourniront des enseignements précieux qui seront exploités dans le cadre du programme de recherche Seine-Aval et de la gestion future de l'estuaire.

### **Références bibliographiques**

- Bessineton C., 1997. La création de vasières artificielles dans l'estuaire de la Seine. *In*: Les estuaires français. Éd. Ifremer, Actes Colloq., 22, 111-121.

- Diren Haute-Normandie, 1999. Rapport du comité d'experts sur l'estuaire de la Seine, septembre 1999. Rapport établi pour le compte de la préfecture de Région Haute-Normandie.
- Hamm L., Viguier J., 1997. Les aménagements modifiant le fonctionnement des estuaires. *II: Les estuaires français*. Éd. Ifremer, Actes Colloq., 22, 20-28.
- Lesueur P., Lesourd S., 1999. Sables, chenaux, vasières. Dynamique des sédiments et évolution morphologique. Programme scientifique Seine-Aval, fascicule 3, Éd. Ifremer, 39 p.
- Migniot C., 1991. Les estuaires - Étude comparative des caractéristiques géométriques, hydrauliques et sédimentologiques. Rapport LCHF/Sogreah n° R5 4258 établi pour le STCPMVN, Compiègne, France.

## Le lac Nord de Tunis : exemple de restauration d'une lagune méditerranéenne

Gérard Pergent<sup>(1)</sup>, Naceur Ben Maïz<sup>(2)</sup>

(1) Université de Corse, faculté des Sciences, équipe « Écosystèmes littoraux », BP 52, 20250 Corte, France - pergent@univ-corse.fr

(2) Société de promotion du lac de Tunis, BP 36, 1080 Tunis Cedex - dg@splt.com.tn

### Résumé

La régénération du lac Nord de Tunis s'est déroulée en deux phases : une phase d'assainissement général avec remise en ordre des ouvrages et une phase de restauration proprement dite avec augmentation de la circulation de l'eau, élimination des vases riches en matière organique accumulées au fond de la lagune et remblaiement d'une partie du plan d'eau. Le vaste programme de restauration du lac Nord semble d'ores et déjà un succès aux niveaux biologique et écologique mais également humain. Les transformations observées montrent notamment une évolution spectaculaire du phytobenthos avec (i) la disparition rapide de l'espèce d'algue nitrophile dominante *Ulva*, (ii) la réapparition de phanérogames du genre *Ruppia*, *Zostera* et *Cymodocea* et de l'algue verte *Caulerpa prolifera*, et (iii) la prolifération de l'algue *Chaetomorpha linum* aux dépens des *Enteromorpha* et des *Ulva*.

### Abstract

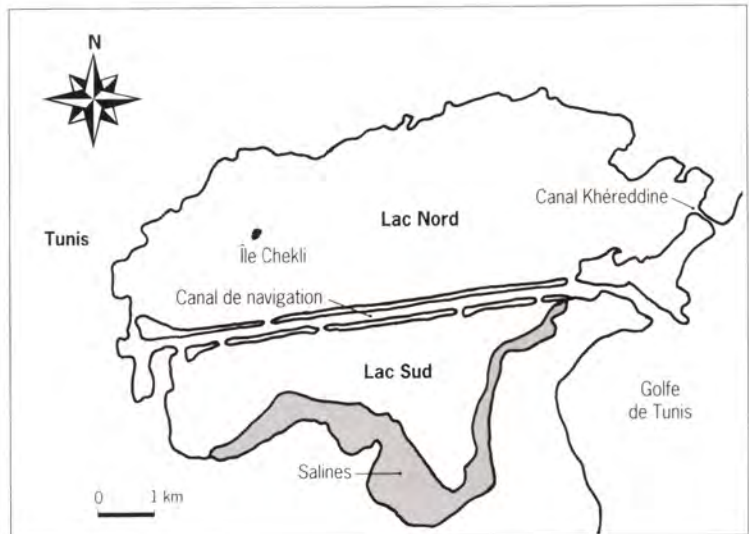
The restoration of North Lake in Tunis was accomplished in two steps. The first involved an overall improvement of both water quality and lake infrastructures, whereas the second was an actual period of restoration. This second step involved an increase in water circulation, the removal of organic-rich silt from the bottom of the lagoon and the filling-up of a portion of the lake. This vast restoration programme of North lake already appears to be a success from both a biological and ecological point of view, in addition to presenting benefits for the local human populations. The transformations observed reveal a spectacular evolution of the phytobenthos including i) the rapid disappearance of the dominating nitrophilous alga *Ulva*, ii) the reappearance of phanerogams such as *Ruppia*, *Zostera* and *Cymodocea* as well as the green alga *Caulerpa prolifera* and, iii) the proliferation of the alga *Chaetomorpha linum* at the expense of *Enteromorpha* and *Ulva*.

## Introduction, problématique

En Tunisie, comme dans plusieurs pays du sud et de l'est de la Méditerranée, la croissance démographique, l'augmentation du taux d'urbanisation, l'exode rural vers les grandes agglomérations côtières conduisent à une augmentation considérable des rejets d'origine domestique. Les lagunes côtières ont été, pendant de nombreuses années, le siège de ces déversements. Ainsi, la lagune de Tunis, qui servait de milieu récepteur aux rejets domestiques et industriels de la ville, connaissait de nombreuses crises de dystrophie (Schneider, 1978; Belkhir, 1980; Zaouali & Baeten, 1983). Cette lagune était soumise régulièrement à des proliférations d'algues vertes nitrophiles du genre *Ulva*, à des phénomènes d'anoxie avec mortalité de l'ichtyofaune, à l'apparition d'« eaux rouges » et au dégagement d'odeurs nauséabondes (Schneider, 1978; Aubert *et al.*, 1985).

D'une superficie totale de 4 000 ha, avec une profondeur maximale de 1 m, la lagune de Tunis est séparée en deux parties, le lac Nord et le lac Sud, par le chenal central artificiel (canal de navigation) joignant les ports de La Goulette et de Tunis, et la route express Tunis-La Goulette (fig. 1). Le lac Nord, qui communique avec la mer par le canal Khéreddine, recevait jusqu'en 1981 les eaux usées et pluviales de la ville de Tunis et les eaux chaudes en provenance de la centrale thermique d'électricité de La Goulette. À partir de cette date, les eaux usées sont traitées dans des stations d'épuration et ne se déversent plus dans le lac. En 1984, un large programme d'assainissement et de restauration est entrepris dans le lac visant la diminution du degré d'eutrophisation des eaux et l'aménagement des berges tout autour (Ben Maïz, 1993, 1994, 1997; Pergent & Kempf, 1993).

Figure 1  
la lagune de Tunis.





## Restauration de la lagune de Tunis

Des projets de réhabilitation de la lagune de Tunis ont été étudiés depuis 1970. Mais le coût de la restauration de ces zones était trop élevé pour permettre de s'y intéresser efficacement à cette époque. Toutefois, dans les années quatre-vingt, l'extension de l'agglomération de Tunis, qui s'effectuait principalement au détriment des terres agricoles, a conduit les autorités tunisiennes à engager un vaste programme de restauration du lac, associée à une utilisation urbaine des terrains émergés sur les berges (réserves foncières).

En amont de la restauration proprement dite du lac Nord de Tunis, un effort considérable a été consenti au niveau de l'assainissement urbain. Il s'est tout d'abord traduit par une remise en ordre des ouvrages (réseaux, collecteurs, canal de dérivation), la construction en 1981 d'un canal de ceinture à l'est du lac pour intercepter les eaux pluviales et la construction de plusieurs stations d'épuration (notamment celles de La Charguia en 1960, avec extension au début des années quatre-vingt, et Choutrana en 1984 qui reçoit la plus grande partie des eaux usées de la ville de Tunis). Les études préliminaires (études hydrodynamiques, bilan des substances nutritives, état de l'eutrophisation, etc.) ont conduit les décideurs à choisir un projet de régénération du lac Nord par sa marinisation et l'amélioration de son système hydrologique. Le projet retenu est de type pluridisciplinaire puisqu'il associe la biologie, l'hydrodynamique, l'hydrobiologie, les génies maritime et civil.

Le « Projet de restauration et d'aménagement du lac Nord de Tunis et de ses berges » lancé en 1984, après la mise en place de la société de promotion du lac de Tunis (SPLT), avait pour objectifs l'assainissement du lac par la mise en place d'un système de renouvellement naturel adapté aux conditions du milieu et la création de nouvelles berges autour d'un environnement lacustre au cœur de la capitale.

L'opération d'assainissement et de restauration des berges du lac Nord de Tunis a coûté près de 60 millions de dollars, mais l'urbanisation a permis de rentabiliser cette restauration (vente des terrains, opérations immobilières). Le financement du projet a été assuré à part égale par l'État tunisien et par un investisseur privé saoudien.

Le concept d'assainissement du lac Nord a été établi à partir d'un modèle mathématique de simulation hydraulique et écologique<sup>1</sup>, élaboré de manière à aboutir à un système de renouvellement et de circulation des eaux qui permet de retrouver progressivement un état d'équilibre stable et de maintenir une qualité d'eau satisfaisante dans le lac, tout en déterminant la position optimum des berges conformé-

1. Le modèle a été conçu par le bureau d'ingénieurs conseils anglais « Sir William Halcrow & Partners », en collaboration avec le département de l'hydraulique de l'École nationale d'ingénieurs de Tunis (ENIT) et l'Institut danois de qualité des eaux (VKI); les données nécessaires à sa mise au point sont obtenues à partir de données bibliographiques et des mesures *in situ* récentes.

ment au plan de développement futur. Ce modèle est subdivisé en deux volets ou sous-modèles (Osment *et al.*, 1991) :

- un sous-modèle hydrodynamique, avec un maillage de 100 m (1 ha);
- un sous-modèle écologique, dans lequel le lac est subdivisé en sept parties (boîtes ou box) de taille variable, caractéristiques des différentes parties du plan d'eau.

Les travaux ont duré trois années (avril 1985-avril 1988) et ont monopolisé des moyens matériels et humains gigantesques (Ben Maïz, 1994, 1997; Pergent & Kempf, 1993). Les principales réalisations effectuées sont :

- l'approfondissement des fonds du lac, particulièrement du côté nord, avec dragage d'un volume de l'ordre de 10 000 000 m<sup>3</sup> de matière solide (sable et vase ou boue organique); les vases ont été déposées dans des bassins de décantation au niveau des futures zones vertes servant également à des couloirs aériens pour l'aviation civile;
- le dragage du canal Khéreddine, favorisant un maximum d'échange avec la mer;
- la mise en place de portes hydrauliques (écluses) ou « portes à marée » (ouverture et fermeture déclenchées par la marée) au niveau du canal Khéreddine, permettant le contrôle des échanges d'eau avec la mer : entrée d'eaux marines au nord, à marée haute, et évacuation d'eaux lagunaires au sud, à marée basse;
- la construction d'une digue dans la partie centrale du lac Nord (8,2 km de long), reliant l'entrée à l'îlot Chekli et séparant le lac Nord en deux parties, destinée à créer une circulation cyclonique dans le plan d'eau;
- le remblaiement de nouveaux terrains qui ont demandé près de 12 000 000 m<sup>3</sup> de matériaux (dragage du lac et sable prélevé en mer par plus de 40 m de fond au large du golfe de Tunis); de ce fait, la superficie approximative du plan d'eau est ramenée de 3 100 ha à 2 600 ha (fig. 2);
- la modification de la ligne des berges (selon un profil rectiligne) pour éviter la stagnation des eaux, aboutissant à 24 km de périphérie.

La mise en place d'un système de renouvellement des eaux a permis, dès la fin des travaux d'assainissement, d'avoir une meilleure circulation d'eau dans le lac, avec une entrée quotidienne de 1,6 million de mètres cubes environ d'eau de mer et un temps de séjour relativement réduit (de 19 à 27 jours).

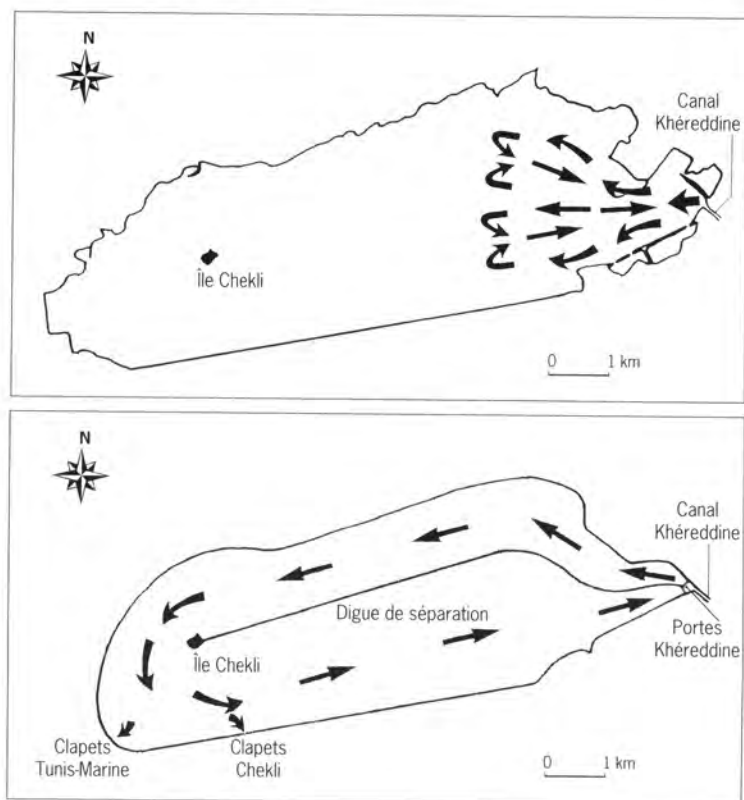
Le canal d'assainissement qui ceinture le lac du côté nord-ouest, qui est destiné à intercepter les eaux de ruissellement en provenance de la ville de Tunis et à les canaliser vers le port et le canal de navigation, peut en cas de gros orage déverser (la surcharge) dans le lac. En revanche, le lac peut se déverser dans ce canal, à marée haute, par l'intermédiaire de clapets, ce qui permet une meilleure circulation dans le canal et les déversoirs.

La gestion et la maintenance du lac Nord de Tunis, après son assainissement, sont assurées par la société de promotion du lac de Tunis qui dispose d'un laboratoire de contrôle chargé du suivi de l'évolution du

milieu, et ce, suivant un programme de mesures et d'analyses d'un certain nombre de paramètres permettant d'évaluer régulièrement l'état du milieu (SPLT, 1995). Ce programme comprend les principales actions suivantes :

- inspection et vérification de l'état et du fonctionnement des ouvrages (écluses, clapets, protection en enrochement, digue de séparation, réseau d'eau pluviale, etc.), avec des entretiens périodiques ;
- vérification des niveaux bathymétriques des chenaux, avec recalibrage en cas de nécessité, afin de maintenir un optimum de circulation et d'échange d'eau ;
- contrôle périodique de la qualité physico-chimique des eaux du lac (avec des fréquences bihebdomadaires), selon des critères bien définis, en comparaison avec celle du golfe de Tunis ;
- contrôle périodique de la qualité bactériologique des eaux du lac, selon les critères internationaux des aires de baignade ;
- contrôle continu des intrants polluants que drainent les eaux pluviales, en vue de préconiser les mesures nécessaires dans les cas défavorables (interception, déviation, etc.) ;
- contrôle de la croissance des algues vertes nitrophiles, en vue de délimiter les zones sensibles à grandes masses flottantes et orienter, en conséquence (dans le temps et dans l'espace), l'action de collecte saisonnière si elle s'avère nécessaire ;

Figure 2  
Le lac Nord avant (A)  
et après (B) les travaux  
de restauration. Les flèches  
indiquent le sens préférentiel  
de la circulation de l'eau  
(d'après Ben Maiz, 1993).



- observation de la qualité biologique de la flore et de la faune qui apparaissent et se développent dans le lac (évaluation de la biodiversité). Par ailleurs, le laboratoire est doté d'une petite station météorologique permettant de recueillir les données nécessaires à la gestion du modèle. En effet, le modèle permet d'obtenir des simulations dans le temps (sur une période maximale de 10 ans) et dans l'espace. Des simulations ont été effectuées pour des situations particulièrement défavorables (absence de vent, température élevée, forte concentration en nutriments), de façon à observer les réactions et prévoir des scénarios d'intervention (e.g. ouverture des clapets du chenal de navigation pour accélérer la circulation des eaux du côté nord ou fermeture de ces clapets pour amélioration de la circulation des eaux du côté sud). D'autres essais ont été réalisés pour évaluer l'impact des modifications éventuelles de la position des berges sur la circulation des eaux.

### Résultats

L'impact des travaux d'assainissement a été vite ressenti tant au niveau environnemental que du point de vue transformation des communautés benthiques du lac.

Ainsi, à travers les résultats d'analyse de quelques paramètres de la qualité des eaux obtenus depuis le démarrage des travaux d'assainissement, on constate une atténuation des facteurs d'eutrophisation et une amélioration globale dans tout le lac (tab.). Il convient de mentionner par exemple :

- la réduction importante des teneurs des eaux en substances nutritives (azote et phosphore);
- l'absence d'anoxie et de manque d'oxygène dissous en saison estivale;
- la diminution des fluctuations de la salinité et de la température de l'eau;
- l'amélioration nette de la transparence de l'eau.

État comparatif de la qualité des eaux avant et après assainissement du lac Nord.

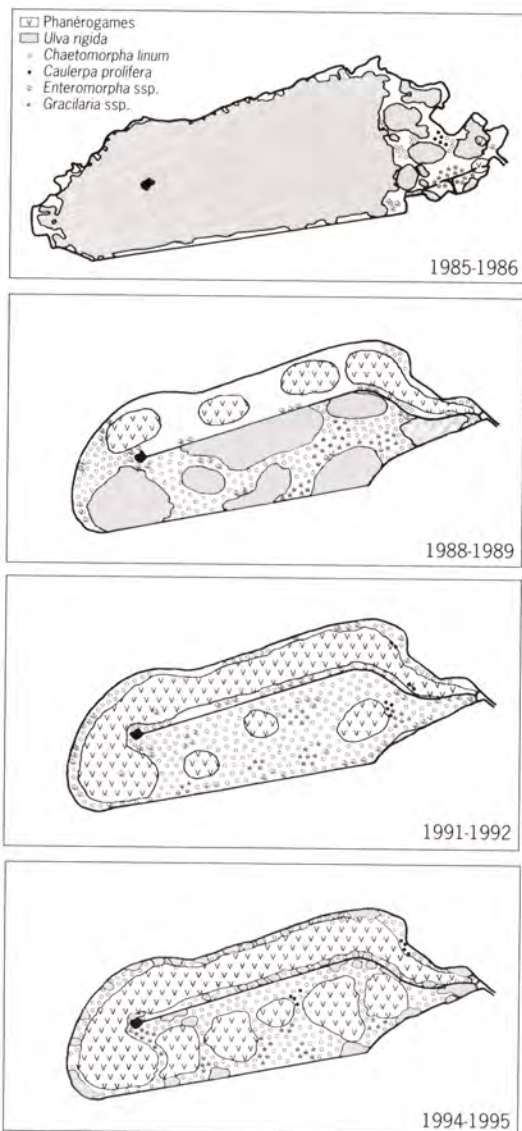
Paramètres	Période avant assainissement		Période après assainissement	
	Valeurs	Réf. (années)	Valeurs	Réf. (années)
Salinité (g/l)	28 à 50	Zaouali (1974)	32 à 43	Ben Maïz (1992)
Azote total (µg/l) : moy. annuelle	4 400	Schneider (1978)	460	SPLT (1989-1996)
Phosphore total (µg/l) : moy. ann.	600	Belkhir (1980)	20	Résultats des analyses périodiques
Oxygène dissous (%)	0 à 200	Belkhir & Hadj Ali Salem (1981)	30 à 110	(bihebdomadaires)
DBO (mg/l) : max.	65		14	
pH	6,4 à 9,5		7,9 à 8,7	
Chlorophylle <i>a</i> (µg/l) : moy. ann.	61		4	
Transparence	Faible		Bonne	
Qualité bactériologique (coliformes, streptocoques, etc.)	Eau impropre à la baignade	Bulletins de l'institut Pasteur de Tunis (1981-1987)	Eau impropre à la baignade	Bulletins de l'institut Pasteur de Tunis (1988-2000)



Les améliorations de la qualité des eaux et des conditions hydrodynamiques du milieu ont été à l'origine de l'amélioration de la diversité biologique (avec plus de 35 espèces de poissons en 1995 contre 24 espèces en 1986 et 38 espèces végétales en 1995 contre une dizaine au début des années quatre-vingt ; Shili, 1995 ; Trabelsi, 1995 ; Ben Maïz, 1997).

Par ailleurs, la synthèse des données bibliographiques et les observations effectuées par le laboratoire de contrôle de la société de promotion du lac de Tunis permettent de mettre en évidence, au niveau de l'évolution des peuplements phytobenthiques depuis le début du siècle (Ben Maïz, 1993, 1997 ; fig. 3), deux phases.

Figure 3  
Évolution des principaux peuplements phytobenthiques du lac Nord de Tunis, entre 1985 et 1995. La situation actuelle est similaire à celle enregistrée en 1994-1995.



- Une phase de dégradation de 1929 à 1988 :
  - 1929 (Heldt) : le lac Nord ne communique avec la mer que par l'intermédiaire du canal de navigation. Les *Ulva* sont dominantes dans la partie ouest mais les parties centrales et orientales sont colonisées par des phanérogames (*Zostera* et *Ruppia*) où l'on retrouve également de nombreuses *Acetabularia* ;
  - 1952-1954 (Molinier & Picard, 1954) : creusement du canal Khéreddine entre la lagune et la mer, mais l'enrichissement en matières organiques du milieu se poursuit. Les peuplements d'*Ulva* se développent vers la partie centrale de la lagune aux dépens des phanérogames. L'algue *Caulerpa prolifera* pénètre dans la partie est mais les *Acetabularia* disparaissent ;
  - 1973-1976 (Zaouali, 1974 ; Belkhir & Hadj Ali Salem, 1981, 1984) : l'augmentation des rejets d'eaux usées entraîne une augmentation de la turbidité et un déséquilibre écologique marqué (crises dystrophiques). Les espèces nitrophiles sont dominantes avec apparition de peuplements d'*Enteromorpha* dans la partie ouest de la lagune, à proximité des arrivées d'eaux usées. Des *Chaetomorpha* se développent dans la partie centrale alors que les *Caulerpa* sont remplacées par des *Gracilaria*. Quelques *Zostera* persistent à proximité du canal Khéreddine ;
  - 1985-1986 (Ben Maïz, 1993) : la dégradation du milieu est à son maximum avec la multiplication des rejets urbains. Les peuplements d'*Ulva* couvrent plus des deux tiers de la lagune ; les *Chaetomorpha* ne sont plus représentées que par quelques touffes dans la zone orientale et les *Gracilaria* ne subsistent qu'à proximité du canal Khéreddine. Les phanérogames ont totalement disparu.
  
- Une phase de restauration depuis 1988 :
  - 1988-1989 : les phanérogames (*Ruppia* et *Zostera*) s'installent à nouveau dans la partie nord de la lagune. Les peuplements d'*Ulva* ont fortement régressé et ne forment que quelques peuplements dans la partie sud. En revanche, les *Chaetomorpha* prolifèrent de même que les *Gracilaria* qui occupent des surfaces considérables en fonction des saisons ;
  - 1990 : les phanérogames (*Ruppia*, *Zostera* et *Cymodocea*) couvrent plus des trois quarts de la partie nord. Les *Ulva* continuent à régresser aux dépens des *Chaetomorpha* ; des petites étendues de *Caulerpa prolifera* sont également signalées ;
  - 1991-1992 : les phanérogames continuent leur progression avec notamment un développement des *Ruppia* dans la partie sud de la lagune principalement aux dépens des *Chaetomorpha*. L'apparition saisonnière des *Gracilaria* est aussi à mentionner ;
  - 1994-1995 : les phanérogames *Ruppia* se retrouvent partout dans le lac, avec des couvertures dépassant souvent les 50 %, tandis que les *Zostera* et *Cymodocea* et les algues *Caulerpa prolifera* et *Gracilaria* n'ont pas connu de progression sensible. Les *Chaetomorpha* ont continué à proliférer surtout dans les parties sud et est du lac, mais cette prolifération est due en grande partie aux barrages de filets de pêche des

anguilles, méthode qui s'avère incompatible avec le système de fonctionnement du lac. À côté de ces espèces dominantes, il y a apparition de plusieurs espèces saisonnières comme les *Hypnea*, *Polysiphonia*, *Ceramium*, etc. ;

- la situation observée en 1997-1998 ne montre pas de modifications significatives par rapport à celle observée en 1994-1995.

### Conclusion

Depuis le début du siècle et jusqu'à la période des travaux de restauration du lac Nord, les peuplements phytobenthiques traduisaient une dégradation régulière des conditions environnementales avec une évolution progressive vers un peuplement essentiellement dominé par des espèces nitrophiles (*Ulva* et *Enteromorpha*).

À partir de 1988, date d'achèvement des travaux d'assainissement, le suivi périodique de contrôle de la qualité des eaux montre une amélioration générale des conditions de milieu (Ben Charrada, 1992 ; Ben Maïz, 1993, 1994, 1997 ; SPLT, 1989-1996) :

(i) La durée de séjour des eaux du golfe de Tunis à l'intérieur du lac est comprise entre 19 et 27 jours (en fonction des marées, des directions et de la fréquence du vent) ;

(ii) La partie nord présente des eaux suffisamment oxygénées et des teneurs en substances nutritives comparables à celles du golfe de Tunis ;

(iii) Les moyennes obtenues pour l'ensemble du lac Nord, pour chacun des paramètres de qualité de l'eau (température, salinité, pH, oxygène dissous, transparence, substances nutritives), montrent une évolution positive ;

(iv) L'eutrophisation, qui induisait souvent le déséquilibre dans la presque totalité du lac Nord avant les travaux, n'a été observée que rarement dans des aires très limitées de la partie sud (zones où la concentration des algues vertes est très importante et où les vases sont chargées en matières nutritives) ;

(v) La qualité du milieu s'améliore et atteint progressivement un état d'équilibre satisfaisant.

Ces modifications environnementales ont entraîné la transformation rapide et spectaculaire des peuplements phytobenthiques avec notamment une régression des espèces nitrophiles aux dépens d'espèces qui avaient disparues depuis plusieurs années (e.g. phanérogames). Cette évolution suit la « marinisation » de la lagune et confirme l'efficacité des aménagements mis en place, principalement en termes de circulation des eaux. Les seuls problèmes rencontrés concernent l'installation de filets de pêche fixes (destinés à la capture des anguilles) qui se colmatent fréquemment et constituent une entrave à la libre circulation des eaux en bloquant l'évacuation des algues flottantes ; ces dernières doivent être retirées afin d'éviter leur pourrissement sur place dans le lac.

**Références bibliographiques**

- Aubert M., Aubert J., Senez J.C., 1985. Eutrophie et dystrophie en milieu marin. Phénomènes planctoniques et bactériens. Rev. intern. Océanogr. Médicale, 83/84, 1-302 + I-V, Cerbom (Nice), ministère de l'Environnement, France.
- Belkhir M., 1980. Eutrophisation du lac Nord de Tunis : études physico-chimiques et biomasses phytoplanctonique et macroalgale. Thèse 3<sup>e</sup> cycle, Fac. sci. Tunis, 194 p.
- Belkhir M., Hadj Ali Salem M., 1981. Contribution à l'étude des mécanismes d'eutrophisation dans le lac de Tunis : évolution des paramètres physico-chimiques et biologiques. Bull. Inst. Nat. Sci. Tech. Océanogr. Pêche, Salammbô, 11, 81-98.
- Belkhir M., Hadj Ali Salem M., 1984. Dynamique des peuplements algaux dans le lac de Tunis. Bull. Inst. Nat. Sci. Tech. Océanogr. Pêche, Salammbô, 11, 41-69.
- Ben Charrada R., 1992. Le lac de Tunis après les aménagements. Paramètres physico-chimiques de l'eau et relation avec la croissance des macroalgues. Marine Life, 1(1), 29-44.
- Ben Maïz N., 1992. Analyse de la qualité des eaux et évolution des peuplements végétaux du lac Nord de Tunis. Rapport interne, Société de promotion du lac de Tunis (SPLT), octobre 1992, 1-28 + 2 annexes.
- Ben Maïz N., 1993. Évolution des peuplements phytobenthiques après les travaux d'assainissement dans le lac Nord de Tunis. *In*: Qualité du milieu marin - Indicateurs biologiques et physico-chimiques. Boudouresque C.F., Avon M. & Pergent-Martini C. (eds). Rencontres scientifiques de la Côte Bleue, GIS Posidonie publ., 3, 89-104.
- Ben Maïz N., 1994. Le lac Nord de Tunis : un exemple de modèle d'aménagement conçu dans un objectif d'assainissement. Communication à la réunion sur les modèles d'aménagement des lagunes en Méditerranée (Working group meeting development of Lagoon management methodology), Medrap II, Nador, Maroc, 5-7 juillet 1994, 1-13.
- Ben Maïz N., 1997. Le lac Nord de Tunis : un milieu en mutation. *In*: Gestion et conservation des zones humides tunisiennes. Karem A., Maamouri F., Ben Mohamed A. (eds). Actes de séminaire, DGF, WWF, 77-84.
- Heldt H., 1929. Le lac de Tunis (partie nord) : résultats des pêches au filet fin. Bull. Inst. Nat. Sci. Tech. Océanogr. Pêche, Salammbô, 2, 1-76.
- Molinier R., Picard J., 1954. Éléments de bionomie marine sur les côtes de la Tunisie. Bull. Inst. Nat. Sci. Tech. Océanogr. Pêche, Salammbô, 49, 1-54.



- Osment J., Reeve D., Ben Maïz N., Moussa M., 1991. A PC-based water quality prediction tool for Tunis North Lake. *In*: Techniques for environmentally sound water resources development. Wooldridge R. (ed.), Pentech Press Limited, London, 229-239.
- Pergent G., Kempf M., 1993. L'environnement marin côtier en Tunisie. (1) Rapport de synthèse, (2) Étude documentaire, (3) Annexes. Rapport Ifremer/Del Brest 93/06, 3 vol., 55+395+173 p.
- Schneider W., 1978. Bilan des substances nutritives du lac de Tunis (1976-1977). Fresenius Inst., RFA, parties 1 à 4, Rapport pour le ministère de l'Agriculture de Tunisie.
- Shili A., 1995. Contribution à l'étude des peuplements à *Ruppia* dans le lac Nord de Tunis. DEA, Fac sci. Tunis, 128 p.
- SPLT (Société de promotion du lac de Tunis), 1989-1996. Résultats des analyses des eaux du laboratoire de contrôle des eaux de la société de promotion du lac de Tunis. Rapport interne.
- SPLT (Société de promotion du lac de Tunis), 1995. Programme de maintenance du lac Nord de Tunis. Rapport interne, Société de promotion du lac de Tunis, direction de l'exploitation du lac, janvier 1995, 1-31 + 4 annexes.
- Trabelsi E.B., 1995. Contribution à l'étude des peuplements à *Cbaetomorpha* dans le lac Nord de Tunis. DEA, Fac sci. Tunis, 128 p.
- Zaouali J., 1974. Les peuplements malacologiques dans les biocénoses lagunaires tunisiennes. Étude de l'espèce pionnière *Cerastoderma glaucum* Poiret (1789). Thèse d'État, univ. Caen, 345 p.
- Zaouali J., Baeten S., 1983. Impact de l'eutrophisation dans la lagune de Tunis (partie nord) : analyse des correspondances. Rapp. P.V. Réunion. Commiss. Internat. Explor. Sci. Médit., Monaco, 28(6), 327-332.

# Quelques exemples d'intervention sur les lagunes et les estuaires d'Afrique de l'Ouest : avantages, conséquences, leçons pour l'avenir

Guy Vidy

IRD, HEA, centre de Montpellier, BP 5045, 35042 Montpellier, France  
vidy@ird.fr

## Résumé

Trois exemples d'intervention en milieu lagunaire ou estuarien en Afrique de l'Ouest sont présentés : le lac Togo, la lagune Ébrié et le parc national du Diawling en rive droite de l'estuaire du fleuve Sénégal. Les deux premiers exemples concernent des ouvertures de lagunes vers la mer, le troisième, la reconstitution d'un « estuaire artificiel ». Dans tous les cas, les réponses des peuplements de poissons sont très rapides. Elles restent cependant liées dans leur durée à la durée même des modifications de milieu opérées.

L'étude des modifications de la structure des peuplements dans de tels exemples a permis de formuler l'hypothèse que ces structures de peuplement de poissons (et autres espèces aquatiques) pourraient être utilisées pour la mise au point d'outils de diagnostic de l'état des milieux. Cela fait actuellement l'objet au sein de l'IRD d'un nouveau projet de recherche.

L'exemple du parc national du Diawling illustre également l'importance d'une approche multidisciplinaire et l'intégration de l'« expertise » des populations locales. L'expertise collégiale, s'appuyant sur les connaissances scientifiques acquises depuis de nombreuses années, dans le cas présent sur ces milieux d'estuaire et de lagune ouest-africains, est un concept qui est actuellement développé au sein de l'IRD.

## Abstract

Three examples of lagoons or estuaries modifications in West-Africa are given: Lake Togo, Ebrié Lagoon and Diawling national park on the right bank of the Senegal river estuary. The first two are openings between the lagoon and the sea, the third is the creation of an "artificial estuary".

Rapid response for fish stocks have been noted in each case. However, these increases only last as long as the environmental modifications are maintained.

Study of these changes in fish population structures has led to the hypothesis that these structures (as well as those of other aquatic species) could be used as indicators for ecosystem state assessment. This is the aim of a new research project in the IRD (research institute for development).

The Diawling example emphasizes the importance of a multidisciplinary approach taking account of local know-how. The "collective expertise" approach, based on scientific knowledge acquired over many years, and applied in this case to West-African estuaries and lagoons, is currently being developed by IRD.

### **Introduction**

---

Les exemples de restauration des écosystèmes côtiers sont très peu nombreux en Afrique de l'Ouest. Nous présenterons donc ici les conséquences de deux ouvertures à la mer de lagunes, d'une part, le lac Togo et le système lagunaire togolais et, d'autre part, la réouverture du grau de Grand-Bassam sur la lagune Ébrié en Côte-d'Ivoire. Ces deux exemples s'appuient sur des travaux réalisés à l'IRD (Orstom) respectivement par R. Laë (Laë, 1989, 1994, 1997) et J.J. Albaret & J.M. Écoutin (Albaret & Écoutin, 1989). De nombreux renseignements sont également puisés de l'ouvrage Environnement et ressources aquatiques de Côte-d'Ivoire, tome II par J.R. Durand *et al.* (1994). Le troisième exemple est celui du parc national du Diawling et de sa zone périphérique sur la rive droite de l'estuaire du fleuve Sénégal en Mauritanie. Il s'agit, dans ce cas, de la reconstitution d'un fonctionnement complexe d'estuaire qui a été entrepris par l'UICN à l'initiative du gouvernement mauritanien et dans le cadre des aménagements de la basse vallée du fleuve Sénégal. L'essentiel des données provient des publications de l'équipe UICN (Diagana, 1995; Hamerlynck & Cazottes, 1998; Hamerlynck *et al.*, 1999) ainsi que des observations réalisées par l'auteur lors de missions d'expertise dans le cadre de ce projet (Vidy, 1994, 1995).

Les perturbations qui ont conduit aux interventions qui vont être évoquées plus loin sont en relation, directement (Togo) ou indirectement (Côte-d'Ivoire), avec des modifications d'origine climatique ou avec les conséquences d'aménagements liés à ce type de perturbation (Mauritanie; fig. 1). On résumera schématiquement les objectifs des interventions de la manière suivante :

- les lagunes du Togo : améliorer l'état des ressources halieutiques, contrôler les risques d'inondation ;
- la lagune Ébrié en Côte-d'Ivoire : contrôler des végétaux flottants envahissants ;
- l'estuaire du fleuve Sénégal : remédier aux impacts de la sécheresse et des aménagements.

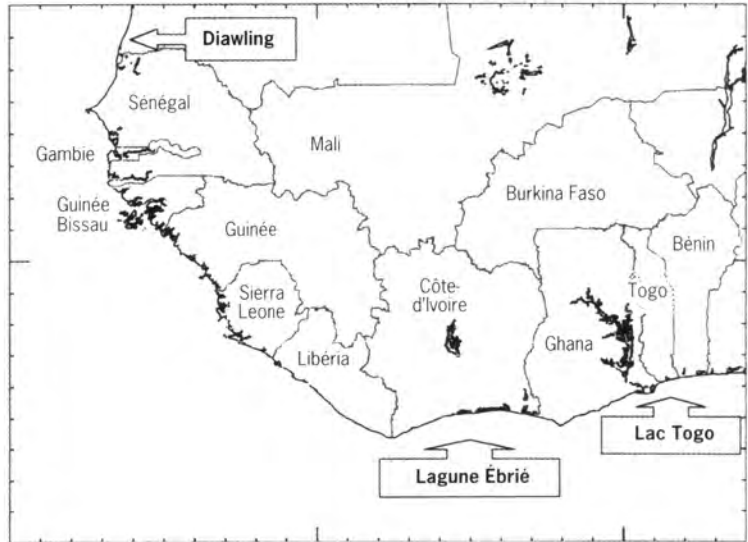
### **Le lac Togo**

---

#### **Géographie et climat**

Le lac Togo fait partie d'un ensemble de lagunes togolaises qui représente une superficie totale relativement modeste de 64 kilomètres carrés. Ce système est en communication avec le système lagunaire

Figure n° 1  
Localisation des sites  
exemples en Afrique  
de l'Ouest.



bénois à l'est. Le lac Togo est une étendue de faible profondeur (moyenne 0,60 m environ pour un maximum d'environ 1,10 m) d'une superficie de 46 kilomètres carrés. Il n'est pas lui-même en communication avec la mer. Cette communication est épisodique et située au niveau de la lagune de Togoville qui s'allonge entre le continent et le cordon littoral, au sud-est.

Ce système est situé en zone tropicale, son climat est caractérisé par l'existence de deux saisons des pluies. La première, dite grande saison des pluies, s'étend de mars à juillet et représente l'essentiel des précipitations annuelles. La seconde, ou petite saison des pluies, dure de mi-juillet à mi-septembre. Deux saisons sèches qualifiées également de grande (mi-septembre à février) et petite (mi-juillet) sont également distinguées.

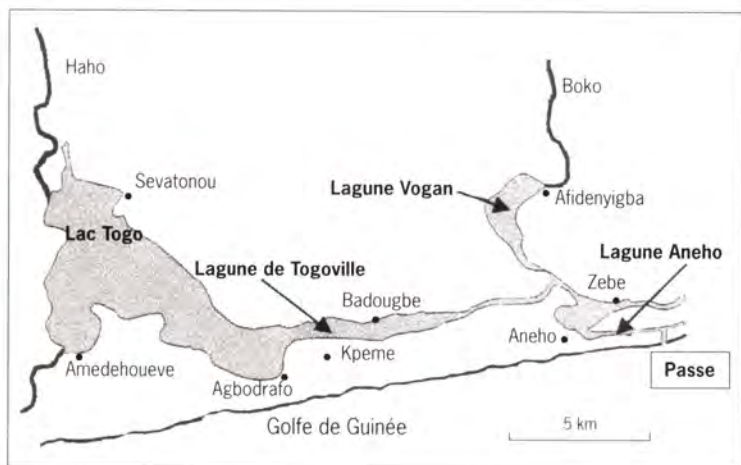
### Écologie

En situation normale, cet ensemble lagunaire suit un cycle annuel d'ouverture et de fermeture à la mer lié aux crues des fleuves qui l'alimentent (Haho, Boko et Sio) ainsi qu'aux crues du fleuve Mono qui se jette dans le système lagunaire du Bénin. Le niveau de la lagune augmente (jusqu'à plus de 2 m pour un maximum observé de 2,70 m) de juin à août en conséquence de la première saison des pluies. Cela s'accompagne d'une baisse très nette de la salinité. En septembre, le cordon littoral se rompt sous l'effet de la pression et la vidange très rapide se produit pour se terminer en une phase d'échanges avec la mer de courte durée puisqu'elle se conclue par la fermeture de la communication avec la mer au mois de décembre. La communication avec la mer est donc de trois à quatre mois par cycle annuel en conditions « normales ». Ensuite, sous l'effet conjugué de la réduction des apports en eaux douces et de l'évaporation, une augmentation de la salinité est observable tout au long de la saison sèche.



En situation de faible pluviométrie, la fréquence des ouvertures à la mer est très fortement réduite.

Figure 2  
Le lac Togo et le système  
estuarien togolais  
(d'après Laë, 1994).



### Importance économique et sociale

Les variations des conditions de milieu consécutives aux ouvertures et fermetures des communications avec la mer se traduisent par des modifications profondes de la composition du peuplement en poissons et par une variabilité importante des rendements de pêche.

À cela s'ajoutent des impératifs de contrôle du niveau de l'eau dans les lagunes qui, pour les cotes les plus hautes, menacent d'inondation certaines localités riveraines.

### Origine et nature de la perturbation

Cette perturbation a une origine naturelle dans les fluctuations des précipitations annuelles. Ainsi, de 1960 à 1976, 10 ouvertures se sont produites contre 4 seulement au cours de la période 1976-1989. De plus, ces ouvertures peuvent se produire soit assez tôt en juillet soit plus tardivement en septembre-octobre, en fonction de la répartition des pluies au cours de la saison (Laë, 1994).

L'absence d'ouverture à la mer se traduit par une diminution de la diversité biologique des ressources aquatiques, accompagnée d'une diminution de la production halieutique (poissons et crevettes). Des conséquences secondaires, peut-être liées aussi à l'importante pression de pêche (Laë, 1997), sont observées sur les traits biologiques des populations de poissons qui se maintiennent dans le milieu, les faits les plus marquants étant une diminution de la taille moyenne et de la taille à la première reproduction chez les cichlidés, essentiellement le tilapia *Sarotherodon melanotheron*, ainsi qu'une augmentation importante de leur abondance.

### L'intervention et ses effets

À plusieurs reprises, et notamment en 1985, les ouvertures à la mer ont été provoquées. Dans ce cas, comme dans le cas des ouvertures spontanées par la crue, la communication entre le système estuarien et la mer ne se maintient que pendant quelques mois. Ces quelques mois suffisent à la modification sensible de la composition du peuplement avec l'apparition d'espèces estuariennes d'origine marine. La modification de peuplement reste cependant fugace et s'estompe assez rapidement après la fermeture de la communication mer-lagune.

On note donc une réponse très rapide des peuplements de poissons avec la salinisation également rapide du milieu et l'installation des espèces marines à affinités estuariennes. La persistance de ce changement de peuplement est très nettement liée à la durée de l'ouverture à la mer. Les captures augmentent de manière importante dès les premiers mois.

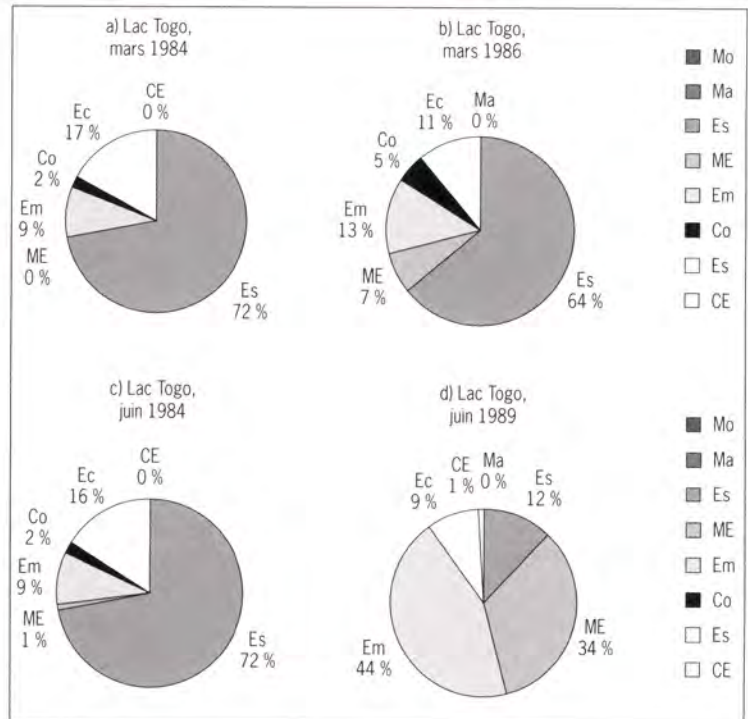
Entre les situations de mars 1984 et mars 1986, une légère augmentation des captures est notée (de 52 à 88 tonnes). Même si l'essentiel de ces captures se réalise toujours sur les mêmes espèces, *Sarotherodon melanotheron* et *Chrysichthys maurus*, les captures des espèces estuariennes d'origine marine et des espèces marines montrent une augmentation assez sensible. Cela est notamment le cas de *Callinectes amnicola*, *Peneaus notialis*, *Liza falcipinnis*, *Elops lacerta* et *Polydactylus quadrifilis*. Ces modifications de peuplements sont illustrées de manière plus évidente lorsque l'on compare les abondances relatives réparties entre les différentes catégories écologiques telles que définies par Albaret (1994; tab.). Les espèces estuariennes dominent toujours les captures avec respectivement 72 et 64 % mais le total des espèces estuariennes d'origine marine et des espèces marines estuariennes passent de 9 à 20 % (fig. 3 a, b).

Définition et codes des catégories écologiques de poissons lagunaires d'Afrique de l'Ouest, d'après Albaret, 1994.

	Code	Abondance en lagune/estuaire	Reproduction en lagune	Distribution lagunaire	Euryhalinité
Continental occasionnelles	Co	Rare	Non	Large et saisonnière	Faible
Continental à affinités estuariennes	CE	Rare à abondant	Possible	Large et saisonnière	Faible
Estuariennes d'origine continentale	Ec	Très abondant	Oui	Vaste et permanente	Forte
Estuariennes strictes	Es	Très abondant	Oui	Vaste et permanente	Très forte
Estuariennes d'origine marine	Em	Très abondant	Oui	Vaste et permanente	Très Forte
Marines estuariennes	ME	Abondant à très abondant	Possible	Vaste et permanente	Forte
Marines accessoires	Ma	Rare à abondant	Non	Large et/ou saisonnière	Forte
Marines occasionnelles	Mo	Rare	Non	Large	Forte

L'intérêt de cet exemple est qu'un point remarquable est constitué par la période avril 1988-avril 1989 pendant laquelle des interventions destinées à résoudre un problème d'érosion côtière se sont traduites par le maintien d'une communication permanente avec la mer. Cela a permis de constater la mise en place d'un peuplement nettement plus marinisé, une salinisation accrue de l'ensemble estuarien et l'augmentation de la diversité et de l'importance de la production halieutique qui est passée de 160 kg/ha/an à près de 400 kg/ha/an avec, de plus, l'apparition de ressources de valeur élevée comme les crevettes. En juin 1989, donc après une année de communication avec la mer, la production de la pêche est trois fois ce qu'elle était en juin 1984, les captures totales passant de 74 t à 234 t (Laë, 1994). La part des espèces estuariennes d'origine marine et des espèces marines a très nettement augmenté. On note l'augmentation spectaculaire des captures de mugilidés, en particulier de *Liza falcipinnis*, et d'autres espèces comme *Ethmalosa fimbriata* (Clupéidé) et *Penaeus notialis* (Pénéidé). Les deux espèces caractéristiques des captures en période de fermeture, *S. melanotheron* et *C. maurus*, ne sont plus les espèces les plus abondantes dans les captures. Leurs évolutions divergent cependant puisque les captures de la première ont diminué de presque 50 % alors que les captures de la seconde ont augmenté de 79 %. Si l'on considère les groupes bio-écologiques, les espèces estuariennes passent de 72 % à 12 % alors que les espèces estuariennes d'origine marine et marine estuariennes passent de 9 % en 1984 à 44 % en 1989 (fig. 3 c, d).

Figure 3 Répartition des espèces selon les catégories écologiques en fonction des période d'ouverture et de fermeture (d'après Laë, 1994).





### Conclusion

Les ouvertures de faible durée ont amené une amélioration rapide en termes de diversité des captures pour la pêche artisanale dans la lagune. Cette amélioration qualitative est perçue comme importante par les pêcheurs en raison de l'apparition de ressources de bonne valeur commerciale en dépit de captures globales qui n'ont cependant pas augmenté de manière significative.

L'ouverture de plus longue durée a provoqué une augmentation spectaculaire des captures globales, toujours accompagnée d'une augmentation de la diversité du peuplement exploité. Dans le premier cas, la lagune fonctionne plus comme un piège alors que dans le second, après une année d'ouverture à la mer, le peuplement bénéficie aussi de la forte productivité du milieu.

### L'ouverture de la passe de Grand-Bassam sur la lagune Ébrié

#### Géographie et climat

La lagune Ébrié constitue un complexe estuarien de grandes dimensions puisqu'il couvre une superficie de 532 km<sup>2</sup> pour une extension maximale de 120 km étirée dans le sens est-ouest. La profondeur moyenne y est peu importante (4,8 m) mais nettement plus que dans le cas du lac Togo avec, de plus, des fosses pouvant atteindre 15 à 20 mètres de profondeur.

Cet exemple concerne la partie est de la lagune Ébrié. Le percement du canal de Vridi, canal permanent d'environ 300 m de large pour une profondeur moyenne de 15 m (dimensions, caractère permanent), en face d'Abidjan, en 1950, avait provoqué la fermeture naturelle de l'ancien exutoire du fleuve Comoé.

En amont de cette zone deux entités sont individualisées, il s'agit des lagunes Aghien et Potou qui sont caractérisées par des salinités très basses, conséquence de leur position très continentale et de la proximité des fleuves. Leur peuplement ichthyologique est dominé par des espèces à affinités continentales mais avec des biomasses relativement modestes par rapport aux autres secteurs du complexe lagunaire (fig. 6).

Le climat de la zone est de type équatorial, semblable à celui décrit pour le cas précédent avec deux saisons des pluies, la première d'avril à juillet et la seconde d'octobre à novembre. Les crues des fleuves sont quant à elles réglées par le régime soudanien et sont localisées en une seule période qui s'étend de juillet à septembre.

#### Écologie

D'un point de vue écologique, la lagune Ébrié peut être qualifiée de lagune estuarienne. C'est en réalité un complexe diversifié. L'étude complète de ce système menée par les équipes du centre de recherche océanographique d'Abidjan a conduit à la caractérisation de 6 secteurs structurés essentiellement par l'influence combinée de l'ouverture à la mer constituée par le canal de Vridi au niveau d'Abidjan et des apports



d'eaux continentales par les fleuves qui se déversent dans la lagune et dont le plus important, à l'est, est le Comoé (Durand *et al.*, 1994). C'est dans cette zone est, naturellement assez dessalée, que l'intervention relatée ici est intervenue et a fait l'objet d'une étude de l'évolution du peuplement ichthyologique au cours des mois qui ont suivi.

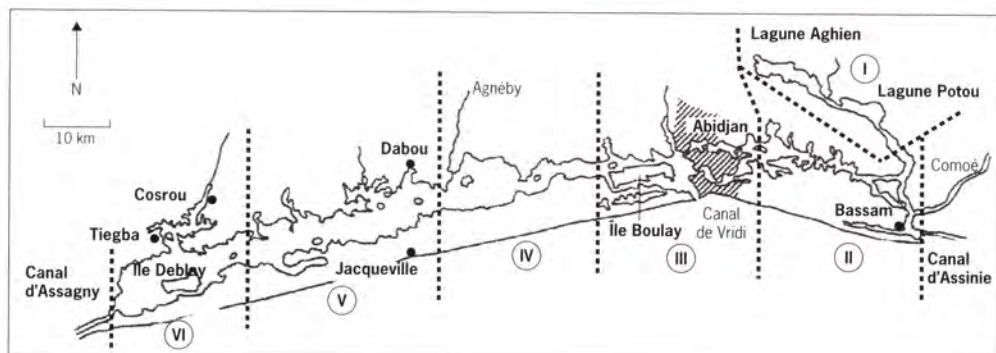


Figure 4  
Zonation écologique  
de la lagune Ébrié en  
Côte-d'Ivoire.  
(d'après Durand *et al.*,  
1994).

### Importance économique et sociale

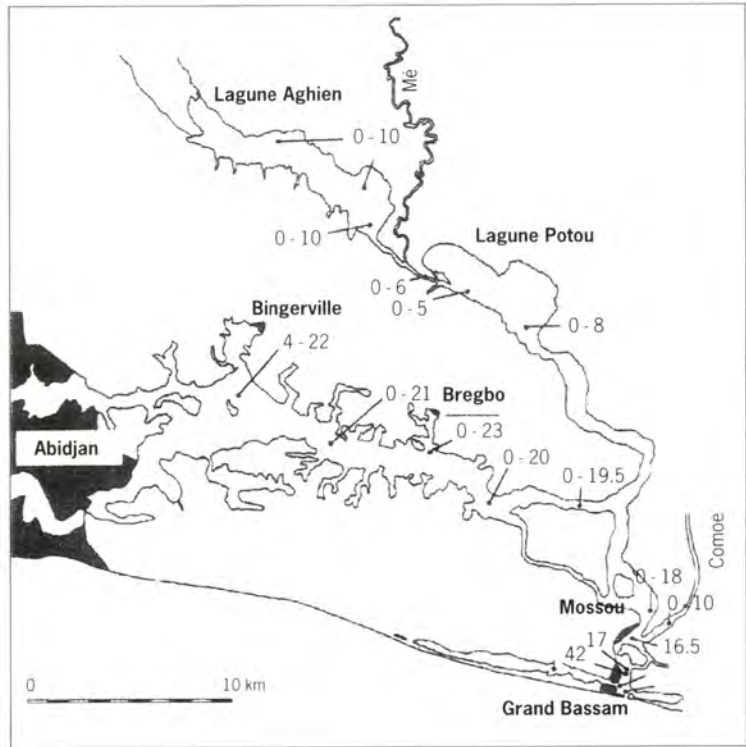
La lagune Ebrié dans son ensemble est le lieu d'une intense exploitation halieutique qui s'est traduite par des captures ayant évolué entre 10 150 t en 1975 et environ 5 000 t au début des années quatre-vingt (Écoutin *et al.*, 1994). Elle concentre également une importante population humaine ainsi qu'une industrie relativement diversifiée, toutes deux responsables de pollutions assez prononcées. C'est aussi une importante voie de communication.

### Origine et nature de la perturbation

Le grau qui séparait la lagune de la mer et constituait l'exutoire naturel du fleuve Comoé s'est comblé progressivement depuis que le canal de Vridi en face Abidjan a été creusé en 1950. De cet isolement et du fait de la présence des apports d'eau douce par le Comoé, la salinité dans la zone ne dépassait jamais un maximum de 8,5 (Albaret, non publié).

Une conséquence importante de cette baisse permanente de salinité a été de permettre le développement considérable de la végétation aquatique flottante. Une succession de trois populations différentes a été décrite (Guiral & Étien, 1994). Dans un premier temps, *Pistia statiotes*, dont la présence avant l'ouverture du canal de Vridi n'était notée qu'en période de post-crué du Comoé, a pris une importance accrue directement liée à l'intensité des crues du Comoé. À partir de 1983, s'est développée une abondante population de *Salvinia molesta*, plante flottante également mais originaire d'Amérique du Sud. L'expansion de cette espèce a ensuite été contrecarrée par une nouvelle arrivée, celle de *Eichhornia crassipes* à partir de 1986, date à partir de laquelle elle a envahi toutes les zones oligohalines.

Figure 5  
Salinités mesurées avant  
et après l'ouverture  
de la passe de Grand-  
Bassam  
(d'après Albaret & Écoutin,  
1989).



### L'intervention et ses effets

Pour limiter le développement de ces invasions successives par une augmentation de la salinité, la réouverture du cordon littoral a été décidée. Cette ouverture a été réalisée en septembre 1987 au niveau approximatif de l'ancien grau. Elle s'est maintenue jusqu'en 1990, année au cours de laquelle elle s'est refermée naturellement.

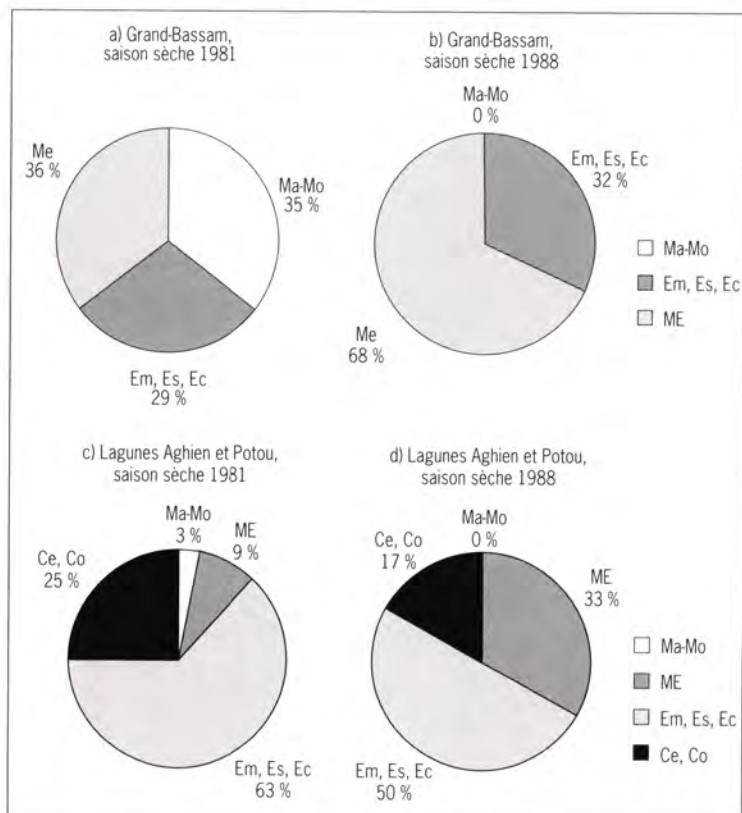
Le contrôle des plantes envahissantes a été un succès bien que la présence de *E. crassipes*, la jacinthe d'eau importée qui supporte mieux les eaux légèrement saumâtres, en ait limité l'impact positif.

La modification rapide du peuplement en poissons de la zone est notée notamment dans la zone très proche de la nouvelle communication avec la mer (Albaret & Écoutin, 1989; fig. 6 a, b). La richesse spécifique globale est passée de 19 à 28 espèces. L'augmentation est essentiellement due aux espèces d'origine marine qui constituent désormais près de 68 % des espèces capturées contre 36 % avant l'ouverture. Parmi ces espèces marines, les plus abondantes sont *Eucinostomus melanopterus* et *Chloroscombrus chrysurus*.

La modification se fait également sentir jusqu'en amont au niveau des lagunes Aghien et Potou (fig. 6 c, d). Dans cette zone très amont, on note une nette augmentation de la présence des espèces marines qui passent globalement de 19 à 33 %. L'ethmalose, *E. fimbriata*, devient très abondante alors qu'elle était rare dans ce secteur avant l'ouverture. C'est

également le cas de *Polynemus quadrifilis*, de *Liza falcipinnis*. *Caranx hippos* a également fait son apparition. Les espèces caractéristiques de la zone avant l'ouverture, *Chrysichthys maurus*, *C. nigrodigitatus* et *C. auratus*, ont fortement diminué dans les captures des pêcheurs locaux. Des espèces caractéristiques d'origine continentale ont disparu ou se sont retirées dans l'embouchure de la rivière Mé au nord de la zone.

Figure 6  
Répartition des espèces  
en catégories écologiques  
avant et après l'ouverture  
de la passe de Grand-  
Bassam.  
(d'après Albaret & Écoutin,  
1989).



### Conclusion

L'objectif premier de contrôle des végétaux flottants a été en partie atteint, au moins pendant la durée effective de l'ouverture à la mer. Comme dans le cas du lac Togo, la modification du peuplement de poissons est rapide. Elle se traduit surtout par une augmentation de la diversité. Les observations ont été trop ponctuelles pour pouvoir noter une augmentation des captures de la pêche. Cependant, les auteurs ont noté une augmentation de l'activité de pêche dans la zone. Cette augmentation d'activité est certainement l'indice de la présence de ressources attractives pour les pêcheurs.

Dans ce cas, la salinisation d'une lagune en amont présente un cas d'impact négatif : cela a obligé à l'abandon d'un projet de pisciculture de « tilapias » continentaux.



## Le parc national du Diawling en Mauritanie

### Géographie

Au nord du Sénégal, marquant la frontière avec la Mauritanie, l'estuaire du fleuve Sénégal était par le passé une zone d'une grande richesse faunistique et le lieu d'une importante production halieutique. Cet estuaire est bordé de part et d'autre par une série de bras et de plaines d'inondation qui constituaient un système original d'alternance entre les marais salés caractéristiques d'une zone estuarienne et les plaines d'inondation continentales.

Dans le cas de la rive droite, le milieu est constitué de plusieurs cuvettes de faible profondeur interconnectées par des bras dont la plupart ont été comblés en partie par les apports éoliens au cours des années sans inondation. C'est dans cette zone qu'a été décidée la création d'un parc ornithologique, le parc national du Diawling. La figure 7 donne un aperçu schématique de la morphologie de la zone. On remarquera la position du barrage de Diama et celle du réservoir ainsi créé ainsi que la digue de rive droite qui interdit tout débordement naturel vers la dépression du Diawling.

### Écologie

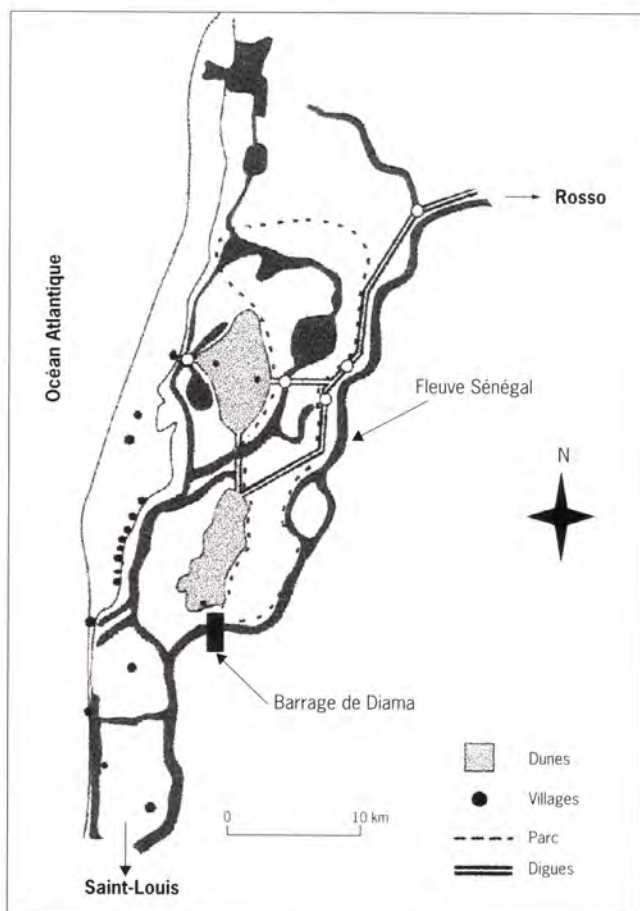
Le fleuve Sénégal s'écoule dans une grande partie de son cours terminal selon une pente très faible qui favorisait les intrusions d'eaux marines dont l'influence pouvait se faire sentir jusque très en amont aux environs de Podor à plus de 250 km de l'embouchure. Cette situation s'est amplifiée avec la sécheresse des années soixante-dix et quatre-vingt et la persistance des déficits pluviométriques jusqu'aux années récentes.

Le fonctionnement complexe est partiellement connu grâce aux quelques études assez anciennes menées avant la mise en œuvre des aménagements actuels. La mémoire des habitants de la zone s'est avérée également très utile pour la reconstitution du schéma de fonctionnement naturel tel qu'il était dans le passé. Avant la période de sécheresse et l'édification des aménagements, le fonctionnement ancien, « naturel », de la zone était une succession d'assèchements, pendant la saison sèche, d'intrusions marines à la faveur des grandes marées du début de l'été, suivies de l'arrivée de la crue du fleuve. Les intrusions marines amenaient avec elles les larves et les juvéniles de poissons estuariens et côtiers ainsi que les larves de crevettes (*Paeneus notialis*, principalement). Ensuite, l'arrivée de la crue du fleuve provoquait une entrée d'eau douce par l'aval de la zone. Cette entrée par l'aval repoussait vers l'amont les eaux salées déjà présentes dans la plaine inondée. Enfin, au plus fort de la crue, les débordements directs par les dépressions du bourrelet de berge amenaient l'inondation totale de la plaine par les eaux continentales. La plaine fonctionnait à partir de ce moment là comme une plaine inondée continentale, recevant les juvéniles des espèces de poissons d'eau douce effectuant leur première croissance.



Au cours de cette période, les eaux douces chassaient les eaux saumâtres et leurs habitants vers la mer pour occuper finalement la totalité du cours jusqu'à l'embouchure (et même au-delà, le long de la côte).

Figure 7  
Carte schématique du parc national du Diawling (d'après Diagana, 1995).



### Importance économique et sociale

Les habitants de cette zone disposent d'une longue tradition d'exploitation de l'ensemble des ressources disponibles que ce soit par la pêche, l'élevage, la cueillette (graines de nymphéa), l'agriculture ou l'artisanat (tiges de *Sporobolus robustus* pour la confection par les femmes de nattes très renommées). Cela a donné lieu à l'établissement d'un système très élaboré de règles et de priorités régissant l'usage par de multiples utilisateurs et permettant de limiter les conflits tout en tirant le meilleur parti de toutes les ressources disponibles. L'importance économique de la zone, si elle n'apparaît pas comme pesant d'un poids important dans l'économie globale du pays, n'en revêt pas moins un intérêt primordial pour les populations de la région et, par conséquent, pour l'équilibre social.

### **Origine et nature de la perturbation**

C'est à l'origine pour limiter l'intrusion des eaux marines que l'édification du barrage de Diama, situé à environ 25 km de l'embouchure et de la ville de Saint-Louis, a été décidée. Le rôle dévolu à ce barrage a ensuite rapidement évolué pour devenir un réservoir destiné à rendre moins coûteux un projet de développement de l'agriculture irriguée dans la moyenne vallée du fleuve, culture principalement destinée à la production de riz. Conséquence de cette inflexion des objectifs, le stockage de l'eau douce dans le barrage a été accru en faisant passer la cote initiale de 1,50 m à plus de 2,50 m actuellement, privant d'autant plus l'estuaire, en aval, des volumes d'eau douce vitaux pour le maintien de son intégrité écologique. Cela a rendu la gestion du barrage beaucoup plus délicate à l'approche de la crue annuelle.

Il y a donc une double origine aux perturbations subies par la zone considérée. La première est naturelle, elle est constituée par la sécheresse qui a été particulièrement marquée dans les années soixante-dix puis quatre-vingt et se poursuit actuellement sous la forme d'un déficit pluviométrique persistant accompagné d'une réduction notable de la durée de la saison des pluies. La seconde réside dans l'édification du barrage de Diama et des digues qui lui sont associées qui ont totalement anéanti les possibilités d'inondation naturelle de la zone par les eaux de crues venues de l'amont.

Il est frappant de remarquer que les habitants de la zone placent la sécheresse comme le phénomène majeur dans la dégradation de leur environnement et des ressources qui lui sont attachées (Vidy, 1994). Ils considèrent le barrage et les aménagements comme, simplement, une pression supplémentaire sur cet écosystème.

### **L'intervention et ses effets**

Il avait été décidé, dès le début de la planification du barrage de Diama, d'instaurer en rive droite (donc côté mauritanien), un parc national destiné à remédier autant que possible aux effets négatifs des bouleversements qu'avait subis la zone. Mais c'est seulement en 1991 que le parc national du Diawling a été officiellement créé par les autorités mauritaniennes. Il a fallu attendre encore plusieurs années pour que les aménagements hydrauliques nécessaires à son fonctionnement soient réalisés en totalité.

Les travaux d'aménagement entrepris pour la création de l'« estuaire artificiel » sont donc eux-mêmes en partie destinés à restaurer le fonctionnement de la zone suite à un aménagement précédent. L'originalité de ce projet réside surtout dans la prise en compte des connaissances et des intérêts des habitants de la zone pour, à la fois, profiter de la dynamique liée à la mise en place du parc et réduire, sinon annuler, les impacts au niveau de leurs activités traditionnelles. Cette démarche s'est révélée beaucoup plus productive que prévu au départ, surtout du fait que les discussions avec les habitants ont fait apparaître toute la subtilité de l'usage du milieu et de ses ressources et ont permis les ajustements dans l'élaboration de l'aménagement entrepris.

Les objectifs de ce parc étaient à la fois de l'ordre de la préservation de l'environnement au travers de l'édification du parc ornithologique mais aussi de l'ordre du développement intégré à destination des populations locales pour remédier à la perte de ressources occasionnées par l'ensemble des modifications intervenues, y compris l'instauration du parc lui-même qui soustrayait une partie du terroir villageois initial. Ces dispositions ont été largement influencées par l'exemple négatif du parc du Djoudj, côté sénégalais, qui avait connu de grandes difficultés au moment de son instauration du fait d'une gestion plus autoritaire, pour ne pas dire « classique », des relations avec les populations touchées par l'aménagement.

Cette entreprise a été menée à l'initiative du gouvernement mauritanien avec l'appui technique et scientifique de l'UICN au travers de missions pluridisciplinaires d'experts nationaux et internationaux et d'un conseiller technique permanent sur le terrain (Hamerlynck & Cazottes, 1998; Hamerlynck *et al.*, 1999).

Pour espérer rétablir un fonctionnement simulant le fonctionnement naturel ancien, il était nécessaire de surmonter l'obstacle constitué par la digue de la rive droite du fleuve. Cela a nécessité la construction de deux ouvrages principaux d'amenée d'eau auxquels ont été adjoints d'autres ouvrages, digues et vannes, destinés à gérer l'eau dans la plaine inondée (fig. 7). L'obtention de ces ouvrages d'alimentation, de même que l'attribution des volumes d'eau nécessaires par l'organisme de gestion ont demandé beaucoup de temps et de persuasion. Plus que d'une véritable restauration de milieu, il s'agit donc ici d'une artificialisation destinée à la réhabilitation de fonctions écologiques.

Les premières observations de fonctionnement de la zone en situation d'aménagement normal ont montré une succession des peuplements de poissons d'origine estuarienne et des peuplements d'origine continentale qui reconstituait assez fidèlement ce qui avait été décrit par les pêcheurs locaux (Diagana, 1995).

Les espèces estuariennes étaient principalement des mugilidés, des ethmaloses (*E. fimbriata*) et des élops (*E. senegalensis*).

Les espèces continentales ont bien colonisé la zone en dépit de la limitation d'accès que constituent les deux seuls ouvrages d'alimentation. Ce peuplement était principalement constitué de divers « tilapias » (*Oreochromis niloticus*, tilapias de diverses espèces et *Hemichromis fasciatus*), de Claridés (*Clarias anguillaris*), de Bagridés (*Bagrus docmak*) et de Mockokidés (*Synodontis* sp.). Pour le Characidé *Alestes baremoze*, ce sont surtout les juvéniles qui ont été capturés dans la zone, montrant ainsi le potentiel de zone de nurserie qu'elle représentait pour ces espèces.

D'autres indices de réaction positive de l'écosystème peuvent être mentionnés comme, par exemple, la recolonisation des rives de la zone estuarienne par les jeunes palétuviers, *Avicenia germinans*, ainsi que l'augmentation de la faune aviaire.

Malgré la restauration partielle du rôle de zone inondée continentale qui s'est révélée être un succès (Diagana, 1995), les jeunes poissons d'origine continentale ne peuvent plus contribuer au renouvellement des stocks du fleuve. En effet, au cours de la décrue, leur seule issue est l'aval du barrage de Diama où ils rencontrent des conditions estuariennes qui, pour la plupart des espèces concernées, ne conviennent pas du tout à leur survie.

Paradoxalement, des inconvénients indirects ont pu être notés en conséquence du succès de cet aménagement. En effet, l'abondance des crevettes issue de la première phase, dite estuarienne, de la mise en eau a suscité l'intérêt d'investisseurs extérieurs à la zone et un début de conflit d'intérêts. Ce conflit généré par la réapparition d'une ressource abondante peut être vu comme un indice positif. Il doit aussi servir de point de repère à la réflexion générale sur la portée des conséquences d'un aménagement qui doit être évaluée bien au-delà des intérêts des habitants de la zone concernée.

### **Conclusion**

Dans cet exemple, l'ampleur de l'intervention sur le milieu est considérable. Elle allie les connaissances écologiques et les techniques de gestion hydraulique. Cet ensemble de connaissances est pondéré par l'intégration effective des connaissances et des besoins des populations riveraines. En dépit de sa complexité, ce projet a jusqu'à présent donné de bons résultats, probablement grâce à l'approche pragmatique qui été adoptée.

On remarquera encore une fois la réaction positive très rapide des peuplements de poissons tant estuariens que continentaux.

### **Discussion-conclusion**

Compte tenu de la rareté des actions de restauration constatée aussi bien en zone tempérée qu'en zone tropicale, il n'est pas surprenant que nous ne puissions, dans le cas de l'Afrique de l'Ouest, trouver aisément des exemples de véritables restaurations. Les exemples donnés ici sont plus des interventions pour les deux premiers et une réelle artificialisation, d'ailleurs annoncée dans les objectifs qui étaient de recréer un « estuaire artificiel », pour le troisième exemple. Les ouvertures de passe ou de grau entre les lagunes et la mer ont toutes deux eu une durée limitée dans le temps. L'artificialisation de l'estuaire en Mauritanie nécessitera une attention soutenue sur le long terme pour pérenniser les modes de gestion de l'eau et faire admettre la souplesse nécessaire dans cette gestion aux opérateurs des vannes, essentiellement pour l'alimentation de la zone en eau douce.

La recherche tire cependant bénéfice du suivi de ces opérations. Ainsi, les réponses rapides des peuplements de poissons ont inspiré l'utilisation de cette réceptivité pour la recherche d'un outil de diagnostic synthétique. L'étude des changements de structure des peuplements, que



ce soit en termes d'identité des espèces présentes, de catégories bio-écologiques, de niveaux trophiques ou en termes de traits biologiques (reproduction, croissance), fait l'objet d'une nouvelle orientation de recherche au sein de l'IRD (Laë, 2000). Cette démarche est même étendue aux peuplements de poissons des réservoirs artificiels en milieu continental en Afrique de l'Ouest. Elle s'appuie, dans ce cas, sur une expérience et des résultats de recherche sur les milieux et les peuplements de poissons lagunaires et estuariens d'Afrique de l'Ouest de plus d'une trentaine d'années. Elle est accompagnée par d'autres démarches visant plus la connaissance des modes d'exploitation des ressources tant halieutiques qu'agricoles (riziculture, cueillette) ou forestières (mangrove).

Les avantages et les limites qui peuvent être localisés au travers de ces exemples restent très classiques et les critiques qui peuvent être formulées sont assez comparables à celles faites à des projets menés en zone tempérée : sous-utilisation des connaissances et des compétences, manque de profondeur des prévisions d'effets, etc.

Ce qui apparaît cependant à la lecture de ces quelques exemples, c'est qu'existe au sein de diverses structures soit de recherche, soit de développement, soit au sein d'ONG, une somme de connaissances, de savoir-faire relativement importante qui mériterait une meilleure utilisation et articulation au travers d'expertises bien plus formalisées. D'une certaine manière, le succès actuel rencontré par les maîtres d'œuvre du parc du Diawling tient à ce type d'approche. Dans ce cas précis, la prise en compte des connaissances (de l'expertise) des populations locales, bien que difficiles à recueillir, a été un élément déterminant du succès de l'opération. À partir d'un schéma global des objectifs et des contraintes, l'aménagement a été ajusté au plus près des possibilités.

La formalisation de l'articulation des connaissances scientifiques et des savoir-faire au sein d'opérations d'expertise fait l'objet d'un effort particulier au sein de l'IRD avec son département Expertise et Valorisation. Cette formalisation est développée autour du concept d'expertise collégiale.

### **Références bibliographiques**

- Albaret J.J., Écoutin J.M., 1989. Communication mer-lagune : impact d'une réouverture sur l'ichtyofaune de la lagune Ébrié (Côte-d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 22(1), 71-81.
- Diagana C.H., 1995. Premières observations sur l'écologie du peuplement ichtyologique de la zone inondée et de l'estuaire du parc national du Diawling, Mauritanie. Actes du colloque Environnement et littoral mauritanien, 13-15 juin 1995, Nouakchott, Mauritanie, 135-142.

- Durand J.R., Dufour P., Guiral D., Zabi S.G.F. (eds), 1994. Environnement et ressources aquatiques en Côte-d'Ivoire. II. Les milieux lagunaires. Orstom, Paris, 547 p.
- Écoutein J.M., Durand J.R., Laë R., Hié Daré J.P., 1994. L'exploitation des stocks. *In*: Environnement et ressources aquatiques en Côte-d'Ivoire. II. Les milieux lagunaires. Durand J.R., Dufour P., Guiral D., Zabi S.G.F. (eds), Orstom, Paris, 399-444.
- Guiral D., Étien N'Da, 1994. Les macrophytes. *In*: Environnement et ressources aquatiques en Côte-d'Ivoire. II. Les milieux lagunaires. Durand J.R., Dufour P., Guiral D., Zabi S.G.F. (eds), Orstom, Paris, 137-154.
- Hamerlynck O., Cazottes F., 1998. Le parc national du Diawling : infrastructures hydrauliques pour la restauration d'une plaine d'inondation et la création d'un estuaire artificiel. Sud-Sciences et Technologies, Bulletin semestriel de l'école inter-États d'ingénieurs de l'équipement rural, Ouagadougou, 1, 28-38.
- Hamerlynck O., Baba M.L., Duvail S., 1999. The Diawling National Park: joint management for the rehabilitation of a degraded coastal wetland. *Vida Sylvestre Neotropical*, 1(7), 59-69.
- Laë R., 1989. Some considerations for the management of tropical lagoons : the example of Togo. *In*: The people's role in wetland management. Centre for environmental studies, Leiden (NDL). International conference on the people's role in wetland management, 5-8 juin 1989, Leiden, NDL, 192-199.
- Laë R., 1994. Évolution des peuplements (poissons et crustacés) dans une lagune tropicale, le lac Togo, soumise à un régime alternatif de fermeture et d'ouverture du cordon lagunaire. *Aquatic Living Resources*, 7, 165-179.
- Laë R., 1997. Effects of climatic changes and developments on continental fishing in West Africa. The examples of the Central Delta of Niger in Mali and coastal lagoons in Togo. *In*: African inland fisheries, aquaculture and the environment. Remane (ed.), FAO Blacwell Science, 66-86.
- Laë R., 2000. Réponses adaptatives des populations et des peuplements de poissons aux pressions de l'environnement. Présentation détaillée du projet scientifique. IRD, Rapport interne, 37 p.
- Vidy G., 1994. Mission pluridisciplinaire pour l'assistance à la gestion du parc national du Diawling et sa périphérie. Partie Ichtyologie. PND-UICN-Orstom, Nouakchott, 20 p.
- Vidy G., 1995. Mission d'assistance au parc national du Diawling, du 18 au 23 mars 1995. PND-UICN-Orstom, Nouakchott, 7 p.

## Synthèse de l'atelier 2

Marie-Claude Ximènes

Institut français de l'environnement (Ifen), 61 bd Alexandre Martin, 45058 Orléans, France  
marie-claude.ximenes@ifen.fr

L'atelier portant sur les estuaires et lagunes a traité des problèmes de gestion des eaux appliqués à la restauration.

### **Il illustre tout d'abord divers aspects des aménagements hydrauliques :**

- pour des objectifs de restauration de la qualité des eaux, dans le sens de la lutte contre l'eutrophisation ; on cherche alors à obtenir un effet de dilution par les eaux marines. Ceci a été illustré par l'exemple de lagunes méditerranéennes ;
- pour des objectifs d'amélioration des rendements halieutiques. L'exemple de deux systèmes lagunaires africains montre que l'amélioration des communications avec la mer permet aux espèces à forte valeur marchande de pénétrer dans les lagunes et que la stabilisation de la salinité permet ensuite leur maintien ;
- en accompagnement d'aménagements qui modifient sensiblement l'hydraulique, dans le cas des estuaires. Pour l'estuaire de Seine, il s'agit de conserver des vasières, milieux à forte valeur biologique (avi-faune, poissons), en développant et maintenant les surfaces (favoriser le dépôt de sédiments et empêcher la végétalisation). Pour l'estuaire du Sénégal, il s'agit de rétablir une gestion des eaux satisfaisant des usages humains multiples (pêche, élevage, valorisation des végétaux, agriculture...).

Les professionnels de la pêche présents dans l'atelier ont signalé que bien souvent leurs besoins n'étaient pas pris en compte.

### **Ces manipulations hydrauliques appartiennent à deux grandes catégories :**

- la mise en mouvement des eaux selon un mode « actif », à l'aide de pompes, illustrée par les lagunes françaises palavasiennes. Ce type d'aménagement est possible pour de petites étendues d'eau, de faibles volumes ;
- les méthodes « passives », qui utilisent le mouvement naturel des eaux et se réalisent avec l'implantation d'ouvrages. Le cas de la lagune de Tunis présente un exemple original où, malgré un faible hydrodynamisme naturel des eaux marines (marées de faible amplitude), on a pu, grâce à un système de portes « à marée » (ouverture et fermeture déclenchées par la marée) et une digue centrale, forcer la circulation des eaux marines dans la lagune pour assurer un bon renouvellement de l'ensemble des eaux lagunaires. Dans les estuaires, c'est l'implantation de digues, avec seuil ou avec vannes, qui a été présentée.

**Au plan des outils scientifiques d'aide à la décision, divers cas de figures caractéristiques ont été présentés, avec des niveaux de complexité croissants quant à la prévision :**

- l'estuaire de la Seine illustre les modèles hydrodynamiques couplés à des modèles sédimentaires. Le travail de modélisation mathématique et sur modèle réduit permet de reproduire les situations antérieures et il est donc appliqué à la prévision, avec une certaine fiabilité ;
- la restauration de la qualité des eaux de lagune de Tunis a reposé sur un modèle hydrodynamique, permettant de configurer les travaux de génie civil, couplé à un modèle biogéochimique (éléments nutritifs et production primaire), pour évaluer l'effet sur l'eutrophisation. Ce type de modèle est complexe à mettre en œuvre car il porte sur un grand nombre de variables. La capacité de ce type de modèle à prédire une restauration de la qualité des eaux a été jugée correcte dans le cas du lac de Tunis ;
- la gestion des populations piscicoles (exemple africain) est plus délicate ; si on peut anticiper les changements qualitatifs (types d'espèces présentes avant et après aménagement), on ne peut prévoir les rendements des pêches. Le processus est alors plus pragmatique et on a plutôt recours aux avis d'experts.

**Les communications présentées ont fait état de l'intérêt du suivi des milieux après aménagement :**

- pour ajuster la gestion des ouvrages, voire modifier leur configuration. C'est par exemple ce qui est prévu pour l'estuaire de la Seine. Après l'aménagement de Port 2000 et des ouvrages visant à maintenir les vasières, on pourra modifier certains écoulements afin de lutter contre la végétalisation des vasières ;
- pour mettre en évidence l'effet de facteurs qui n'avaient pas pu être pris en compte. Dans le cas de la lagune de Tunis, il est apparu que si la circulation des eaux était grandement améliorée par l'aménagement, les filets de pêche pouvaient constituer des obstacles retenant les algues et freinant les mouvements des eaux ;
- pour permettre de développer la capacité d'expertise :
  - la connaissance des modifications des peuplements de poissons et des captures consécutives à un aménagement permet de mieux anticiper les cas d'aménagements ultérieurs. Un nouvel axe de recherche est actuellement développé par l'IRD dans ce sens,
  - dans le cas de l'eutrophisation, l'exemple palavasien montre qu'une simple collecte annuelle d'algues permet de réduire progressivement leurs tonnages. L'explication qui peut en être donnée est (1) que ces algues ne s'accumulent plus dans la lagune et (2) que la collecte avec bateau faucardeur remet en suspension des sédiments, dont les éléments nutritifs sont en partie exportés vers la mer.



Les débats de l'atelier font ressortir le besoin de phasage des actions, comprenant l'état des lieux initial et l'énoncé de l'objectif à atteindre, les moyens de suivi de l'opération, en termes de gestion courante, d'évaluation scientifique. Les coûts doivent être aussi évalués dès le départ, dans leurs grandes masses. Faute de cela, on est amené à avoir une succession d'opérations dont le montant financier cumulé peut devenir important.

Il est nécessaire autant que possible d'anticiper, sous forme de tranches, les diverses étapes du projet, même si toutes ne peuvent être totalement décrites au lancement de l'aménagement. L'essentiel est d'avoir un cadre de travail qui permette une bonne concertation et mobilisation des acteurs et une poursuite de l'action nécessaire à l'obtention des objectifs. Dans le cas des lagunes palavasiennes par exemple, des problèmes politiques sont venus interférer, limitant le suivi des actions.

#### **Enfin, quand intervient-on et que finance-t-on ?**

Force est de constater que les motifs initiaux des aménagements ne sont pas la restauration des écosystèmes : aménagement portuaire pour la Seine, gêne aux riverains et aux touristes pour le lac de Tunis et les lagunes palavasiennes, lutte contre la sécheresse et les inondations en Afrique.

## **Atelier 3**

---

# **Espèces et ressources**



## Programme expérimental de réhabilitation des fossés à poissons de la Seudre : bilan et perspectives

P. Blachier<sup>(1)</sup>, D. Filloux<sup>(1)</sup>, Y. Guilbaud<sup>(1)</sup>, C. Rigaud<sup>(2)</sup>, Y. Zanette<sup>(1)</sup>

(1) Creaa, Prise de Terdoux, 17480 Le Château-d'Oléron, France

(2) Cemagref, 50 avenue de Verdun, 33611 Gazinet Cedex, France

### Résumé

Les « pêches à poissons » d'anguilles (*Anguilla anguilla*) des marais salés de la Seudre (Charente-Maritime) représentent une surface en eau supérieure à 700 hectares. La raréfaction de l'espèce et le maintien de méthodes d'exploitation traditionnelles ont conduit à l'abandon progressif de l'activité, plus de 50 % du potentiel n'est plus exploité. Un programme expérimental de réhabilitation de 22 pêches a permis de proposer une alternative au mode d'exploitation traditionnel. Celui-ci permet de diminuer le temps de main-d'œuvre nécessaire à la pêche et au curage, d'augmenter les rendements qui passent de 31 à 61 kg/ha/an d'anguilles et de supprimer la mortalité des juvéniles liée aux pêches à sec. La réhabilitation durable de ces zones paraît envisageable sur la base de ce nouveau mode de gestion.

### Abstract

Eel fisheries (*Anguilla anguilla*) in the saltmarshes of the Seudre (Charente-Maritime) involve a surface area of over 700 hectares of water. The rarefaction of the species and continued use of traditional fishing methods have led to the activity's being progressively abandoned. Over 50% of the potential resources are no longer fished. An experimental programme to rehabilitate 22 fisheries provided an alternative to the traditional method. It reduces the time spent fishing and dredging, increases the yields from 31 to 61 kg/ha/year of eels and eliminates the juvenile mortality linked to dry fishing. Sustainable rehabilitation of the areas seems possible on the basis of this new management mode.

### Généralités

Le marais est indissociable du paysage charentais avec environ 86 000 hectares. C'est initialement 25 000 ha qui ont été gagnés sur la mer par l'homme pour les besoins de la saliculture. De cet important potentiel de marais salé (60 % de celui de la façade atlantique), il subsiste environ 13 000 ha, le reste ayant évolué vers le marais doux agricole. La Seudre est, avec environ 8 000 ha, la plus grande zone de marais salés du département.



## **Le marais de Seudre**

La majorité de la superficie de marais est située sur la rive droite de l'estuaire de la Seudre. On distingue trois types principaux d'usages :

- le marais non endigué situé vers le fleuve, généralement accessible par voie de mer, a toujours été d'usage ostréicole ;

- le marais endigué, initialement à vocation salicole, a évolué différemment en fonction de son état et de sa situation :

- le marais le plus récent, situé vers l'embouchure de la Seudre, a évolué vers le marais ostréicole de type « claire ». Actuellement, la démarche qualité initiée par la section régionale conchylicole Marennes-Oléron est à l'origine d'un réaménagement du marais pour le rendre plus facilement accessible ,

- le marais le plus ancien, partiellement comblé, situé en majorité en fond de Seudre, est la propriété d'agriculteurs qui exploitent les parties terrestres pour l'élevage extensif de bovins et les parties en eau, les « pêches à poissons », pour la pêche traditionnelle d'anguilles. Les pêches à poissons sont réparties principalement sur trois communes de la rive droite de la Seudre, Saint-Just, Nieulle et Le Gua.

C. Guillement estimait en 1984 la surface en eau sur ces trois communes à 1 720 ha, dont 737 pour les claires et 699 pour les fossés (41 % de la surface), 48 % des pêches étaient déjà abandonnées.

Lors de cette enquête, 50 % de propriétaires avaient plus de 50 ans, 52 % étaient des agriculteurs, 3 % des ostréiculteurs. Pour eux, le marais était perçu d'abord comme une barrière pour le bétail, puis comme une activité traditionnelle et familiale et enfin comme moyen de production ;

- un milieu particulier est constitué par les fossés à poissons qui sont situés dans des zones devenues agricoles. Ce sont en majorité des structures d'une longueur voisine d'un kilomètre pour une largeur de 5 mètres. Chaque fossé est généralement alimenté par une prise d'eau unique.

Cet ensemble est régi par une gestion traditionnelle à trois ans : la modalité « traditionnelle ». Le premier été, l'eau de la pêche est renouvelée de façon gravitaire par le jeu des marées, le niveau est maintenu par une planche de niveau. Le deuxième été, la prise d'eau est équipée d'un « langon », sorte d'entonnoir grillagé ouvert à son extrémité d'un orifice. De l'avis général, ce dispositif laisse rentrer le poisson et empêche sa sortie. Le troisième été, la prise d'eau est fermée par une grille empêchant théoriquement tout entrée ou sortie de poisson. L'hiver de la troisième année, le fossé est pêché. Le fossé est mis à sec tronçon par tronçon, les anguilles enfouies dans le sédiment meuble sont jetées avec la vase sur les bords des fossés : l'action de pêche est indissociable du curage. Suite à la pêche, un nouveau cycle de trois ans recommence.

### **Les pêches à poissons: un milieu et une activité menacés**

Les pêches appartiennent à des agriculteurs pour qui l'élevage bovin en marais est parfois accessoire. L'activité étant jugée anecdotique, elle revenait généralement aux parents de l'exploitant ou était sous-traitée à un mareyeur qui assurait la pêche et la commercialisation. Aujourd'hui, la pêche n'est réalisée que rarement. En effet, les rendements des pêches d'anguilles diminuent : alors qu'ils pouvaient atteindre en 1950 jusqu'à 200 kg d'anguilles par hectare d'eau et par année sur des cycles de trois ans, les rendements actuels sont inférieurs à 100 kg/ha/an. Cette diminution semble à la fois la conséquence du manque de suivi et d'entretien des pêches et de la raréfaction de la ressource anguille (Massé & Rigaud, 1998). La proportion de fossés pêchés est actuellement inférieure à la moitié, mais aucun recensement précis n'existe.

Si l'activité économique de ces pêches est à l'origine de leur création, elle est aussi la cause principale de leur déclin. La disparition lente de cette pratique et de ce milieu n'est cependant pas sans conséquences du fait de leurs interactions avec l'environnement maritime proche du fait de :

- leur rôle environnemental ; ces zones humides interviennent activement dans le maintien de la qualité de l'eau du marais salé comme interface entre les terres hautes dessalées et les parties plus marines du marais dévouées à l'ostréiculture. Leur mise en exploitation évite l'envasement du réseau hydrographique et limite la prolifération des moustiques. Ces zones sont, avec le reste du marais salé, un biotope spécifique en voie de régression qui accueille, entre autres, nombre d'oiseaux migrateurs et sédentaires. Enfin, ce marais a une incidence sur les pêches côtières en tant que zone de refuge et de nourricerie pour plusieurs espèces de poissons d'intérêt économique ;
- leur rôle paysager et touristique ; ce milieu est indissociable du paysage charentais et l'activité de pêche est liée à l'image du marais.

### **Le programme de réhabilitation**

Devant cet état d'abandon, des propriétaires attachés à leur marais et à leurs traditions ont réagi en créant un groupe de travail regroupant des possesseurs de marais, la chambre d'agriculture de Charente-Maritime, le centre régional d'expérimentation et d'application aquacoles (Creaa). En 1995, 9 propriétaires possédant des fossés à poissons sur la commune de St-Just-Lusac se sont regroupés au sein du centre d'études techniques des fossés à poissons (CET) ; un programme expérimental de trois ans a été bâti dans le but d'étudier les possibilités de réhabilitation de ces fossés. Ce programme comprenait :

- le curage de 22 pêches à poissons en friche, soit la remise en état d'environ 22 km de fossés pour un montant de 400 000 francs. Le maître d'ouvrage a été le CET qui a pu percevoir des aides publiques ;

- l'étude expérimentale a été menée par le Creaa sur les 22 pêches du CET. L'objectif du programme était l'étude de nouveaux modes de gestion de façon à augmenter globalement la viabilité économique des pêches ;

- l'animation et la formation du CET et la recherche de voies de valorisation du produit ont été prises en charge par la chambre d'agriculture.

### **Le programme expérimental**

#### **Identification des points de blocage**

L'identification des principales causes du déclin des pêches faisait, de l'avis des exploitants, ressortir la faiblesse des captures et l'importance du coût de la main-d'œuvre et du curage.

L'identification des points de blocage et des solutions possibles est résumée dans le tableau 1.

Tableau 1 - Identification des points de blocage et des solutions proposées.

Point de blocage	Cause identifiée	Solution envisagée
Baisse des rendements	Dégradation du milieu	Curage
	Diminution du recrutement	Alevinage, piégeage
	Prédation aviaire, fuite	Cycle court
Coûts d'exploitation	Temps de pêche	Changement de technique
	Curage tous les trois ans	Dissocier pêche et curage

- La faiblesse des captures

Elle paraît être pour une part liée à la diminution générale du stock d'anguilles entraînant une diminution de l'entrée des poissons. Une première réponse pouvait être apportée par un alevinage de complément à l'aide d'anguilles prégrossies par le Creaa en marais salé. L'augmentation de l'efficacité du piégeage dans les pêches pouvait aussi être tentée par le maintien du langon pendant les trois ans du programme.

Elle pouvait aussi s'expliquer par le mauvais état des pêches partiellement envasées, le milieu étant alors sujet à des crises dystrophiques entraînant la mortalité des poissons. Dans ce cas, le curage était la solution.

La prédation aviaire (cormorans) semblait particulièrement sensible pendant les périodes hivernales, une solution paraissait être la pêche annuelle aux engins (verveux, filets, nasses) des anguilles marchandes avant la période de froid.

- Le coût de la main-d'œuvre

La principale charge de main-d'œuvre étant la pêche à sec associée au curage, il semblait que celui-ci pouvait vraisemblablement être repoussé dans le temps à condition d'intercaler des périodes d'assec comme cela est fait dans le cadre des claires ostréicoles. La pêche aux engins effectuée en faisant varier le niveau d'eau semblait être un bon



moyen pour limiter le temps et le nombre de participants nécessaires à l'action de pêche.

### Le plan expérimental

Nous avons utilisé le potentiel des 22 pêches recurées en les intégrant dans un dispositif expérimental dans le but de mettre en évidence l'effet de deux facteurs sur les deux principales variables identifiées : le rendement en termes de kilogrammes de poisson pêché en trois ans et le temps de main-d'œuvre. Comme le montre le tableau 2, il s'agit d'un plan expérimental à deux facteurs : le facteur alevinage et le facteur pêche.

Le facteur alevinage comprend trois niveaux : le niveau « traditionnel » correspondant à la séquence traditionnelle déjà décrite, le niveau « langon » qui correspond au cycle traditionnel avec un langon durant les trois années, le niveau « langon aleviné » qui correspond au niveau langon avec un alevinage d'anguillettes de 5 g en début de première année. Ce sont des animaux d'un an, provenant d'un élevage extensif de civelles en bassins salés, marqués par balnéation.

Le facteur pêche comprend deux niveaux : la pêche « traditionnelle » par vidange en troisième année et la pêche « annuelle » effectuée en été à l'aide d'engins, une pêche de contrôle à sec était prévue en troisième année. Le plan ainsi établi comprenant 6 modalités, il nécessitait 18 bassins pour disposer de trois répétitions.

Tableau 2 - Plan expérimental adopté : facteur alevinage à trois modalités et facteur pêche à deux niveaux. Plan aléatoire à trois répétitions, soit 18 bassins.

Facteur expérimental	Niveau	Mode de gestion
Alevinage	Traditionnel non aleviné	Langon an 2
	Langon non aleviné	Langon pendant 3 ans
	Langon aleviné	0,5 à 1 anguille/m <sup>2</sup> (5 g)
Pêche	Traditionnelle	Vidange et curage à 3 ans
	Annuelle	Pêche aux engins

Lors de la mise en place de l'expérimentation, nous avons pu constater que toutes les pêches étaient initialement différentes en forme, superficie, conformation, situation. Le mode de gestion étant sous la responsabilité des membres du CET, on pouvait s'attendre à ce que des différences naissent de l'interprétation des modalités de gestion. Le curage récent (moins d'un an) et la localisation des fossés autour du lieu-dit Artouan situé au centre des marais de la rive droite de la Seudre caractérisaient l'ensemble des différents fossés.

### Le suivi complémentaire

Un suivi complémentaire sur cinq pêches choisies pour leur environnement différent a été effectué sur les paramètres hydrologiques de façon bimensuelle au premier et au deuxième tiers des fossés à mi-profondeur.



L'oxygène dissous et la température ont été mesurés *in situ*, le pH et la salinité étant déterminés dès le retour au laboratoire (pHmètre, oxygène et salinomètre de terrain WTW).

L'évolution de la macrofaune benthique a été suivie annuellement par trois prélèvements à la benne (100 cm<sup>2</sup>) au niveau des points du suivi hydrologique. La perte au feu (4 heures à 550 °C) du premier centimètre du sédiment a été faite aux mêmes points sur la base de trois carottes de 10 cm de diamètre, au bout des trois années du programme. La recherche de coliformes fécaux a été faite selon la norme NF 45-110 sur des lots d'huîtres mises 15 jours dans les fossés. Le marquage des anguilles a été effectué sur les civelles ou sur les anguillettes prégrossies par balnéation dans une solution de chlorhydrate d'oxytétracycline (Alcobendas *et al.*, 1991), le suivi de ces animaux a été effectué par échantillonnage annuel dans trois bassins.

### Résultats du programme expérimental

#### Les paramètres du milieu

- Le suivi des conditions hydrologiques sur 5 pêches a fait l'objet d'un rapport d'étude passé avec le CNRS (Bel Hassen & Prou, 2000). Celui-ci montre que la température de l'eau des fossés suit avec un léger retard la température de l'air, avec un maximum l'été de 25,5 °C et un minimum de 0,3 °C l'hiver. L'évolution des salinités montre que celles-ci sont maximales l'été (maximum de 46,3 g/kg) et minimales l'hiver (minimum de 3,5 g/kg). Le pH varie entre un maximum de 9,6 au printemps (forte production primaire) et un minimum de 7,5 lors des périodes de disparition des peuplements algaux l'été. L'évolution de l'oxygène dissous suit celle du pH avec des sursaturations printanières (maximum de 18,8 mg/l) et des périodes de désaturation l'été (minimum de 1,1 mg/l).
- La recherche de coliformes fécaux a été effectuée sur 5 pêches à 8 dates entre janvier et avril 1998 parallèlement à l'étude de zone des marais conchylicoles charentais (Mille, 2000). Malgré la présence de vaches au printemps, nous n'avons observé qu'une analyse sur 50 supérieure à 1 000 coliformes fécaux (pour 100 ml de chair et liquide intervalvaire).
- Le suivi des paramètres du sédiment montre :
  - que la teneur de la perte au feu moyenne est de 8,9 %, ce qui est caractéristique d'un milieu productif (Hussenot & Feuillet-Girard, 1988) compris entre les valeurs d'un sédiment de type bri (6 %) et d'un sédiment caractéristique d'un milieu dégradé (>12 %) ;
  - que le nombre d'individus de la macrofaune benthique retenue sur mailles de 0,5 mm augmente pour être de 66 225 proies par mètre carré à trois ans, 18,53 % des proies étant constitués de chironomes.

Tableau 3 - Évolution de la macrofaune benthique (&gt;0,5 mm) de 5 fossés au cours du temps.

	1997	1998	1999
Vers	7 700	11 675	19 675
Mollusques	12 575	6 125	23 300
Chironomes	825	11 400	12 275
Autres	1 775	6 425	10 975
Total	22 875	35 625	66 225

### Le respect du plan initial

Les différents modes de gestion prévus initialement n'ont pas été respectés pour 11 pêches sur un total de 22 pour plusieurs raisons : l'ouragan de décembre 1999 qui a submergé trois pêches avant le point final, le décès d'un des propriétaires et un manque de suivi et de rigueur au niveau du recueil des données. Seules les données validées respectant le protocole initial ont été prises en compte dans la présentation et le traitement des résultats. L'examen du tableau 4 montre que le manque de répétition ne permet pas d'exploiter statistiquement les données selon le plan expérimental initial. La modalité traditionnelle a été la modalité la plus suivie, par contre nous n'avons qu'une pêche avec des données exploitables pour la modalité langon et trois pour la modalité alevinée. D'une façon générale, la pêche annuelle s'est heurtée initialement au scepticisme général, seule une pêche de la modalité traditionnelle-annuelle a été pêchée aux engins dès la première année, les trois autres fossés de la modalité ont été pêchés la deuxième et la troisième années.

Tableau 4 - Respect du protocole initial, seules les données respectant le protocole initial ont été prises en compte.

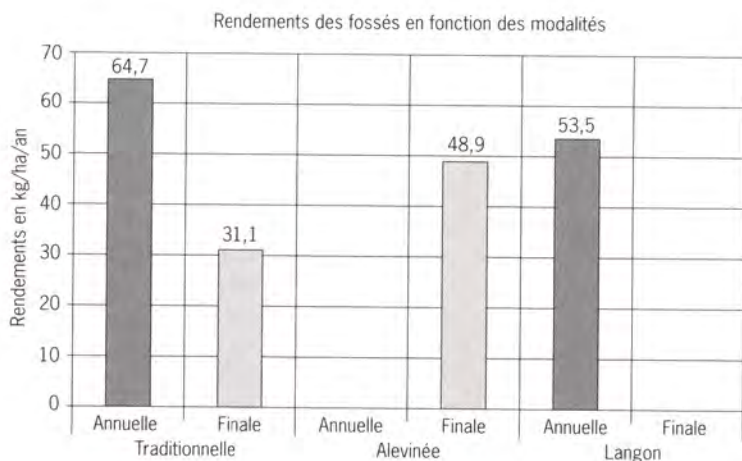
Modalité	Traditionnelle		Langon		Alevinée		Total
	Annuelle	Finale	Annuelle	Finale	Annuelle	Finale	
Pêche							
Nombre initial	4	5	3	3	3	4	22
Nombre final	4	3	1	0	0	3	11

### Le bilan des pêches

Le résultat des pêches est synthétisé dans la figure où nous voyons que le rendement moyen annuel des pêches est faible : 50,7 kg par hectare d'eau et par an.

Le rendement est maximal dans le cas des bassins de la modalité traditionnelle pêchés annuellement, soit 64,7 kg par hectare et par an au lieu de 31,1 pour les bassins pêchés à trois ans. Aucune conclusion n'est possible quant à l'efficacité du maintien du langon pendant trois ans car nous ne disposons que des données d'un unique bassin. L'efficacité d'un alevinage semble réelle au regard des rendements : 31,1 kg/ha/an pour la modalité traditionnelle-finale et 48,9 kg/ha/an pour la modalité alevinée-finale.

Rendement annuel moyen en kilogrammes d'anguilles pêchées par hectare. Bilan des trois années du programme.



Le poids moyen des anguilles des fossés alevinés est, en fin de troisième année, de 158 g pour les bassins alevinés et de 130 g pour les bassins non alevinés.

Le suivi des pêches annuelles montre, sur trois bassins suivis, que le poids moyen des animaux capturés au filet est supérieur à 100 g dès le premier été, il varie de façon aléatoire en fonction des années sans que l'on puisse mettre en évidence une augmentation du poids moyen des prises au cours du temps. Le suivi des biomasses pêchées en fonction des années, bien que très incomplet, montre une capture importante dès la première année, les plus fortes prises n'étant pas forcément observées le dernier été.

#### L'estimation du temps de travail, notion de rendement horaire

Le rendement exprimé en kilogrammes de poisson pêché par heure de main-d'œuvre a pu être estimé par enquête auprès des propriétaires en considérant, pour chacune des 5 pêches annuelles et des 6 pêches finales, le temps spécifique à l'entretien de la pêche, le temps de pêche aux engins, le temps de la pêche finale à sec. Le rendement moyen d'une heure de main-d'œuvre dans le cas des bassins pêchés la troisième année par vidange (modalité pêche finale) est de 0,63 kg, 77 % du temps de travail étant représenté par la pêche. Dans le cas des bassins pêchés annuellement, le rendement passe à 1,09 kg par heure de travail. Dans ce cas, une pêche finale de contrôle a été effectuée et a permis de constater que la quasi-totalité des anguilles avaient été pêchée par les engins mais aucune donnée précise n'a été fournie par les propriétaires. Si l'on considère les données de la pêche annuelle sans tenir compte du temps passé lors de la pêche de contrôle à sec, l'efficacité théorique est de 2,77 kg de poissons pêchés par heure de main-d'œuvre.



Tableau 5 - Bilan à trois ans, identification de la main-d'œuvre par tâche, poids pêché par heure de main-d'œuvre. Moyenne des 6 pêches finales et des 5 pêches annuelles.

Modalité	Entretien	Pêche aux engins	Pêche finale	Rendement kg/h
Pêche finale	16 %	7 %	77 %	0,63 kg/h
Pêche annuelle	21 %	14 %	65 %	1,09 kg/h
Pêche annuelle sans pêche finale	60 %	40 %	0 %	2,77 kg/h

### Le suivi des animaux marqués

Le suivi des animaux marqués dans trois bassins montre de bonnes performances de croissance ; le poids moyen passe en trois étés de 5,2 g à 74,3 g (de 57 à 84 g en fonction des bassins). Le pourcentage moyen d'anguilles marquées est de 48 % (de 20 à 62 %), ce qui montre la faiblesse du recrutement naturel. Le taux de recapture est, sur la base des anguilles récupérées et du pourcentage d'anguilles marquées, inférieur à 10 % pour tous les bassins.

### Discussion

L'examen des résultats des suivis hydrologiques montre l'extrême variabilité des paramètres mesurés, température, salinité, oxygène, pH. Les faibles teneurs en oxygène dissous le matin dans des fossés curés s'expliquent par la prolifération incontrôlée de macrophytes lors de la remise en eau des bassins, il est probable que ce phénomène s'atténue dans le temps avec la colonisation par une plante aquatique (*Ruppia cirrhosa*) dont la présence est traditionnellement recherchée. Ces conditions parfois extrêmes expliquent la prédominance de l'anguille, poisson réputé pour sa rusticité, lors des pêches. On peut remarquer que le prélèvement au filet l'été permet de récupérer une partie du poisson blanc (mulets, bars...) qui ne survit pas aux hivers rigoureux. Le suivi de la salubrité des huîtres ne montre pas, sur la période observée, de contamination chronique par des germes d'origine fécale malgré la présence d'animaux dans les champs. Ces fossés se comportent, par rapport à l'excès d'eau douce l'hiver et par rapport au risque de contamination microbiologique, comme des zones tampons efficaces entre les terres agricoles et la zone ostréicole.

Si l'on se réfère au respect du protocole initial, on remarque que 50 % des pêches n'ont pas été réalisées selon le programme. Deux causes principales peuvent expliquer ce manque de résultat :

- le rôle et les contraintes de la méthode expérimentale ont été mal compris par des acteurs dont les enjeux principaux du programme étaient l'aménagement foncier et la pêche du poisson, non le recueil de chiffres qui, individuellement, n'avaient que peu de signification ;
- un frein culturel : la diminution des rendements des pêches était liée pour beaucoup d'exploitants à l'abandon des modes de gestion traditionnels et non pas à l'inadéquation entre les pratiques traditionnelles



et les contraintes actuelles. Le scepticisme initial concernant les nouveaux modes de gestion proposés explique vraisemblablement leur moindre suivi.

L'examen des résultats des pêches des 11 fossés ayant respecté les critères du suivi met en évidence la très grande variabilité entre les pêches gérées selon la même modalité. Cette variabilité énorme permet difficilement d'appliquer la méthode expérimentale classique. Le suivi expérimental de ces 22 pêches permet cependant de tirer plusieurs constats :

- le recrutement dans les fossés concerne des anguilles de toutes tailles. Les grosses anguilles peuvent être pêchées dès le premier été ;

- le suivi des animaux marqués montre la faiblesse du recrutement naturel de certains bassins, le faible taux de recapture laisse supposer qu'en trois ans les anguilles ont une possibilité d'échappement importante. La faiblesse des recaptures condamne l'ensemencement à partir d'anguillettes prégressives dans un but économique, les fossés ne sont pas adaptés au bon contrôle des populations d'anguilles en place ;

- la croissance des anguilles est importante avec une prise de poids moyenne de 23 g par été, ce qui permet la récupération d'une partie des animaux à plus de 50 g deux étés après leur lâcher ;

- le rendement annuel des pêches est extrêmement variable d'une pêche à l'autre, de 9 à 121 kg d'anguilles par hectare et par an, pour une moyenne de 50,7 kilogrammes par hectare et par an.

D'une façon générale, le bon rendement de ces pêcheries nécessite une entrée active des poissons et le maintien de ceux-ci dans les fossés, mais nous ne connaissons pas les raisons ni les techniques qui favorisent ces comportements.

L'objectif principal du programme expérimental était de faire la démonstration d'une alternative au mode de gestion traditionnel jugé non rentable et sans avenir. Les différentes pratiques testées permettent de proposer un nouveau mode de gestion.

Tableau 6 - Avantages et contraintes de deux modes d'exploitation.

	Gestion traditionnelle	Gestion préconisée	Conséquences
Pêche méthode	Assec et ramassage	Piégeage en eau	Économie de main-d'œuvre Pêche l'été
Pêche fréquence	À 3 ans	Annuelle	Augmentation des captures
Curage fréquence	À 3 ans	À 10 ans (à vérifier)	Économie Survie des juvéniles Prévoir des assecs
Curage méthode	Manuelle	Mécanique	Suppression des « séparations »
Rendement zootechnique	31 kg/ha/an	65 kg/ha/an	
Rendement économique	0,6 kg pêché/h	>2 kg pêché/h (à vérifier)	

Les nouveaux modes d'exploitation ont rapidement été intégrés au niveau des pratiques professionnelles, les pêches sont réalisées par un seul homme l'été par piégeage, la pêche traditionnelle l'hiver associée

au curage n'est plus qu'exceptionnellement effectuée. Ces nouvelles pratiques induisent cependant deux conséquences principales :

- la période de pêche et de commercialisation se trouve décalée l'été, le piégeage étant inopérant l'hiver. Cette période va à l'encontre des habitudes mais correspond à l'afflux de touristes sur la côte atlantique. Une structure de stockage et de transport devient nécessaire pour une bonne survie des animaux l'été ;
- la modification de la périodicité des curages nécessitera d'intercaler des périodes d'assèchement afin de compacter le sédiment, de lutter contre l'envasement et de maintenir une bonne oxydation des couches superficielles. Les références zootechniques obtenues sont jugées suffisamment prometteuses par l'ensemble des participants du programme expérimental pour transférer ces techniques et étendre le projet de réhabilitation de ces milieux à l'ensemble des fossés de la Seudre. L'activité de pêche seule paraît cependant insuffisante pour rémunérer le travail et couvrir les frais d'entretien ; la réhabilitation durable de ces zones paraît soumise à la prise en charge par les collectivités de la valeur ajoutée correspondant à l'entretien et la préservation du milieu.

#### **Références bibliographiques**

- Alcobendas M. *et al.*, 1991. Technique de marquage en masse de civelles *Anguilla anguilla* par balnéation rapide dans du fluorochrome. Application au marquage à la tétracycline de 500 kg de civelles. Bull. Franc. Pêche Pisc., 312, 43-54.
- Bel Hassen M., Prou J., 2000. Programme expérimental de réhabilitation des fossés à poissons. Rapport de contrat Creaa, 59 p. + annexes.
- Clément O., 1991. Typologie aquacole des marais salants de la côte atlantique. Coll. Études, série Ressources en eau, Cemagref, 3, 232 p.
- Guillemet C., 1984. Étude socio-économique des marais piscicoles de la rive droite de la Seudre. Rapport d'étude Adaco, 92 p. + annexes.
- Hussenot J., Feuillet-Girard M., 1988. Crevettes et sédiment. Aqua-revue, 13, 25-28.
- Massé J., Rigaud C., 1998. L'anguille et les marais littoraux. *In*: Marais maritimes et Aquaculture. Éd. Ifremer, Actes Colloq., 19, 141-153.
- Mille D., 2000. Étude de zones en claires ostréicoles en Charente-Maritime, campagnes de suivi 1997-2000. Rapport Creaa, 200 p. + annexes.

## Le contrôle de la spartine en baie de Somme : contribution à la réflexion

---

Jean-Christian Cornette, Patrick Triplet, Arnaud Sournia, Cédric Fagot

Syndicat mixte pour l'aménagement de la côte picarde, 1 place de l'Amiral Courbet, 80100 Abbeville  
blanquetaque@baie-de-somme.org

---

### Résumé

---

La baie de Somme connaît un ensablement important qui est un phénomène naturel, accéléré par les aménagements réalisés par l'homme. Au nord de la baie de Somme se trouvent les vasières les plus riches en invertébrés, qui ont valu au site d'être classé zone d'intérêt pour de nombreuses espèces d'oiseaux. À long terme, dans la configuration actuelle de l'ensablement, ces espaces sont voués à disparaître, recouverts par le sable et la végétation, induisant ainsi une perte de productivité considérable pour l'avifaune.

L'évolution de la végétation est essentiellement due aux spartines, une espèce dynamique et envahissante. Pour cette raison, la Smacopi a mené une expérience en juin 1999 pour étudier la meilleure façon de limiter la progression de cette plante (Fagot *et al.*, 1999).

Les premiers résultats permettent de conclure que plusieurs passages mécaniques suffisent pour contrôler les spartines localement. Le suivi met en évidence le fait que cette action favorise les espèces benthiques et les oiseaux, particulièrement le bécasseau variable.

### Abstract

---

The bay of Somme has undergone significant silting-up, a natural process which has been accelerated by arranging. The invertebrate-rich mudflats of the northern bay of Somme make it a site of national and international importance for various species of water birds. In the long term, if the current silting rate continues, these mudflats will disappear due to sand and vegetation, causing an important loss of biomass for birds. The changes in the vegetation are mainly due to the dynamic, pioneer plant, cordgrass. This led Smacopi to run an experiment in June 1999, dealing with the best way to limit the spread of this plant (Fagot *et al.*, 1999). Initial results indicate that repeated mechanical operations enable cordgrass to be controlled locally. Monitoring has shown that this action favours benthic species and birds, especially dunlin.

## Introduction

L'importance de la baie de Somme et de ses vasières pour nombre d'espèces d'oiseaux lui a valu d'être désignée en tant que zone naturelle d'intérêt écologique faunistique et floristique, zone d'intérêt communautaire pour les oiseaux, zone de protection spéciale, site Natura 2000 et site Ramsar. Deux espèces, le tadorne de Belon, *Tadorna tadorna*, et le canard pilet, *Anas acuta*, dépassent le seuil « 1 % international » en hiver, ce qui signifie que la baie de Somme accueille régulièrement plus de 1 % des effectifs mondiaux de l'espèce. En 1997, les effectifs du bécasseau variable ont également dépassé ce seuil. Par ailleurs, 13 espèces dépassent le seuil « 1 % France ».

En 1994, la création de la réserve naturelle de la baie de Somme, dont la gestion a été confiée par l'État au syndicat mixte pour l'aménagement de la côte picarde, apporte à la baie de Somme un statut de protection très fort, alors que la surface des vasières tend à régresser car la baie de Somme connaît un ensablement important qui constitue un phénomène naturel, accéléré par les aménagements réalisés par l'homme (Dolique, 1998). À long terme, dans la configuration actuelle de l'ensablement, ces espaces sont voués à disparaître, recouverts par le sable et la végétation, induisant ainsi une perte de productivité considérable pour l'avifaune.

Face à ce constat, plusieurs interventions peuvent *a priori* être envisagées. L'évacuation des sédiments en grande quantité à l'extérieur de la baie pour rajeunir le milieu constitue à l'heure actuelle une solution beaucoup trop coûteuse dans la mesure où il est difficile d'envisager une valorisation économique des produits extraits. Cette solution n'est donc réalisable qu'à titre expérimental, dans l'espoir de pouvoir être valorisée dans les décennies futures. L'autre solution envisagée consiste à supprimer les obstacles naturels facilitant la fixation du sable et, en l'occurrence, la végétation pionnière. Réalisée dans les secteurs situés à proximité des espaces de vasières, cette intervention pourrait contribuer, d'une part, à réduire la vitesse de disparition de ces espaces et, d'autre part, à reconquérir les espaces dont la productivité en invertébrés benthiques a déjà diminué en raison du développement de la végétation pionnière. Il s'agit de sauvegarder ainsi un patrimoine dans l'attente de la mise en œuvre de solutions à plus long terme. Des observations similaires ayant été faites dans de nombreux estuaires à travers le monde, les gestionnaires concernés y ont fréquemment entrepris des actions d'éradication (Patten, 1997).

Cette intervention est d'autant plus légitime qu'elle concernera uniquement les espaces colonisés par les spartines hybrides que sont *Spartina tounsendii* ou *Spartina anglica*, espèces envahissantes introduites accidentellement en Europe. Le phénomène semble s'être accéléré ces dernières années avec une augmentation de l'ordre de 30 ha en trois ans, dans le nord de l'estuaire.



Outre l'impact sur les secteurs de vasières, cette opération permettrait de maintenir le caractère maritime de la baie qui disparaît au détriment des herbus et de conserver le patrimoine paysager de l'estuaire. De plus, la fragilité du cordon dunaire protégeant le marais arrière-littoral du Crotoy pourrait bénéficier d'un renforcement grâce aux plages d'envol créées par la disparition de la végétation, à condition de maintenir une protection face aux tempêtes hivernales. Enfin, il n'est pas impossible que les activités économiques traditionnelles qui se déroulent sur l'estran puissent bénéficier plus ou moins indirectement de cette opération.

### **La spartine et son rôle dans le fonctionnement de l'écosystème estuarien**

---

#### **La spartine dans le nord de la baie de Somme**

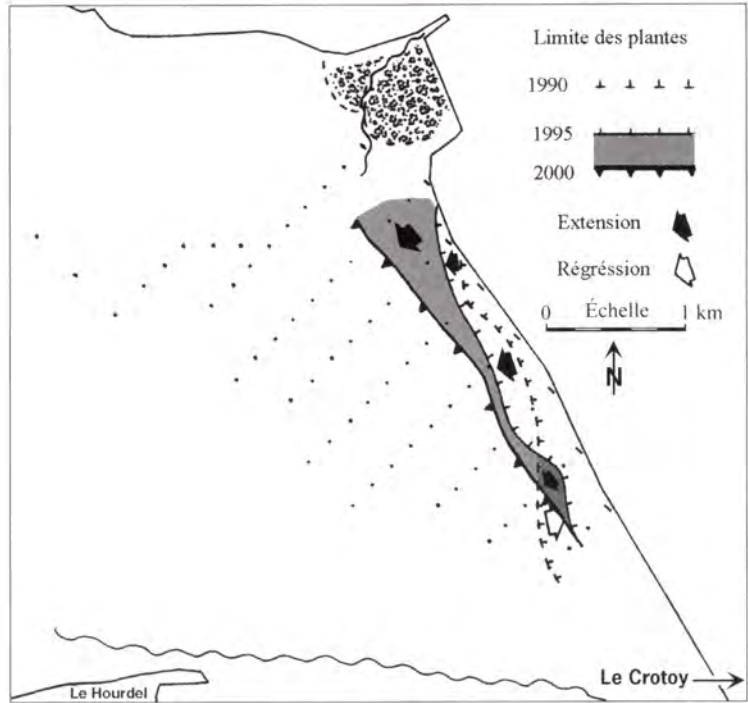
La progression des herbus du schorre, localement appelés mollières, est spectaculaire en baie de Somme. L'une des zones colonisées se localise entre l'estuaire de la Maye et Le Crotoy (photo 1, fig. 1). Les premiers pieds de spartine, apparus en 1984, se sont développés et y sont maintenant largement installés. C'est dans cette zone que s'est déroulée l'expérimentation d'éradication localisée de la spartine, menée en juin 1999.

Photographie 1  
La spartine en baie  
de Somme, vue prise  
dans la réserve naturelle  
(septembre 2000).



Les spartines présentes en baie de Somme sont *Spartina anglica* et *Spartina tounsendii*. La spartine maritime (*Spartina maritima*) a déjà été signalée en baie de Somme, mais les prospections récentes dans le nord de la baie n'ont pas permis de confirmer sa présence.

Figure 1  
Évolution de la spartine  
entre la plage de la Maye  
et Le Crotoy de 1990  
à 2000.



### Rôle de la spartine dans le processus de sédimentation

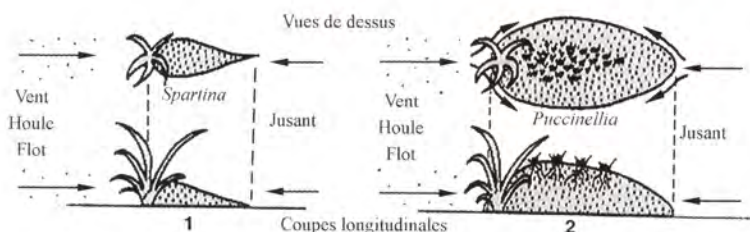
Le rôle de la spartine dans l'augmentation de la vitesse de sédimentation est un phénomène bien connu depuis 1924 (Corbières, 1924 in Caillibot, 1990). La quantification de ce phénomène est extrêmement variable en fonction des sites étudiés.

#### • Caractéristiques du processus de sédimentation

Il est parfois délicat de distinguer la cause des effets : la spartine nécessite une certaine altitude pour pouvoir se développer, comme les autres plantes du schorre, et elle provoque à son tour une élévation du substrat en favorisant le piégeage et ainsi le dépôt de sédiments (Duby & Torum, 1996; Whitehouse & Roberts, 1999).

Le développement des spartines sous le vent des grands espaces sableux provoque la naissance de dunes par blocage de la migration du sable (fig. 2). Des microdunes de 20 à 30 cm de haut (jusqu'au sommet de la hauteur des spartines) se créent. Le sable ainsi accumulé, tassé et humecté par la marée haute lors des forts coefficients, forme des petits tumulus. Continuant à croître, les spartines se haussent sur ces tumulus qui, lorsqu'ils sont coalescents, finissent par former un plateau surélevé (Dupont, 1981).

Figure 2  
Rétention des sables éoliens  
par la spartine  
(Dupont, 1981).



- Quantification du processus de sédimentation

L'importance du processus de sédimentation est très variable en fonction des sites étudiés et des différents secteurs d'un même site. Les avis convergent néanmoins (Harboard, 1949; Corbières, 1924 et Michel, 1989 *in* Caillibot, 1990; Barscand, 1970; Ranwell, 1964, 1967; Gray, 1997). L'exhaussement de secteurs où la spartine est présente dans le sud de la baie de Somme est de l'ordre de 8 centimètres par an. Cet exhaussement a été réduit à 2 cm/an dans les zones où la spartine a été éradiquée (Gemel, 1999; Le Goff, 1999). La sédimentation devient importante lorsque les touffes ont atteint un diamètre supérieur à 50-60 cm (Michel, 1989 *in* Caillibot, 1990).

- Nature des sédiments

Dans la zone de spartine, le sédiment est enrichi de plus de 50 % en matière organique, en comparaison des zones de salicorne. Le pourcentage de recouvrement de la végétation, qui reflète l'âge du schorre, explique près de 49,6 % du pourcentage de matière organique contenu dans le sédiment (Tyler & Zieman, 1996). L'altération des caractéristiques du sédiment se répercute sur le reste de la communauté végétale présente (Daehler & Strong, 1994).

- Effet sur la chenalisation et effet « Mississipi »

Une autre conséquence de l'envahissement des spartines est l'apparition des chenaux. Une observation directe de la baie et l'utilisation de photographies aériennes montrent que les chenaux fixes et profonds aux bords francs mais hiérarchisés n'existent que dans les herbous. Dans les parties sableuses de la baie, les chenaux sont moins nombreux, peu profonds et moins marqués par la topographie. Cette différenciation de comportement entre ces deux parties résulte d'un durcissement de la surface sableuse par les spartines et la végétation qui lui succède. Cet effet de stabilisation des sédiments a été démontré dans le sud de la baie de Somme (Le Goff, 1999). Les sédiments ainsi durcis demandent une plus grande énergie hydraulique pour être entaillés.

À plus long terme, les berges des chenaux couverts par une végétation de plus en plus dense vont se surélever par effet « Mississipi » et finalement bloquer toute pénétration de l'eau sur les plateaux herbous (Asher, 1991). Les volumes d'eau disponibles pour l'auto-entretien des chenaux sont insuffisants et ceux-ci finissent par se colmater définitivement.



vement. Seuls les coefficients de marée exceptionnels permettent alors la pénétration de la mer. Le surélévment des berges des chenaux, appelé effet « Mississippi », du nom du fleuve américain, est la conséquence d'une sédimentation localisée sur les berges par le ralentissement de l'eau lorsqu'elle les franchit. Dans le cas des mollières, cet effet est particulièrement efficace du fait de la présence des herbues qui freinent fortement la pénétration de l'eau. Ce phénomène conduit à terme à mettre définitivement hors d'eau le fond de baie (Goffé, comm. pers.).

#### **Effet de la spartine sur la flore**

La spartine rentre en compétition avec la flore native de la slikke et du schorre. Elle contribue ainsi à la disparition des herbiers à zostère (Ranwell, 1964; Doddy, 1990) et peut limiter le développement de la salicorne (Le Goff, 1999). Dans la rade de Brest, la spartine nuit au développement de certains végétaux d'intérêt patrimonial, tels que les espèces du genre *Limonium* (Magnanon, comm. pers.). Elle envahit également les différents niveaux des prés salés, concurrençant ainsi des espèces telles que le jonc, *Scirpus maritimus*, et la glycérie, *Puccinellia maritima* (Ranwell, 1964; Letort, 1999).

#### **Effet de la spartine sur les invertébrés**

Hedge & Kriwoken (2000) mettent en évidence l'effet positif de la spartine anglaise sur la diversité et l'abondance totale des macroinvertébrés, en comparaison des vasières adjacentes sans spartine. Cet effet bénéfique peut en partie s'expliquer par l'action des racines et rizhomes qui contribuent à l'oxygénation du sédiment, favorisant ainsi la colonisation par la macrofaune (Teal & Wieser, 1966; Osenga & Coull, 1983; Lana & Guiss, 1991) et la production de matière organique qui profite aux animaux détritivores (Long & Mason, 1983; Adam, 1990). La présence de spartine contribue également à la diminution des contraintes abiotiques telles que le vent et les courants. Dumbauld *et al.* (1997) trouvent le même type d'effet sur *Venerupis philippinarum* avec *Spartina alterniflora*, sur la plage Nemah (USA), alors qu'ils observent l'effet inverse sur un autre site (Long Island, USA).

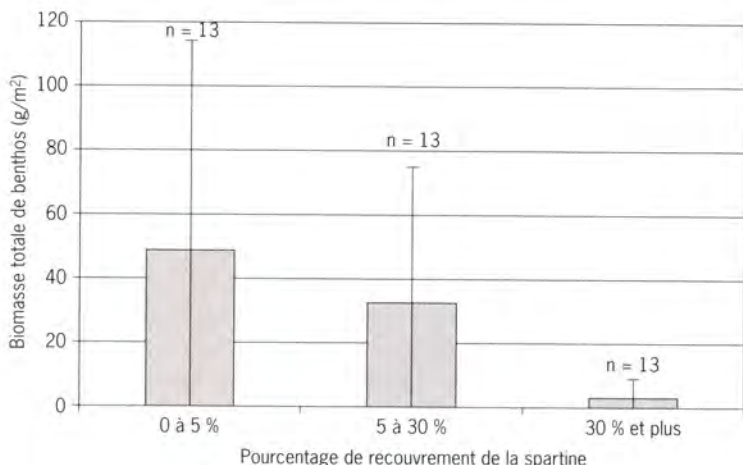
Dans le cas du nord de la baie de Somme, les zones étudiées sont essentiellement localisées en haut de plage dans les zones de spartine. Les peuplements y sont peu diversifiés et peu productifs. Les principales espèces rencontrées sont les suivantes :

- *Nereis diversicolor*, annélide polychète,
- *Hydrobia ulvae*, gastéropode,
- *Corophium arenarium*, crustacé amphipode,
- *Carcinus maenas*, crustacé décapode.

Tant que la spartine ne dépasse pas 30 % de recouvrement, elle n'est pas limitante pour le benthos (fig. 3). Par contre, lorsqu'elle est bien installée, elle est à l'origine de la création de buttes qui présentent une très faible biomasse d'invertébrés.



Figure 3  
Effet du pourcentage de recouvrement de la spartine sur la biomasse totale d'invertébrés benthiques (en g/m<sup>2</sup>).



Les différences d'impact de la spartine sur la productivité benthique, entre les sites, peuvent également s'expliquer par les différences d'altitude. Une surélévation de quelques dizaines de centimètres, occasionnée par les touffes de spartine, réduit considérablement le temps d'immersion de ces secteurs et limite ainsi le développement de la faune benthique. Par ailleurs, l'effet bénéfique de la spartine sur les peuplements d'invertébrés, parfois décrit, ne peut être que temporaire.

#### Effet de la spartine sur l'ichtyofaune et sur l'avifaune

La spartine a un effet négatif sur l'ichtyofaune puisqu'elle contribue à la régression de leur zone d'alimentation (Minello & Zimmerman, 1983) et supplante les zostères, telles que *Zostera noltii* (Ranwell, 1964) ou *Zostera marina* et *Z. japonica* (WSDA, 2000), dont les herbiers sont utilisés comme nourricerie par les poissons (Corkhill, 1984; Hodgkin, 1994).

Les oiseaux évitent en général les vasières envahies par la spartine (Evans, 1986; Goss-Custard & Moser, 1990a,b; Gibbs & Philipps, 1995; Simpson, 1995), limitant ainsi la prédation des crabes verts (*Carcinus maenas*), ce qui est en partie à l'origine de leur explosion démographique, source de nombreux problèmes, dans la baie de Willapa, USA (Beals, 1998).

#### Synthèse des effets de la spartine

Selon les sites, les utilisations de l'espace et les objectifs de gestion, le rôle de la spartine dans le fonctionnement des écosystèmes estuariens est très variable. Les principaux effets de cette plante sont résumés dans le tableau 1.

Tableau 1 - Synthèse des effets de la spartine sur l'écosystème estuarien, d'après Doddy, 1990; Hedge, 1998; Letort, 1999; Kriwoken *et al.*, 2000; Sournia *et al.*, 2000.

	Avantages	Inconvénients
Géomorphologie	Stabilise les chenaux et le trait de côte	Modifie la circulation hydraulique
Sédimentologie	Lutte contre l'érosion Stabilisation et consolidation des vasières	Accélère la sédimentation
Flore	Permet, par son implantation, l'apparition ultérieure d'une flore intéressante	Concurrence les espèces de la slikke et du schorre L'apport supplémentaire de matière organique modifie les associations végétales
Benthos	Peut dans certaines conditions favoriser les invertébrés	Provoque une chute de la productivité benthique en baie de Somme
Suprabenthos	Limite la prédation des crabes verts par l'avifaune	
Ichtyofaune et avifaune	Peut servir de zone de nidification pour certaines espèces d'oiseaux	Limite les zones d'alimentation et de nourricerie
Tourisme et impact paysager	Certains riverains préfèrent la présence de végétation à celle d'une vasière	La colonisation par la spartine limite la fréquentation touristique des plages
Productivité	Augmente la production primaire par l'abondance saisonnière des débris de spartine	Modifie les réseaux trophiques existants Provoque une régression des zones sablo-vaseuses présentant la plus grande production secondaire des estuaires Peut limiter les nutriments disponibles pour l'aquaculture

### Les différentes méthodes de contrôle

#### Méthodes connues pour contrôler la spartine

La lutte contre la spartine fait l'objet de nombreuses opérations dans le monde entier. Ce paragraphe vise à dresser la liste des principales méthodes qui ont déjà fait l'objet d'une expérimentation ou dont l'expérimentation est en cours.

Ces méthodes peuvent être regroupées selon les types suivants :

- la lutte biologique;
- les méthodes manuelles;
- l'immersion;
- l'endigage;
- le brûlage;
- la contention;
- les méthodes mécaniques;
- l'utilisation d'herbicide;
- les méthodes combinées.

Il n'existe pas de méthode parfaite (Hedge, 1998). Chaque méthode présente des avantages et des inconvénients, en termes technique et financier (Norman & Patten, 1997; Fagot *et al.*, 1999; Sournia *et al.*, 2000). Les caractéristiques du site, telles que le temps d'inondation des secteurs à traiter et l'âge du schorre, sont déterminantes dans le choix de la méthode à mettre en œuvre. Il est même envisageable d'utiliser des méthodes différentes dans les différents secteurs d'un même site.

**Méthodes mises en œuvre dans le nord de la baie de Somme**

Les différentes méthodes mises en œuvre dans le nord de la baie de Somme sont résumées dans le tableau 2 (fig. 4, p. 375).

Tableau 2 - Méthodes et matériel des différents traitements au cours de l'expérience de juin 1999.

Localisation	Zone A			Zone B		Zone C		
	A1	A2	A3			C1	C2	C3
Station								
Surface traitée (ha)	0,272	0,592	0,368	1,13	0,54	0,1382	0,4	
1 <sup>re</sup> action mécanique	Extirpateur	Rotobèche	Rotalabour	Rotobèche	Rotalabour	Rotalabour	Rotalabour	Rotalabour
2 <sup>e</sup> action mécanique	Extirpateur	Aucune	Aucune	Rotalabour	Rotalabour	Rotalabour	Rotalabour	Rotalabour
Charge de chaux (kg/m <sup>2</sup> )	0	0	0	0	1,4	1	1	
Méthode d'enfouissement					Rotalabour	Rotobèche	Rotalabour	

- Les essais mécaniques (zones A et B)

Dans la zone A, des actions uniques ont été menées pour tester séparément l'efficacité des appareils. Trois appareils ont été testés :

- l'extirpateur,
- la rotobèche (photo 2),
- le rotalabour.

Photographie 2  
Essai avec la rotobèche.



Dans la zone B, des actions mécaniques combinées ont été menées.

- Les essais avec épandage de chaux (zone C)

Cette méthode consiste à augmenter le pH afin de tuer les parties souterraines de la plante. Elle a été testée avec un épandage de chaux vive en granulés, après deux passages mécaniques au rotalabour. Ces passages mécaniques visent à aérer la terre et casser les rhizomes afin de favoriser la pénétration ultérieure de la chaux. La chaux a été épandue à deux concentrations différentes (1 kg/m<sup>2</sup> et 1,4 kg/m<sup>2</sup>). Un troisième passage mécanique a ensuite permis d'enfouir la chaux. Pour ce second passage, deux appareils ont été testés, la rotobèche et le rotalabour.



- Les difficultés rencontrées sur le chantier

L'utilisation de la rotobèche nécessite un tracteur d'une puissance de 160 CV équipé de plus de 300 kg de charge à l'avant pour le transport. D'une manière générale, les tracteurs utilisés doivent être suffisamment puissants car les terrains sont vaseux et la spartine particulièrement résistante. Par exemple, l'utilisation d'un tracteur de 80 CV ne permet pas de travailler le sol en profondeur avec l'extirpateur.

La chaux a été épandue avec un épandeur à disque, ce qui a occasionné énormément de perte par envol. L'utilisation d'un épandeur à vis sans fin permettrait de s'affranchir de ce problème.

Le microrelief est la principale limite à l'efficacité des traitements mécaniques. Ce relief peut dépasser 50 cm, ce qui provoque un déséquilibre du tracteur et ne permet pas un traitement efficace. Aussi, en fonction de la hauteur des buttes, il peut être indispensable de niveler préalablement le sol avec un bulldozer ou par une multiplication du nombre des passages des engins agricoles.

### Résultats de l'expérimentation

#### Suivi de la végétation

- Les essais mécaniques (zones A et B)

La combinaison de plusieurs actions mécaniques semble satisfaisante. Le premier passage permet d'atténuer les reliefs et rend alors beaucoup plus efficace le deuxième passage de l'engin. La couleur noire du sédiment travaillé, liée à son anoxie, disparaît après les premières marées (photo 3).

Photographie 3  
Vue d'ensemble de la zone B avec plusieurs actions mécaniques combinées, une journée après traitement.



Dans les secteurs où la spartine occupait plus de 60 % de la surface du sol, le pourcentage de recouvrement varie entre 20 et 40 % (fig. 5, 6). Là où le pourcentage était inférieur à 40 %, la spartine est pratiquement absente avec moins de 20 % d'occupation du sol après expérimentation.



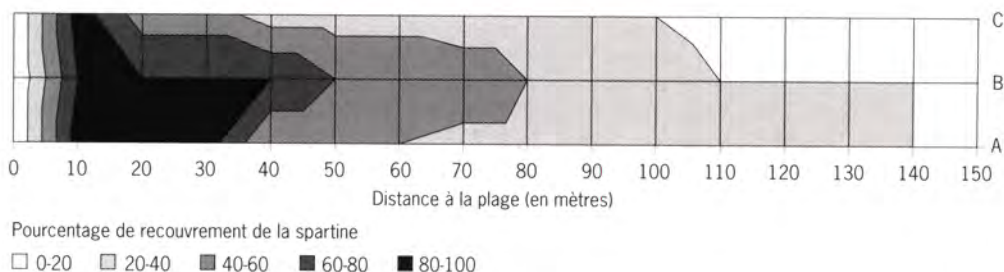


Figure 5 - Représentation schématique du pourcentage de recouvrement de la spartine en fonction de la zone d'étude et de la distance à la plage sur une zone d'expérimentation localisée entre Le Crotoy et le parking de la Maye.

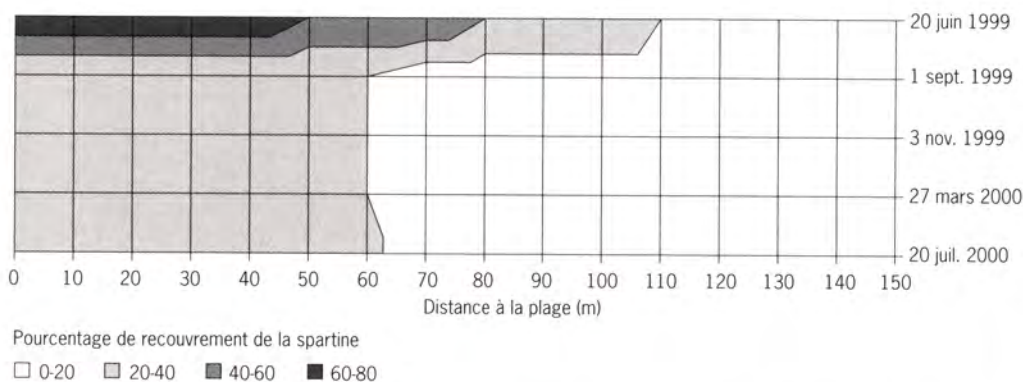


Figure 6 - Évolution du pourcentage de recouvrement de la spartine entre juin 1999 et juillet 2000 dans la zone traitée mécaniquement.

Le pourcentage de recouvrement par la spartine n'a pas évolué de manière significative entre le 1<sup>er</sup> septembre 1999 et le 20 juillet 2000. Le maximum de variation mesurée est de 5 %. Ceci montre la nécessité de multiplier le nombre de passages mécaniques pour obtenir une grande efficacité dans les secteurs où les taux de recouvrement sont élevés.

• Les essais avec épandage de chaux

Le pH a atteint 10,5 quelques heures après traitement avec la mise en solution de la chaux vive dans l'eau interstitielle, alors qu'il était compris entre 6,5 et 7,5. C'est sur ces zones que le traitement est le plus efficace. Cette plante n'occupe plus que 2 à 3 % de surface, ce qui ne représente que quelques rares petites touffes isolées (fig. 7). Ce résidu peut être attribué à l'utilisation d'un épandeur à disque qui n'a pas permis d'homogénéiser totalement le traitement. Le traitement a été particulièrement efficace et la variation du pourcentage de recouvrement par la spartine entre le 1<sup>er</sup> septembre 1999 et le 20 juillet 2000 n'est pas significative.

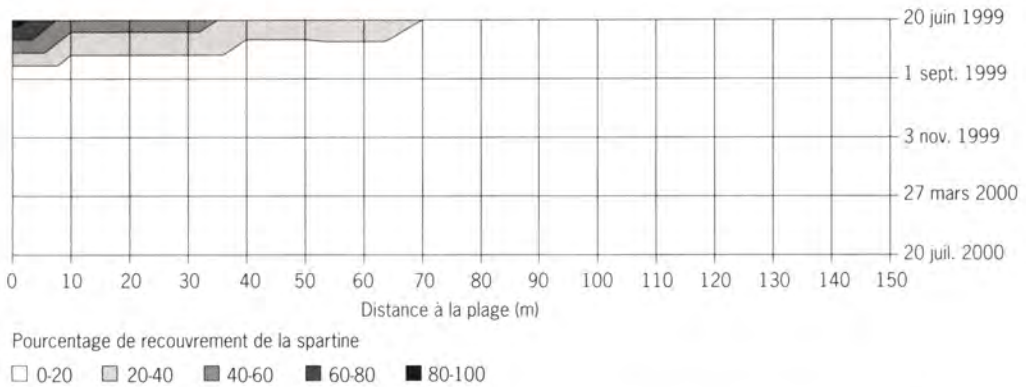


Figure 7 - Évolution du pourcentage de recouvrement de la spartine entre juin 1999 et juillet 2000 dans la zone traitée chimiquement.

Il n'existe pas de différences d'efficacité entre les différentes charges de chaux utilisées, ni entre les différentes méthodes d'enfouissement. Ceci indique que la charge en chaux est suffisante, voire trop élevée, et qu'elle pourrait être abaissée, ce qui diminuerait le coût et la durée du traitement.

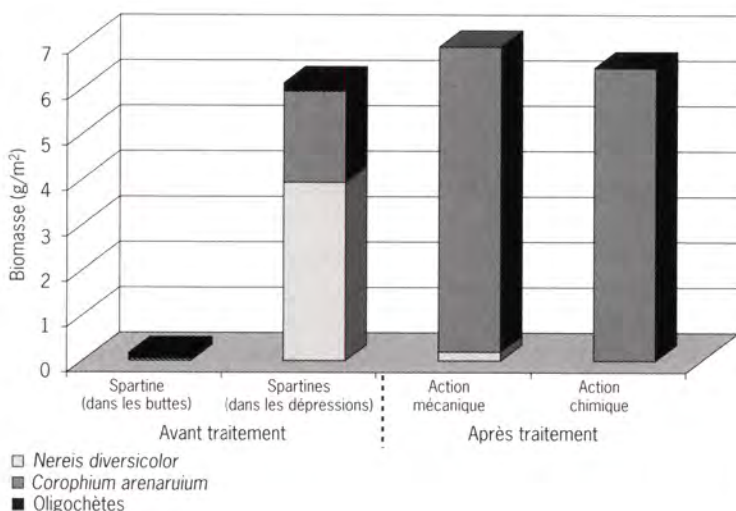
#### Suivi des invertébrés benthiques

Le suivi des populations d'invertébrés dans les zones travaillées met en évidence que, six mois après le traitement, une biocénose s'est réinstallée avec une biomasse au moins aussi importante que celle observée avant traitement dans les dépressions existant entre les buttes (fig. 8). Le travail du sol a eu un effet particulièrement bénéfique sur *Corophium arenarium*. Le traitement à la chaux a un effet négatif sur les *Nereis diversicolor* qui ne recolonisent pas ce secteur. Ces observations ont également été faites dans le bassin d'Arcachon, où la chaux a aussi été utilisée pour lutter contre la spartine (Auby, comm. pers.).

Dans la mesure où la biomasse présente à l'intérieur des touffes de spartine est extrêmement faible, les essais mécaniques réalisés permettent de l'augmenter considérablement.

Il faut rester prudent sur les conséquences de l'utilisation de la chaux sur la faune benthique, bien que la faune de la zone étudiée présente un faible intérêt patrimonial et que les quantités de chaux vive soient négligeables par rapport au volume d'eau entrant dans la baie, que l'étude des mélanges d'eau est complexe et que les bivalves, plus particulièrement les coques, ne supportent pas des concentrations trop élevées de carbonates.

Figure 8  
Biomasse totale de benthos (en g/m<sup>2</sup>) dans les différents secteurs suivis, en février 2000 (chaque valeur correspond à une moyenne de trois échantillons).



### Synthèse des résultats

Au bout d'un an, les pourcentages de recouvrement par la spartine dans les secteurs d'expérimentations ont très peu évolué, ce qui confirme les observations effectuées dans le sud de la baie (Le Goff, 1999) où l'efficacité des traitements est au minimum de deux ans.

Le choix de la méthode doit également tenir compte de l'investissement nécessaire à leur mise en œuvre (tab. 3).

Tableau 3 - Synthèse des résultats de l'expérimentation de juin 1999.

Méthode	Action mécanique simple	Actions mécaniques combinées	Action mécanique et traitement à la chaux
Coût moyen à l'hectare (en FF)	679	1 500	18 130
Efficacité sur faible recouvrement	-	++	+++
Efficacité sur recouvrement important	--	+	+++
Effet sur les invertébrés	Faible	Stimule le peuplement de <i>Corophium arenarium</i>	Stimule le peuplement de <i>Corophium arenarium</i> Effet négatif sur <i>Nereis diversicolor</i>

Il n'est pas nécessaire d'employer la même méthode sur les zones faiblement colonisées et sur les zones à fort recouvrement. Une méthode douce peut être utilisée sur les zones où la spartine commence à apparaître, alors qu'une méthode beaucoup plus drastique est indispensable pour les zones fortement colonisées. Un nivelage préalable est indispensable pour que le traitement soit efficace.

Compte tenu de son coût, des difficultés logistiques que présente son utilisation et des doutes qu'il est possible d'émettre quant à son innocuité, l'utilisation de la chaux n'apparaît pas comme la méthode la plus pertinente.

### **Perspectives d'intervention à grande échelle**

#### **Localisation de l'intervention**

Il est envisagé dans un premier temps d'intervenir dans le secteur compris entre Le Crotoy et le parking de la Maye, secteur qui représente un tapis herbacé discontinu de 60 à 70 hectares. Ultérieurement, les secteurs situés à l'intérieur de la réserve naturelle de la baie de Somme pourront être travaillés, pour une surface approximative de 30 hectares.

#### **Itinéraires techniques envisagés**

Au vu des recherches bibliographiques menées et des expérimentations réalisées, la répétition des passages d'engins agricoles a été retenue comme le meilleur compromis technico-économique possible. Cependant, les itinéraires techniques envisagés diffèrent en fonction des secteurs d'intervention et, en particulier, en fonction des densités de spartines.

Dans les secteurs où les densités de spartines forment des buttes très élevées, jusqu'à 50 cm en haut de schorre, il apparaît nécessaire de niveler le terrain au préalable, à l'aide d'un bulldozer ou en installant une lame sur un tracteur agricole suffisamment puissant.

Le traitement doit être ensuite complété par le passage d'un tracteur équipé d'un rotavator. Le nombre de passages à envisager est lié à la densité de la spartine. D'une manière générale, il semble préférable *a priori* d'utiliser le rotavator en période de mortes-eaux afin d'apporter une garantie supplémentaire quant aux risques d'une éventuelle recolonisation à partir de rhizomes issus de la destruction des plantes. Il convient de noter à ce sujet que les prospections réalisées autour des secteurs travaillés mécaniquement au sud de la baie, comme au nord, n'ont pas permis de retrouver de nouveaux plants de spartines issus d'une multiplication végétative (Le Goff, 1999; Fagot, obs. pers.). Les colonisations nouvelles, y compris celles présentes au large, sont issues d'une reproduction sexuée.

Enfin, dans les secteurs les moins denses et lorsque la spartine se présente sous forme de plants de l'année, il apparaît plus judicieux de procéder à un arrachage manuel. Les rhizomes sont en effet suffisamment peu développés pour qu'ils puissent être retirés sans effort, dans le cadre d'un chantier-nature de bénévoles, par exemple. Ce type de chantier ouvert au grand public pourrait constituer une occasion privilégiée de communiquer sur les objectifs de cette opération.



À la suite des expérimentations menées au nord, un net recul de la bande de roulement a été observé au droit des parcelles, malgré un hiver très calme. Afin de préserver une protection pour le cordon dunaire du marais du Crotoy face à l'action des tempêtes, il pourrait être envisagé de conserver une bande de végétation d'une dizaine de mètres de largeur. Les végétaux seraient fauchés pendant les premières années préalablement à la floraison afin d'empêcher la production de graines. Les essais de fauches réalisés dans le sud de la baie ont par ailleurs contribué à augmenter la densité des touffes de spartines (Le Goff, 1999), ce qui a permis de renforcer cette bande protectrice et d'y favoriser l'installation du schorre. De plus, cet espace de végétation pourra aider à canaliser la majorité des promeneurs dans le haut de plage, limitant ainsi les dérangements pour l'avifaune.

#### Remerciements

Pour leur aide, à un moment ou un autre dans l'analyse de la situation de la spartine en baie de Somme :

Isabelle Aubry (Station Ifremer d'Arcachon), Claire Blin (conseil général de la Somme), Marcel Bon (société linnéenne Nord-Picardie), Daniel Convain (collectif baie de Somme - Sauvons la Baie), Michel Desprez (groupe d'étude des milieux estuariens et littoraux, Saint-Valéry-sur-Somme), Edwige de Feraudy (Diren Picardie), Laurent Fromentin (collectif baie de Somme - Sauvons la Baie), Julien Gaffet (ISE Paris), Bruno Goffé (directeur de recherche au CNRS, France), Paul Hedge (chargé de l'éradication de la spartine en Tasmanie, Australie), Stéphane Lecocq (ISE Paris), Nicolas Locquet (Gemel), Kim Patten (organisateur de la seconde conférence internationale sur la spartine, USA), Thierry Rigaux (conseil régional de Picardie), François Sueur (groupe ornithologique picard), Michel Urban (Office national de la chasse).

#### Références bibliographiques

- Adam P., 1990. Saltmarsh ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Asher R., 1991. *Spartina* introduction to New Zealand. In: *Spartina* workshop record. Mumford T.F., Peyton P., Sayce J.R. & Harbell S. (eds), Washington Sea Grant Programme, Seattle, 4-23.
- Barscand L.D., 1970. The rôle of *Spartina* species in New Zealand. Proc. N. Z. Ecol. Soc., 17, 33-40.
- Beads B.F., 1998. Commercial impacts and management efforts controlling green crab populations in northern New England. Abstract. The exotic green crab: Potential impacts in the Pacific Northern. An Oregon Sea Grant/Washington Sea Grant Workshop, Vancouver, Washington, 2-9 Oct. 1998.

- Caillibot C., 1990. Évolution de la végétation halophile et de quelques marais salants dans le golfe du Morbihan. Mémoire de maîtrise de géographie, université de Rennes II, laboratoire Costel, 153 p.
- Corkhill P., 1984. *Spartina* at Lindisfarne NNR and details of recent attempts to control its spread. In: *Spartina anglica* in Great Britain. Doody J.P. (ed.), Nature Conservancy Council, Attingham, 60-63.
- Daehler C.C., Strong D.R., 1994. Variable reproductive output clones of *Spartina alterniflora* (Poaceae) invading San Francisco Bay, California: the influence of herbivory, pollination, and establishment site. *American Journal of Botany*, 81(3), 307-313.
- Doddy J.P., 1990. *Spartina*- Friend or foe? A conservation viewpoint. In: *Spartina anglica* - a research review. Gray A.J. & Benham P.E.M. (eds), Londres, 2, 77-79.
- Dolique F., 1998. L'ensablement de la baie de Somme : processus naturel et responsabilités anthropiques. In: *La baie de Somme en question*. Actes du Colloque, Amiens, 13 novembre 1998, 11-19.
- Duby A., Torum A., 1996. Wave energy dissipation in kelp vegetation. Proc. XXVth ICCE, Orlando, Florida, 2626-2639.
- Dumbauld B.R., Martin P., Holcomb L., Ratchford S., 1997. The potential influence of the aquatic weed *Spartina alterniflora* and control practices on clam resources in Willapa Bay, Washington. In: *Second international Spartina conference*, Washington State University, 20-21 March 1997, 51-57.
- Dupont J.P., 1981. Relations entre bios et phénomènes sédimentaires intertidaux : le modèle de la baie de Somme. Thèse pour l'obtention du grade de docteur de spécialité, mention géologie, université de Rouen, 268 p.
- Evans P.R., 1986. Use the herbicide "Dalapon" for control of *Spartina* encroaching on intertidal mudflats: beneficial effects on shorebirds. *Colon. Waterbirds*, 9, 171-175.
- Fagot C., Sournia A., Triplet P., Urban M, Lepilliez F., 1999. Expérimentation d'éradication de la spartine en baie de Somme, première synthèse des résultats. Smacopi, 20 p. + annexes.
- Gemel, 1999. Expérimentation de stimulation des peuplements de salicornes en baie de Somme. Bilan des opérations de terrains pour l'année 1999, en collaboration avec l'Inra et l'université de Rennes, non paginé.
- Gibbs H., Philipps H., 1995. Statement for the Royal Australasian Ornithologists Union. Proceedings of the Australasian Conference on *Spartina* control. Rash J.E., Williamson R.C., Taylor S.J. (eds), Victorian Government Publication, Melbourne, Australia.

- Goss-Custard J.D., Moser M.E., 1990a. Changes in the number of dunlin, *Calidris alpina*, in British estuaries in relation to the spread of *Spartina anglica*. *J. Applied Ecol.*, 25, 95-109.
- Goss-Custard J.D., Moser M.E., 1990b. Changes in the number of dunlin (*Calidris alpina*) in British estuaries in relation to change in the abundance of *Spartina*. In: *Spartina anglica: a reasearch review*. Gray A.J. & Benham P.E.M. (eds), ITE Research Publication, 2, London, 69-71.
- Gray A.J., 1997. The environment impact of *Spartina anglica*: past, present and predict. In: *Second international Spartina conférence*, Washington State University, 20-21 March 1997, 39-45.
- Harboard W.L., 1949. *Spartina townsendii*: a valuable grass on tidal mudflats. *New Zealand Journal of Agriculture*, 78, 507-508.
- Hedge P., 1998. Strategy for the management of rice grass (*Spartina anglica*) in Tasmania, Australia. 23 p. + annexes.
- Hedge P., Kriwoken L.K., 2000. Evidence for effects of *Spartina anglica* invasion on benthic macrofauna in Little Swanport estuary, Tasmania. *Austral Ecology*, 25, 150-159.
- Hodgkin E.P., 1994. Estuarine and coastal lagoon. *Marine Biology*. Hammond L.S. & Synnot R.N. (eds), Longman Cheshire Pty Ltd, Melbourne.
- Lana P. C., Guiss C., 1991. Influence of *Spartina alterniflora* on structure and temporal variability of macrozoobenthic associations in a tidal flat of Paranaqua Bay (southeastern Brazil). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 73, 231-244.
- Le Goff E., 1999. Stimulation des peuplements de salicorne en baie de Somme. Synthèse des recherches 1997-2000 et propositions d'actions appliquées. Inra/université de Rennes.
- Letort S., 1999. Extension de la spartine anglaise dans le golfe du Morbihan : répartition actuelle, tendances d'évolution et impacts potentiels. Mémoire de fin d'études, université de Rennes 1, 56 p. + annexes.
- Long S.P., Mason C.E., 1983. *Saltmarsh ecology*. Blackie & sons, New York.
- Minello T.J., Zimmerman R.J., 1983. Fish predation on juvenile brown shrimp, *Penaeus aztecus* (Ives): the effect of simulated *Spartina* structure on predation rates. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 72, 211-231.
- Norman M., Patten K., 1997. Cost-efficacy of integrated *Spartina* control practices in Willipa Bay, Washington. *Second international Spartina Conference Proceedings, 1997*, 27-31.
- Osenga G.A., Coull B.C., 1983. *Spartina alterniflora* (Loisel) root structure and meiofaunal abundance. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 67, 221-225.

- Ranwell D.S., 1964. *Spartina* saltmarshes in southern England. II. Rate and seasonal pattern of sediment accretion. *J. Ecol.*, 52, 79-94.
- Ranwell D.S., 1967. World resources of *Spartina townsendii* (sensus lato) and economic use of *Spartina* marshland. *J. Appl. Ecol.*, 4, 239-256.
- Simpson J., 1995. Wading birds of Anderson Inlet and the work of the Victorian wader study group. *In: Proceedings of the Australasian Conference on Spartina control.* Rash J.E., Williamson R.C., Taylor S.J. (eds), Victorian Government Publication, Melbourne, p. 67.
- Sournia A., Fagot C., Triplet P., Desprez M., 2000. Le contrôle de la spartine en baie de Somme, contribution à la réflexion. Smacopi, Gemel, Ramsar, Réserve naturelle de la baie de Somme, 46 p.
- Teal J.M., Wieser W., 1966. The distribution and ecology of nematodes in a Georgia saltmarsh. *Limnol. Ocean.*, 11, 217-222.
- Tyler C., Zieman J., 1996. The rôle of tidal creeks in the development of a barrier island *Spartina alterniflora* marsh. University of Virginia, VCR-LTRE Student Conference, September 1996.
- Washington State Department of Agriculture, 2000. 2000 *Spartina* management plan for Hood Canal.
- Whitehouse R.J.S, Roberts W., 1999. Intertidal mudflats. Final Report, predicting the morphological evolution of intertidal mudflats. Report SR 538, Environment Agency R&D Technical Report W191, February 1999, 34 p. + annexes.



## Projet d'exploitation de la crépidule en Bretagne Nord en vue de la restauration des fonds colonisés

Michel Soulas<sup>(1)</sup>, Michel Blanchard<sup>(2)</sup>, Dominique Hamon<sup>(2)</sup>,  
Christophe Halary<sup>(1)</sup>

(1) Côtes-d'Armor Développement, centre d'affaires Eleusis, 1 rue Pierre et Marie Curie, BP 10017, 22196 Plérin Cedex, France - armor.comeco@wanadoo.fr

(2) Ifremer, Del/ec, BP 70, 29280 Plouzané, France - www.ifremer.fr/delec/bb/bb.htm

### Résumé

La prolifération de la crépidule (*Crepidula fornicata*) s'est intensifiée depuis une trentaine d'années sur le littoral nord de la Bretagne. Ce mollusque occupe désormais une place importante dans les écosystèmes côtiers, notamment dans les baies et les estuaires à vocation ostréicole. Il entre en compétition pour l'espace et la nourriture avec des espèces d'intérêt commercial (coquille Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc et rade de Brest, huître à Cancale) et génère ainsi des nuisances vis-à-vis des activités de pêche aux engins traînants et de l'ostréiculture. Pour tenter de limiter cette prolifération et répondre à une demande sociale de plus en plus forte, un programme de restauration des fonds a été mis en œuvre par l'Areval (association pour la récolte et la valorisation de la crépidule en Bretagne), utilisant une technique innovante. Ce projet, cofinancé par les collectivités et la profession, coordonné par Côtes-d'Armor Développement, prévoit la récolte et le traitement de 200 000 tonnes de crépidules durant une période de 4 à 5 ans et un suivi scientifique de l'exploitation.

### Abstract

The slipper limpet (*Crepidula fornicata*) has been spreading for the last thirty years along the northern coasts of Brittany. This introduced mollusc is now one of the main species in the nearshore biotopes, especially in bays and estuaries used for shellfishing activities. It has caused significant disturbances in shellfish beds and it competes with commercial species such as scallops (*Pecten maximus*) in the bays of Saint-Brieuc and Brest and flat oysters (*Ostrea edulis*) in the bay of Cancale. In order to check this propagation, some cleaning trials have been made. To face growing social expectations, a restoration programme has been conducted by the Areval association.

This project is financed by public funds and professional committees. It is coordinated by the "Côtes-d'Armor Développement" agency. The aim is to collect and process, under scientific supervision, 200 000 metric tons of limpets, during 4 or 5 years.

## Introduction

La crépidule prolifère en de nombreux sites de Bretagne Nord depuis son introduction involontaire dans les parcs ostréicoles il y a une trentaine d'années, associée à l'huître creuse *Crassostrea gigas* (Blanchard, 1999). Cette prolifération perturbe localement les activités de pêche aux engins traînants, de même que les pratiques ostréicoles, notamment dans les baies de Saint-Brieuc et du Mont-Saint-Michel.

Pour répondre aux préoccupations des professionnels et tenter d'enrayer le phénomène, Côtes-d'Armor Développement (service maritime du conseil général des Côtes-d'Armor) s'est vu confier la recherche de solutions techniques appropriées. Avec la collaboration des administrations, des instances professionnelles de la pêche et de la conchyliculture, d'industriels et de scientifiques, Côtes-d'Armor Développement a proposé la mise en place d'une récolte à deux niveaux : une extraction industrielle de gros volumes, dans un délai limité, dans les secteurs fortement colonisés et un prélèvement durable par dragage, opéré par les pêcheurs et les ostréiculteurs dans les secteurs de densité moindre ou plus difficilement accessibles, ces deux stratégies étant complémentaires. La technique industrielle, innovante en France, a fait l'objet de multiples tests depuis 5 ans et devrait entrer prochainement dans sa phase opérationnelle.

Le document présente les aspects techniques du projet après quelques rappels sur le phénomène de prolifération et ses conséquences. Ce projet étant en devenir, seules quelques observations préliminaires rendent compte de l'efficacité de la technique industrielle envisagée. Les objectifs de l'étude de suivi qui sera entreprise, lorsque l'exploitation entrera dans sa phase opérationnelle, complètent l'information.

## Le phénomène de prolifération et ses conséquences

### Particularités de l'espèce

La crépidule, mollusque gastéropode originaire du littoral atlantique nord-américain, introduite accidentellement sur les côtes européennes depuis plus d'un siècle, colonise aujourd'hui la quasi-totalité des rives de la mer du Nord et les côtes françaises (Blanchard, 1995).

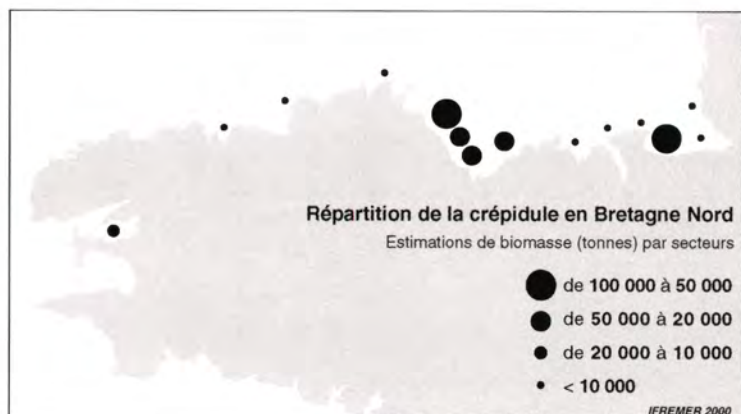
Les raisons de son succès tiennent essentiellement à sa stratégie de reproduction, à sa grande tolérance aux conditions de milieu et à l'absence de prédateurs. Sa durée de vie atteint une dizaine d'années. C'est un gastéropode filtreur qui peut donc entrer en compétition trophique avec des bivalves exploités (huîtres et moules notamment).

Une des particularités de l'espèce, relative à son mode de vie, mérite d'être soulignée. Les individus s'empilent pour former des chaînes de 4 à 5 individus en moyenne; des chaînes secondaires peuvent se greffer sur une chaîne primaire pour former des agrégats pouvant atteindre plusieurs dizaines d'individus (fig. 1).

Figure 1  
Exemple de fond fortement colonisé par la crépidule en baie de Saint-Brieuc.  
© X. Caisey, Ifremer.



Figure 2  
Répartition quantitative  
(poids frais de chair  
+ coquille) de la crépidule  
en Bretagne Nord.



En Bretagne, et plus généralement sur le littoral Manche-Atlantique, la prolifération de la crépidule s'est accentuée depuis les années soixante-dix, à la suite de la relance de l'ostréiculture avec l'huître japonaise (*Crassostrea gigas*). Les activités de dragage et de chalutage, à la périphérie des parcs ostréicoles, ont favorisé sa progression vers les zones plus profondes.

Les observations réalisées par l'Ifremer en Bretagne Nord, depuis une vingtaine d'années, confirment cette progression. L'utilisation de moyens adaptés pour évaluer les stocks a été rendue nécessaire par



l'étendue des zones à prospector et la précision recherchée. Une technique a été développée, associant le sonar à balayage latéral, la vidéo sous-marine et l'échantillonnage à la benne (Hamon & Blanchard, 1994). Tous les stades de colonisation ont pu être observés : chaînes éparses, taches de plus ou moins grande importance ou tapis sur de grandes étendues (fig. 3). Des cartes détaillées ont ainsi été établies entre Bréhat et le Mont-Saint-Michel. Les valeurs maximales de densité atteignent 10 000 individus/m<sup>2</sup>, celles de biomasse de l'ordre de 20 kg/m<sup>2</sup> (poids frais : coquille + chair). Dans les baies de Saint-Brieuc et du Mont-Saint-Michel, les valeurs estimées de la biomasse globale sont respectivement de 250 000 (Hamon & Blanchard, 1994) et 160 000 tonnes (Blanchard & Ehrhold, 1999). Plus à l'ouest, l'espèce est signalée de manière significative dans les rivières du Jaudy et du Trieux, ainsi qu'en baie de Morlaix mais aucune évaluation quantitative n'a pour l'instant été entreprise dans ces secteurs. Seule une enquête récente a été réalisée auprès des professionnels.

Les travaux réalisés en rade de Brest par l'université de Bretagne occidentale font état d'un stock avoisinant les 20 000 tonnes (Chauvaud, 1998).

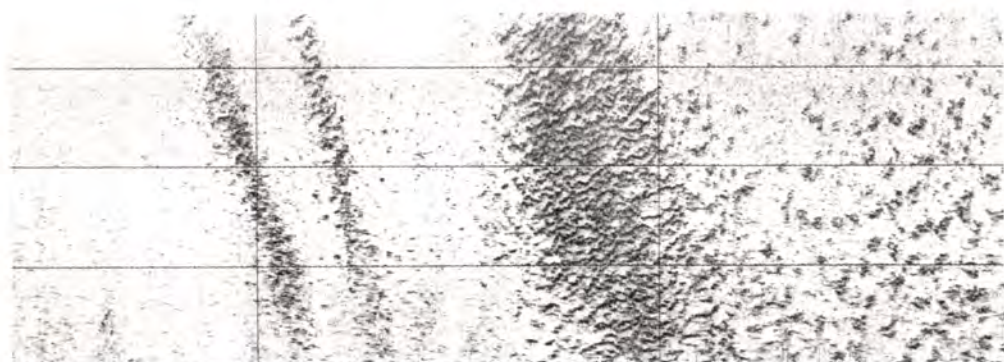


Figure 3  
Extrait d'image sonar montrant des fonds sableux (en clair) colonisés par la crépidule (en sombre) en baie de Saint-Brieuc. La distance entre 2 traits horizontaux est de 25 mètres.

### Impact de la prolifération sur le milieu

Les travaux relatifs à l'impact de la prolifération sur le compartiment benthique (Ehrhold *et al.*, 1998; Montaudouin *et al.*, 1999; Haubois, 1999; Chauvaud *et al.*, 2000; Domalain, 2000) font apparaître que la crépidule est une espèce fortement structurante, qui engendre des modifications sédimentaires et biologiques des fonds qu'elle colonise massivement.

En produisant des éléments grossiers sous la forme de coquilles, mais également des éléments fins constitués par des biodépôts, la crépidule modifie la structure et la texture sédimentaires. En baie du Mont-Saint-Michel, des études récentes ont montré que l'envasement naturel est renforcé par la présence d'une forte population de crépidules (Ehrhold *et al.*, 1998).

L'hétérogénéité sédimentaire entraîne une diversification des « niches » avec, pour principales conséquences, la fixation d'une épifaune sessile et l'augmentation d'espèces vagiles (Haubois, 1999; Domalain, 2000).



Il faut ajouter les risques de compétition spatiale et trophique vis-à-vis d'autres filtreurs, dont des mollusques bivalves d'intérêt commercial (Blanchard, 1999).

### Impact sur les activités de pêche et de conchyliculture

Ce sont essentiellement la pêche coquillière dans la bande des 3 milles ainsi que les activités conchylocoles qui subissent les effets de la prolifération de la crépidule.

- Impact sur la conchyliculture à Cancale

Alors que la mytiliculture est peu concernée, du fait de la culture des moules sur pieux, l'ostréiculture subit plus directement les effets de la prolifération, particulièrement l'élevage en eau profonde des huîtres plates (*Ostrea edulis*) à Cancale. Les quantités importantes de crépidules dans les parcs nécessitent un entretien régulier des concessions ainsi qu'un nettoyage et un tri additionnel des huîtres colonisées par les crépidules, avant leur mise en marché. Ces opérations engendrent un coût d'exploitation supplémentaire.

- Impact sur la pêche de coquille St-Jacques en baie de Saint-Brieuc

En baie de Saint-Brieuc, près de 250 bateaux exploitent un gisement de coquilles Saint-Jacques dont la production a culminé à 12 000 tonnes au début des années soixante-dix pour se stabiliser à quelques 3 000 ou 4 000 tonnes aujourd'hui (source : Côtes-d'Armor Développement). Néanmoins, cette activité représentait encore en 1999 plus de 25 % du chiffre d'affaires de la pêche en Côtes-d'Armor.

Certains secteurs, reconnus autrefois comme très productifs, deviennent inexploitable du fait de leur forte colonisation par la crépidule et d'une réduction sensible de la densité de coquilles (fig. 4).

Figure 4  
Récolte de crépidules  
lors d'une pêche  
de coquilles Saint-Jacques  
en baie de Saint-Brieuc.  
© M. Soulas (CAD).



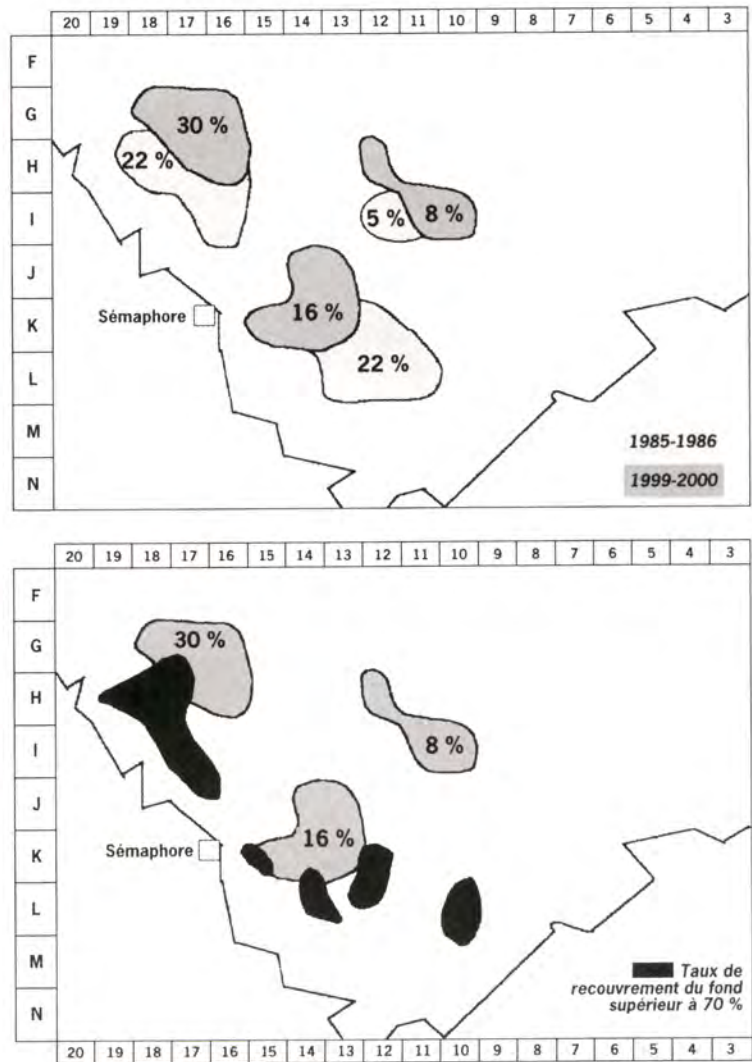
En effet, compte tenu des temps de pêche limités (1 heure par jour, 2 jours par semaine, la pêche n'étant autorisée que l'hiver), les pêcheurs évitent les zones les plus colonisées afin d'éviter le colmatage de leurs dragues, un tri conséquent et le nettoyage des coquilles. Certaines zones, notamment dans l'ouest de la baie, sont délaissées et la perte est estimée à 25 % des surfaces exploitées (fig. 5), soit un déficit de production évalué à 1 000 tonnes par le comité local des pêches maritimes (Lucas, 1996).

Il convient par ailleurs de souligner l'effet négatif exercé par la crépidule qui, en favorisant l'envasement, rend progressivement certains fonds défavorables au recrutement de la coquille (Thouzeau, 1989).

Figure 5  
Évolution des zones de pêche de coquilles Saint-Jacques en baie de Saint-Brieuc entre les campagnes 1985-1986 et 1999-2000. (source : Côtes-d'Armor Développement).

5a : Comparaison des principales zones exploitées lors des deux campagnes (les pourcentages correspondent à la fréquentation des unités de pêche) dans la zone concernée par la prolifération de la crépidule. 5b : Effet de la colonisation des fonds par la crépidule sur le déplacement de la flottille.

À partir des pointages de positionnement des bateaux réalisés par le sémaphore de la Marine nationale de Saint-Quay-Portrieux au cours des deux campagnes coquillières, des différences sont observées dans la localisation de la flottille. En 1985-1986, la fréquentation est plus côtière qu'en 1999-2000, où l'on note un déplacement vers le « large » de l'ordre de 2 milles, corrélativement à la progression de la crépidule.



## Moyens de lutte

### Bilan de quelques expérimentations préalablement testées

Divers moyens de lutte contre la prolifération des crépidules, peu différents de ceux déjà préconisés par Korringa (1951), ont déjà été mis en œuvre en France avec plus ou moins de réussite.

- Le rejet en mer dans une zone éloignée ou par grande profondeur est une pratique susceptible de favoriser l'extension de l'espèce. Il est d'ailleurs interdit par un décret du 30 décembre 1932.

- Le broyage avec rejet en mer, testé en baie de Saint-Brieuc, s'est avéré assez peu efficace (destruction partielle des adultes et faible des œufs) et inopérant pour des actions de grande envergure, compte tenu de la faible efficacité du procédé, sans compter les problèmes annexes (celui notamment du rejet de matière organique).

- Au large de Fouras (Charente-Maritime), un essai de cuisson, avec rejet en mer, de crépidules récoltées par des chalutiers a été conduit en 1995 à bord d'un navire équipé d'une chaudière hollandaise. Outre son coût, cette technique ne peut être appliquée qu'à des tonnages limités afin notamment d'éviter un apport conséquent de matière organique (Blanchard & Thomas, 1998).

- L'extraction et la mise en remblai, la consolidation des digues autour des claires ostréicoles ou le pavage de chemins ne constituent que des solutions temporaires pour de faibles quantités, avec pour inconvénient majeur la production d'un jus, issu de la décomposition de la matière organique, qui se mélange au ruissellement des eaux de pluie. La mise en décharge doit d'ailleurs prochainement être interdite dans le cadre de la réglementation européenne.

- L'enfouissement dans les terres agricoles, après écrasement, constitue également une solution locale pour de faibles quantités.

- Divers essais de valorisation ont été testés ces dernières années, dont celui proposé par des industriels de l'agroalimentaire sur la base d'une valorisation séparée de la chair et de la coquille, la chair étant utilisée dans l'alimentation animale (poisson d'aquaculture, pet-food...) et la coquille comme amendement calcaire ou apport calcique dans l'alimentation de poules pondeuses (Soulas, 1996). Les tests ont été réalisés mais les coûts de production des sous-produits de la crépidule restent encore supérieurs aux carbonates de carrière et aux farines de poisson qui les concurrencent sur le marché.

Ces diverses solutions, dont certaines sont interdites, n'apportent donc pas de véritables réponses au souhait des pêcheurs et ostréiculteurs : limiter la prolifération des crépidules et restaurer les fonds marins.

### Recherche et mise au point d'une technique industrielle

#### • Objectif

L'objectif est de prélever significativement l'espèce « indésirable » pour favoriser le retour d'espèces d'intérêt commercial dans les secteurs aujourd'hui fortement colonisés par la crépidule. La valorisation



industrielle implique de traiter des quantités importantes afin de rentabiliser l'outil de transformation. Il est ainsi prévu, au regard des biomasses en place dans les baies de Saint-Brieuc et de Cancale, de récolter 40 000 à 50 000 tonnes de crépidules par an sur une période de 4 à 5 ans. Les essais préliminaires menés en 1995 (Soulas, 1996) ainsi que les expérimentations de validation industrielle développées en 1996 et 1997 par la Secma (société d'exploitation des calcaires marins) en liaison avec Côtes-d'Armor Développement, l'Ifremer et les professionnels ont conduit à la mise au point d'une technique de pêche automatisée des crépidules et d'un procédé de traitement par voie sèche permettant l'élimination et la transformation quotidienne de 500 tonnes de coquillages par jour.

• Description de la technique d'extraction

Les caractéristiques de l'outil de récolte sont les suivantes (fig. 6) :

- le *Côtes-d'Armor* est un sablier d'une longueur de 58 m, possédant un tirant d'eau de 3,90 m lui permettant de travailler dans la plupart des zones concernées des baies de Saint-Brieuc et de Cancale. D'une capacité totale de 700 m<sup>3</sup> en cale, il peut extraire quotidiennement environ 500 tonnes de crépidules ;
- le navire est équipé d'une élinde traînante de 36 m de longueur et d'un diamètre de 0,475 m, reliée à un « aspirateur hydraulique » muni de patins réglables en fonction de la nature des fonds à exploiter (bancs sableux, fonds caillouteux...). La largeur de la tête d'élinde est de 1,80 m ;
- l'ensemble aspirateur-élinde est ballastable, de manière à présenter le minimum d'impact sur le substrat, et alimente un système de crible inverse destiné à récolter sélectivement les coquillages : les particules fines sont rejetées à la mer ; les crépidules (taille supérieure à 15-20 mm) sont dirigées vers la cale de stockage, après un lavage intense nécessaire pour la suite du procédé industriel de traitement en usine.

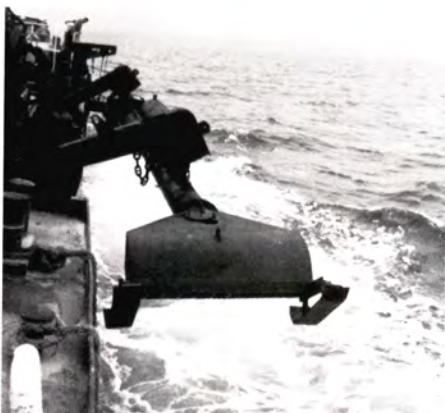
Figure 6  
Équipement du sablier  
*Côtes-d'Armor*  
pour la récolte  
des crépidules.  
© M. Soulas, CAD.

6a - Le sablier *Kenavo* utilisé  
lors des premiers essais.





6b - Vue de la tête d'élinde et de ses patins.



6c - Le sablier en activité, utilisant le crible inverse.



6d - Remplissage de la cale par les crépidules.



• Bilan des premières récoltes en baies de Saint-Brieuc et de Cancale

Les essais industriels menés sur les deux sites entre novembre 1999 et mars 2000 ont permis de valider la drague aspiratrice du *Côtes-d'Armor* et de vérifier les paramètres de récolte, notamment :

- le réglage des patins de l'aspirateur hydraulique en fonction de la nature du substrat, particulièrement sur fonds envasés ;
- le contrôle, par caméra vidéo fixée sur la tête d'élinde, du positionnement de l'aspirateur et de son efficacité sur le fond ;
- l'amélioration des performances du crible inverse ;
- la vitesse de remplissage du navire : les quantités de crépidules pêchées ont varié entre 120 et 150 t/h sur le gisement de la baie de Saint-Brieuc, entre 150 et 200 t/h sur le secteur de Cancale.

L'utilisation optimale de ce navire est envisagée dans la frange bathymétrique comprise entre -4 et -25 m qui intègre les secteurs les plus colonisés des baies de Saint-Brieuc et de Cancale.

Pour pratiquer la récolte des crépidules dans les zones de moindre profondeur et au voisinage des zones rocheuses, il est envisagé d'avoir recours à des chalands de type ostréicole, capables de supporter des charges importantes, ou des unités de pêche munies de dragues (mise en place de campagnes de nettoyage spécifiques).

• Description du procédé de valorisation

Après récolte, les crépidules sont traitées par « voie sèche » : après égouttage pendant quelques heures dans un bac de rétention, elles sont transférées vers un broyeur à cylindre afin d'éliminer l'eau interstitielle, puis introduites dans le sécheur rotatif. Après un passage dans un broyeur à boulets, les coquillages sont transformés en poudre. Le stockage du produit fini est effectué dans des silos de grande capacité (2 000 à 3 000 m<sup>3</sup>). L'ensemble de l'opération de transformation est réalisé en moins de 48 h, de manière à éviter la dégradation bactérienne et les émanations.

Le produit obtenu, baptisé « biocarbonate marin » (diamètre de 160 µm), revêt toutes les qualités d'un amendement calcaire classique et sera commercialisé en complément des autres produits d'origine marine (maërl, sables calcaires).

### **Impact de la récolte industrielle**

#### **Premières observations**

Les essais préliminaires réalisés en baie de Saint-Brieuc ont permis d'identifier, grâce à la caméra fixée sur la tête d'élinde et par des observations en plongée, quelques effets de la récolte sur le milieu qui devront être confirmés et évalués dès que le projet entrera dans sa phase opérationnelle :

- les crépidules et l'épifaune associée sont aspirées intégralement ;
- le passage de l'engin n'altère pas la topographie du fond ;

- les éléments fins superficiels sont aspirés et créent un panache turbide qui se développe dans le sillage du navire, dont il conviendra de cerner l'importance et le devenir.

### Mise en place du suivi de l'exploitation industrielle

Ce projet de récolte industrielle, programmé sur plusieurs années, nécessite, dès son démarrage, une étude de suivi :

- suivi de la récolte : contrôle des modalités de pêche à chacune des interventions du *Côtes-d'Armor* et gestion des paramètres techniques (date, lieu et conditions d'intervention, enregistrement des tracés de route, quantités récoltées...);

- effets à court terme : impact de l'aspiration sur le fond évalué par des interventions en plongée (fig. 7; échantillonnages sédimentaires et faunistiques), associées à des observations vidéos (comportement de l'aspirateur, efficacité...) et des mesures de la turbidité induite et de ses effets; les travaux préliminaires réalisés durant les essais serviront de base de travail;

- effets à moyen terme : cette phase du suivi est rendue nécessaire pour observer et mesurer l'efficacité de la récolte, la vitesse de recolonisation ainsi que l'évolution sédimentaire et bionomique des fonds nettoyés, en portant attention aux espèces d'intérêt commercial.

Ce suivi est envisagé en partenariat entre l'Ifremer et *Côtes-d'Armor Développement*.

Figure 7  
Carottage sédimentaire  
en plongée en baie  
de Saint-Brieuc.  
© X. Caisey, Ifremer.





## Conclusion

Compte tenu de l'évolution de la prolifération de la crépidule sur le littoral Manche-Atlantique, particulièrement en Bretagne-Nord, des problèmes socio-économiques qu'elle génère et des modifications qu'elle engendre sur le milieu et les ressources exploitées, la crépidule rassemble les ingrédients d'un réel problème d'environnement.

Le projet d'exploitation industrielle et de valorisation de la crépidule développé par l'Areval en Bretagne Nord, et sur le point d'entrer dans sa phase opérationnelle, constitue une entreprise à la hauteur du phénomène. Sa finalité est bien de diminuer sensiblement les stocks de crépidules en place (prioritairement dans les baies de Saint-Brieuc et du Mont-Saint-Michel) dans un temps limité, mais aussi et surtout de rendre, de façon durable, certains fonds à nouveau disponibles pour le recrutement d'espèces exploitables. Il est illusoire de penser pouvoir éradiquer l'espèce. Aussi, à la suite d'une récolte massive avec les moyens industriels, un relais devrait être assuré par les pêcheurs et les ostréiculteurs pour garantir un niveau de colonisation compatible avec le maintien de leurs activités.

Il importe d'étudier les effets de la récolte sur l'évolution des populations de crépidules - un modèle de dynamique de population de l'espèce est actuellement en développement à l'Ifremer et devrait permettre d'opérer des simulations - et sur l'évolution sédimentaire et biologique des fonds soumis à ces récoltes massives. Les incertitudes relatives à l'impact écologique d'une telle exploitation motivent la mise en place d'un suivi scientifique qui devra intégrer les conditions d'exploitation pour minimiser les contraintes sur les ressources halieutiques et sur l'environnement.

## Références bibliographiques

- Blanchard M., 1995. Origine et état de la population de *Crépidula fornicata* (*Gastropoda prosobranchia*) sur le littoral français. *Haliotis*, 24, 75-86.
- Blanchard M., 1999. Répartition et évaluation du stock de la crépidule (*Crépidula fornicata*) entre le cap Fréhel et le Mont-Saint-Michel (Manche/Ouest). Rapport Ifremer/Del, 99/05, 44 p. + annexes.
- Blanchard M., Thomas G., 1998. Suivi des opérations de nettoyage des bancs de crépidules (*Crépidula fornicata*) sur le littoral de Fours (Charente-Maritime), en mai 1995. Rapport Ifremer/Del, 98/06, 12 p.
- Blanchard M., Ehrhold A., 1999. Cartographie et évaluation du stock de crépidules (*Crépidula fornicata*) en baie du Mont-Saint-Michel. *Haliotis*, 28, 11-20.



- Chauvaud L., 1998. La coquille St-Jacques en rade de Brest, un modèle biologique d'étude des réponses de la faune benthique aux fluctuations de l'environnement. Thèse doc. univ., UBO Brest, 265 p.
- Chauvaud L., Jean F., Ragueneau O., Thouzeau G., 2000. Long-term variation of the Bay of Brest ecosystem: benthic-pelagic coupling revisited. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 200, 35-48.
- Domalain D., 2000. La prolifération de la crépidule en baie de Saint-Brieuc. Contribution à l'étude de ses effets sur la biodiversité benthique et à la phase préalable du suivi de son exploitation. DUIP, univ. Rennes 1, 37 p. + annexes.
- Ehrhold A., Blanchard M., Auffret J.M., Garlan T., 1998. Conséquences de la prolifération de la crépidule (*Crepidula fornicata*) sur l'évolution sédimentaire de la baie du Mont-Saint-Michel (Manche/Ouest). *C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la terre*, 327, 583-588.
- Hamon D., Blanchard M., 1994. État de la prolifération de la crépidule (*Crepidula fornicata*) en baie de Saint-Brieuc. *Rapp. Ifremer/Del*, 94/14, 29 p.
- Haubois A.G., 1999. Influence d'une population de crépidules sur l'épifaune associée. Incidence sur le recrutement. Mémoire DEA, univ. Bordeaux 1, 30 p.
- Korringa P., 1951. *Crepidula fornicata* as an oyster pest. *Rapport CPIEM II-128*, 55-59.
- Lucas D., 1996. Évaluation des conséquences économiques de l'introduction et de la prolifération de la crépidule. Mémoire maîtrise UBO, 78 p. + annexes.
- Montaudouin X. (de), Audemard C., Labourg P.J., 1999. Does the slipper limpet (*Crepidula fornicata*, L.) impair oyster growth and zoobenthos biodiversity? A revisited hypothesis. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 235, 105-124.
- Soulas M., 1996. Valorisation industrielle des crépidules en Bretagne. *La Pêche Maritime*, 1393, 139-143.
- Thouzeau G., 1989. Déterminisme du pré-recrutement de *Pecten maximus* (L.) en baie de Saint-Brieuc. Thèse doc. univ., UBO Brest, 545 p.

# Incidence des infrastructures portuaires et des activités humaines sur l'abondance et la répartition des limicoles sur le littoral français

Patrick Triplet<sup>(1)</sup>, Sophie Le Dréan-Quénech'hdu<sup>(2)</sup>, Roger Mahéo<sup>(3)</sup>

(1) Smacopi, Réserve naturelle de la baie de Somme, station biologique de Blanquetaque, 1 place de l'Amiral Courbet, 80100 Abbeville, France - triplet@baie-de-somme.org

(2) Université de Rennes I, laboratoire d'évolution des systèmes naturels et modifiés, avenue du Général Leclerc, 35042 Rennes, France - sldq@club-internet

(3) Université de Rennes I, station de biologie marine, 56860 Séné, France odem@wanadoo.fr

## Introduction

Plus de 400 000 limicoles hivernent régulièrement sur les côtes françaises, ce qui représente 12 % de l'effectif total présent en janvier en Europe de l'Ouest. Dix-neuf sites présentent une importance internationale pour différentes espèces (Mahéo, 1992). Ce rôle d'accueil est renforcé au cours des vagues de froid quand de nombreux oiseaux quittent les contrées nordiques devenues inhospitalières pour gagner le littoral français au climat généralement plus clément. La façade atlantique de l'Hexagone présente par ailleurs des zones d'escales importantes pour de nombreuses espèces migratrices hivernant dans des contrées méridionales. Ces éléments confèrent aux différents sites une importance reconnue et imposent une obligation de conservation d'espaces afin de garantir la pérennité des espèces. Pour cela, le gouvernement a mis en place une politique de préservation par la création de réserves de chasse dès 1968, puis de réserves naturelles à partir de 1980. Ces dispositions réglementaires, d'ordre national, sont renforcées, au moins théoriquement, par la création de zones de protection spéciale, en application de la directive européenne 79/409, dite également directive Oiseaux.

Cependant, après plus de trente années de protection des sites, il apparaît que la situation des espèces n'est pas totalement favorable (Rocamora & Yeatman-Berthelot, 1999). Les espèces d'oiseaux doivent partager le littoral avec l'homme qui y exerce de multiples activités. La croissance économique est facteur de développement d'infrastructures portuaires qui affectent particulièrement deux sites qui furent, dans les années soixante-dix, parmi les plus importants pour les limicoles, les estuaires de la Loire et de la Seine (Leray, 1987, 1992; Mahéo, 1977-1998). Dans le même temps se développent des activités professionnelles (pêche, conchyliculture, activités salicoles, tourisme) et récréatives (chasse, pêche de loisir, promenade, observations naturalistes,

sports de plein air...). L'ensemble de ces activités joue un rôle important dans les modalités d'exploitation des ressources alimentaires d'un site. Chez l'huître-pie *Haematopus ostralegus* par exemple, elles conditionnent les effectifs mais peuvent également jouer un rôle non négligeable sur la survie hivernale des oiseaux (Lambeck *et al.*, 1996). Cette étude vise à dresser un bilan de l'hivernage, au regard des contraintes imposées par les aménagements portuaires et par deux types d'activités humaines, la chasse et les autres activités de loisirs, à partir de l'analyse des données acquises sur quatre espèces de limicoles, l'huître-pie *Haematopus ostralegus*, l'avocette *Recurvirostra avocetta*, le courlis cendré *Numenius arquata* et le bécasseau variable *Calidris alpina*.

### **Exigences écologiques des limicoles en hivernage**

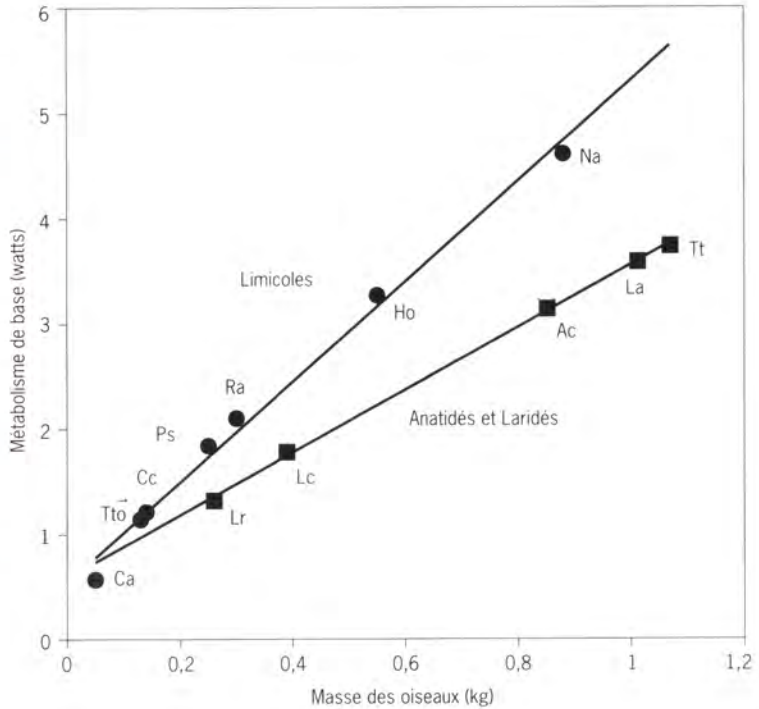
Pendant l'hivernage, les oiseaux accomplissent plusieurs activités comme s'alimenter, se reposer, se toiletter, éviter d'être mangés. L'ensemble de ces activités se fait dans un temps donné, limité à la fois par le rythme jour-nuit et par le rythme des marées, rythme tidal, que seules subissent les espèces des zones estuariennes. Les limicoles, qui sont des prédateurs, figurent parmi les espèces d'oiseaux présentant le métabolisme de base le plus élevé, si on le compare à celui qui caractérise des espèces d'anatidés et de laridés qui partagent le même type d'habitat (fig. 1). C'est ainsi que, pour assurer toutes leurs fonctions métaboliques, ils vont devoir consacrer une période de temps relativement longue de la journée à s'alimenter. Or, le double rythme auquel sont soumis les oiseaux du littoral limite le temps total d'alimentation et les oblige à consacrer la plus grande partie de leur temps à la recherche de nourriture. Cette nécessité constitue une des premières contraintes que connaissent la plupart des limicoles.

La quantité de nourriture ingérée nécessaire quotidiennement est d'autant plus importante que les températures sont basses, du fait de l'augmentation des besoins énergétiques liés à la thermorégulation. Dans ce cas, les oiseaux vont devoir consacrer plus de temps à la recherche de nourriture ou augmenter le rythme de capture de leurs proies (des invertébrés) afin de disposer de l'énergie supplémentaire qui leur permettra de lutter contre les rigueurs hivernales.

Lors de la période de marée haute, les oiseaux gagnent un reposoir où ils vont rester jusqu'à ce que les flots aient découvert les zones alimentaires. Cette période de repos est mise à profit pour la digestion du bol alimentaire acquis pendant la marée basse ou pour compléter la quantité déjà ingérée par des proies capturées sur des zones terrestres si cela s'avère nécessaire (faible efficacité de prédation, dérangement pendant la phase de recherche de nourriture, besoins augmentés par les températures basses, la préparation à la migration ou les maladies...).

Figure 1

Relation entre la masse des oiseaux, exprimée en kilogramme et le métabolisme de base, calculé d'après les équations de Aschoff & Pohl (1970) pour les anatidés et les laridés et Kersten & Piersma (1987) pour les limicoles. Na : courlis cendré, Ra : huîtrier-pie; Ps : pluvier argenté (*Pluvialis squatarola*); Cc : bécasseau maubèche (*Calidris canutus*); Tto : chevalier gambette (*Tringa totanus*); Ca : bécasseau variable (*Calidris alpina*); Tt : tadorne de Belon (*Tadorna tadorna*); La : goéland argenté (*Larus argentatus*); Ac : canard pilet (*Anas acuta*); Lc : goéland cendré (*Larus canutus*); Lr : mouette rieuse (*Larus ridibundus*).



## Le statut des espèces

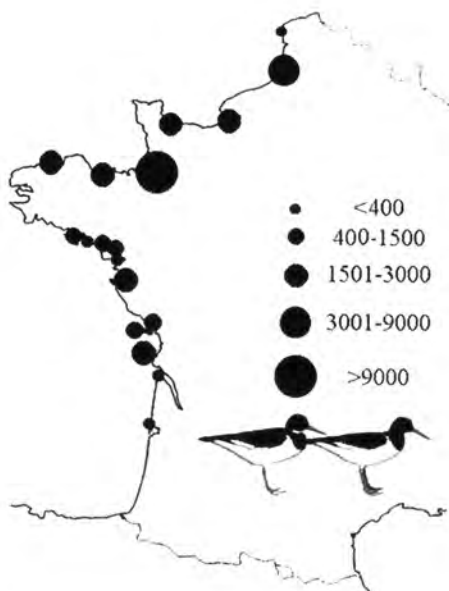
### Huîtrier-pie

Les côtes françaises ont acquis, ces dix dernières années, un rôle de plus en plus important pour l'hivernage de l'huîtrier-pie, en raison notamment de la diminution des ressources trophiques en mer des Wadden (Ens, 1999). Pratiquement tous les sites français présentent, si ce n'est une augmentation, au moins une stabilité de leur effectif hivernant à la mi-janvier.

Les sites de prédilection des huîtriers-pies pour l'hivernage restent ceux du littoral de la Manche, particulièrement la baie du Mont-Saint-Michel et la baie de Somme, représentant 69 % de l'effectif national (fig. 2). La raison principale semble être leur moindre éloignement des zones nordiques de nidification (Triplet *et al.*, 1987 ; Triplet & Mahéo, 2000).



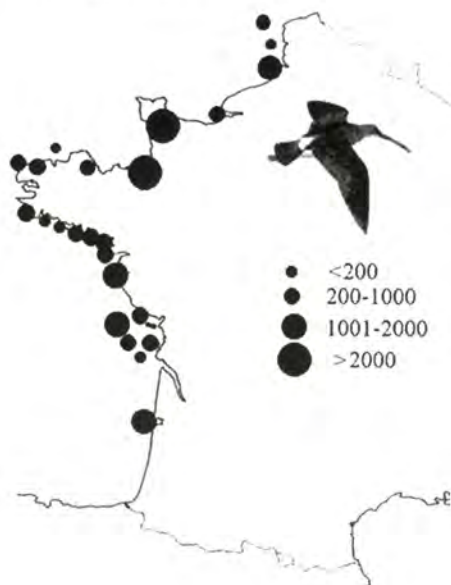
Figure 2  
Répartition des effectifs moyens de l'huîtrier-pie le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique (moyenne 1994-1999, 1997 excepté en raison d'un afflux exceptionnel lié à une vague de froid).



### Courlis cendré

Le courlis cendré n'hiverna en France que sur les baies et estuaires du littoral Manche-Atlantique (fig. 3). Les comptages réalisés sur les sites numériquement importants montrent que janvier reste le mois d'abondance maximale. L'hivernage au plan national est resté stable au cours de la période 1977-1999. La stabilité au plan national correspond également à celle enregistrée au niveau local sur la plupart des sites (Mahéo & Triplet, à paraître).

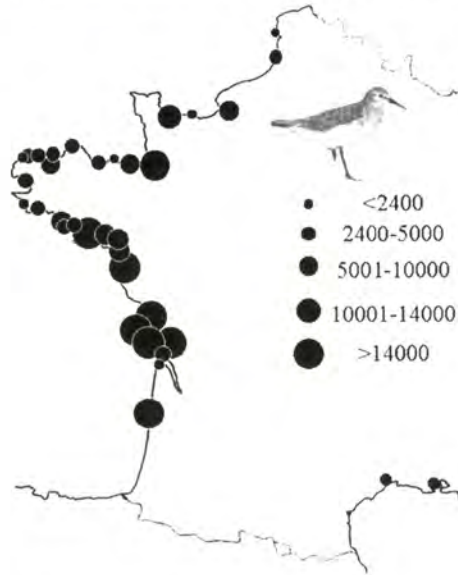
Figure 3  
Répartition des effectifs moyens du courlis cendré le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique (moyenne 1995-1999).



### Bécasseau variable

Ce petit bécasseau protégé est le limicole le plus abondant en France où il est possible de le rencontrer sur un grand nombre de sites, avec des effectifs maximaux sur la réserve de Moëze-Oléron et en baie du Mont-Saint-Michel (Le Dréan-Quéneq'hdu, 1999a ; fig. 4).

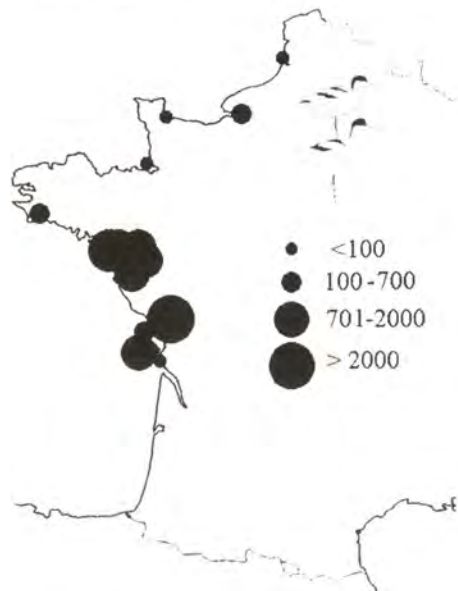
Figure 4  
Répartition des effectifs moyens du bécasseau variable le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique (moyenne 1995-1999).



### Avocette

La façade atlantique française constitue le plus grand complexe d'hivernage de l'avocette en Europe en accueillant chaque année près de 25 % de la population européenne. La situation globale de l'espèce est la stabilité avec des mouvements intersites importants et une absence de variation numérique lors des vagues de froid (fig. 5 ; Le Dréan-Quéneq'hdu, 1999b ; Mahéo *et al.*, en préparation).

Figure 5  
Répartition des effectifs moyens de l'avocette le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique (moyenne 1995-1999).



### Incidence des infrastructures portuaires

Deux sites sont fortement concernés par le développement des infrastructures portuaires : les estuaires de la Loire et de la Seine. Ils accueillent jusqu'au début des années quatre-vingt des effectifs importants d'avocettes au cours de la saison hivernale. Une baisse spectaculaire est ensuite constatée (fig. 6). Dans l'estuaire de la Loire, cette diminution correspond à celle des surfaces de vasières après développement du port autonome (Leray *et al.*, 1995). En baie de Seine, cette baisse se produit avec une diminution simultanée des surfaces de la haute et moyenne slikke (fig. 7), entraînant une diminution des ressources trophiques disponibles pour l'avocette. Les mesures compensatoires prévues dans le projet d'extension du port du Havre, le projet Port 2000, doivent permettre de limiter voire de compenser les pertes induites par les nouvelles infrastructures.

Figure 6  
Évolution des effectifs d'avocettes au mois de janvier de la période 1977-2000 dans les estuaires de la Seine et de la Loire.

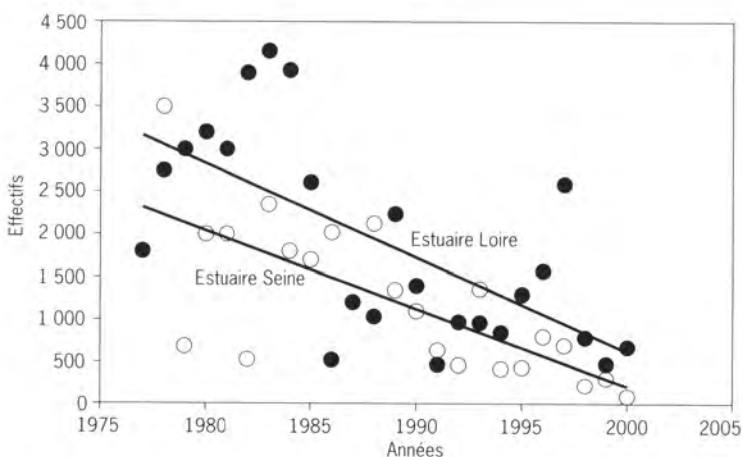
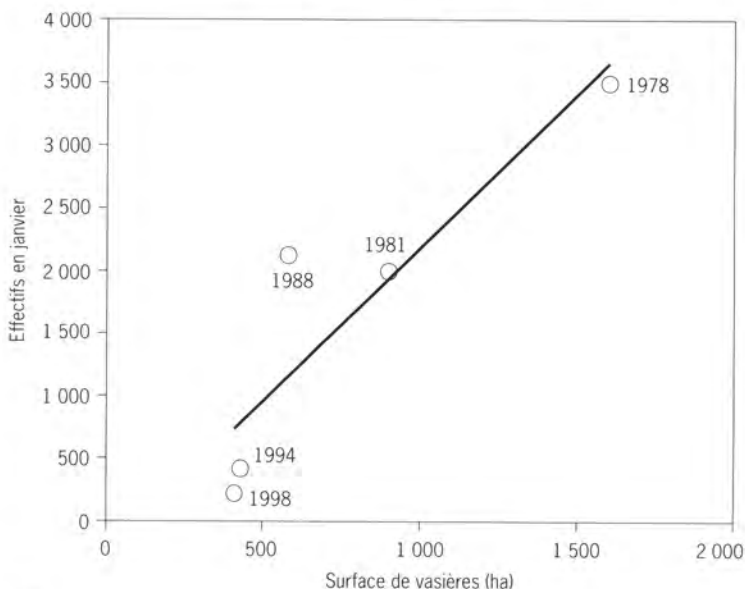


Figure 7  
Relation existant entre les effectifs d'avocettes et la diminution des surfaces de vasières dans l'estuaire de la Seine.



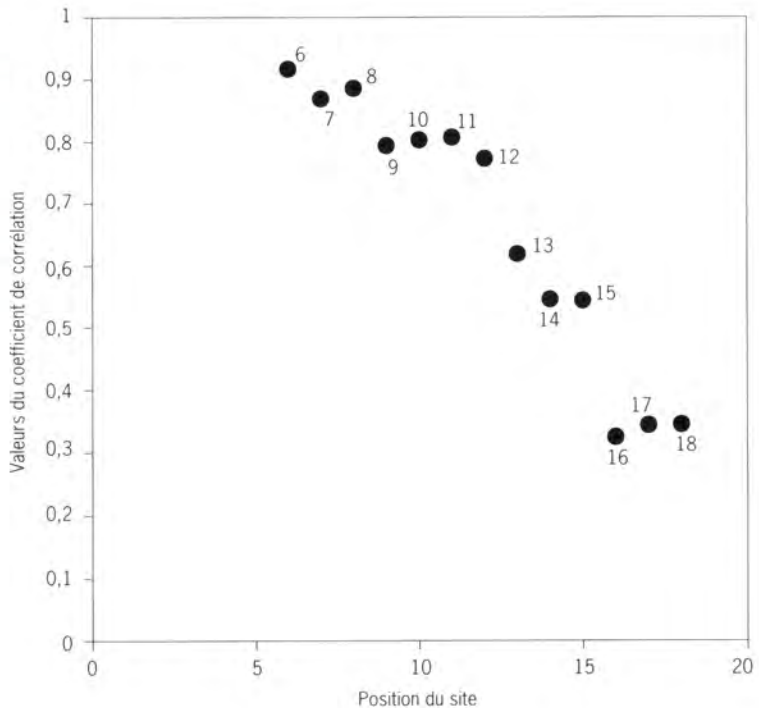
### Incidence de la chasse

La chasse s'exerce sur l'ensemble du domaine public maritime, hormis sur les réserves de chasse et sur les réserves naturelles. La nécessité de créer des réserves de chasse a été ressentie à la fin des années soixante quand la pression cynégétique, devenant importante, risquait de limiter les effectifs des hivernants. Il y a regroupement des oiseaux au sein des réserves, ce qui permet, par rapport à une situation sans réserve, d'augmenter les effectifs. Dès la fin de la période de chasse, les oiseaux réoccupent les zones désertées où les ressources alimentaires sont restées à un haut niveau d'abondance (Triplet & Schricke, 1998). L'exercice de la chasse entraîne donc une sous-exploitation des ressources trophiques d'un site pris dans son ensemble (Sueur *et al.*, à paraître).

Les réserves sont-elles adaptées ? En fait, il n'y a pas eu jusqu'à présent d'évaluation globale de leur rôle. Les espèces étudiées ici fournissent une première approche.

Chez l'huîtrier-pie, les effectifs ne paraissent pas liés à la taille des réserves lorsque l'ensemble des données (effectifs de janvier, surface des réserves des différents sites) sont analysées pour le littoral de la Manche et de l'Atlantique. En revanche, si on exclut les trois sites les plus méridionaux, on note des valeurs significatives du coefficient de corrélation (fig. 8 ;  $P < 0,05$ ). Si on exclut les six sites les plus méridionaux, la valeur du coefficient de corrélation devient très significative ( $P < 0,01$ ). Le rôle des réserves est donc prépondérant sur les côtes de la

Figure 8  
Représentation des valeurs du coefficient de corrélation calculé entre la surface des réserves et l'effectif moyen d'huîtriers-pies dans les estuaires en fonction du nombre de sites utilisés dans les calculs. Chaque point est calculé en enlevant le site le plus méridional. Les sites sont numérotés du nord vers le sud.

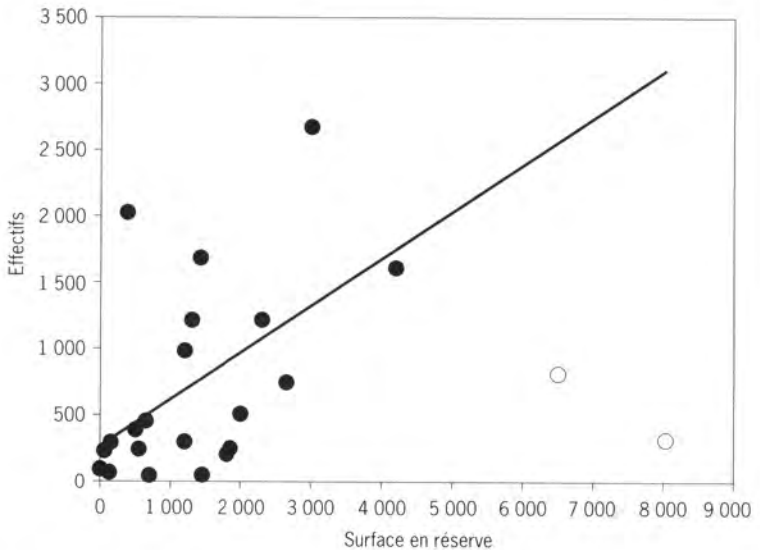




Manche où la chasse aux limicoles est davantage prisée que sur la façade atlantique (Triplet *et al.*, 1987). Le facteur surface de la réserve exige donc un autre type d'approche pour interpréter l'évolution des effectifs hivernant sur les différents sites (Triplet & Mahéo, 2000).

Pour le courlis cendré (Mahéo & Triplet, à paraître), l'analyse de la situation de chaque site met en évidence la sous-représentation des stationnements sur deux localités : le golfe du Morbihan et la baie de Moëze-île d'Oléron où les effectifs moyens sont respectivement de 206 et 816 oiseaux pour des surfaces de réserve de 8000 et 6500 hectares. Ces deux sites exceptés, une relation significative existe entre les effectifs moyens et la surface des réserves ( $r = 0,52$  ;  $P = 0,019$  ; fig. 9).

Figure 9  
Relation entre la surface des sites estuariens et l'effectif moyen hivernant de courlis cendrés. Le golfe du Morbihan et la baie de Moëze - île d'Oléron ont été analysés séparément en raison de leur différence marquée avec la situation prévalant sur les autres sites.



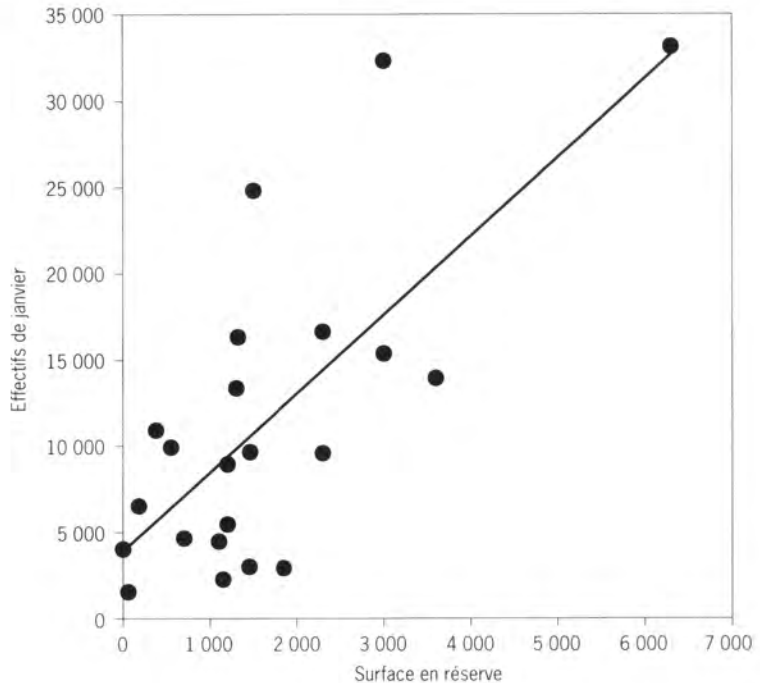
Bien que protégé, le bécasseau variable réagit positivement à la taille des sites en réserve ( $r = 0,72$  ;  $P = 0,001$  ; fig. 10). À la grande différence du courlis cendré, le bécasseau variable est présent sur tous les types d'estuaires (voir fig. 4).

Aucune liaison significative entre la surface de réserve et les effectifs moyens de janvier ( $r = 0,185$ ,  $P = 0,410$ ) n'est observée chez l'avocette.

#### **Incidence des activités de plein air**

Si des réserves ont été créées pour soustraire des habitats et des oiseaux à la chasse, aucune réflexion n'a été envisagée sur ce que pourraient être des réserves dans lesquelles des activités autres que la chasse seraient strictement réglementées car susceptibles d'engendrer des nuisances. Le statut de réserve naturelle répond en partie à cette préoccupation par les interdictions relatives aux véhicules à moteur, aux

Figure 10  
Relation entre la surface  
des réserves estuariennes  
et l'effectif moyen hivernant  
de bécasseaux variables.

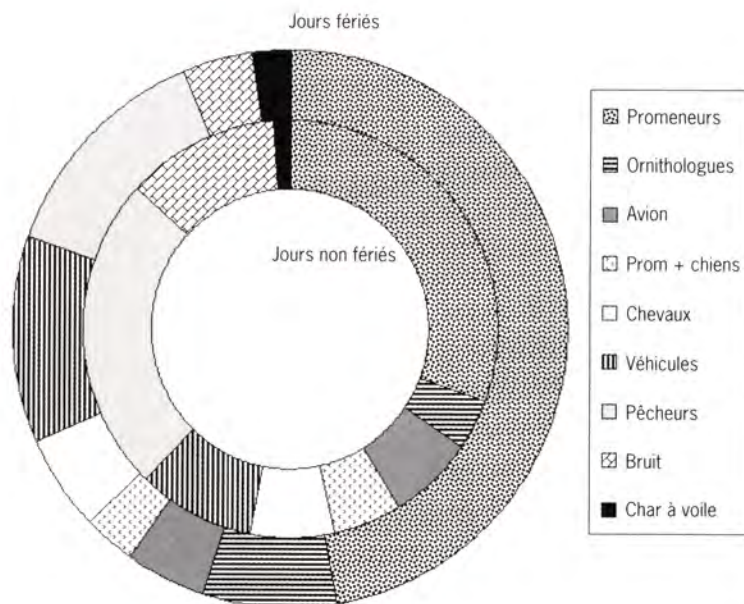


chiens, etc., mais la réponse apportée n'est pas totale. En effet, les activités de pleine nature, de type randonnée pédestre ou simple promenade, ne font généralement l'objet d'aucun contrôle ni réglementation. L'évaluation de leurs effets sur les oiseaux en zone estuarienne n'en est encore qu'à ses balbutiements, notamment pour tout ce qui concerne les distances minimales à respecter pour éviter des envols répétés des oiseaux (Triplet *et al.*, 1998a). Pourtant, il devient nécessaire de mieux appréhender le rôle que peut jouer l'activité de loisir sur les stationnements des oiseaux et leur exploitation spatiale et temporelle des ressources (Triplet *et al.*, 1998b).

Toutes les activités humaines sur les estuaires conduisent à des dérangements. L'importance relative de chaque type de dérangement diffère entre les jours de la semaine (dérangements essentiellement occasionnés par des activités professionnelles comme la pêche à pied) et les fins de semaine (dérangements liés à des activités récréatives). C'est ce qui se passe par exemple en baie de Somme où le pourcentage de dérangements liés aux promeneurs est très nettement supérieur les fins de semaine que pendant les jours de travail (fig. 11). Les conditions météorologiques déterminent par ailleurs si ces activités de plein air sont possibles.

Autre exemple, dans les Traicts du Croisic, les avocettes adoptent un rythme d'activité tout à fait original par rapport aux autres zones d'hivernage de la voie est-atlantique (Chépeau & Le Dréan-Quéneç'hdu,

Figure 11  
Les différentes causes  
de dérangements  
de l'huîtrier-pie en baie de  
Somme au cours des hivers  
1996-1997 et 1997-1998  
au cours des jours fériés  
(n = 142) et non fériés  
(n = 151).



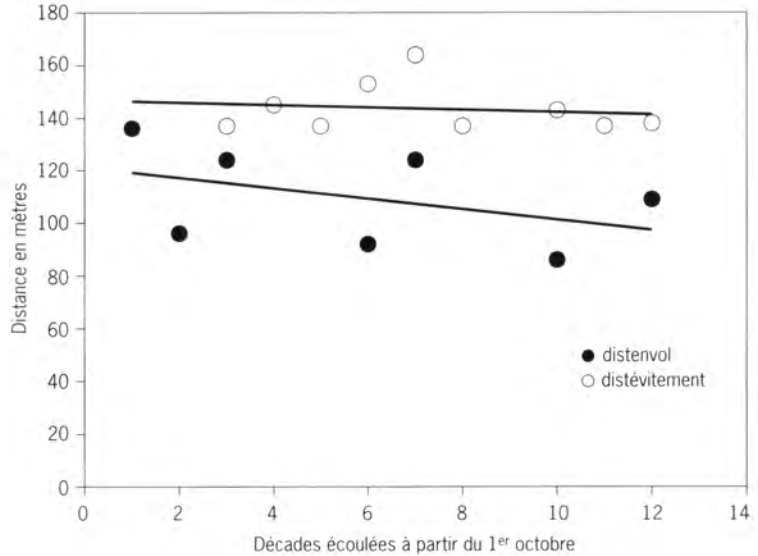
1995 ; Le Dréan-Quéneç'hdu *et al.*, 1999). Elles se regroupent le jour sur la zone intertidale où leur fréquence d'envol signale un dérangement important. Puis elles se dispersent la nuit en recherche de nourriture sur les marais salés. L'interprétation de ce rythme original (rythme nyctéméral strict) serait la non-disponibilité des zones d'alimentation le jour du fait d'un dérangement trop important, ce dérangement étant le fait d'oiseaux prédateurs, mais également de l'activité humaine (activité salicole sur le marais, pêche à pied sur la zone intertidale, promeneurs).

En baie du Mont-Saint-Michel, les stationnements des limicoles ont évolué depuis le début des années quatre-vingt avec, en particulier, une diminution de la fréquentation d'un secteur de la partie normande. Cette diminution est nette pour certaines espèces qui ont déserté le site comme les barges rousses *Limosa limosa* et les bécasseaux maubèches *Calidris canutus* mais est également visible pour d'autres espèces comme l'huîtrier-pie ou le bécasseau variable (Le Dréan-Quéneç'hdu *et al.*, 1995). Ce changement peut en partie s'expliquer par une augmentation de la pression de dérangement sur ce secteur avec, en particulier, des entraînements de chevaux de course et de nombreux promeneurs.

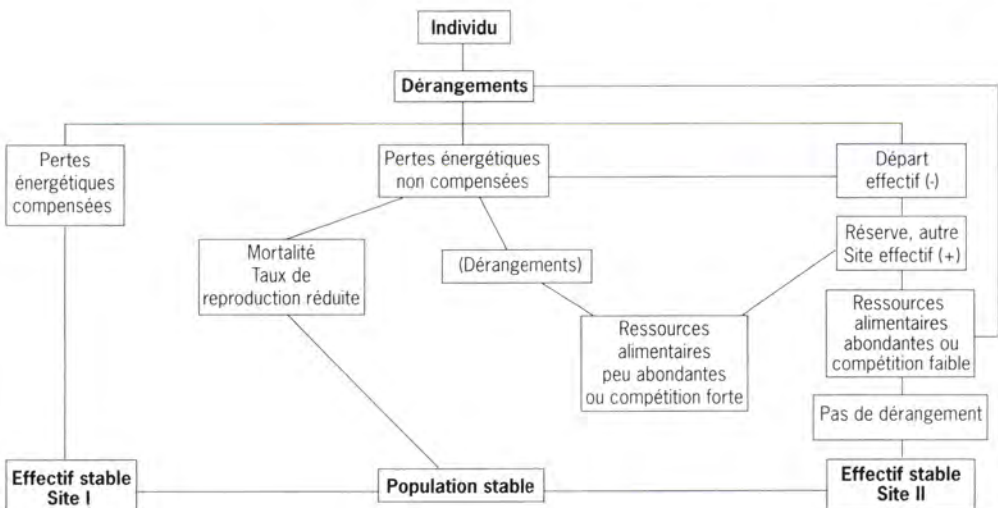
Les réactions des oiseaux varient selon la période de l'hiver. Ainsi, plus la température diminue et plus la distance d'envol diminue. Chez l'huîtrier-pie, la distance d'envol est donc deux fois moins grande en fin d'hiver qu'au début. Les oiseaux évitent ainsi une perte énergétique en décollant à toute approche. Ils restent cependant attentifs à l'homme. En baie de Somme, la distance séparant un humain d'un huîtrier-pie en alimentation ne varie pratiquement pas pendant la

période hivernale (fig. 12), indiquant la sensibilité de l'espèce à la présence humaine sur ce site. Cette distance d'évitement est variable selon les estuaires. Elle est moins importante sur les sites où la chasse aux limicoles est peu développée (étude en cours).

Figure 12  
Huitrier-pie en baie de Somme : évolution de la distance d'évitement d'une personne en position stationnaire et de la distance d'envol au cours des décades écoulées depuis le 1<sup>er</sup> octobre (d'après Triplet *et al.*, 1999, et données inédites).



La perte temporaire d'une zone d'alimentation, si elle n'est pas compensée par la possibilité d'acquérir les ressources nécessaires aux besoins énergétiques quotidiens des oiseaux, peut occasionner une réponse qui peut être le départ vers d'autres sites, avec toutes les incertitudes que ce départ occasionne en terme de survie hivernale (fig. 13).





## Conclusion

Les limicoles constituent un patrimoine naturel de toute première importance pour les sites estuariens et littoraux français. Hormis sur deux sites fortement industrialisés où il est nécessaire de mettre en œuvre des mesures de compensation fortes, les problèmes que peuvent rencontrer les oiseaux en stationnement et en hivernage peuvent être au moins en partie résolus par la mise en place de mesures de conservation relativement simples. La première de ces mesures est de donner un réel statut et les moyens de fonctionner aux réserves de chasse maritimes où, actuellement, la réglementation se limite le plus souvent à l'interdiction de la chasse, laissant sur ces espaces se pratiquer tous les autres types d'activité sans contrainte. Ceci aboutit à diminuer l'importance de l'objectif initial de conservation. Sans faire de « réserves d'activités » sur le modèle des réserves de chasse, il paraît urgent de mettre en place un zonage pouvant évoluer dans le temps, qui permette aux espèces de profiter pleinement du statut de réserve du site. Pour cela, une meilleure connaissance des problèmes rencontrés sur chaque site est indispensable, de même que la mise en place d'un gestionnaire disposant d'un minimum de moyens d'intervention. Ce n'est qu'ainsi que le littoral français conservera son rôle vis-à-vis de tant d'espèces d'oiseaux d'eau.

## Références bibliographiques

- Aschoff J., Pohl H., 1970. Der Ruheumsatz von Vögeln als Funktion der Tageszeit und der Körpergrösse. *J. Orn.*, 111, 38-47.
- Chepeau Y., Le Dréan-Quéneq'hdu S., 1995. Caractéristiques des sites d'alimentation nocturne des avocettes dans la presqu'île guérandaise. *Alauda*, 63, 169-178.
- Ens B.J., 1999. Why are Oystercatcher populations declining in the Netherlands? Wader study group annual conference, communication orale.
- Kersten M., Piersma T., 1987. High levels of energy expenditure in shorebirds: metabolic adaptations to an energetically expensive way of life. *Ardea*, 75, 175-187.
- Lambeck R.H.D., Goss-Custard J.D., Triplet P., 1996. Oystercatchers and man in the coastal zone. *In: The Oystercatcher: from individuals to populations*. Goss-Custard J.D. (ed.), Oxford University Press, 289-326.
- Le Dréan-Quéneq'hdu S., Mahéo R., Boret P., 1995. Mont-Saint-Michel Bay: spatial distribution of the major species of waders. *WSG Bull.*, 77, 55-61.
- Le Dréan-Quéneq'hdu S., 1999a. Paramètres influençant la répartition des limicoles : sédiments et parasites. Thèse de biologie, université de Rennes I, 371 p.

- Le Dréan-Québec'hdu S., 1999b. L'avocette élégante. *In*: Oiseaux menacés et à surveiller en France. Rocamora G. & Yeatman-Berthelot D. (eds), SEOF, LPO.
- Le Dréan-Québec'hdu S., Chepeau Y., Mahéo R., 1999. Choix des sites d'alimentation nocturne par les avocettes de la presqu'île guérandaise (France). *Alauda*, 67, 1-13.
- Leray G., 1987. L'estuaire de la Loire : histoire et évolution des milieux. *Bull. mens. ONC*, 117, 5-16.
- Leray G., 1992. Hivernage des canards et des foulques dans l'estuaire de la Loire, évolution des stationnements. *Bull. mens. ONC*, 170, 9-19.
- Leray G., Le Dréan-Québec'hdu S., Mahéo R., 1995. Consequences of habitat loss on waterfowl populations in the Loire estuary. Poster for the Xth international waterfowl ecology symposium and wader study group conference, Aveiro, Portugal.
- Mahéo R., 1977-1998. Limicoles séjournant en France. *Wetlands International - Limicoles, rapports annuels*.
- Mahéo R., 1992. Valeur internationale du littoral français pour les limicoles en hivernage. *Alauda*, 60, 227-234.
- Mahéo R., Triplet P. Le courlis cendré *Numenius arquata* hivernant en France : évolution des effectifs et modalités d'occupation de l'espace. *Alauda*.
- Rocamora G., Yeatman-Berthelot D., 1999. Oiseaux menacés et à surveiller en France. SEOF, LPO.
- Sueur F., Desprez M., Fagot C., Triplet P. La baie de Somme : un site sous-exploité par les oiseaux d'eau. *Écologie*.
- Triplet P., Debacker F., Noyon C., 1987. Origine et distribution des huîtres-pies *Haematopus ostralegus* repris en France. *Bull. mens. ONC*, 116, 38-43.
- Triplet P., Schricke V., 1998. Les facteurs de dérangements des oiseaux d'eau : synthèse bibliographique des études abordant ce thème en France. *Bull. mens. ONC*, 235, 20-27.
- Triplet P., Bacquet S., Morand M.E., Lahilaire L., 1998a. La distance d'envol, un indicateur de dérangements : l'exemple de quelques espèces d'oiseaux en milieu estuarien. *Alauda*, 66, 199-206.
- Triplet P., Morand M.E., Bacquet S., Lahilaire L., Sueur F., Fagot C., 1998b. Activités humaines et dérangements des oiseaux dans la réserve naturelle de la baie de Somme. *Bull. mens. ONC*, 235, 8-15.
- Triplet P., Bacquet S., Lengignon A., Oget E., Fagot C., 1999. Effets des dérangements sur l'huître-pie *Haematopus ostralegus* en baie de Somme. *Gibier Faune Sauvage*, 15, 45-64.
- Triplet P., Mahéo R., 2000. L'huître-pie *Haematopus ostralegus* hivernant en France : évolution des effectifs et modalités d'occupation de l'espace. *Alauda*, 68, 109-122.

## Synthèse de l'atelier 3

Christian Hily

Institut universitaire européen de la mer, université de Bretagne occidentale,  
Lemar, UMR CNRS 6539, 29280 Plouzané, France  
Christian.hily@univ-brest.fr

Comme le soulignaient Hobbs & Lleras en 1995, l'écologie de la restauration est encore dans son enfance et, même si depuis de nombreuses études et travaux sont menés dans ce domaine, cette réflexion reste encore d'actualité en 2000. Ces journées de réflexion et de présentation à Brest soulignent à la fois la vigueur de cette thématique dans le domaine côtier et littoral français et la nécessité de clarifier les concepts, les objectifs et les moyens pour améliorer la pertinence et la cohérence des actions de restauration et réhabilitation en cours et à venir. L'atelier consacré aux actions de restauration centrées sur les espèces et les ressources illustre parfaitement ces deux aspects. Les quatre communications présentaient un large éventail des problèmes de dégradation d'écosystèmes côtiers, de la diversité des objectifs à atteindre et des moyens mis en œuvre.

Actions de restauration ou réhabilitation ? Cette question dépasse largement la discussion sur la définition des deux termes, elle est en fait essentielle à la réflexion générale sur ce nouveau domaine de l'écologie. Bradshaw (1990) a clairement posé les différences entre ces deux termes qui étaient, et restent encore trop souvent, soit considérés comme synonymes soit définis différemment selon les auteurs. Le but de la restauration est de retrouver complètement la composition spécifique et la complexité écologique de l'écosystème originel, elle implique la reconstruction d'un écosystème naturel ou semi-naturel sur un espace dégradé ou modifié. La réhabilitation consiste à améliorer le fonctionnement de l'écosystème avec seulement un retour partiel de la diversité spécifique et de la complexité écologique, il s'agit donc d'une réparation et non d'une recréation d'un écosystème endommagé. On voit donc que, dans le cas d'une réhabilitation, les objectifs pourront varier considérablement, les actions pouvant privilégier l'un ou l'autre des compartiments de l'écosystème, en termes de fonction ou en termes de structure. Dans le cas d'une restauration il s'agira de définir clairement l'écosystème originel que l'on veut reconstituer et donc de bien en connaître *a priori* la structure et le fonctionnement, ne serait-ce que pour évaluer ensuite le succès ou l'échec des actions entreprises.

Les expériences relatées dans les communications présentées dans l'atelier « Espèces et ressources » sont particulièrement intéressantes dans ce contexte. Il est possible de dégager un certain nombre de dénominateurs communs aux démarches présentées puis d'analyser les différences, notamment en termes d'objectifs. On peut en déduire quelques éléments clés et quelques propositions pour prolonger la



réflexion et peut-être faciliter la définition d'actions futures de restauration ou de réhabilitation.

L'analyse des quatre actions présentées, restauration des fossés à poissons en Seudre, restauration des fonds envahis par la crépidule en Nord-Bretagne, restauration des slikkes envahies par la spartine et incidence des activités humaines sur les oiseaux limicoles, permet de dégager un schéma structurel général pour les actions de restauration-réhabilitation à mener : 1 - constat du problème posé ; 2 - bilan des modifications induites sur l'écosystème ; 3 - bilan, le cas échéant (ici spartine et crépidule), des expérimentations menées précédemment sur le problème ; 4 - définition du projet ; 5 - mise en place d'un protocole expérimental pour tester le projet à petite ou moyenne échelle ; 6 - mise en place d'un suivi et d'une étude d'impact associée à la réalisation en vraie grandeur. Enfin, il est nécessaire de prévoir précisément les échéances de réalisation de bilans finaux (7) qui auront notamment le mérite de faire ressortir la durée prévisible de l'intervention humaine dans le processus de restauration avec les conséquences en termes de coûts. Les actions présentées dans cet atelier se situaient à différentes étapes de ce processus.

Le travail sur les limicoles a particulièrement bien mis en évidence un problème écologique important (stade 1) : le dérangement des oiseaux hivernants par les activités humaines sur les estrans, diminuant les potentialités des sites en termes de ressources trophiques, problème jusqu'à présent peu ou pas appréhendé. Les résultats portaient sur le bilan des modifications induites (stade 2) sur le compartiment de l'écosystème perturbé par le problème, c'est-à-dire les oiseaux limicoles hivernants. Outre l'intérêt de mettre en évidence un concept écologique fondamental encore peu appréhendé (i.e. le « risque de prédation »), ces résultats ont permis aux auteurs de dégager quelques pistes à tester pour limiter le problème et donc réhabiliter les fonctions d'alimentation et de repos hivernal jouées par les écosystèmes des estrans sédimentaires pour les limicoles hivernants. Il semble donc possible (et urgent étant donné le problème mis en évidence) de passer au stade de définition d'un projet, en intégrant bien entendu l'expérience déjà acquise à l'étranger. On remarquera qu'il ne s'agit pas ici de réparer la structure de l'habitat mais bien de rétablir certaines fonctions de l'écosystème pour une guilda trophique particulière, le reste de l'écosystème n'étant pas ou peu modifié, les mesures à prendre étant de l'ordre réglementaire (zonage) et non un remaniement physique de l'habitat.

Une deuxième expérience avait également pour objectif central le compartiment oiseaux limicoles et le problème de la perte de surface potentielle d'habitat propice au nourrissage, mais avec une cause du problème très différente : il s'agit de l'envahissement des estrans sédimentaires de la baie de Somme par la spartine, processus induisant, directement (perte de surface pour les invertébrés) et indirectement (facilitation de l'engraissement sédimentaire), une perte sévère en biomasse et diversité



d'invertébrés constituant les proies des limicoles. Les moyens à mettre en œuvre consistent à limiter cette expansion par des éradications des pieds. Le bilan des expériences déjà menées ailleurs mais aussi sur d'autres secteurs du site a permis d'établir un protocole expérimental (stade 5) visant à définir une technique de contrôle de la population des spartines dans un secteur clé de la zone. Les résultats ont dégagé une méthode efficace en termes d'éradication tout en restant d'un coût financier et écologique acceptable. Il reste la question de l'origine du problème, c'est-à-dire l'engraissement de la baie par les sédiments facilitant l'installation des spartines, phénomène à grande échelle non contrôlé, et donc la question de la durée à moyen/long terme de cette opération (stade 7). Il s'agit donc bien ici d'une « réparation », c'est-à-dire d'une action de réhabilitation à l'échelle de ce secteur de la baie de Somme.

Une autre expérience a traité du contrôle d'une espèce envahissante pour réhabiliter et peut-être à terme restaurer un écosystème marin, il s'agit du problème posé par la prolifération de la crépidule sur les fonds sédimentaires du Nord-Bretagne. Le processus est bien avancé puisque les auteurs en sont au stade 6, c'est-à-dire la définition du suivi et de l'étude d'impact pour la phase de réalisation en vraie grandeur (échelle de baies). Il est intéressant de noter que, s'il s'agit bien d'une opération qui doit à terme restaurer l'écosystème d'origine, elle est plutôt la conséquence, heureuse, d'une action dont le but principal est clairement de réhabiliter l'exploitation de ressources naturelles : la pêche de la coquille Saint-Jacques et l'ostréiculture. L'avantage par rapport à l'expérience précédente, c'est qu'ici la prolifération de l'espèce envahissante n'est pas la conséquence d'un changement de l'écosystème en amont (engraissement sédimentaire facilitant l'expansion de la spartine). C'est bien la dynamique propre de la population de cette espèce exotique qui conduit aux modifications des écosystèmes en monopolisant les surfaces sédimentaires subtidales. On peut donc penser qu'à terme le problème peut être résolu puisque l'on s'attaque directement à la source du problème écologique.

Il est intéressant de faire le parallèle entre l'action sur les crépidules et la première présentation concernant la réhabilitation des fossés à poissons en Seudre. En effet, si dans le cas de la crépidule la restauration de l'écosystème est en quelque sorte le moyen pour relancer tandis que l'objectif est de maintenir des activités de pêche et d'aquaculture, dans le cas de la Seudre, l'objectif est de restaurer l'ensemble de l'écosystème avec pour moyen le maintien et l'optimisation d'une exploitation traditionnelle de ressources naturelles (la pêche des anguilles). Il s'agit bien ici d'un projet dont le but réel est de restaurer les fonctionnalités et la diversité d'un écosystème. L'action en est au stade 5, c'est-à-dire l'expérimentation et l'optimisation de la méthode. Cet exemple est aussi l'occasion de rappeler que la restauration peut avoir pour but de

reconstituer un écosystème, même s'il a été créé artificiellement par l'homme, parce qu'on lui reconnaît une valeur patrimoniale particulière pour des intérêts d'ordres écologique, paysager et/ou culturel.

D'une manière générale, il apparaît essentiel que les objectifs soit définis très clairement et sans concession pour tous les partenaires réunis autour d'un projet initié par un problème de dégradation d'écosystème : s'agit-il d'un véritable projet de restauration visant à retrouver un écosystème complet dans ses fonctions et sa structure ? S'agit-il d'une action de conservation d'un élément (espèce ou groupe d'espèces) ou d'un compartiment de l'écosystème ? S'agit-il de la réhabilitation d'une activité exploitant le milieu (ressource) ? Ne s'agit-il pas en fait d'une action de développement voire d'aménagement du littoral ?

Un autre élément apparaît aussi déterminant : c'est la concertation et la collaboration nécessaire entre les différents partenaires, scientifiques, associations, collectivités territoriales et élus, propriétaires des espaces, gestionnaires et financeurs, et cela à tous les stades du processus. L'expérience montre en effet que, si une des étapes est mal maîtrisée, l'action peut facilement être, sinon remise en question, du moins notablement retardée, avec évidemment des conséquences non négligeables en coûts écologique et financier. Pour minimiser ces coûts, les actions doivent être menées précocement dès que le problème est identifié. Il n'est pas inutile de rappeler cette évidence car elle implique la nécessité d'une surveillance de l'évolution des écosystèmes de la bande côtière et du littoral et la nécessité d'un système de prise de décision efficace. Cette notion d'observatoire des changements des écosystèmes côtiers et littoraux est d'actualité et, si des réseaux d'observation sont déjà en place, ils ne concernent que la surveillance de certains paramètres et compartiments particuliers des écosystèmes. Il reste encore beaucoup à faire dans ce domaine pour se donner les moyens au niveau national de bien connaître la structure et le fonctionnement « normal » des écosystèmes, de détecter les changements, de prévoir leurs conséquences et enfin de décider d'intervenir ou non en toute connaissance de cause, réduisant ainsi au maximum la nécessité d'opérations lourdes.

En conclusion, une plus claire énonciation des objectifs, des techniques et des schémas théoriques de l'écologie de la restauration aideront certainement cette thématique à devenir un outil majeur de la conservation de la biodiversité des écosystèmes littoraux et côtiers.

### **Références bibliographiques**

- Bradshaw A.D., 1990. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. *In*: Restoration Ecology : A synthetic approach to ecological research. Jordans W.R. & Aber J.D. (eds), Cambridge University Press, Cambridge, 53-74.

Hobbs R., Lleras E., 1995. Restoration and rehabilitation of species, populations and ecosystems. *In*: Global biodiversity assessment. Heywood V.H., Watson R.T. (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, UNEP, 1004-1011.

## Atelier 4

---

# Biorestauration





# Biorestauration : traitement biologique des vases portuaires

---

Claude Alzieu

Ifremer, centre de Sète, 1 rue Jean Vilar, 34203 Sète, France  
Claude.Alzieu@ifremer.fr

---

## Résumé

---

Pour assurer la sécurité des accès et la navigation en zone portuaire, les vases encombrant les chenaux et les darses sont régulièrement extraites. Certaines techniques biologiques, simples ou complexes (réacteurs, biodragages), ont été étudiées en pilote industriel ou sont disponibles pour application opérationnelle. Les différentes méthodes proposées sont passées en revue de manière succincte.

## Abstract

---

To ensure safe access and sailing in harbour areas, the silt and sludge obstructing fairways and docks are regularly removed. Some biological techniques, both simple and complex (reactors, biodredging), have been studied in industrial pilots or are available for operational applications. Various methods available are briefly reviewed here.

## Introduction

---

Les zones côtières sont le lieu d'activités multiples, parmi lesquelles la navigation tient une place importante. Les structures portuaires et leurs industries associées sont le plus souvent établies dans des zones où la profondeur d'eau est relativement faible, telles que les estuaires, et où il est alors indispensable de réaliser des dragages pour permettre aux bateaux d'accéder aux quais. Ces dragages sont effectués au moment de la construction du port, mais également de façon périodique pour enlever les sédiments qui se sont accumulés dans les chenaux et les darses (dragages d'entretien). C'est ainsi, par exemple, que les pays riverains de la mer du Nord et de l'Atlantique draguent annuellement 70 à 85 millions de tonnes de déblais qui sont rejetés en mer ou stockés dans des zones de dépôts à terre. Ces opérations, par l'importance des moyens qu'elles mettent en œuvre, sont extrêmement coûteuses et les services chargés des accès portuaires recherchent le meilleur compromis entre les impératifs du maintien des activités, l'incidence du coût des dragages sur l'économie portuaire et la protection de l'environnement.

## **Les destinations des matériaux de dragage**

---

Bien que très largement pratiquée, l'immersion n'est pas obligatoirement la destination finale de tous les matériaux dragués. En effet, selon leurs caractéristiques physico-chimiques et leur niveau de contamination, les déblais peuvent être valorisés, déposés ou confinés à terre et en mer ou être soumis à des traitements spécifiques de dépollution. Il n'existe pas de technologie universelle applicable dans tous les cas : chaque site et chaque matériau constituent un cas spécifique qui doit être traité comme tel. Ceci est particulièrement vrai lorsque l'on a affaire à des sédiments contaminés, pour lesquels la nature même du contaminant détermine le type de traitement approprié. Ce sont souvent les études pilotes sur site qui permettent d'optimiser le choix des filières de traitement et de formuler des recommandations générales (Centre Saint-Laurent, 1994; AIPCN, 1997).

## **Les traitements biologiques**

---

Les traitements biologiques des sédiments à draguer consistent à utiliser la capacité de certains microorganismes à dégrader la matière organique. De manière générale, l'efficacité des méthodes biologiques dépend des conditions de milieu (température, oxygène, teneur en nutriments) et de l'adaptation des microorganismes à utiliser le carbone organique des sédiments comme substrat pour leur propre développement. Ces biotechnologies peuvent être mises en œuvre soit *in situ*, soit lors de dépôts à terre ou d'épandages sur les sols, soit dans des bioréacteurs.

### **Les traitements *in situ* ou biodragages**

Ils consistent à disperser à la surface du sédiment ou à injecter dans le sédiment des produits pulvérulents sur lesquels sont fixées des bactéries capables de dégrader les matières organiques. Les techniques se différencient par l'origine des bactéries, exogènes ou provenant de cultures de souches prélevées dans le sédiment à traiter, l'addition ou non de nutriments et d'oxygène. L'avantage attendu est double : d'une part, abaisser le niveau du sédiment afin de limiter la fréquence des dragages, d'autre part, éliminer les contaminants organiques biodégradables (De Meyer *et al.*, 1997).

D'après Ferdinandy van Vlerken (1997), le concept du biodragage, qui propose des solutions économiques, donne des résultats médiocres et l'aération forcée du sédiment conduit à une dispersion des contaminants dans la colonne d'eau. En fait, peu de données expérimentales sont disponibles quant à l'impact de cette pratique qui, bien qu'utilisée dans certains milieux d'eau douce, n'a pas fait l'objet de réelles applications en milieu marin. Toutefois, il existe à la fois une offre de service par quelques opérateurs et une demande des gestionnaires des ports pour de telles techniques.

Afin de faciliter l'évaluation de ces techniques sur le plan opérationnel, l'Ifremer a défini un protocole de suivi de l'efficacité et de l'impact potentiel des biodragages (Alzieu *et al.*, 1999).

### Les mises en dépôts

Les sédiments peuvent techniquement être mis en dépôt à terre, sous l'eau ou sur des îles. Toutefois, les dispositions liées à la protection de l'environnement marin contre les risques écologiques potentiels des immersions tendent à privilégier les dépôts terrestres.

Les dépôts à terre les plus rudimentaires consistent à déverser les sédiments dans des bassins creusés à terre et pour lesquels on s'est, au préalable, assuré de leur étanchéité vis-à-vis des nappes phréatiques. Les déblais sont introduits dans les bassins généralement par pompage et, si nécessaire, après déstructuration et addition d'une faible quantité d'eau. De façon générale, cette pratique nécessite d'importantes surfaces disponibles à proximité des sites de dragage. Selon AIPCN (1997), les avantages des dépôts à terre résident dans les conditions optimales de maîtrise de la contamination et de valorisation ultérieure. Par contre, les inconvénients sont multiples : sites adéquats limités, possibilité de pénétration des contaminants dans les eaux souterraines et de surface, contamination potentielle des chaînes alimentaires terrestres, odeurs désagréables.

Une solution plus élaborée consiste à confiner les sédiments dans des enceintes étanches qui isolent les matériaux de l'environnement extérieur. Ces bassins jouent le rôle de cellules de décantation qui effectuent un tri granulométrique séparant les sables grossiers des fractions fines les plus chargées en contaminants. Cette technique est très largement utilisée en Amérique du Nord : la moitié des sédiments dragués dans les Grands Lacs est mise en dépôt (Centre Saint-Laurent, 1994). Les dépôts confinés rejettent des effluents liquides dont il convient de s'assurer de leur absence de contamination au moment de leur introduction dans le milieu récepteur. Toutefois, les résultats de suivis tendent à montrer que, si les bassins sont correctement dimensionnés par rapport aux volumes déversés, ils représentent une barrière efficace pour limiter les apports de microorganismes et de contaminants métalliques et organiques vers le milieu récepteur. Divers guides pratiques ont été édités pour la conception, la construction et le contrôle du fonctionnement des dépôts confinés (*in* AIPCN, 1997).

### Le lagunage

Il consiste à déposer, de manière temporaire sous une faible épaisseur, des sédiments en vue de leur utilisation ultérieure. Différents processus décrits par De Haan *et al.* (1997) et Heynen *et al.* (1997) interviennent au cours de l'opération qui débute par une perte irréversible d'eau. Le tassement des matériaux et leur dessiccation (processus physique) conduisent à la formation de craquelures de surface qui permettent la pénétration de l'oxygène et le développement de réactions d'oxydation,



lesquelles modifient la composition chimique du sédiment (processus chimique). L'instauration de conditions aérobies facilite le développement d'une microflore adaptée aux matières organiques du sédiment. Les processus physiques et chimiques contrôlent la cinétique d'évolution des matériaux qui, d'après De Haan *et al.* (1997), dépendent :

- des conditions de dessiccation des matériaux, telles que les climats favorables à l'évapotranspiration et les systèmes de drainage efficaces ;
- de l'épaisseur des sédiments déposés qui doit être plus faible en hiver qu'en été ;
- de la taille des particules : plus la fraction fine est importante, plus le temps de séjour doit être élevé.

Les études réalisées par les auteurs précités ont montré qu'un séjour de 35 jours était nécessaire pour traiter trois types de sédiments (argileux, tourbeux, sableux) sous une épaisseur n'excédant pas un mètre.

#### **L'épandage sur sol**

Il consiste à faciliter la biodégradation en disposant les sédiments à terre sous une très faible épaisseur (10 cm). L'addition d'azote et de phosphore ainsi que l'aération mécanique accélèrent la dégradation des polluants.

#### **Le traitement en bioréacteur**

Il accélère les processus de biodégradation en favorisant le contact entre les boues aérées et les microorganismes. Les boues admises dans le bioréacteur renferment en moyenne 50 % de matières solides. Le pH, la teneur en oxygène et la température (15 à 70 °C) doivent être stabilisés pour assurer le développement des bactéries (*in* Centre Saint-Laurent, 1994). Le procédé Fortec (Fast organic removal technology) décrit par Brummeler *et al.* (1997) a été développé, depuis le stade laboratoire jusqu'à son utilisation industrielle, pour le traitement des sédiments du port d'Amsterdam contaminés par des PAH et hydrocarbures. Il est constitué par une série de quatre bioréacteurs, d'un volume total de 468 m<sup>3</sup>, alimentés par les boues résiduelles de l'hydrocyclonage et les eaux de traitement par flottation des sables, renfermant au total 88 % des PAH et 79 % des hydrocarbures contenus dans le sédiment brut. L'installation a été conçue pour traiter en 100 jours 3 000 tonnes (poids sec) de sédiment, correspondant à 100 tonnes de fines. Sous des conditions de pH voisines de la neutralité, une teneur minimale en oxygène de 2 mg.l<sup>-1</sup> et une température constante de 35 °C, le taux de dégradation maximal des PAH (85 %), correspondant à une teneur dans les boues résiduelles de 150 mg.kg<sup>-1</sup> ps, a été atteint au bout de 8 jours. Pour les hydrocarbures, le rendement moyen est de 78 % (5 g.kg<sup>-1</sup> dans le résidu sec) et varie de 99 % pour la fraction C<sub>10</sub>-C<sub>12</sub> à 68 % pour celle C<sub>30</sub>-C<sub>40</sub>. La biodégradation anaérobie en bioréacteur est également applicable pour l'élimination de certains sédiments. Kishi & Yamamoto (1997) ont traité des sédiments riches en matières organiques à partir d'une succession de phases aérobies et anaérobies alimentées par des bactéries adaptées.

Les biotechnologies sont largement développées pour le traitement des sols et sédiments contaminés par des substances organiques. Elles se révèlent efficaces pour éliminer les PAH, les substances volatiles halogénées ou non, et d'un rendement moyen à faible pour les PCB et les pesticides halogénés. Les procédés biologiques sont peu usités pour les sédiments fortement contaminés par les métaux, ces derniers étant généralement toxiques pour les bactéries non adaptées. Toutefois, Seidel *et al.* (1997) ont montré que le lessivage des sédiments par des suspensions de bactéries sulfo-oxydantes (*Thiobacilli*) permettait de faciliter l'extraction du zinc, du cadmium, du nickel, du cobalt et du manganèse. Par ailleurs, l'utilisation de bactéries immobilisées sur des matrices solides pour fixer les métaux, puis les extraire, a fait l'objet d'études de faisabilité.

### Coûts relatifs des techniques de traitement des vases

Les techniques de traitement des sédiments contaminés ou non sont multiples. Certaines ont fait la preuve de leur validité opérationnelle à l'échelle industrielle, d'autres en sont au stade conceptuel ou du perfectionnement dans des pilotes. Bien que la faisabilité économique détermine la faisabilité opérationnelle, il est très difficile de connaître les coûts induits par les traitements et *a fortiori* de les généraliser à un grand nombre de situations. En effet, chaque site est spécifique par la nature physique des sédiments, les contaminants associés et leurs niveaux de présence, l'importance des volumes à traiter ainsi que les valorisations possibles en fonction des règlements locaux. Le tableau donne un ordre de grandeur du coût de différentes techniques biologiques décrites dans diverses publications. Afin de fournir des termes de comparaison, tous les coûts ont été convertis en euros et rapportés, selon le cas, au volume ( $m^3$ ) ou à la tonne de sédiment sec traité (ts). Ces données acquises dans des contextes différents, expérimentations pilotes ou cas réel, ne sont pas applicables à l'évaluation directe de coûts opérationnels. En effet, ces derniers doivent, entre autres, tenir compte des conditions locales et, dans certains cas, des coûts induits par les phases de prétraitement des sédiments bruts et d'élimination des résidus du traitement lui-même.

Coûts indicatifs de différentes techniques de traitement biologique de vases portuaires, exprimés en euros (1 E = 1,17 US\$) par tonne de sédiments secs (ts) ou  $m^3$ , (extrait de Alzieu, 1999).

Épandage agricole	10,4 à 28,2 ts	Ferdinandy van Vlerken, 1997
Lagune de sédimentation	12,3 à 26,7 $m^3$	Cuperus <i>et al.</i> , 1997
Lagunage + « Daramend »	48,2 à 66,3 ts	Bucens & Seech, 1997
Bioréacteur	27,3 à 34,5 ts	Ferdinandy van Vlerken, 1997

### **Valorisation des déblais de dragage**

---

Dans certains cas, les sédiments sablo-vaseux ainsi que les vases peuvent se prêter à des opérations de valorisation.

La valorisation des déblais est souvent recherchée pour réduire les coûts de dragage et répondre à un besoin en matériaux. Trois types d'utilisation sont envisageables : amendement pour les sols agricoles (épandage), emploi comme matériaux de construction primaires (sables) ou élaborés (briques), remblaiement pour la réalisation d'infrastructures. La réglementation et les contextes locaux conditionnent l'importance des offres d'emploi des déblais. La récupération des fractions sableuses, utilisées soit pour la construction soit pour l'enrichissement de plages pendant la période estivale, constitue la plus fréquente des valorisations. Il est possible que les travaux de génie écologique entrepris pour restaurer des zones humides puissent à l'avenir constituer un débouché important pour des sédiments non contaminés. C'est ainsi qu'en dix ans 3,31 km<sup>2</sup> de marais ont été recréés dans la lagune de Venise en utilisant 5 millions de mètres cubes de déblais de dragage (Cecconi, 1997).

### **Conclusion**

---

L'extraction des vases portuaires est une nécessité pour assurer les impératifs de sécurité de la navigation. Pour de petits volumes, le dépôt à terre sous forme de lagunage ou de confinement des vases dans des darses abandonnées est d'utilisation courante. Par contre, les techniques basées sur des processus biologiques restent encore à développer : celles relatives au biodragage doivent apporter la preuve de leur efficacité et de leur absence d'impact sur le milieu alors que les traitements en bioréacteurs présentent encore un coût économique difficilement supportable quand de grands volumes sont en jeu.

### **Références bibliographiques**

- AIPCN, 1997. Manutention et traitement des matériaux de dragage contaminés provenant des ports et des voies navigables intérieures « MDC ». Rapport du groupe de travail, 17, 60 p.
- Alzieu C., 1999. Gestion des sédiments portuaires. In: Dragages et environnement marin : état des connaissances. Éd. Ifremer, 167-186.
- Alzieu C., Andral B., Bassoullet P., Gourmelon M., Le Quillec R., L'Yavanc J., Quiniou E., 1999. Biodragages : protocole de suivi de l'efficacité et de l'impact potentiel. Rapport Ifremer, Del/st/rst, 99/11, Sète, 37 p.

- Brummeler E.T., Oostra R.P., Pruijn M.F., Weller B.A.J., 1997. Bioremediation with the Fortec process: a save harbour for sediment. International conference on contaminated sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 405-411.
- Bucens P., Seech A., 1997. Remediation of polynuclear aromatic hydrocarbon contaminated sediments using grace bioremediation technologies Daramend bioremediation biotechnology. International conference on contaminated sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 292-299.
- Cecconi G., 1997. Beneficial use of dredged material for recreating marshes in the Venice lagoon. International conference on contaminated sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 150-153.
- Centre Saint-Laurent, 1994. Guide pour l'évaluation et le choix des technologies de traitement des sédiments contaminés. Document rédigé par Jean-René Michaud, direction du développement technologique, n° de catalogue : En40-450/1993F.
- Cuperus J.G., Van Veen W.W., Polderman W., Elsmann M.A., Limbeek J.H.A., 1997. Separation of dredge spoil in sedimentation lagoons: an attractive alternative. International conference on contaminated sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 338-341.
- De Haan W., Otten K.J., Heynen J.J.M., Folkerts H., Elsmann M., 1997. Physical characteristics and biodegradation during ripening of dredged material: a natural production process of applicable soil. International conference on contaminated sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 356-365.
- De Meyer C.P., Charlier R.H., De Vos K., Malherbe B., 1997. *In situ* bioremediation of contaminated sediments. Sea Technology, 57-59.
- Ferdinandy van Vlerken M.M.A., 1997. Chances for biological techniques in sediment bioremediation. International conference on contaminated sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 275-283.
- Heynen J.J.M., Orbons A.J., De Haan W., Polderman P.O., Folkers H., 1997. Chemical aspects and acceptance criteria regarding the ripening of dredged material: a production process for construction materials. International conference on contaminated sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 366-373.
- Kishi H., Yamamoto K., 1997. New process for improvement of contaminated sediments by succession of microbiota. International conference on contaminated sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 284-291.
- Seidel H., Ondruschka J., Morgenstern P., Stottmeister U., 1997. Bioleaching of heavy metals from contaminated aquatic sediments using indigenous-oxidising bacteria: a feasibility study. International conference on contaminated sediments, Rotterdam, September 7-11, 1997, vol. 1, 420-427.



## Utilisation à grande échelle de la biorestauration : l'Exxon Valdez

---

Anne Basseres

Groupement de recherches de Lacq, TotalFinaElf, BP 34, 64170 Lacq, France  
Anne.BASSERES@LACQ.elf-atochem.fr

### Résumé

---

Pour la première fois, la biorestauration a été utilisée à grande échelle pour nettoyer les côtes de l'Alaska après l'accident de l'*Exxon Valdez* (1989). Le programme a été développé selon trois étapes : tests de laboratoire, tests *in situ* et traitement de 250 km de côtes. Globalement, les résultats ont montré que la biodégradation des hydrocarbures a été accélérée d'un facteur 3 à 5.

### Abstract

---

Bioremediation was used for the first time on a large scale to clean the coasts of Alaska after the accident of *Exxon Valdez* (1989). The programme was developed in three stages: laboratory tests, *in situ* tests and treatment of 250 km of coasts. Broadly, the results showed that the biological breakdown of hydrocarbons was accelerated by a factor of 3 to 5.

### Introduction

---

Classiquement, les moyens de lutte contre les déversements accidentels d'hydrocarbures sur une côte sont : le confinement, la récupération et l'utilisation de produits chimiques tels les absorbants et les agents de lavage. Ainsi, la récupération mécanique ou manuelle a recours à des équipements qui, quelle que soit leur valeur, atteignent trop rapidement leur limite. La biorestauration qui s'appuie sur le caractère biodégradable des hydrocarbures peut être appliquée en traitement de finition après ces techniques classiques. La biodégradation des hydrocarbures dans le milieu naturel est un phénomène lent, dont les principaux facteurs limitants sont la teneur en oxygène dans le milieu et la disponibilité en éléments nutritifs, azote et phosphore. Dans la plupart des milieux, on trouve des microorganismes capables de dégrader les hydrocarbures. La biorestauration consiste à utiliser ces microorganismes et à leur apporter les éléments nutritifs qui leur manquent. Après l'accident de l'*Exxon Valdez* en 1989, cette technique de biorestauration a été appliquée sur les côtes polluées, pour la première fois à grande échelle.

## L'accident

Le 24 mars 1989, l'*Exxon Valdez*, pétrolier de 300 m de long transportant une cargaison de 200 000 tonnes de brut Prudhoe bay, chargé au terminal de Valdez, à destination de Long Beach (Californie), heurtait, dans la nuit, le récif Bligh Reef dans la baie de Prince William. Sur les onze réservoirs de brut du tanker, huit ont été fortement endommagés et ont conduit au déversement de 38 000 tonnes de brut répandu en moins de 5 h dans la baie.

Les 24, 25 et 26 mars 1989, plusieurs essais de dispersion du brut par épandage par avion ont été effectués mais se sont soldés par des échecs dus au faible niveau d'énergie de la mer. Le 25 mars, un essai de combustion *in situ* du brut se traduisit également par un échec, laissant des quantités importantes de résidus goudronneux. Des conditions climatiques difficiles conduisirent le brut à s'émulsionner, devenant difficile à récupérer. Il atteignait les côtes dès les premiers jours d'avril.

## Bilan massique de la pollution

Le bilan massique de la pollution, au 1<sup>er</sup> mai 1989, est donné dans le tableau 1.

Tableau 1 - Bilan massique de la pollution au 1<sup>er</sup> mai 1989.

État	1 <sup>er</sup> mai 1989
Dispersé	5 %
Évaporé	35 %
Sur l'eau	10 %
Sur les côtes	25 %
<i>In situ</i> burning	8 %
Récupéré mécaniquement	16 %
Biodégradé	1 %

La pollution côtière a alors été estimée à 1 100 km de côtes polluées, dont 500 km l'étaient fortement.

Les premiers traitements autorisés furent les lavages à l'eau froide mais, devant leur inefficacité et les pressions de l'EPA (US Environmental Protection Agency) et du gouvernement, un nouveau plan a été élaboré et proposé courant avril : utilisation de la biorestauration.

## Le programme de biorestauration

Le professeur Atlas avait déjà montré, depuis de nombreuses années, la biodégradabilité du Prudhoe bay.

L'objectif a alors été de traiter 500 à 600 km de côtes. La responsabilité de cette opération a été confiée à l'EPA. Un accord financier entre l'EPA et Exxon a alors été passé ; le coût du projet était de 4,6 millions US\$ (3 M US\$ par Exxon et 1,6 M US\$ par l'EPA).

Le planning retenu devait se dérouler en trois phases, avec acceptation des résultats d'une phase pour passer à l'autre :

- tests en laboratoire (EPA Cincinnati);
- tests *in situ*;
- traitements.

#### **Essais en laboratoire - EPA - Mai 1989**

Les essais en laboratoire devaient donner les premières informations sur la faisabilité d'un tel traitement. Des tests de biodégradation par respirométrie (Sapromat), des tests de toxicité (tests poissons, invertébrés, microorganismes) et des cinétiques de relargage d'azote ont été réalisés.

Trois stratégies d'application de produits commercialement disponibles ont été retenues :

- produit oléophile : Inipol EAP 22;
- deux formulations à effet retard : briquette Woodace (nutriment minéral) et granulés (Customblen);
- une formulation d'éléments nutritifs solubles dans l'eau (produit liquide).

Les essais en laboratoire étant concluants, il a été décidé d'effectuer les tests de terrain.

#### **Essais *in situ* - 8 juin 1989**

Les premiers essais *in situ* ont été réalisés à Snug Harbour sur 6 parcelles de 30 m x 12 m. Les produits retenus lors de la phase I ont été testés : Inipol EAP 22 et briquettes Woodace. L'application des additifs a été réalisée dans des filets disposés au sol pour le nutriment minéral et par pulvérisation pour l'Inipol EAP 22.

Les moyens du suivi scientifique réalisé par l'EPA comprenaient : bateau laboratoire, hélicoptère, hydravion, 60 chercheurs EPA; 1 500 analyses microbiologiques et 5 000 analyses chimiques, dont 2 000 en chromatographie en phase gazeuse, ont été réalisées. Les contrôles réalisés consistaient en une estimation de l'évolution de la biomasse bactérienne, de la quantité d'hydrocarbures résiduels, des flux d'azote et des cinétiques de biodégradation suivie, dans un premier temps, par l'évolution des ratios  $C_{17}$ /pristane et  $C_{18}$ /phytane.

Les résultats obtenus avec l'Inipol EAP 22 ont été exprimés par la diminution du rapport  $C_{18}$ /phytane de 70 % en 4 semaines contre 30 % avec les briquettes et pour le témoin. Une augmentation des bactéries hydrocarbonoclastes d'un facteur 100 a été observée sur les parcelles traitées avec l'Inipol EAP 22. Ce facteur était de 30 pour l'additif minéral.

Suite à ces résultats probants, la biorestauration a alors été recommandée comme une technique de nettoyage possible.

### Traitement

Le traitement a alors été appliqué sur différentes plages et durant trois étés, périodes accessibles à la logistique.

L'Inipol EAP 22 a été, dans certains cas, associé à du Customblen pour assurer une meilleure disponibilité des nutriments dans le temps.

Le tableau 2 rassemble les informations sur les traitements effectués.

Tableau 2 - Traitements de côtes effectués.

	Inipol EAP 22	Customblen	Nombre d'applications	Km de côtes traitées
Août-fin septembre 1989	265 t	16 t	788	120
Mai-juin 1990	112 t	50 t	1426	100
Juin 1991	30 t	4 t	223	50

Le traitement a été effectué tout en assurant le suivi avec contrôles des teneurs en hydrocarbures dans l'eau et les sédiments, analyses microbiologiques et écotoxicologiques et vérification du relargage d'éléments nutritifs (eutrophisation...).

Le gain à long terme a pu être estimé d'une année sur l'autre : dans les zones traitées, on ne trouvait presque plus d'hydrocarbures en surface ainsi qu'à 70 cm de profondeur ; en revanche, dans les zones témoins, il y avait une contamination en profondeur.

Globalement, le temps de nettoyage a été estimé à 3 à 5 fois plus court avec la biorestauration que sans.

### Suivi de l'impact écologique de l'application de nutriments

Lors des applications d'additifs, des analyses de chlorophylle et des mesures de productivité primaire ont indiqué qu'il n'y avait pas eu de développement d'algues suite à l'application des additifs. Les concentrations en azote ammoniacal, également contrôlées, sont restées inférieures aux seuils imposés par l'EPA. De plus, des tests n'ont pas révélé d'élévation significative du taux d'hydrocarbures dans les tissus d'organismes marins exposés aux flux aqueux provenant des plages traitées. Des tests de toxicité des additifs de biodégradation ont été effectués par l'institut Battelle.

### Conclusions

La biorestauration des côtes d'Alaska suite à l'accident de l'*Exxon Valdez* a constitué une première mondiale pour ce type de traitement à grande échelle. Les résultats sont probants. En outre, cette expérience a permis de favoriser les échanges et la collaboration entre plusieurs laboratoires et organismes, industriels et gouvernementaux. Cela a également stimulé la recherche dans ce domaine.



Globalement, les résultats ont montré que la biodégradation des hydrocarbures, dans les zones bien traitées, a été accélérée d'un facteur 3 à 5 ; dans ces conditions, les hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP) ont été dégradés 5 fois plus vite dans les zones traitées.

Cette biorestauration a été menée en respectant les conditions de sécurité environnementale, en s'appuyant sur des moyens analytiques et de monitoring très poussés.

Profitant d'une telle expérience, des conseils et recommandations pour les applications futures de biorestauration ont pu être proposés.

### **Références bibliographiques**

- Atlas R.M., 1981. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective. *Microbiological review*, 45, 180-209.
- Baker J.M., Clark R.B., Kingston P.F., 1991. Two years after the spills: environmental recovery in Prince William sound and the gulf of Alaska. Institute of offshore engineering, Heriot-Watt university, Edinburgh, 31 p.
- Bragg J.R., Prince R.C., Wilkinson J.B., Atlas R.M., 1992. Bioremediation for shoreline cleanup following the 1989 Alaskan oil spill. Exxon Company, USA, Houston, TX.
- Bragg J.R., Prince R.C., Harner E.J., Atlas R., 1993. Bioremediation effectiveness following the *Exxon Valdez* spill. Proceedings of the 1993 Oil Spill Conference, March 29-April 1, Tampa, Fl., US Coast Guard, API, EPA.
- Ladousse A., Tramier B., 1991. Results of 12 years of research in spilled oil bioremediation: Inipol EAP 22. Proceedings of the 1991 International Oil Spill Conference, March 4-7, 1994, San Diego, CA, US Coast Guards, API, US EPA, 577-581.
- Report, 1990. Alaskan oil spill bioremediation projet. US EPA/600/8-89/073.
- Sveum P., Ladousse A., 1989. Biodegradation of oil in the Arctic: enhancement by oil-soluble fertilizer application. Proceedings of the 1989 International Oil Spill Conference, february 13-16, 1989, San Antonio, TX., US Coast Guards, API, US EPA, 439-446.

## Habitat recovery and toxicity reduction of an oiled wetland: evaluation of phytoremediation potential

Kenneth Lee<sup>(1)</sup>, Albert D. Venosa<sup>(2)</sup>, Susana Garcia-Blanco<sup>(3)</sup>,  
Moustafa Moreleb<sup>(3)</sup>, Makram T. Suidan<sup>(3)</sup>, Francois X. Merlin<sup>(4)</sup>

(1) Maurice Lamontagne Institute, Marine Environmental Sciences Division,  
Fisheries and Oceans-Canada, PO Box 1000, Mont-Joli, QC, G5H 3Z4, Canada

(2) US Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory,  
26 W. Martin Luther King Drive, Cincinnati, OH, 45268, USA

(3) University of Cincinnati, Department of Civil and Environmental Engineering, Cincinnati,  
OH, 45221-007, USA

(4) Cedre, BP 20413, 29604 Brest, France

### Abstract

A controlled oil spill experiment was conducted in a freshwater wetland to determine the efficacy of the bioremediation and phytoremediation countermeasures. While the growth of *Scirpus pungens*, the dominant plant species, was significantly enhanced by the addition of fertilizers, biotests with bacteria and invertebrates provided also evidence of detrimental effects. GC/MS analysis could not resolve significant changes in the composition of the residual oil as a result of the experimental treatments. The discrepancy between biological and chemical environmental assessment methods may be due to induced tolerance, changes in the bioavailability of the residual oil and/or detrimental effects from the bioremediation agents used.

### Résumé

Une expérience de déversement contrôlé de pétrole fut conduite dans un herbier d'eau douce afin de déterminer l'efficacité de deux techniques de contremesure : la biorestauration et la phytorestauration. Alors que la croissance de *Scirpus pungens*, l'espèce végétale dominante, fut significativement augmentée par l'ajout de fertilisants, des biotests utilisant des bactéries et des invertébrés ont montré en même temps une évidence d'effets dommageables. Des analyses effectuées par CG/SM n'ont pu détecter des changements significatifs dans la composition du pétrole résiduel liés aux divers traitements expérimentaux. La divergence entre les résultats des méthodes d'évaluation biologiques et chimiques peut être attribuée à une tolérance induite, à des changements dans la biodisponibilité du pétrole résiduel et/ou à des effets défavorables des agents de biorestauration utilisés.

## Introduction

---

Wetlands have enormous ecological importance due to their contribution to biological productivity, nutrient regeneration, habitat supply, and shoreline erosion control (Mitsch & Gosselink, 1993). They are also among the most vulnerable ecosystems to oil pollution as they are low-energy environments where residual oil is known to have a long residence period (Alexander & Webb, 1987). It has been proposed that traditional oil spill countermeasures based on physical and chemical methods to remove contaminant hydrocarbons (e.g. *in situ* burning, removal of oiled vegetation, application of chemical cleaning/dispersant agents) may cause more detrimental effects to the environment than the residual oil itself (Lee & Levy, 1989). Research is now needed to develop less intrusive but effective methods for restoring wetlands in the event of crude oil spills.

Microbial degradation appears to be the major process through which petroleum hydrocarbons are removed from sediments (Atlas, 1993). Hence, biostimulation, which involves the addition of nutrients or growth-enhancing co-substrates, and improvement of habitat quality to stimulate the growth of indigenous oil degraders, may provide a solution. The feasibility of nutrient addition as a bioremediation strategy has been proven in laboratory studies, field trials and actual response operations (Bragg *et al.*, 1993; Lee & Levy, 1991; Lee *et al.*, 1993, 1995, 1997; Lee & Merlin, 1999; Pritchard & Costa, 1991; Prince, 1993; Venosa *et al.*, 1996). As efficient petroleum hydrocarbon biodegradation is mostly an aerobic process (Atlas, 1993; Cerniglia, 1992), it is now proposed that enhanced microbial oil degradation rates may result from the ability of some wetland plant species to aerate the soil rhizosphere (Lin & Mendelssohn, 1996). This type of remediation activity comprised of direct plant activity and indirect stimulation of microbial populations within the rhizosphere has been termed phytoremediation. In addition to providing an improved habitat for contaminant-degrading microbes (the rhizosphere), plants can release exudates and enzymes to stimulate the activity of such microbes, or directly break down contaminants via their own catabolic pathways (Carlson & Forrest, 1982; Schnoor *et al.*, 1995).

To evaluate the efficacy of nutrient enrichment and phytoremediation as bioremediation strategies, both chemical and biological variables were monitored in a controlled oil spill experiment on a freshwater wetland site situated on the St. Lawrence River, Canada.

## Methods

---

### Field procedures

The field trial was conducted on a freshwater wetland dominated by *Scirpus pungens*. The site is influenced by a semi-diurnal tide, as it is located along the St. Lawrence River near the village of Sainte-Croix-

de-Lotbinière (46°37' N, 71°45' W), 20 km south of Quebec City, Canada. Mesa oil (29.7 API gravity; 4°C flash point) from the Petro Canada refinery in Montreal was used as the test oil. Prior to use, the test oil was weathered to remove approximately 14% of its light components by mixing for 130 hours with a submerged air line.

The experiment consisted of 5 experimental treatments replicated in 4 blocks (randomized complete block design with repeated measures). The treatments included an unoiled control plot and 4 oiled plots. Dimensions of the plots were 5 m x 4 m with the long axis parallel to the shoreline. The oiled plots were: natural attenuation; nutrient amendment with granular ammonium nitrate ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) and super triple phosphate ( $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ), with plants continuously cut back to evaluate the influence of plant growth; identical nutrient amendment but plants intact; nutrient amendment with sodium nitrate ( $\text{NaNO}_3$ ) instead of ammonium nitrate. The unoiled plot was fertilized with ammonium nitrate and super triple phosphate.

Twelve litres of oil were evenly sprayed onto each designated plot ( $0.61/\text{m}^3$ ) on June 10, 1999. To facilitate oil penetration and minimize dispersion by tides (which resulted in complete submersion of the plots twice a day), the top 2 cm of sediment in all plots (including unoiled controls) were mixed with cast iron rakes with 3-cm long tines. Individual fertilized plots were amended the same day with 1,220 g of  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$  and 2,854 g of  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  or 6,061 g of  $\text{NaNO}_3$ , on June 25 ( $\text{NaNO}_3$  amended plot only) and at weekly intervals to all plots designated for fertilization treatment from July 3, 1999 as the concentration of interstitial pore water nitrogen in the plots approached 5 mg per litre.

Sampling events were scheduled for weeks 0, 1, 2, 4, 6, 8, 12, 16 and 21, week 0 being the first sampling event at low tide the day after application of oil and nutrients (June 11, 1999). To avoid resampling the same area, the test plots were divided equally into 6 sectors that were each subdivided into 10 sample points. At each sample event, a 9-cm core was collected with a stainless-steel tulip-bulb planter from a preselected point within each sector. Chemical, microbiological and toxicological analyses were conducted on composite samples (3 pre-determined samples per composite).

### Chemical analyses

Sediment samples (300 g) were centrifuged to collect interstitial pore water for analysis of nutrient concentrations (ammonia, nitrate, nitrite and phosphate) with a Technicon Autoanalyzer (Lee *et al.*, 1997). Quantitative analysis of targeted saturated hydrocarbons and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in homogenized (10 g) sediment samples was accomplished by gas chromatography-mass spectroscopy analysis (Garcia-Blanco *et al.*, 2001). To account for differences attributed to physical oil loss, all analytes were normalized to the conservative biomarker  $\text{C}_{30}\text{-}17\alpha(\text{H}),21\beta(\text{H})\text{-hopane}$  found naturally in the test oil (Prince *et al.*, 1994).



### Biological analyses

Vegetative recovery of the wetland was monitored by determining changes in plant species composition, height and percent cover in September 1999. To avoid trampling of vegetation, measurements were made from a portable aluminum "catwalk" erected over each plot. Percent cover for each plant species within plot sectors was estimated and average maximum and minimum canopy heights were determined. Plant biomass for major species and total biomass was determined by harvesting all the plants from 0.25 m<sup>2</sup> quadrants placed at random within the plots. The plant material was categorized as *Scirpus pungens*, *Eleocharis palustris* and "other", then dried and weighed.

In addition to monitoring the reduction in the total concentration of contaminant hydrocarbons, treatment success was quantified by monitoring the reduction in sediment toxicity. The environmental impact of contaminants in aquatic ecosystems cannot be assessed accurately with a single species biotest, as it cannot represent the range of sensitivity of all biota within an ecosystem. This issue was breached using a battery of biotests: (1) Microtox<sup>®</sup> solid phase; (2) cladoceran mortality/immobility; (3) amphipod mortality; and (4) gastropod survival/histopathology.

In the Microtox<sup>®</sup> Solid Phase Test (Microbics Corporation, 1995), the bacterium, *Vibrio fischeri*, was exposed to oiled sediment. A significant decrease in bioluminescence relative to water-only controls was indicative of sediment toxicity. Toxicity levels were determined as the calculated concentration of sample that would result in a 50% reduction in luminescence: "effective concentration" EC<sub>50</sub> in milligramme dry sediment per litre of dilution water (ppm). To account for interferences from differences in sample grain size distribution, turbidity, and to a lesser extent, color of the sample dilutions, sample test results were compared to results from unoiled reference sediments from the study area.

The cladoceran *Daphnia magna* ("water flea") was used to assess the toxicity of elutriates from sediment samples (Environment Canada, 1990). Sediment (125 ml) in a bottle with 500 ml artificial seawater was placed in a rotating agitator (20 rpm, 15-16 h). Elutriate from each treatment was centrifuged (2 500 rpm, 20 min) and 150 ml added to each of three 200 ml beakers. *D. magna* neonates (10) were added to each beaker maintained at 20 ± 2°C, 16 h light, 8 h darkness. After 48 h of exposure, the number of live and immobile specimens was recorded. The mean and standard deviation of surviving daphnids was calculated and compared to the control sample. From this was derived a 48-h LC<sub>50</sub> ("lethal concentration" of elutriate causing 50% mortality after 48 h of exposure).

The Amphipod Test measured the effects of sediment samples on survival of sediment-dwelling *Hyalella azteca* neonates, 2-9 days old (Environment Canada, 1997). In this assay, 100-ml aliquots of homogenized test sediment samples were mixed with 175 ml of dilution

water. Ten *H. azteca* neonates were transferred to each test vessel. After 14 days, the content of each jar was sieved (0.5 mm). Mortality was determined by observing immobile specimens under a dissecting microscope for 5-10 seconds. Missing animals were assumed to be dead. The mean percent survival of each treatment was compared to mean percent survival of amphipods exposed to reference control sediments to determine if the treatments caused a significant decrease in organism survival.

## Results and discussion

### Chemical analyses

Following accidental oil spills, areas of shoreline are frequently impacted over several tidal cycles. In our controlled oil spill experiment, regulatory approval was only granted for a single oil application event. Plots were raked to achieve a depth of oil penetration expected from an actual spill event. Analysis of the conservative biomarker  $C_{30}\text{-}17\alpha(\text{H}),21\beta(\text{H})\text{-hopane}$  provided direct evidence that physical removal of stranded oil within the sediments was limited over the 21-week experimental period (fig. 1). Nutrient analysis confirmed that the interstitial water nitrogen concentrations could be maintained above our target level (5 mg/l) by weekly additions (fig. 2). For the sediment core samples, experimental treatments were found to be ineffective in stimulating oil biodegradation rates above that of natural attenuation (fig. 3). Differences in biodegradation between the oiled test plots were not readily apparent, the reduction in the concentration of target alkanes, parent and alkyl-substituted polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) against the conservative biomarker  $C_{30}\text{-}17\alpha(\text{H}),21\beta(\text{H})\text{-hopane}$  within the test oil was approximately 30% in all cases.

Figure 1  
Rate of oil loss by physical processes as indicated by removal of the conserved biomarker  $C_{30}\text{-}17\alpha(\text{H}),21\beta(\text{H})\text{-hopane}$ .

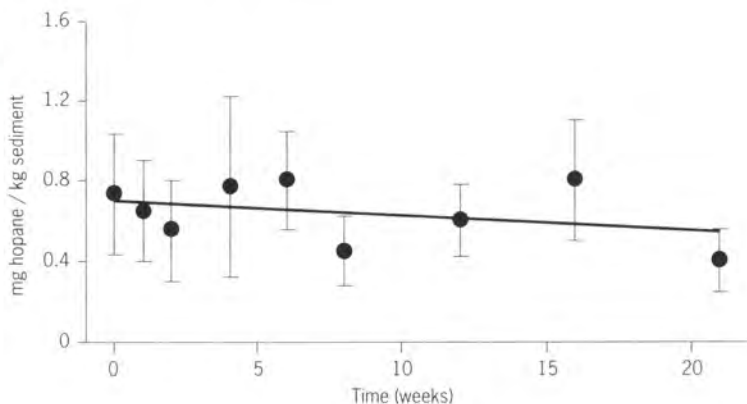


Figure 2  
Time series concentration of  $\text{NH}_4^+$  within interstitial waters of plots amended weekly with prilled ammonium nitrate and super triple phosphate.

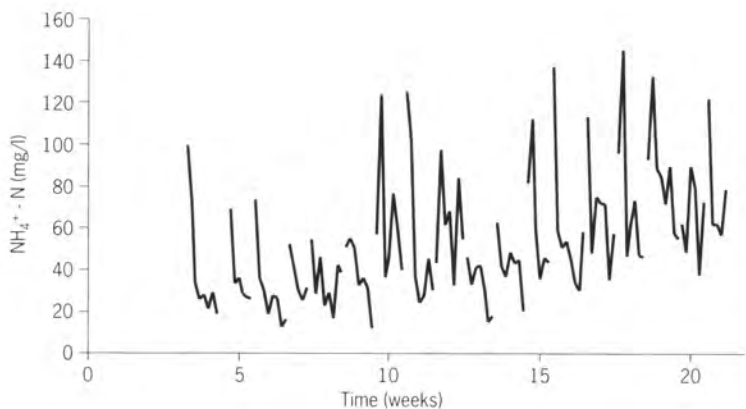
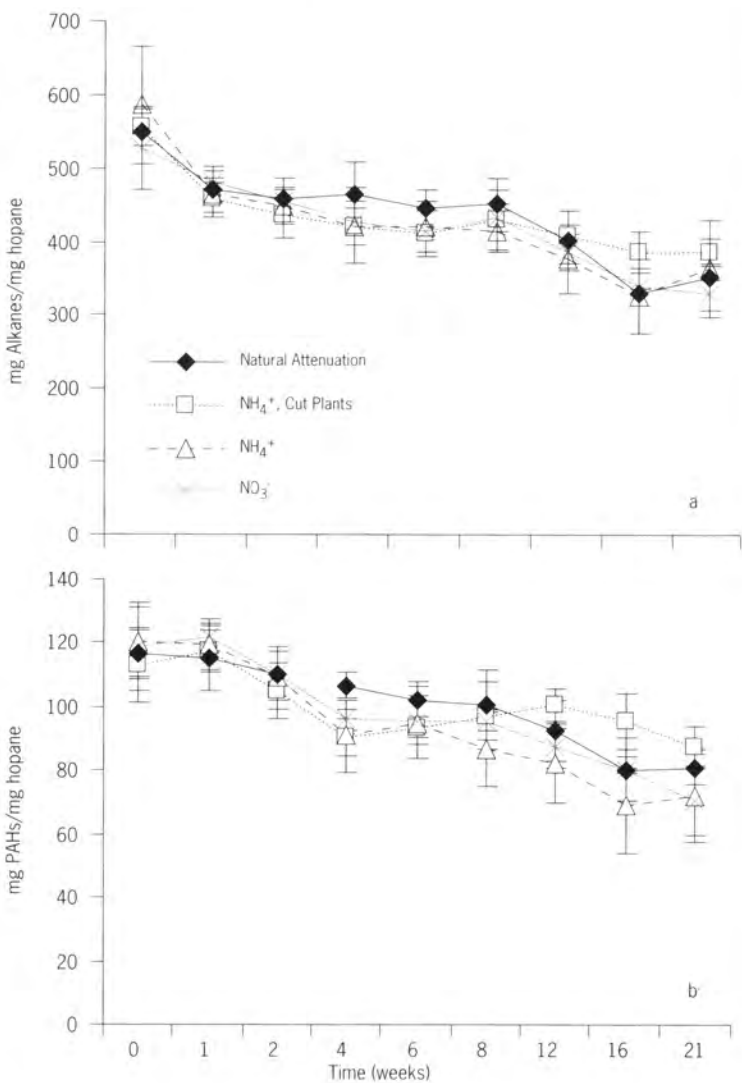


Figure 3  
Time series concentration of residual total alkanes (a) and total PAHs (b) in the sediments. To correct for loss differences attributed to physical processes, data are normalized to the conserved biomarker C<sub>30</sub>-17 $\alpha$ (H),21 $\beta$ (H)-hopane. Error bars represent one standard deviation (n=4).

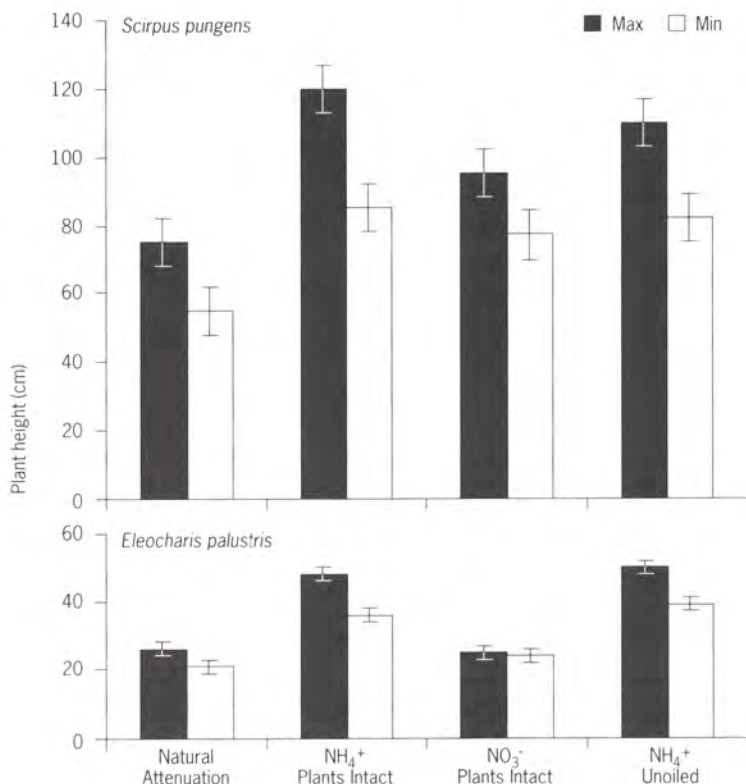


### Biological analyses

The dominant plant species (*Scirpus pungens*) tolerated the experimental oil concentrations, an observation consistent with the results of recent greenhouse studies (Longpré *et al.*, 1999). However, the predominant wetland plant species (*Scirpus pungens* and *Eleocharis palustris*) were suppressed by the oil.

Nutrient treatments resulted in the enhancement of growth as measured by average maximum and minimum height (fig. 4), biomass, and percent cover compared to natural attenuation. These results confirm nutrient limitation within the wetland. Indeed, *S. pungens* plants toppled over in all  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  amended plots as a result of growth stimulation. At the same nitrogen concentration, sodium nitrate amendments appeared less effective than ammonium nitrate.

Figure 4  
Minimum and maximum height of the dominant (*Scirpus pungens*) and secondary (*Eleocharis palustris*) plant species at week 21.



In the case of the Microtox<sup>®</sup> Solid Phase Test, oil toxicity is clearly evident on comparison of oiled and unoiled plots and evidence of toxicity reduction by natural attenuation was limited (fig. 5a). Significant reduction in sediment toxicity with nutrient amendment was not observed until week 12. Sensitivity of bacteria to the test oil may account for the negligible rates of oil degradation detected by the GC/MS analysis. Nutrient amendment with removal of plant cover was



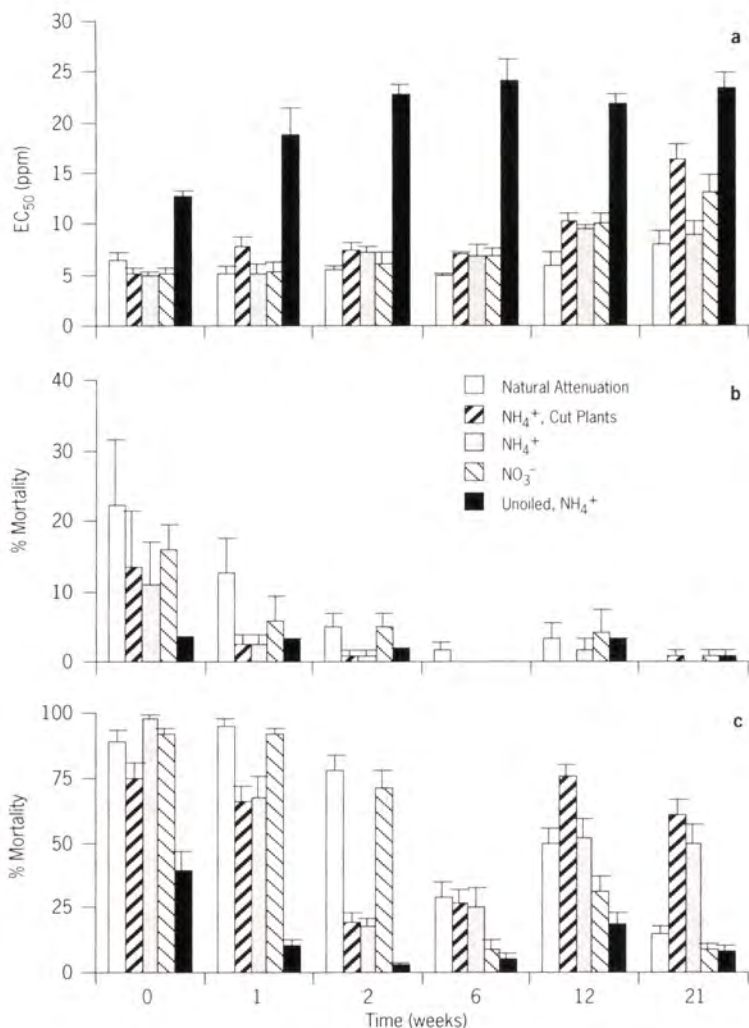
the most effective bioremediation strategy in reducing sediment toxicity to *V. fisheri*. This was the only treatment found to significantly enhance PAH degradation rates in surface sediments (Garcia-Blanco *et al.*, 2001).

Treatment of unoiled plots with ammonium nitrate and super triple phosphate appeared to cause negligible impacts on the survival of the cladoceran *Daphnia magna* (fig. 5b). In contrast, immediate toxic effects were observed in all oiled plots. Ammonium nitrate and triple super phosphate additions apparently reduced residual oil toxicity to background levels within a one-week period. Amendments with sodium nitrate appeared less effective. Evidence of natural recovery was observed within the experimental period; the effect of residual oil was deemed negligible by week 6 (fig. 5b).

*Hyaella azteca* mortality (fig. 5c) was a more sensitive test (higher response) than *Daphnia* mortality (fig. 5b). This may be due to species differences and the fact that the Amphipod Survival Test is a direct-contact sediment test rather than an elutriate exposure assay. Toxicants within the oil may not be transferred to the elutriate efficiently. *H. azteca* mortality was consistently lower in the unoiled nutrient amended plot. High mortality was observed during the first week in all oiled plots. As observed in the Cladoceran Survival Test, initial evidence of toxicity reduction was observed in plots amended with ammonium nitrate and triple super phosphate. The presence or absence of plants appeared to have no significant effect. The results for both invertebrate biotests reflect an increase in background sediment toxicity for all experimental plots at week 12. This observed response may be attributed to a seasonal change in species sensitivity. Furthermore at week 21, there was pronounced increase in sediment toxicity for the amphipods in the oiled plots amended with prilled ammonium nitrate. The sensitivity of *H. azteca* to ammonia was verified in the laboratory by spiking clean silica sand with ammonium chloride. A  $LC_{50}$  of 14.8 mg/l  $NH_3-N$  for total ammonia was found for the overlying water (95% confidence limit of 13.0-16.9). Many samples, especially in the latter sampling periods, had overlying water ammonia levels exceeding these values. The highest values correspond to the oiled plots amended with ammonium nitrate. The fertilized unoiled site also had elevated ammonia levels, but at a reduced concentration. This and a possible synergistic effect between oil and elevated  $NH_4^+$  concentrations may explain the observation of little or no toxic response observed in the fertilized unoiled plots (fig. 5c). Mortality rates approaching background levels in the untreated oiled plots (natural attenuation) were evident by week 21.

When all biotests are considered, the initial decrease in toxicity of the oiled and amended plots appears to result from the initial addition of ammonium nitrate and phosphate. Following this period (< 1 month), continued nutrient amendments had a deleterious effect, suggesting that a more effective strategy might have been to stop adding

Figure 5  
Time series changes  
in sediment toxicity  
as quantified by:  
a) Microtox<sup>®</sup> Solid Phase  
Test; b) Cladoceran Survival  
Test; and c) Amphipod  
Survival Test.



nutrients once the toxicity levels of the sediments were substantially reduced. Thus, criteria could be developed for biotests to determine when to cease nutrient amendment and allow natural attenuation to complete the remediation process, as for example, at week 2, when mortality drops to <5% for the cladoceran *D. magna* and <20% for the amphipod *H. azteca*.

## Conclusions

Previous studies demonstrated that *Spartina alterniflora* (smooth cordgrass), the dominant primary producer in saltmarshes along the Atlantic and Gulf coasts of North America, was resistant to moderate levels of oil pollution and capable of creating oxidizing conditions in the rhizosphere which favours the growth of microbial hydrocarbon

degraders (Lin & Mendelssohn, 1996). These results with *Spartina* suggest that an oil spill countermeasure procedure may be based on the potential application of wetland plants in phytoremediation strategies. In the current study, the presence of the wetland plant *Scirpus pungens* did not contribute to any significant enhancement of oil degradation within 9-cm sediment core samples. Furthermore, no enhancement of oil biodegradation activity was observed in the fertilized plots in which substantial enhancement of plant growth was observed. These results suggest that oil biodegradation rates were limited by oxygen availability. Direct support of this hypothesis has been provided by a complimentary study comparing the percent total target alkanes and PAHs remaining in core samples (9 cm depth) to that of surface samples (<2 cm depth) in which oxygen limitation is minimized. Significant differences in bioremediation of residual oil with depth were observed in the case of plots with cut plants and fertilized with  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  as the nitrogen source.

While the results of chemical analysis largely suggest that nutrient enrichment was an ineffective oil spill countermeasure in freshwater wetland dominated by *Scirpus pungens*, positive effects were evident in the biotest results based on the quantification of vegetative growth as a measure of habitat recovery.

Practical guidelines for bioremediation strategies are needed to quantify treatment efficacy or detrimental impacts (i.e., toxic metabolic by-products or bioremediation agents), and to identify operational end-points (i.e., an acceptable level of habitat recovery). Biotest methods can provide the solution, as the primary goal of bioremediation is to reduce toxic effects by converting organic molecules to benign cell biomass and "environmentally friendly" products like carbon dioxide and water (Atlas & Cerniglia, 1995). Results from the current experiment clearly demonstrate that detrimental effects may result from the application of bioremediation strategies. While there is no doubt that nutrient additions enhanced the growth and productivity of the dominant plant species within the oiled plots, it also caused a reduction in species diversity among the remaining wetland plants. Sustained elevated concentrations of nutrients also appeared to enhance the toxicity of residual oil to the benthic invertebrates surveyed.

The current study has demonstrated the utility of biotests in providing guidance and operational end-points for the application of bioremediation strategies. Species-dependent responses observed in this study confirm that the impact assessments should be based on a multi-species, multitrophic level test battery approach to improve ecological relevance. Due to natural variability, it is virtually impossible to remediate a contaminated site to its prespill condition. There is now a need for further research on the application of biotests in oil spill response operations to define a measurable parameter for "ecosystem recovery".

### Acknowledgements

This project was funded by Fisheries and Oceans - Canada, the Panel of Energy Research and Development (PERD) of Canada, and the US Environmental Protection Agency (EPA). Technical assistance in the field and laboratory was provided by staff from: the Maurice Lamontagne Institute (Fisheries and Oceans - Canada); the Environmental Science Centre (Environment Canada); EPA's National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH, USA; and the Department of Civil and Environmental Engineering, University of Cincinnati.

### Bibliographic references

- Alexander S.K., Webb J.W., 1987. Relationship of *Spartina alterniflora* growth to sediment oil content following an oil spill. *In: Proceedings of the 1987 Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, DC, 445-449.
- Atlas R.M., 1993. Bacteria and bioremediation of marine oil spills. *Oceanus*, 36, 71-73.
- Atlas R.M., Cerniglia C.E., 1995. Bioremediation of petroleum pollutants. *Bioscience*, 45, 332-338.
- Bragg J.R., Prince R.C., Harner E.J., Atlas R.M., 1993. Bioremediation effectiveness following the *Exxon Valdez* spill. *In: Proceedings of the 1993 Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, DC, 435-446.
- Carlson Jr. P.R., Forrest J., 1982. Uptake of dissolved sulfide by *Spartina alterniflora*: Evidence from natural sulfur isotope abundance ratios. *Science*, 216, 633-635.
- Cerniglia C.E., 1992. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Biodegradation*, 3, 351-368.
- Environment Canada, 1990. Biological test method: Acute lethality test using *Daphnia* spp. Report EPS 1/RM/11, Environment Canada, Ottawa, 57 p.
- Environment Canada, 1997. Biological test method: Test for survival and growth in sediment using the freshwater amphipod *Hyaella azteca*. Report EPS 1/RM/33, Environment Canada, Ottawa, 123 p.
- Garcia-Blanco S., Moteleb M., Venosa A.D., Suidan M.T., Lee K., King D.W., 2001. Restoration of the oil-contaminated St. Lawrence River shoreline: Bioremediation and Phytoremediation. *In: Proceedings of the 2001 Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, DC, (in Press).
- Lee K., Levy E.M., 1989. Enhancement of the natural biodegradation of condensate and crude oil on beaches of Atlantic Canada. *In: Proceedings of the 1989 Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, San Antonio, Texas, 479-485.
- Lee K., Levy E.M., 1991. Bioremediation: waxy crude oils stranded on low-energy shorelines. *In: Proceedings of the 1991 Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, DC, 541-524.



- Lee K., Tremblay G.H., Levy E.M., 1993. Bioremediation: Application of slow-release fertilizers on low-energy shorelines. *In: Proceedings of the 1993 Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, DC, 449-454.
- Lee K., Tremblay G.H., Cobanli S.E., 1995. Bioremediation of oiled beach sediments: assessment of inorganic and organic fertilizers. *In: Proceedings of the 1995 Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, DC, 107-112.
- Lee K., Tremblay G.H., Gauthier J., Cobanli S.E., Griffin M., 1997. Bioaugmentation and biostimulation: A paradox between laboratory and field results. *In: Proceedings of the 1997 international Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, DC, 697-705.
- Lee K., Merlin F.X., 1999. Bioremediation of oil on shoreline environments: Development of techniques and guidelines. *Pure and Applied Chemistry*, 71, 161-172.
- Lin Q., Mendelssohn I.A., 1996. A comparative investigation of the effects of Louisiana crude oil on the vegetation of fresh, brackish, and saltmarsh. *Mar. Poll. Bull.*, 32, 202-209.
- Longpré D., Lee K., Jarry V., Jaouich A., Venosa A.D., Suidan M.T., 1999. The response of *Scirpus pungens* to crude oil contaminated sediments. *In: Proceedings of the phytoremediation technical seminar*. Environment Canada, Ottawa, 137-148.
- Microbics Corporation, 1995. Microtox acute toxicity solid-phase test. Microbics Corporation, Carlsbad, CA, 18 p.
- Mitsch W.J., Gosselink J.G., 1993. *Wetlands*. 2nd Edition, Van Nostrand Reinhold, NY, 601 p.
- Prince R.C., 1993. Petroleum spill bioremediation in marine environments. *Critical Reviews in Microbiology*, 9, 217-242.
- Prince R.C., Elmendorf D.L., Lute J.R., Hsu C.S., Haith C.E., Senius J.D., Dechert G.J., Douglas G.S., Butler E.L., 1994. C<sub>30</sub>-17 $\alpha$ (H),21 $\beta$ (H)-hopane as a conserved internal marker for estimating the biodegradation of crude oil. *Environmental Science and Technology*, 28, 142-145.
- Pritchard P.H., Costa C.F., 1991. EPA's Alaska oil spill bioremediation project. *Environmental Science and Technology*, 25, 372-379.
- Schnoor J.L., Licht L.A., McCutcheon S.C., Wolfe N.L., Carreira L.H., 1995. Phytoremediation of Organic and Nutrient Contaminants. *Environmental Science and Technology*, 29(7), 318A-323A.
- Venosa A.D., Suidan M.T., Wrenn B.A., Strohmeier K.L., Haines J.R., Eberhart B.L., King D., Holder E.L., 1996. Bioremediation of an experimental oil spill on the shoreline of Delaware Bay. *Environmental Science and Technology*, 30, 1764-1775.

# Diagnostic préalable à une opération de biorestauration *in situ* sur un littoral pollué par des hydrocarbures

François-Xavier Merlin

Cedre, recherche & développement, rue A. Colas, BP 20413, 29604 Brest Cedex, France  
Francois.Merlin@ifremer.fr

## Résumé

Les techniques de biorestauration visent à stimuler l'action épuratrice des microorganismes pour assurer une décontamination plus rapide et/ou plus poussée du site pollué.

Plusieurs conditions environnementales ou facteurs influent sur les phénomènes de biodégradation : la température ambiante, l'oxygène, les teneurs en sels nutritifs, l'humidité, l'aptitude de la microflore à dégrader le polluant, la biodisponibilité du polluant ainsi que sa composition chimique.

Les techniques de biorestauration consistent à optimiser les conditions environnementales quand cela est possible (certains paramètres sont subis : la température, la composition du polluant ; d'autres sont éventuellement modifiables : les teneurs en sels nutritifs et oxygène, la biodisponibilité du polluant...) pour éviter que la biodégradation du polluant puisse être limitée par un ou plusieurs de ces facteurs.

Avant d'entamer une quelconque opération de biorestauration, il est indispensable de bien faire le bilan de la situation pour déterminer s'il existe des facteurs limitants, s'il est possible d'y remédier pour stimuler la biodégradation de façon significative ; le second objectif est de rassembler l'information nécessaire à la définition du plan d'action.

## Abstract

Bioremediation techniques are designed to stimulate the cleaning action of microorganisms, thereby ensuring more rapid or extensive decontamination of a polluted site.

A certain number of environmental conditions or factors influence biodegradation processes: ambient temperature, oxygen level, nutrient concentrations, humidity, ability of microflora to degrade the targeted pollutant, along with the pollutant's bioavailability and chemical composition.

Bioremediation methods seek to optimize environmental conditions whenever possible (some parameters cannot be changed: temperature, composition of the pollutant; other conditions are potentially

modifiable: nutrient concentrations and oxygen levels, bioavailability of the pollutant, etc.) so that biodegradation of the pollutant will not be limited by one or more of those factors.

Before initiating a bioremediation operation, it is essential to carefully assess the situation to determine whether any limiting factor exists and whether it can be overcome, so that biodegradation processes can be accelerated significantly. It is also important to compile all the information needed for establishing an action plan.

### **Introduction**

---

Avant d'entreprendre une action de biorestauration sur un littoral pollué par les hydrocarbures, il est nécessaire de dresser un bilan de la situation en examinant les paramètres susceptibles d'affecter le traitement envisagé (température, oxygène, sels nutritifs, microflore, biodisponibilité et composition du polluant).

Ce bilan peut être réalisé au travers des 10 questions suivantes qui abordent successivement les paramètres précités.

#### **Les facteurs que l'opérateur ne peut modifier ou facteurs subis :**

- quelle est la biodégradabilité potentielle du polluant ? Le polluant est-il suffisamment dégradable ?
- quelle est l'exposition du site ? Le site est-il suffisamment abrité pour ne pas risquer de se nettoyer naturellement sous l'action des vagues ?
- quelle est la température ambiante ? Fait-il assez chaud pour que les processus de biodégradation puissent se dérouler à une allure intéressante ?

#### **Les facteurs éventuellement modifiables par l'opérateur ou facteurs qui peuvent justifier une action de biorestauration :**

- y a-t-il une disponibilité suffisante en éléments nutritifs pour soutenir l'activité de biodégradation par les bactéries ?
- les teneurs en oxygène dans le sédiment pollué sont-elles suffisantes pour soutenir une biodégradation significative ? La perméabilité du sédiment permet-elle son aération ?
- y a-t-il une population de microorganismes suffisante et adaptée pour permettre une biodégradation significative ? Le polluant est-il toxique au point d'affecter la biodégradation ? Cette toxicité est-elle due au fait que le polluant est trop frais (présence des composés les plus légers) ou au fait que les concentrations sont trop fortes ?

#### **Les informations techniques nécessaires pour, le cas échéant, définir et mener une opération de biorestauration :**

- quel est le volume de polluant et comment est-il distribué sur le site (concentration/profondeur) ?
- comment se présente le site (accès, usage, voisinage, bassin versant, faciès, sédiment, climat...)?

- quelles sont les ressources locales (logistique, génie civil, laboratoire, main-d'œuvre...)?

- quelles sont les contraintes locales d'ordre relationnel, administratif, éthique ou politique?

Toutes ces questions sont développées ci-après en rappelant en quoi le paramètre considéré est important, comment l'acquérir (mesures et/ou analyses) et en précisant les seuils en dessus ou en dessous desquels une biorestauration peut être envisagée.

### **Les facteurs non modifiables**

#### **Quelle est la biodégradation potentielle du polluant? D'après sa composition, le polluant est-il suffisamment biodégradable?**

##### • Explicatif

Qu'il s'agisse de pétroles bruts ou de produits raffinés, tous les produits pétroliers sont des mélanges complexes d'hydrocarbures dont les vitesses et les possibilités de biodégradation (dans un délai de temps raisonnable, un à deux ans) sont très diverses.

Ces composés peuvent être regroupés en familles et sous-familles de la manière suivante :

- **les saturés** sont eux-mêmes divisés en normales paraffines (composés à chaîne droite), saturés ramifiés et saturés cycliques (ou oléines). Alors que les saturés à chaînes droites ou ramifiées sont totalement biodégradables (la dégradation commençant par les composés à chaîne droite), les composés cycliques sont relativement difficiles (et lents) à être dégradés;

- **les aromatiques** sont des composés comportant un ou plusieurs noyaux aromatiques (ou noyaux benzéniques) condensés (ou accolés les uns aux autres); ils peuvent en outre porter des ramifications. Alors que les composés légers (1 ou 2 cycles) sont relativement bien (et vite) dégradables, les composés lourds (5 ou 6 cycles) sont par contre très résistants.

- **les résines et asphaltènes** sont des composés lourds plus ou moins polaires; ils sont très peu biodégradables.

Alors que la fraction résiduelle (après évaporation) d'un raffiné léger (ex : gas-oil) est potentiellement dégradable à au moins 80 % (sur une durée de temps raisonnable), un fuel lourd qui comporte une part très importante d'asphaltènes ne l'est que très peu (moins de 20 %); dans le cas d'un pétrole brut, toutes les situations sont possibles entre les pétroles légers et les produits lourds tels que les pétroles bitumineux.

##### • Investigations et mesures

Seule l'analyse d'un échantillon de polluant permet de renseigner sur la biodégradabilité « réaliste » d'un hydrocarbure complexe.



Un échantillon de polluant fourni par le pollueur ou directement prélevé sur le site ou encore extrait d'un prélèvement de sédiment contaminé est analysé pour déterminer pondéralement les pourcentages de ses diverses fractions : saturés, aromatiques, asphaltènes et résines.

Puis les fractions saturées et aromatiques sont reprises pour être analysées en chromatographie en phase gazeuse (CPG) afin de déterminer pour l'une et l'autre les proportions représentées par les pics (composés identifiés) et par la fraction non résolue (UCM : Unresolved Complex Mixture).

Tous ces pourcentages sont exprimés par rapport à la composition globale du produit.

- Critères et seuils

À partir de la composition d'un produit pétrolier, il est possible de se faire une idée du taux de biodégradation que l'on peut raisonnablement obtenir dans un délai réaliste (ordre de grandeur d'un à deux ans).

On considère en première approche que, pour les saturés et les aromatiques, les composés identifiés (les pics) peuvent se dégrader à 100 % et que la fraction non résolue (UCM) ne peut atteindre que 50 % de taux de biodégradation. Quant aux résines et asphaltènes, leur taux de biodégradation maximum est d'environ 15 %.

En fonction du taux de dégradation global du polluant que l'on détermine ainsi, on peut juger de l'intérêt de se lancer ou non dans une opération de biorestauration.

### **Le site est-il suffisamment abrité pour ne pas risquer de se nettoyer naturellement sous l'action des vagues ?**

- Explicatif

Même en conditions optimales, la biodégradation d'un produit pétrolier est un processus lent, qui prend au mieux des mois et souvent une à quelques années. Il est donc parfaitement inutile de se livrer à un traitement de biorestauration sur un site exposé qui va s'autonettoyer rapidement par le jeu des vagues et des marées (cf. à titre d'exemple le tableau).

De plus, en mode exposé, les traitements sont difficiles à appliquer car il n'est physiquement pas possible de maintenir en place les produits de traitement pour qu'ils aient le temps d'agir.

Indice de vulnérabilité adapté à la côte nord de Bretagne (réf : D'Ozouville et al., 1981).

	Indice	Type de côtes	Durée de la décontamination naturelle
Haute énergie	1	falaises rocheuses et promontoires	plusieurs semaines
	2	plates-formes rocheuses	plusieurs mois
	3	plage de sable fin	1 à 2 ans
	4	plage de sable moyen à grossier	1 à 3 ans
	5	plage de graviers et galets	3 à 5 ans
Faible énergie	6	côtes rocheuses	3 à 5 ans
	7	plage de sable fin à moyen	supérieure à 5 ans
	8	plage de sable grossier et de galets	supérieure à 5 ans
	9	vasières	supérieure à 10 ans
	10	marais	supérieure à 10 ans

- Critères et seuils

En pratique, on considère que la biorestauration n'est applicable qu'aux zones littorales abritées où le sédiment pollué n'a que de faibles chances d'être remanié; généralement, ces zones sont également les plus sensibles du point de vue environnemental.

Dans certains cas, on peut envisager un traitement en mode semi-exposé si le polluant est suffisamment enfoui pour rester piégé.

**La température est-elle suffisamment élevée pour que les processus biologiques de dégradation puissent se dérouler à une allure intéressante ?**

- Explicatif

Les phénomènes biologiques sont sensibles à la température; quand cette dernière chute, l'activité de biodégradation d'un substrat se ralentit jusqu'à s'arrêter à partir d'un certain seuil (en général 0 °C); dans ce cas, il ne sert à rien d'entamer un traitement de biorestauration.

- Investigations et mesures

Il est nécessaire de connaître la température du sédiment pollué pour décider de l'opportunité d'entreprendre une biorestauration.

Cette information peut être obtenue en prenant la température du sédiment et de l'eau de mer. Dans certains cas, lorsque le traitement projeté ne doit avoir lieu que nettement plus tard, par exemple l'été suivant, il peut être nécessaire de consulter les données météorologiques pour estimer la température qu'il fera alors.

- Critères et seuils

De façon générale, on considère que la biorestauration n'est vraiment applicable que si la température du sédiment est supérieure à 0 °C, voire même supérieure à 5 °C. Les températures optimales pour l'activité des bactéries sont plutôt celles au-dessus de 10 °C.

## Les facteurs modifiables

### Y a-t-il une disponibilité suffisante en éléments nutritifs pour soutenir l'activité de biodégradation par les bactéries ?

#### • Explicatif

La biodégradation des hydrocarbures requiert des sels nutritifs, en particulier de l'azote et du phosphore ; en théorie, pour une minéralisation totale d'un kilogramme de polluant, il faut de l'ordre de 100 g d'azote et 10 g de phosphore (rapport C/N/P : 100/10/1). Ces éléments nutritifs (essentiellement l'azote, très rarement le phosphore), s'ils sont insuffisants, peuvent limiter la biodégradation du polluant.

En milieu littoral, l'azote est disponible pour la microflore sous forme minérale, surtout nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), et également sous forme organique (azote organique) ou éventuellement nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ).

Pour ce qui concerne les nitrates, les concentrations dans l'eau de mer varient de 0 à 50  $\mu\text{M}$  et les plus grandes teneurs se trouvent dans les couches profondes. De plus, dans les couches superficielles de l'océan, les variations de caractère saisonnier sont importantes et liées au développement phytoplanctonique : concentration faible en été (inférieure aux limites de détection de l'analyse), concentration élevée en hiver (jusqu'à environ 40  $\mu\text{M}$ ).

L'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) provient des excréctions animales et de la décomposition bactérienne des composés organiques azotés ; il est un bon traceur de la pollution urbaine ou agricole.

Près des côtes, les concentrations en sels nutritifs peuvent être nettement plus importantes du fait des apports issus des zones de forte production biologique (champs d'algues, marais...) ou du fait des activités humaines, surtout agricoles ou éventuellement urbaines. Par exemple, les fortes concentrations en azote et en phosphore (plusieurs dizaines de micromoles par litre) sont un indice d'un enrichissement d'origines domestique et agricole et peuvent être considérées comme à l'origine du phénomène d'eutrophisation.

Un bilan des sels nutritifs sur le site (eau interstitielle, sédiment, eau libre bordant le site) permet de voir si la disponibilité en azote (et phosphore) ne constitue pas une limitation pour la biodégradation.

#### • Investigations et mesures

Les analyses suivantes doivent être réalisées sur l'eau interstitielle et sur l'eau libre baignant le site : dosages des nitrates, de l'azote ammoniacal, de l'azote total, c'est-à-dire azote organique et azote ammoniacal. Ce bilan peut être éventuellement complété par les dosages du phosphore et des nitrites.

#### • Critères et seuils

On considère qu'à partir d'environ 2 mg/l d'azote (soit 140  $\mu\text{M}$ ), l'azote n'est plus un facteur limitant la biodégradation ; la fertilisation à l'aide de produits azotés devient inutile.



Attention : du fait des variations saisonnières des concentrations en sels nutritifs, dans certains cas, ceux-ci peuvent être limitants en été et en excès en hiver ; il y a lieu de tenir compte de ces possibles variations pour déterminer si une biorestauration par fertilisation est souhaitable ou non.

*Nota* : les nitrates se transforment relativement lentement dans le milieu naturel et ne présentent pas de toxicité particulière ; par contre, les ions ammonium et les nitrites présentent une toxicité certaine et sont également rapidement convertis dans le milieu naturel. En conséquence, il est rare de trouver des teneurs importantes en nitrites et ammonium, contrairement aux ions nitrates qui eux peuvent, dans certains cas, s'accumuler. Par contre, s'il s'avérait que les teneurs en nitrites et/ou ions ammonium étaient fortes, alors il serait nécessaire de se poser le problème d'une éventuelle limitation de l'activité de la microflore du fait d'un effet toxique. La forme  $\text{NH}_3$  est prédominante dans l'azote ammoniacal et c'est aussi la plus toxique pour la vie aquatique ; les concentrations en azote ammoniacal peuvent cependant s'élever à plusieurs dizaines de micromoles par litre sans que le seuil de toxicité soit atteint. Le phosphore est très rarement un élément limitant car la demande en phosphore est dix fois plus faible que celle en azote (concentration minimum de l'ordre de  $2 \mu\text{M}$ ).

Quant aux additifs proposés pour la fertilisation, il convient :

- de vérifier que les produits ne sont pas toxiques (exemple des tests d'écotoxicité réalisés antérieurement...);
- que les nutriments ajoutés restent en majorité piégés dans la couche polluée (i.e. zone que l'on cherche à biorestaurer).

En milieu littoral, les sels minéraux généralement trop solubles sont dilués, lavés et évacués par la mer. De ce fait, ces types de produits doivent être conditionnés pour se dissoudre lentement et, pour les mêmes raisons, il peut être souhaitable de les enterrer (au moins superficiellement), par exemple par ratissage.

**Les teneurs en oxygène dans le sédiment pollué sont-elles suffisantes pour soutenir une biodégradation significative ? La perméabilité du sédiment permet-elle son aération ?**

• Explicatif

La biodégradation des hydrocarbures est essentiellement un phénomène aérobie<sup>1</sup> (qui requiert de l'oxygène et, ici, en quantité importante) : d'un point de vue théorique, la dégradation totale (i.e. minéralisation en  $\text{CO}_2$  et  $\text{H}_2\text{O}$ ) d'un kilogramme d'hydrocarbure requiert jusqu'à 2,6 kg d'oxygène !

1. Il existe également des voies de biodégradation des hydrocarbures en anaérobiose (i.e. en absence d'oxygène) mais il s'agit de mécanismes beaucoup plus lents et, de ce fait, ils n'ont que peu d'intérêt dans le cadre des opérations de biorestauration d'un littoral pollué ; pour l'heure, il n'existe pas de technique opérationnelle pour le traitement en anaérobiose.



Il est donc nécessaire que le sédiment pollué soit bien oxygéné pour espérer que la biodégradation du polluant puisse se dérouler de façon optimale.

Or, les sédiments fins (vases, sables vaseux) sont peu perméables et constituent des milieux souvent anoxiques. De plus, la présence de pétrole dans un sédiment fin a souvent pour conséquence de réduire la perméabilité du sédiment en bouchant les interstices interparticulaires (un sable pollué peut ainsi devenir quasiment imperméable).

Enfin, la présence de matière organique, qu'elle soit d'origine biogénique (provenant de la faune ou de la flore locale) ou pétrolière (le pétrole lui-même), augmente généralement le déficit en oxygène puisque la microflore en consomme pour la digérer.

De ce fait, il arrive très souvent que la biodégradation soit limitée par la disponibilité en oxygène ; dans ce cas, le premier objectif d'un éventuel traitement de biorestauration est de remédier à cette situation quand c'est possible.

• Investigations et mesures

La teneur en oxygène dans le sédiment peut être évaluée de plusieurs façons :

- **l'observation** : si, en creusant dans un sédiment fin, on observe clairement une couche couleur noire, le plus souvent accompagnée d'une odeur nauséabonde, qui témoigne de conditions anaérobiques (activité sulfatoréductrice), on est alors en milieu carencé en oxygène et il est utile de noter les profondeurs de cette couche (on vérifiera cependant que la couleur noire ne résulte pas du pétrole lui-même, l'odeur du sédiment constitue une bonne indication). Sauf situation particulièrement tranchée (milieux vaseux et sablo-vaseux), l'observation n'est souvent pas suffisante et il faut faire des mesures pour apprécier le taux d'oxygénation du milieu ;

- **la mesure du potentiel d'oxydoréduction** : le potentiel oxydo-réducteur (ou potentiel Redox) du sédiment indique le degré d'oxygénation de ce dernier (aérobiose - anaérobiose) ; il peut être mesuré à différentes profondeurs jusqu'à la couche polluée incluse. En effectuant des mesures de place en place, on réalise des profils du potentiel Redox dans le sédiment de surface (sur quelques dizaines de centimètres, exemple 20 cm) ;

- **l'oxygène dissous dans l'eau interstitielle** : il peut être mesuré à l'aide d'un oxymètre de terrain directement dans l'eau interstitielle du sédiment, dans un trou creusé préalablement. Certaines précautions sont à prendre telles que renouveler l'eau, éviter toute agitation et éviter de polluer la sonde de l'appareil avec l'hydrocarbure ;

- **l'estimation de la perméabilité du sédiment** : cette perméabilité peut être rapidement évaluée en mesurant la vitesse avec laquelle la percolation de l'eau se fait dans le sédiment (temps que met un trou à se vider ou à se remplir, temps de vidange d'un cylindre ouvert rempli d'eau et à demi enfoncé dans le sédiment). Le débit d'eau rapporté à l'unité de surface constitue une image de la perméabilité du sédiment.

Ces investigations sont à réaliser en plusieurs endroits sur le site, surtout s'il y a des variations de composition ou de granulométrie dans le sédiment ou si on suspecte des écoulements ou ruissellements d'eau.

- Critères et seuils

**Observation directe du sédiment :** un sédiment (généralement fin) de couleur noire et dégageant une odeur putride laisse clairement présager de conditions anaérobies.

**La mesure du potentiel d'oxydoréduction :** on considère qu'un potentiel négatif témoigne d'un manque d'oxygène.

**La mesure de l'oxygène dissous dans l'eau interstitielle :** une concentration inférieure à 0,2 mg/l d'oxygène dans l'eau interstitielle témoigne d'une limitation en oxygène.

**L'estimation de la perméabilité du sédiment :** lorsque la perméabilité du sédiment devient inférieure à 0,16 ml/mn/cm<sup>2</sup>, on considère qu'elle est insuffisante.

Lorsqu'une limitation en oxygène est constatée, ce qui va généralement avec une faible perméabilité du sédiment, il importe d'abord d'examiner les possibilités d'y remédier avant d'envisager quel qu'autre traitement. Dans la pratique, le traitement le plus simple est le hersage du sédiment superficiel qui doit être effectué de manière bien contrôlée, notamment pour ce qui est de la profondeur, pour éviter d'enfouir plus profondément le polluant dans le sédiment.

Si on ne constate pas d'insuffisance en oxygène alors que le sédiment est peu perméable, on prendra garde qu'un traitement de biorestauration, qui accélérerait l'activité bactérienne et par conséquent la demande en oxygène, n'entraîne pas rapidement l'apparition de conditions anaérobies.

### **Y a-t-il une population de microorganismes suffisante et adaptée pour permettre une biodégradation significative ?**

- Explicatif

Les microorganismes (ou microflore) qui réalisent la biodégradation du polluant sont de diverses natures : bactéries, levures, champignons et autres, que l'on désigne souvent de façon abusive sous le terme de « bactéries ».

Tous les microorganismes ne sont pas capables de dégrader les hydrocarbures : on distingue l'ensemble des microorganismes ou microflore totale de la flore dite « adaptée » (i.e. celle qui dispose des mécanismes enzymatiques lui permettant la dégradation des composés pétroliers qu'elle utilise comme source de carbone).

En principe, en milieu naturel (*in situ*), il existe partout des microorganismes qui sont capables de dégrader des hydrocarbures et l'abondance de la microflore adaptée ne constitue généralement pas un facteur susceptible de limiter la biodégradation des produits pétroliers (au-delà d'une possible courte période d'adaptation ne dépassant pas quelques semaines); ceci se confirme toujours bien en milieu portuaire,

industriel ou urbain. Par contre, en zone vierge d'activité humaine, les microorganismes capables de dégrader les hydrocarbures peuvent être moins bien représentés.

En d'autres circonstances, l'activité de ces bactéries peut être limitée par la toxicité du polluant (notamment lorsque la pollution est très récente et que le polluant contient encore ses composés toxiques les plus légers).

• Investigations et mesures

Dans le cas d'une pollution récente, si on suspecte que le polluant est encore suffisamment toxique pour inhiber l'activité de la microflore, il est utile de réaliser un bilan de la microflore en faisant une évaluation de la microflore totale (voire, éventuellement, un bilan de la microflore adaptée aux hydrocarbures). Ces analyses sont particulières et requièrent la compétence d'un laboratoire spécialisé en microbactériologie. Elles sont réalisées à partir de prélèvements de sédiment dont on extrait (ou plutôt décroche) les microorganismes. Un soin particulier doit entourer les prélèvements pour éviter de les contaminer. Et, sauf pour l'épifluorescence, les organismes au sein de ces prélèvements doivent être conservés vivants (au frais, en glacière) jusqu'au laboratoire où ils seront analysés.

**Évaluation de la microflore totale** : celle-ci peut être réalisée pour compter les microorganismes soit par lecture directe (microscopie avec ou sans épifluorescence), soit par la technique dite du NPP « *nombre le plus probable* » (ou MPN, *Most Probable Number*) :

- **lecture directe** : les microorganismes sont comptés au microscope soit directement, soit de façon automatisée ou non par épifluorescence ; l'épifluorescence a l'avantage de ne pas nécessiter de prélèvements frais, c'est-à-dire des prélèvements dont la microflore est toujours vivante, puisque la microflore doit être « fixée » au formol (en contrepartie, cette technique n'est pas spécifique et ne peut s'appliquer à l'analyse de la flore adaptée) ;

- **technique NPP** consiste à estimer le nombre d'organismes en comptant le nombre de colonies qui se développent dans des tubes à essai ou des boîtes de Pétri contenant un milieu nutritif complet et que l'on a ensemencé avec des dilutions croissantes de l'extrait de sédiment ; attention, cette technique nécessite un certain délai (temps d'incubation).

D'autres techniques plus sophistiquées existent telles que la quantification de l'activité de la microflore en mesurant le gaz carbonique dégagé, éventuellement avec des sources de carbone tracées par radioisotopes.

**Évaluation de la microflore adaptée à la dégradation des hydrocarbures** : il s'agit de techniques qui évaluent indirectement les microorganismes qui sont capables de se développer en n'ayant comme source de carbone que des hydrocarbures.

On y retrouve la technique NPP décrite précédemment mais le milieu de culture contient alors comme seule source de carbone, soit du pétrole, soit des hydrocarbures bien déterminés représentant des familles d'hydrocarbures saturés et/ou aromatiques.

De la même façon que pour l'évaluation de la flore totale, certains laboratoires effectuent des mesures d'activité des microorganismes sur des milieux spécifiques (exemple : hexadécane ou phénanthrène).

Toutes ces mesures demandent un certain temps d'incubation, ce qui impose des délais dans l'obtention de l'information.

#### • Critères et seuils

Les microorganismes sont toujours présents dans tous les milieux naturels et, lorsque les conditions sont favorables, ils ne demandent qu'à se développer et se multiplier.

Les abondances de microorganismes se mesurent en puissance de 10 CFU (colonial forming unit); sont classiquement au moins d'environ  $10^6$  CFU/g de sédiment pour la flore totale (et  $10^4$  CFU/g pour la flore spécifique ou adaptée à la dégradation des hydrocarbures), et ceci pour des pollutions d'au moins 15 jours.

Si on est sensiblement en dessous de ces valeurs (d'un facteur de 10 ou 100), les conditions environnementales ne sont pas considérées comme très favorables, très probablement du fait de la fraîcheur de la pollution.

Il est clair que, tant que le polluant n'a pas perdu ses composés les plus toxiques par simple vieillissement (évaporation, dissolution), un traitement de biorestauration restera sans beaucoup d'effet, même en apportant des « bactéries » exogènes spécialement adaptées à la biodégradation des hydrocarbures, comme pourraient le proposer certains intervenants. Dans ce cas, mieux vaut attendre une à deux semaines avant d'entreprendre un traitement.

De plus, d'une façon générale, les ensemencements du milieu naturel (traitements *in situ*) avec une microflore spécialisée pour accélérer la biodégradation donnent le plus souvent des résultats de courte durée dans la mesure où ces microorganismes importés ont du mal à se maintenir face à la microflore locale déjà bien adaptée au milieu. De ce fait, l'intérêt d'un ensemencement est surtout d'obtenir un effet « starter » (démarrage rapide de la biodégradation) dans le cas d'une pollution relativement fraîche sur laquelle la microflore n'aurait pas encore eu le temps de se développer; un effet prolongé nécessiterait des réensemencements périodiques (le problème serait différent dans le cas de traitement en milieux confinés contrôlés).



## Informations techniques complémentaires

### **Quel est le volume de polluant et comment est-il distribué sur le site (concentration et profondeur)?**

- Explicatif

Il faut connaître la quantité de polluant et savoir comment ce dernier se répartit sur le site pour choisir la stratégie de traitement la mieux adaptée, dimensionner le chantier et définir la logistique nécessaire.

**Choisir la stratégie de traitement :** les techniques de biorestauration sont des méthodes lentes (qui prennent au moins plusieurs mois, voire un ou deux ans) et ce sont des méthodes de finition que l'on utilise quand le plus gros de la pollution a déjà été physiquement nettoyé.

En fait, la biorestauration ne doit être mise en œuvre que lorsqu'il n'y a pratiquement plus de pétrole libre dans le sédiment, le polluant restant étant plus ou moins adsorbé sur les particules sédimentaires. De toute façon, lorsque l'on est en présence de pétrole libre en quantité importante, la perméabilité du sédiment est généralement très faible (espaces interstitiels bouchés par le polluant), ce qui réduit les possibilités de recourir à la biorestauration.

**Dimensionner le chantier et définir la logistique nécessaire :** l'évaluation de l'ampleur et de la distribution spatiale de la pollution sur le site est indispensable pour définir la méthodologie de traitement, à savoir : quelles sont les quantités de produits de traitement (par exemple de fertilisants) qu'il faut mettre en œuvre et comment les appliquer là où se localise le polluant (par exemple en laisse de haute mer ou plutôt sur une extrémité du site) ? L'épaisseur et la profondeur de la couche de sédiment pollué à traiter sont également des informations indispensables pour définir la mise en œuvre du traitement.

- Investigations et mesures

Il s'agit de procéder à des prélèvements de sédiment qui sont envoyés au laboratoire pour y être extraits et dosés afin de déterminer leur teneur en hydrocarbure.

Ces prélèvements doivent être effectués selon un plan d'échantillonnage réfléchi pour être bien représentatifs du site.

- Critères et seuils

Il est nécessaire de penser à effectuer un premier nettoyage physique du site (lavage à l'eau, drainage) si on observe clairement du pétrole libre sous forme de suintements (et non de simples irisations); c'est généralement le cas au-dessus de concentrations de l'ordre de 25 000 mg/kg (ou ppm).

### **Comment se présente le site (accès, usage, voisinage, bassin versant, faciès, sédiment, données climatologiques)?**

Des informations factuelles sur le site sont utiles soit pour définir la mise en œuvre du traitement, soit pour en assurer le suivi par la suite.

- Morphologie du site
  - Nature du sédiment : type et granulométrie, teneur en carbone organique (COT);
  - Pente du littoral vers la mer;
  - Engraissement ou dégraissement saisonnier du site.
  
- Situation du site
  - Emplacement et étendue (cartographier le site);
  - Examen du bassin versant et autres zones limitrophes (activités humaines, biotopes, sens des écoulements...) pour évaluer les risques de perturbations du site pendant l'opération, notamment des apports de charge organique ou d'éléments nutritifs (risque d'eutrophisation);
  - Recensement des accès terrestres, maritimes, lacustres (routes, chemins, cales...).
  
- Milieu aquatique adjacent
  - Marnage sur le site;
  - Salinité et température de l'eau;
  - Situation climatique (température, pluviométrie, variations annuelles, occurrence de cyclone...).
  
- Données socio-économiques
  - Usages du site et des zones limitrophes (tourisme, pêche, aquaculture, industrie...).

#### **Quelles sont les ressources locales (logistique, génie civil, laboratoire, main-d'œuvre)?**

Une opération de biorestauration dure longtemps (plusieurs mois), peut mettre en œuvre des moyens conséquents (en termes de main-d'œuvre ou de génie civil) et nécessite toujours un suivi scientifique sérieux et régulier qui permet d'enregistrer objectivement l'avancement de la dépollution et de déterminer le moment où on peut considérer le travail comme terminé et arrêter l'opération.

Un recensement des ressources locales permet de répondre à ces questions (moyens de transport, de terrassement, possibilité de main-d'œuvre, d'hébergement, existence de laboratoire et de moyens analytiques pour assurer le suivi).

#### **Quelles sont les contraintes locales d'ordre relationnel, administratif, éthique ou politique?**

Diverses contraintes d'ordre réglementaire, politique ou même éthique peuvent s'opposer ou imposer des aménagements à la mise en œuvre d'une opération de biorestauration.

À titre d'exemples :

- l'utilisation de souches bactériennes (qui pourraient être utilisées pour ensemercer un site) doit tenir compte des législations spécifiques nationales;

- lors de l'accident de l'*Exxon Valdez*, certains des sites côtiers pollués étaient pour les populations locales chargés d'une symbolique religieuse; de ce fait, les accès à ces sites et *a fortiori* les possibilités d'intervention s'en sont trouvés réduits.

## Conclusion

---

Les traitements de biorestauration sont des traitements longs et peuvent être coûteux. Bien que, dans la pratique, ce ne soit pas toujours le cas, une opération de biorestauration ne devrait jamais être entreprise sans qu'un véritable diagnostic de la situation ne soit dressé, point par point.

Cette démarche qui vient d'être décrite inventorie tous les facteurs susceptibles de ralentir ou limiter la biodégradation :

- les facteurs non modifiables, c'est-à-dire ceux sur lesquels il n'est pas possible d'agir (composition du polluant, température ambiante, faciès du littoral);
- les facteurs modifiables, c'est-à-dire ceux sur lesquels l'opérateur peut agir par le biais d'une biorestauration (disponibilité en oxygène, en sels nutritifs, état de la microflore);
- les informations annexes qu'il est nécessaire de connaître pour mettre en place une opération de traitement.

La présence d'un ou plusieurs facteurs limitants non modifiables indique que le principe même d'une biorestauration n'est pas approprié à la situation.

Par contre, la confirmation de facteurs limitants modifiables constitue une indication claire pour entreprendre une biorestauration dont le principe s'attachera à réduire ce facteur: fertilisation, oxygénation du sol par hersage...

L'expérience a maintenant bien montré que le principe de l'ensemencement d'un site avec des souches de microorganismes spécialement sélectionnées pour leur aptitude à dégrader le polluant ne saurait avoir qu'une action passagère et limitée : la compétition entre les microorganismes exogènes et la microflore naturelle déjà bien adaptée au milieu ne joue pas en faveur des premiers; de plus, les consortiums bactériens naturels ont prouvé qu'ils étaient aptes à dégrader les hydrocarbures d'une façon générale.

Tout au long du traitement, on aura soin de suivre les facteurs modifiables pour contrôler l'efficacité du traitement, vérifier que d'autres facteurs limitants n'apparaissent pas.

Enfin, le contrôle régulier des concentrations de polluant dans le sédiment et sa composition permettront de suivre l'avancement du traitement et surtout d'en décider la fin lorsque les progrès ne sont plus à la hauteur de l'effort consenti.

Il est clair qu'une opération de biorestauration ne se conduit pas à l'aveuglette mais doit être menée rationnellement, en se basant sur un ensemble objectif de mesures de prélèvements et d'analyses.

**Références bibliographiques**

- Lee K., Merlin F.X., 1999. Bioremediation of oil on shoreline environment: development of techniques and guidelines. Oil spill review. Ed. Engelhardt, International union of pure and applied chemistry (IUPAC).
- Merlin F.X. *et al.*, 1994. Protocol for experimental assessment of bioremediation agents on a petroleum polluted shoreline. Actes du 17<sup>e</sup> séminaire Amop (Arctic and marine oil spill technical seminar), Vancouver, CAN.
- Merlin F.X. *et al.*, 1995. Bioremediation: results of the field trials of Landévennec (France). International Oil Spill Conference, Long Beach, US.
- Merlin F.X., 1995. Assessment of the efficiency of bioremediation strategies through field trials. Actes du 2<sup>e</sup> forum international sur la recherche et le développement en matière de déversement d'hydrocarbures, OMI, Londres, GB.
- Swannel R., Tookey D., McDonagh M., 1994. Bioremediation of oil spills: state of art review. Waren Spring Laboratory, Rapport LR 10008, ISBN 085624 868 1.
- Swannel R., Lee K., McDonagh M., 1996. Field evaluation of oil spill bioremediation. Microbiology review.



## Le fuel de l'*Erika* : limites de la biodégradabilité

---

Jean Oudot

Muséum national d'histoire naturelle, laboratoire de cryptogamie, 12 rue Buffon,  
75005 Paris, France  
oudot@mnhn.fr

### Résumé

---

La biodégradabilité du fuel de l'*Erika* a été déterminée en cultures de laboratoire sur une période de 80 jours par chromatographie en phase gazeuse. La biodégradabilité totale s'élève à 11 %. Les produits dégradés sont les composés du fluxant, les n-alcane et alcanes ramifiés ainsi qu'une partie des hydrocarbures aromatiques polycycliques, HAP et HAP alkylés. La très faible biodégradabilité du fuel de l'*Erika* s'explique par sa composition chimique. Il s'agit d'un produit riche en composés résistants ou réfractaires à l'activité microbienne de biodégradation : résines, asphaltènes et hydrocarbures lourds polycycliques saturés et aromatiques.

### Abstract

---

The biodegradation of the fuel oil resulting from the *Erika* wreck was studied by computerized gas-chromatography in laboratory cultures during 80 days. The total extent of biodegradation was around 11%. The degraded compounds were the molecules of the light cracking fraction used to dilute the distillation residue, as well as n- and part of branched alkanes. Part of the polycyclic aromatic hydrocarbons PAH and alkyl PAH were also degraded. The very low biodegradability of the *Erika* fuel can be attributed to its chemical composition. The product is rich in components that are inherently resistant or refractory to microbial metabolism such as resins, asphaltenes and heavy polycyclic saturated and aromatic hydrocarbons.

### Introduction

---

Le 12 décembre 1999, le pétrolier *Erika* dont les cuves contenaient 30 000 t de fuel lourd sombra au large de Penmarc'h (Finistère, France). Il en résulta une pollution qui arriva à la côte à partir du 23 décembre. L'impact le plus important eut lieu fin décembre sur les côtes de Loire-Atlantique.

La biodégradation microbienne des hydrocarbures HC est considérée comme un processus majeur d'épuration des sites contaminés par les produits pétroliers (Cnexo, 1981). Les mécanismes régissant la biodé-

gradation sont bien connus (Leahy & Colwell, 1990; Atlas, 1984). Parmi les facteurs affectant la biodégradabilité d'un produit pétrolier, sa composition chimique initiale joue un rôle majeur. Tout produit pétrolier est composé d'un mélange de constituants individuels dont certains sont totalement biodégradables et d'autres intrinsèquement résistants ou réfractaires à la biodégradation (Oudot, 1984; Oudot *et al.*, 1998). La part relative de ces différents types de structures moléculaires détermine la biodégradabilité maximale du produit.

Dans cette étude, la biodégradabilité du fuel de l'*Erika* a été évaluée dans les conditions optimisées du laboratoire sur une période de 80 jours.

### Matériel et méthodes

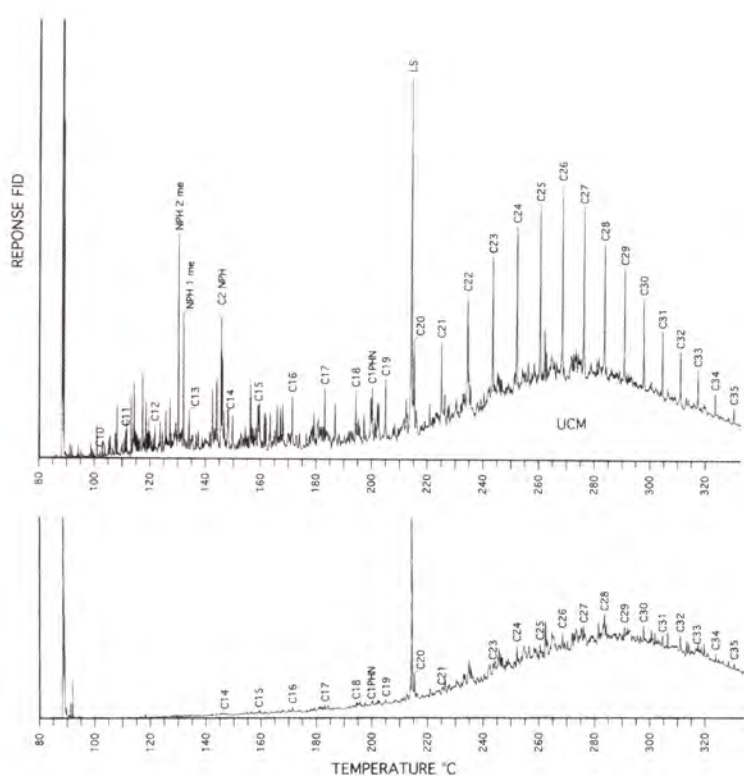
Trois séries d'essai de détermination de la biodégradabilité du fuel de l'*Erika* ont été réalisées. Le principe est la culture en milieu minéral liquide d'une quantité connue de fuel pendant un temps variable, après ensemencement par des microorganismes de collection adaptés à la biodégradation des hydrocarbures ou en présence de la microflore naturelle des sites contaminés (Oudot *et al.*, 1987). Les trois séries d'essai comportaient respectivement dans des fioles Erlenmeyer : a- 150 ml de milieu minéral liquide (Afnor, 1990) plus 150 mg de fuel original fourni par le Cedre, ensemencement avec une culture mixte de bactéries de référence (Oudot *et al.*, 1987); b- 150 ml de milieu minéral plus 3 g de sable pollué contenant environ 130 mg d'HC *Erika* (inoculum naturel); c- 150 ml d'eau de mer synthétique enrichie en azote, 3 g de sable pollué, ensemencement avec l'inoculum de référence.

Après 8, 15, 30, 50 et 80 jours, le fuel résiduel a été extrait et analysé par chromatographie en phase gazeuse capillaire et détection en ionisation de flamme (GC-FID). Le résidu a été fractionné par chromatographie liquide-solide en fractions saturée, aromatique et polaire. Chaque fraction a été pesée et les fractions saturée et aromatique ont été analysées par GC-FID après étalonnage par rapport aux données recueillies sur des analyses de référence par chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse (GC-MS).

### Résultats

Le fuel de l'*Erika* est constitué de 90 % d'un résidu lourd de distillation et de 10 % d'une coupe pétrolière légère résultant d'un cracking catalytique, le fluxant, qui a été ajoutée afin de fluidifier le résidu aux températures moyennes pour en permettre le pompage lors du remplissage des soutes. Dans les chromatogrammes de la figure, la partie inférieure à l'étalon interne I.S correspond approximativement au fluxant tandis que la partie supérieure à I.S concerne le résidu de distillation.

Chromatogrammes  
 au temps t0 et t80 du fuel.  
 UCM = unresolved complex  
 mixture; I.S = étalon interne  
 (n-1 eicosène);  
 C10-C35 = n-alcanes,  
 les pics intermédiaires  
 représentent les alcanes  
 ramifiés et cycliques  
 ainsi que les aromatiques.



La composition du fuel est restée pratiquement constante dans les fioles stériles témoins. Seule une faible évaporation des composés les plus légers a été observée dans les témoins (5 % au bout de 80 jours). Les modifications de la composition chimique sont attribuables à l'activité des microorganismes. À chaque temps, les résultats des essais de biodégradation des trois séries de cultures sont très voisins et les données des trois séries ont été rassemblées après normalisation pour l'analyse statistique. Le tableau 1 rapporte la quantité initiale des différentes fractions et classes moléculaires constituant le fuel au temps t0, indiquée en pour mille. La valeur résiduelle des mêmes constituants, au bout de 80 jours, ainsi que les pourcentages de biodégradation correspondants sont indiqués.

Tableau 1 - Évolution de la composition du fuel au temps t0 et après 80 jours de culture (moyenne et écart-type des trois séries d'essais).

	Composition (p. mille) à t0	Composition à t80	Biodégradation (%)
Fuel total *	1000	890 ± 10	11
Saturés totaux *	243 ± 12	165 ± 11	32
n-alcanes	20 ± 1,4	3,6 ± 1	82
Alcanes ramifiés	17 ± 2	10,7 ± 1.1	37
Aromatiques totaux *	538 ± 20	473 ± 17	12
HAP + HAP alkylés §	18,4 ± 2	15,5 ± 2	16
Fluxant total	98 ± 17	59 ± 13	40
Pics fluxant	36 ± 6,2	8 ± 2	78
UCM totale	320 ± 60	330 ± 33	0
Polaires *	209 ± 17	246 ± 25	-17

\* Valeurs déterminées par gravimétrie. Les autres données sont obtenues sur la base des analyses par GC-FID.

§ Somme des pics au-dessus de l'étalon interne dans la fraction aromatique.

Le tableau 2 résume le taux de biodégradation des types moléculaires aromatiques résolus par GC-FID et la figure représente les chromatogrammes du fuel initial et après 80 jours de biodégradation.

Tableau 2 - Biodégradation des types moléculaires aromatiques résolus par GC-FID.

Aromatiques résolus par GC	Biodégradation (%)
Total	59
ABZ	100
C1 NPH	100
C2 NPH	100
C3 NPH	100
C4 NPH	89
C1+2 FLU	87
C1 DBT	77
C1 PHN	84
C2 DBT	68
C2 PHN	49
C3 DBT	55
C3 PHN	34
C4 PHN	13
C1 CHR	6
C2 CHR	4
C3 CHR	6

Les valeurs sont obtenues par sommation des pics à l'intérieur des classes moléculaires, d'autres composés aromatiques peuvent être présents dans une classe donnée.

ABZ alkylbenzènes, NPH naphthalènes, FLU fluorènes, DBT dibenzothiophènes, PHN phénanthrènes, CHR chrysènes.

À la fin de l'essai, la biodégradation totale du fuel s'élève à 11 %. La fraction saturée est dégradée à 32 % et la fraction aromatique à 12 %.



La fraction polaire qui contient les résines et une partie des asphaltènes du fuel n'est pas dégradée. Le massif non résolu (UCM = unresolved complex mixture) des chromatogrammes ne varie pas, ce qui indique que les composés polycycliques saturés et aromatiques constituant l'UCM ne sont pas attaqués.

Les composés les plus dégradés sont les pics du fluxant et les n-alcane. Dans la fraction aromatique, les hydrocarbures aromatiques polycycliques HAP et HAP alkylés du résidu de distillation résolu par GC au-dessus de l'étalon interne sont dégradés à 16 %. Dans le détail, on observe que le taux de biodégradation des types aromatiques diminue avec le poids moléculaire et le nombre de substitutions. Les résultats sont en accord avec les données de la littérature et la faible biodégradabilité du fuel de l'*Erika* était prévisible sur la base des analyses de sa composition chimique initiale (Benkimoun, 2000).

À titre de comparaison, un pétrole brut arabian light de type *Amoco Cadiz* est dégradé à plus de 65 % dans des conditions analogues (Oudot, 1984) et un gasoil à plus de 85 % (Chaîneau *et al.*, 1995).

### Conclusions

Le fuel de l'*Erika* est très peu biodégradable, la biodégradabilité totale étant de l'ordre de 10 %. Ceci est dû au fait que les fractions habituellement biodégradables d'un pétrole brut ont été retirées lors de la distillation du produit qui a abouti à l'obtention du résidu de distillation qui constitue la grande masse de ce fuel lourd. Ce résidu de distillation présente dès le départ une composition analogue à celle du résidu stable réfractaire à la biodégradation que l'on observe en fin d'activité microbienne sur un pétrole brut (Oudot, 1984), ce qui explique la très faible biodégradabilité inhérente du fuel de l'*Erika*.

Les résultats obtenus dans les conditions optimisées des essais de laboratoire doivent être considérés comme le maximum possible qui peut être atteint dans le milieu naturel. *In situ*, le temps nécessaire pour parvenir au stade final de la biodégradation sera beaucoup plus long, en fonction des paramètres biologiques et physico-chimiques de l'environnement local. La population microbienne des sables contaminés ramassés sur les plages de Loire-Atlantique contient des souches indigènes aptes à la biodégradation des HC, les résultats obtenus avec le sable seul étant identiques à ceux observés avec la microflore active sélectionnée.

Ceci implique que la biodégradation du fuel de l'*Erika* dans le milieu naturel sera très faible et que les techniques classiques de biorestauration seront inutiles et inopérantes, qu'il s'agisse de traitements par des fertilisants ou d'ensemencement par des microorganismes sélectionnés (Oudot *et al.*, 1998). De la même façon, un traitement par voie biologique des déchets récupérés ne semble pas approprié à ce type de fuel.

Il apparaît peu réaliste d'envisager une hypothétique accélération d'un processus qui est de très faible ampleur et qui se déroulera naturellement sans intervention extérieure. Une persistance à long terme des déchets non récupérés de l'*Erika* doit être attendue dans le milieu naturel.

### Références bibliographiques

- Afnor (éd.), 1990. Norme NF T 90-347, Essais des eaux - Produits dispersants - Évaluation en milieu aqueux de l'action inhibitrice sur la biodégradabilité du pétrole. Paris.
- Atlas R.M. (éd.), 1984. Petroleum microbiology. Macmillan Publishing Company, New York.
- Benkimoun P., 2000. Le fuel de l'*Erika* est peu toxique mais « ne va pas disparaître rapidement ». Le Monde, 19 janvier, p. 6.
- Chaîneau C.H., Morel J.L., Oudot J., 1995. Microbial degradation in soil microcosms of fuel oil hydrocarbons from drilling cuttings. Environ. Sci. Technol., 29, 1615-1621.
- Cnexo (éd.), 1981. *Amoco Cadiz* - Conséquences d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures. Paris.
- Leahy J.G., Colwell R.R., 1990. Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. Microbiol. Rev., 54, 305-315.
- Oudot J., 1984. Rates of microbial degradation of petroleum components as determined by computerized capillary gas-chromatography and computerized mass-spectrometry. Mar. Environ. Res., 13, 277-302.
- Oudot J., Fusey P., Abdelouahid D.E., Haloui S., Roquebert M.F., 1987. Capacités dégradatives de bactéries et de champignons isolés d'un sol contaminé par un fuel. Can. J. Microbiol., 33, 232-243.
- Oudot J., Merlin F.X., Pinvidic P., 1998. Weathering rates of oil components in a bioremediation experiment in estuarine sediments. Mar. Environ. Res., 45, 113-125.

## Synthèse de l'atelier 4

Bernard Tramier

TotalFinaElf, direction stratégie et évaluation des risques, 2 place de la Coupole,  
La Défense 6, 92078, Paris La Défense Cedex, France  
Bernard.Tramier@elf-p.fr

Le thème de cet atelier était beaucoup plus transversal que ceux des précédents puisqu'il s'agissait d'évaluer le potentiel d'une technologie susceptible d'être utilisée dans des écosystèmes très divers.

Le mot **biorestauration** suscite tout à la fois :

- de l'intérêt comme tout traitement biologique ;
- de l'inquiétude : maîtrise-t-on bien tous les paramètres ? Ne va-t-on pas favoriser le développement de microorganismes potentiellement dangereux ?
- même si cela est moins vrai aujourd'hui, de l'incrédulité. On y croit ou on n'y croit pas, un peu comme pour l'homéopathie.

L'atelier a essayé de faire le point sur l'utilisation de la biorestauration dans les écosystèmes côtiers. Mais il faut savoir que cette technologie est également utilisée dans d'autres domaines : réhabilitation de sols pollués, de nappes phréatiques...

Cinq exposés ont permis de montrer les différents aspects de la biorestauration des écosystèmes :

- deux exposés ont présenté des cas concrets : C. Alzieu (les vases portuaires), A. Basseres (bilan de l'*Exxon Valdez*) ;
- un exposé était plutôt orienté recherche et développement (K. Lee) ;
- deux exposés abordaient plutôt les aspects décisionnels : diagnostics préalables (F.X. Merlin), limitations (J. Oudot).

À partir de ces exposés et du débat qui a suivi, on peut tirer quatre conclusions principales :

1. La biorestauration n'est ni un gadget, ni une curiosité de laboratoire. Il existe désormais des résultats opérationnels incontestables sur des opérations effectuées à grande échelle. Elle soulève également un certain nombre d'interrogations qui attendent des réponses. La biorestauration fait partie des techniques retenues dans les plans d'intervention contre les déversements accidentels d'hydrocarbures en Amérique du Nord ;
2. Les expériences et les connaissances portent essentiellement sur les hydrocarbures ;
3. La biorestauration n'est pas une technologie universelle, elle n'est pas une réponse à tous les problèmes. C'est une technologie comme les autres qui a ses avantages et ses limites.

**Avantages** : c'est un procédé naturel qui ne fait qu'accélérer ou amplifier ce qui se ferait dans la nature. Il est moins traumatisant pour les écosystèmes. En outre, il est souvent compétitif au niveau du rapport coût-efficacité.

**Limites** : c'est un procédé qui reste lent, peu adapté aux pollutions massives. Il y a des facteurs limitants : teneur en oxygène, teneur en éléments nutritifs.

4. La biorestauration a un potentiel de progrès important, notamment :

- mieux comprendre les mécanismes ;
- réduire les facteurs limitants : apport d'oxygène ?
- optimiser les diagnostics, rédaction d'un guide ;
- développement de technologies dérivées telles que la phytoremédiation ;
- approche préventive et pas seulement curative (exemple des vases) ;
- mise en place de protocoles de suivis pour enrichir notre expérience.

En résumé :

- la biorestauration est une technologie qui a largement sa place dans la panoplie des moyens d'intervention. Elle l'a montré ;
- c'est une technologie dont on n'exploite pas encore tout le potentiel ;
- il faut donc maintenir un effort de recherche et de développement, au niveau national et au niveau international.





## **Bilan et discussions des quatre ateliers**



## Bilan et discussions à l'issue des quatre ateliers

Jean-Claude Dauvin

Station marine de Wimereux, Université de Lille1, UPRESA CNRS 8013 ELICO,  
BP 80, 28 avenue Foch, 62930 Wimereux, France  
dauvin@pop.univ-lille1.fr

Un colloque « Restaurer les écosystèmes côtiers » est un vaste sujet qui dans son titre mérite déjà que nous nous entendions bien sur les trois termes utilisés. Nous pouvons trouver à la page 3 du rapport de Westermeyer (2000) distribué lors de ces journées la définition suivante de « restauration », reprise d'un document publié en 1994 par l'US National Research Council : « *retour d'une zone marine naturelle ou d'un écosystème à un état voisin de la condition antérieure à la perturbation* ». Deux nouvelles notions apparaissent encore : état antérieur et perturbation. J'y reviendrai plus loin. Pour le second terme « écosystèmes », il convient de considérer la définition donnée par Serge Frontier dans plusieurs de ses ouvrages dont le *Que sais-je ?* (3483 ; « Les écosystèmes ») qu'il vient de publier en 1999 : « *un écosystème est un système d'interactions entre les populations de différentes espèces vivant dans un même site, et entre ces populations et le milieu physique* ». Pour certains, il y a souvent confusion entre écosystème et habitat et pour d'autres l'écosystème est la juxtaposition d'une biocénose et d'un biotope. Pour le troisième terme, il est plus difficile de trouver une définition unique, les scientifiques, les décideurs, les citoyens ne faisant pas toujours la distinction nette entre littoral et côtier. Pour ma part, je réserve plutôt le terme de « littoral » à la zone de contact entre le milieu terrestre et le milieu marin, il inclut en mer la zone peu profonde (premiers mètres) de l'infra-littoral et, bien entendu, dans les mers à marées, la zone intertidale, puis la frange terrestre soumise à l'influence marine sans que nous puissions d'ailleurs très bien la limiter à l'intérieur des terres. Je réserve donc pour ma part le terme de « côtier » au reste du plateau continental jusqu'à la limite des 200 mètres. Notre collègue juriste, Mahfoud Ghezahi, professeur de droit de l'université du littoral Côte-d'Opale, préfère parler de « zone côtière » dans son ouvrage publié en 2000 et consacré à la « Gestion intégrée des zones côtières : de l'approche statutaire de la zone Côte-d'Opale », sans différencier les deux espaces.

La majeure partie des communications présentées au cours de ces deux journées ont donc été dévolues plutôt au littoral qu'au côtier. Certaines ont cependant porté sur le côtier : exemple de la mer de Seto, restauration des herbiers de phanérogames marines... Il serait judicieux qu'une session des prochaines journées, programmées dans deux ans, porte spécifiquement sur des domaines plus côtiers avec les pieds



« un peu plus dans l'eau ». Les restaurations des bancs de maërl (écosystème à haute valeur patrimoniale), des zones d'extraction de granulats sont autant d'exemples qui auraient pu être appréhendés dans ce colloque. Mais, les problèmes de dégradation et de restauration des écosystèmes marins sont plus nombreux dans les marais, les lagunes et les estuaires que dans le reste des autres milieux.

À côté du terme « restauration », fut aussi utilisé celui de « récréation », terme emprunté au programme national « Recréer la Nature » comme si l'homme pouvait jouer à l'apprenti sorcier en se substituant au « Créateur Suprême » ou à « Dame Nature ». L'essentiel du propos n'est pas dans la sémantique mais dans le but à atteindre : redonner à des écosystèmes littoraux et côtiers un aspect proche de celui que l'on voudrait bien qu'ils aient. Pour cela, il est indispensable i) de se fixer un objectif en termes de récupération des fonctionnalités d'un écosystème, c'est à dire avoir suffisamment de connaissances scientifiques non seulement sur les espèces habitant les écosystèmes mais aussi sur les principales interactions entre les compartiments, ii) d'obtenir les moyens financiers pour restaurer et aussi, et ce n'est pas le moindre, suivre suffisamment longtemps les travaux réalisés pour bien mesurer les séquences et successions des populations non seulement juste après la restauration mais après pendant plusieurs décennies.

À l'origine des dégradations des écosystèmes, les perturbations physiques et biologiques furent bien abordées : i) dégradation physique avec des conséquences réversibles (barrages, écluses...) que l'on peut rendre, par exemple, de nouveau perméables à la marée pour permettre un retour au caractère marin des zones aquatiques des polders aux Pays-Bas ou permettre aux poissons migrateurs de retourner vers les zones de frayère en amont des estuaires par aménagement de passes ou, au contraire, irréversibles (voire difficilement réversibles) comme les zones de remblaiement ou les polders créés pour augmenter les surfaces littorales ou l'édification de digues pour protéger les zones construites le long du littoral avec, dans certains, cas des sites devenus historiques ; ii) dégradation chimique dont les origines ou causes sont parfaitement connues et attribuables soit aux pollutions urbaines, industrielles ou agricoles (augmentation de la matière organique, des sels nutritifs azotés et phosphatés pour lesquels les mesures de réduction entreprises ont été beaucoup plus efficaces pour les phosphates que pour les nitrates), soit aux contaminations métalliques (notamment Cd, Pb, TBT...) ou à celles liées aux PCBs et aux pesticides, herbicides... Les dégradations microbiologiques (mauvaise qualité des eaux littorales, baignade, salubrité des produits de la mer...) ou biologiques furent peu ou pas évoquées : raréfaction de certaines espèces ou populations, introduction d'espèces allochtones. De même, la préservation ou la conservation d'aires naturelles ne furent pas discutées. Il est vrai que ce n'était pas le thème central de ces journées de réflexion.

En résumé, si les causes de perturbations et les états de dégradation des écosystèmes littoraux et côtiers sont connus et bien identifiés, il se pose plusieurs questions pour appréhender la restauration : restaurer, pour quoi ? Pour qui ? Comment ? De plus, il se pose une autre question : restaurer par rapport à quoi ?, donc celle de la définition de l'état antérieur à considérer (état d'origine primitif, « pristine » des Anglo-saxons, ou état que l'on voudrait maintenir ou restaurer par rapport à un certain degré d'aménagement). Il est incontestable que le littoral tel que l'on peut l'observer maintenant est bien différent de celui que nos ancêtres pouvaient contempler à la fin de la dernière transgression, il y a quelques huit mille ans. L'homme et la nature ont continué à modeler, transformer, aménager notre littoral au fil des siècles et des millénaires. Au moins deux époques furent déterminantes dans le façonnage de notre littoral : i) le Moyen Âge jusqu'au milieu du XIX<sup>e</sup> siècle avec la poldérisation et l'assèchement de zones littorales récupérées à la mer à des fins d'augmentation des surfaces cultivées et les aménagements portuaires pour le commerce, la pêche et la défense, puis, ii) à partir du milieu du XX<sup>e</sup> siècle, avec l'avènement de l'aire industrielle, l'augmentation des tonnages des navires et la mondialisation du commerce entraînant une modernisation et une restructuration des aménagements portuaires pour faire face à ces nouvelles contraintes, et le tourisme (construction de résidences secondaires en bordure de mer au début du XX<sup>e</sup> siècle puis construction de digues de défense de ces ouvrages, construction de ports de plaisance). Parallèlement à ces anthropisations, les écosystèmes ont évolué naturellement au fil des variations climatiques et des interactions biotiques, entraînant par exemple en Manche le comblement de l'ensemble des sites estuariens et, à l'inverse, l'érosion des falaises.

La référence à la situation antérieure s'adresse donc plutôt pour les écosystèmes littoraux à une situation récente façonnée par l'homme au fil du temps qu'à une situation originelle. Un point de référence peut être établi d'après nos connaissances par rapport à une fonctionnalité ou par rapport au retour d'une espèce phare : retour de poissons anadromes comme le saumon dans une rivière ou replantation d'un herbier de posidonies. Restaurer ou faciliter le retour d'une espèce, d'un écosystème ne peut cependant être envisagé que si les causes de leurs absences ont disparu ou sont devenues compatibles avec leur maintien. De même, il est illusoire de tenter d'implanter une espèce, une fonctionnalité ou un écosystème en dehors des limites naturelles de vie de ces compartiments : salinité non convenable, substrat impropre... Restaurer demande donc des connaissances biologiques suffisantes, mais aussi le développement d'une nouvelle discipline scientifique et technique : le génie écologique qui viendra suppléer les capacités intrinsèques des écosystèmes à revenir à une situation proche de celle d'avant la perturbation (résilience) lorsque celles-ci sont insuffisantes ou inopérantes. Il convient de rappeler que, dans le cas des pollutions pétrolières, comme

celle de l'*Amoco Cadiz* en mars 1978, les peuplements macrobenthiques de sables fins de la baie de Morlaix très fortement perturbés par les hydrocarbures (disparition des populations de petits crustacés amphipodes dominant les peuplements en conditions naturelles) ont mis une décennie à recoloniser les sédiments, mais avec un ordre hiérarchique peu différent de celui observé avant pollution en 1977 et avec des abondances du même ordre de grandeur (plus de 30 000 individus par mètre carré). La réintroduction artificielle de ces amphipodes aurait été difficile, voire impossible, compte tenu du nombre estimé de cadavres : plus de 60 milliards pour le seul peuplement des sables fins de la Pierre Noire qui ne couvre qu'une surface de 6 km<sup>2</sup> dans la partie orientale de la baie de Morlaix. Elle n'a pas été envisagée et l'estimation du préjudice écologique n'a pas été chiffré, ne possédant pas d'estimation des valeurs « écologique », « économique » et « esthétique » de ces espèces. À ce propos, les scientifiques devront, dans les prochaines années, s'attarder d'avantage que maintenant sur une estimation des valeurs de remplacement des espèces ou des écosystèmes disparus d'un site. Un article a été publié en 1997 dans la revue *Nature* donnant une estimation de l'ensemble des valeurs produites annuellement par différents écosystèmes de notre écosphère (Constanza *et al.*, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-258). Pour les écosystèmes côtiers, les auteurs donnent une valeur moyenne voisine de 10 000 F/ha/an et pour les estuaires une valeur de 150 000 F/ha/an. Les dimensions économiques comme juridiques n'ont pas été abordées hormis dans la communication de Y. Laurans sur les dimensions économiques de la récréation des sites naturels telles qu'elles apparaissent dans les négociations. Cet exemple est sûrement à reproduire si l'on veut tenter d'estimer le préjudice écologique. Mais la disparition d'un herbier de posidonies d'une baie méditerranéenne a-t-elle une valeur ? Ce que l'on connaît bien en revanche dans la « restauration des environnements », ce sont les budgets des mesures compensatoires et le coût des travaux à entreprendre. Pour le moment, il s'agit plutôt d'un génie maritime que d'un véritable génie écologique, mais les nouvelles mesures entreprises, par exemple dans l'estuaire de la Seine, s'en approchent.

Enfin, la dernière interrogation réside dans le choix des aménagements proposés dans la restauration. Il est certain que « Restaurer les écosystèmes côtiers » répond à une préoccupation actuelle de choix de nos sociétés pour assurer leur développement durable dans le cadre d'une gestion intégrée prenant en compte tous les usages de cette zone de conflit d'intérêts. Mais les choix que l'on propose aujourd'hui, compte tenu de nos connaissances actuelles, sont-ils pertinents ? Aurons-nous les moyens de les réaliser et de suivre suffisamment longtemps les expériences ? Comment peut-on mesurer une restauration réussie ?

Comment définir un impact positif? Autant de questions qu'il faudra débattre dans une autre réunion. La dimension juridique de définition de la zone côtière devra y avoir aussi une large part.

Je retiendrai en enseignement de ces journées qui furent enrichissantes à plus d'un titre quelques points forts : pour restaurer, il est indispensable i) de bien fixer les objectifs à atteindre, ii) de fédérer tous les partenaires sur ces objectifs par la négociation, iii) de traiter la restauration à une échelle suffisamment grande pour appréhender le fonctionnement et la gestion d'un écosystème dans leur globalité, et enfin iv) de se donner les moyens financiers non seulement pour restaurer les milieux et écosystèmes ciblés mais aussi pour suivre durablement les effets à long terme des travaux de restauration réalisés. Ces journées auront permis de confronter les expériences, de rassembler les usagers du domaine littoral et côtier, d'évoquer des actions de restauration réussies, d'autres ayant échoué, d'autres étant en cours ou d'autres à venir. Dans un avenir tout proche, sur notre littoral de la Manche, deux projets d'ampleur nationale seront entrepris : rendre le caractère marin au Mont-Saint-Michel et restaurer la grande vasière de la rive gauche de l'estuaire de la Seine. Ces projets ne seront sans doute pas achevés lors de nos prochaines journées de réflexion en 2002, mais leur mise en place et leur réalisation seront sans aucun doute des exemples à suivre et sur lesquels d'autres projets d'une telle dimension devront s'appuyer.





## **Session 2**

---

# **Aspects technico-économiques**



## Limites et financement de la restauration après une pollution accidentelle

---

Michel Girin, Daniel Roy

Centre de documentation, de recherche et d'expérimentation sur les pollutions accidentelles des eaux (Cedre), rue Alain Colas, BP 20413, 29604 Brest, France  
Michel.Girin@ifremer.fr, Daniel.Roy@ifremer.fr

### Résumé

---

La restauration du milieu après une pollution accidentelle des eaux par les hydrocarbures est confrontée à un double défi : reconnaître les limites à l'intervention humaine et trouver les moyens financiers nécessaires aux programmes de réhabilitation. L'analyse de cinq exemples français sur la période 1980-1999 montre l'intérêt et les limites du système d'indemnisation international dont notre pays est membre. En contrepoint, le cas singulier du continent nord-américain amène à s'interroger sur vers quoi pourrait évoluer, à l'avenir, la politique de la Communauté européenne dans ce domaine et, par suite, celle de la France, dans le cadre européen.

### Abstract

---

Environmental restoration following accidental water pollution by hydrocarbons presents a dual challenge: recognizing the limits of human response and finding the funding required for rehabilitation programmes. Analysis of five French examples from 1980-1999 shows the advantages and the limits of the international compensation system which France belongs to. The counterpoint provided by the singular situation of North America leads us to wonder how the European Community's policy in this field will evolve in future, and consequently, how France's policy will evolve within the European framework.

### Introduction - Les données du problème

---

Nul ne doute qu'une pollution accidentelle, qu'elle soit petite ou grande, a des effets négatifs sur le milieu, les espèces et les activités économiques. Le public en déduit logiquement que, une fois le polluant enlevé, des opérations de restauration de ce qui a été affecté sont nécessaires, en parallèle à l'indemnisation des dommages économiques. Cette déduction logique n'est pas nécessairement partagée par les professionnels de la lutte contre les pollutions et les payeurs sollicités pour financer cette lutte.

Une pollution accidentelle n'implique qu'un déversement temporaire de polluant, sur un espace fini, même lorsqu'elle atteint la dimension



d'une marée noire (ex : pétroliers *Amoco Cadiz* et *Erika*, France, 1978 et 1999), d'un glissement massif de boues industrielles (ex : mine d'Aznalcollar, Espagne, 1997) ou d'un vaste nuage de vapeurs toxiques (ex : usine Union Carbide de Bhopal, Inde, 1984). Il est des cas où le polluant se disperse en quelques jours dans le milieu, à des doses où il cesse d'être dangereux (ex : l'isocyanate de méthyle de Bhopal). Il est d'autres cas où l'homme récupère l'essentiel, ne laissant que les finitions à la nature (ex : pétrole de l'*Erika*). Souvent, la dispersion naturelle et l'intervention humaine se partagent le travail dans des proportions comparables (ex : pétrole brut de l'*Amoco Cadiz*, boues chargées de métaux lourds d'Aznalcollar).

Lorsque la dilution, l'évaporation, la récupération et les premières phases de la dégradation naturelle ont traité l'essentiel du polluant, les sites et le vivant qui a survécu se retrouvent dans une situation où la restauration naturelle des peuplements et le retour progressif vers leurs équilibres antérieurs peuvent commencer sans délai. Si l'atteinte s'est faite par taches, comme c'est le plus souvent le cas, la recolonisation partira de nombreux points et sera rapide. Si l'atteinte a été continue et massive, ce qui est rare, la recolonisation partira de la seule périphérie et sera inévitablement plus lente. Mais, dans un cas comme dans l'autre, cette recolonisation trouvera tout de suite des substrats favorables, à la différence de ce qui se rencontre après une pollution en profondeur causée par un déversement de polluant ayant duré des années et ayant altéré le substrat lui-même, comme un rejet industriel dans un bassin versant ou sur un littoral. En outre, l'environnement d'origine n'aura pas été profondément modifié par des excavations (sauf dérapage des opérations de récupération), des remblais, des infiltrations régulières de polluant, comme cela se rencontre au moment de restaurer une carrière arrivée en fin d'exploitation, une ancienne implantation d'usine, une zone portuaire devenue superflue.

Dans une pollution minière ou industrielle de longue durée, ayant entraîné une atteinte majeure à l'intégrité même des sites, la restauration impliquera un enlèvement, une régénération ou une reconstitution de substrat. Elle visera évidemment à recréer un environnement équilibré, satisfaisant pour l'homme. Mais cet environnement, qui pourra être un aménagement à caractère naturel (ex : des étangs sur le site d'une ancienne carrière), récréatif, urbain ou même industriel, sera sans rapport avec ce qui existait avant l'altération. Ce sera une création de l'homme, différente de la situation d'origine, réalisée dans le cadre d'un aménagement fixé par des planificateurs et financé par la collectivité bénéficiaire, par l'industriel concerné (s'il est encore en activité ou s'il a repris dans son acquisition les responsabilités environnementales de son prédécesseur) ou partagé entre collectivité et industriel.

Dans une situation de pollution accidentelle, la demande qui s'exprime est une demande de restauration à l'identique. C'est logique : ce qui existait avant la pollution est encore clair dans les esprits et chacun veut le retrouver tel quel, au plus vite. La loi française sur l'Eau (loi n° 92-3

du 3 janvier 1992) est claire sur ce point. Elle permet de « *prendre ou faire exécuter les mesures nécessaires aux frais et risques des personnes responsables* ». Mais elle ne donne aucun droit à exiger du pollueur autre chose que cette remise dans l'état d'origine.

Cette restauration à l'identique est justement ce que fait la restauration naturelle avec ses délais propres, qui peuvent être longs, quand elle dispose de substrats non altérés et des ressources biologiques nécessaires. La demande de restauration qui s'exprime revient donc à une demande d'accélérer les processus naturels et s'appuie sur le doute du public que les processus naturels soient capables de dominer la situation. Dans une telle circonstance, le payeur pressenti a un intérêt évident à faire traîner les choses. La nature travaille gratuitement pour lui. Ce qui restera à faire au bout de quelques années, s'il reste objectivement quelque chose à faire, lui coûtera bien moins qu'une action rapide, même en tenant compte de ses frais de retardement.

Il arrive cependant, à l'occasion, que la nature ne puisse pas assurer partout une restauration rigoureusement à l'identique, même avec du temps. C'est par exemple le cas lorsqu'un échouement de navire dans un récif corallien a ouvert une brèche où les effets conjugués des marées, de la houle et de la circulation des eaux vont créer une situation hydrodynamique qui empêche la repousse des madrépores et maintient ouvert un chenal créé par l'accident.

La restauration postérieure à une pollution accidentelle n'est donc pas un simple problème de choix d'un meilleur projet au meilleur coût, sur un objectif fixé par des planificateurs. C'est une question d'équilibre entre ce qu'on laissera à la charge de la nature et ce qu'on fera prendre en charge au pollueur ou, si le pollueur est inconnu ou insolvable, à la collectivité.

### **Les réponses au problème : l'exemple des hydrocarbures**

Les réponses au problème ne sont pas du tout les mêmes d'un pays à l'autre et d'une source de pollution à l'autre. L'exemple des pollutions marines par hydrocarbures, d'actualité avec la toute récente pollution de l'*Erika*, est un cas particulièrement démonstratif de la diversité des choix nationaux.

Les pays membres de l'Organisation maritime internationale ont jugé nécessaire de mettre en place un système international d'indemnisation des pollutions accidentelles par hydrocarbures les plus graves, à travers des conventions qui ont conduit à la création de fonds internationaux d'indemnisation pour les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures (Fipols). Ce système a pour objectif une réparation des pertes subies par les victimes tout en maintenant les coûts de transport au plus bas, ces coûts bas étant considérés comme une condition de la multiplication des échanges internationaux. Il est limité aux déversements accidentels en provenance de navires aménagés pour le transport d'hydrocarbures persistants (ex : fuel lourd, pétrole brut). Tous les autres

déversements d'hydrocarbures, opérationnels comme accidentels, qu'ils concernent des produits non persistants transportés en cargaison (ex : essence) ou des produits de toutes natures transportés en soute (ex : fuel de propulsion de cargos, navires de pêche, navires à passagers) sont laissés au seul domaine de l'assurance.

En premier niveau du système en place, le propriétaire est soumis, à travers une convention internationale sur sa responsabilité civile, à l'obligation de contracter une assurance couvrant une responsabilité objective du navire en cas de pollution. C'est le principe de la réparation sans faute : le navire qui déverse des hydrocarbures persistants paye, même s'il a été victime d'un abordage ou d'une défaillance de structure, à charge pour lui de se retourner vers l'abordeur ou le responsable de la défaillance. Cette assurance obligatoire couvre toutes les conséquences de la pollution causée par le navire, selon les règles du pays touché. Elle peut donc servir entre autres à financer des travaux de restauration si la législation du pays touché prévoit de tels travaux, comme elle peut servir à indemniser un dommage environnemental si la législation nationale prévoit une telle indemnisation (ex : en Italie, au Venezuela, pas en France). Mais elle est plafonnée en montant par la convention, sur un barème qui prend en compte la jauge du navire : l'armateur dont le navire a causé une pollution aux conséquences dépassant le plafond auquel il est astreint peut se libérer de toute obligation en déposant entre les mains de l'autorité nationale compétente un fonds de limitation, c'est-à-dire la somme correspondant au plafond, et laisser à l'autorité nationale la charge du partage entre les victimes.

En second niveau, les conséquences d'un déversement d'hydrocarbures persistants par un navire-citerne, au-delà du montant de l'assurance obligatoire, sont couvertes par les Fipols, fonds alimentés par des cotisations obligatoires des importateurs de pétrole, sur des déclarations faites par les autorités des pays signataires. Comme celle de l'assurance obligatoire, cette couverture est limitée. Le plafond, indépendant de la jauge du navire, est actuellement de 1,2 milliard de francs par sinistre, part de l'assurance comprise, pour le Fipol 92, dont la France est signataire. À la différence de l'assurance obligatoire, les Fipols ont des règles d'indemnisation propres et l'adhésion à leur convention engage le pays signataire à respecter ces règles pour une pollution par hydrocarbures. Elles établissent en particulier que tout dommage directement causé par la pollution et dont le montant peut être quantifié par une victime est indemnisable, chaque victime ayant les mêmes droits. Ce dernier point conduit à partager la somme disponible au prorata des dommages démontrés de chacun, lorsque la somme des dommages démontrés dépasse le plafond. Les règles du Fipol 71, que la France a quitté pour le Fipol 92 en mai 1996, ne prévoyaient pas d'indemnisation d'opérations de restauration. Celles du Fipol 92 prévoient que *« les indemnités versées au titre de l'altération à l'environnement, autre que le manque à gagner dû à cette altération, seront limitées au coût des mesures raisonnables qui ont été prises ou qui le seront »* (Fipol, 1994).



En troisième niveau, la jurisprudence du pays affecté reste libre d'intervenir dans toute sa capacité. Cette intervention peut se faire contre le Fipol, dans l'hypothèse où il interpréterait ses propres règles d'une manière anormalement restrictive. Les attaques viennent en général de victimes voulant faire valoir une jurisprudence nationale en contradiction avec les textes de base du Fipol ou interprétant ces textes autrement qu'il les applique. Les attaques de la première catégorie échouent, l'engagement international des pays l'emportant sur leur législation nationale. Celles de la seconde catégorie réussissent parfois, engageant alors le Fipol à payer, dans la limite du prorata indiqué plus haut. Le Fipol 92 peut donc être condamné à payer des frais de restauration qu'il estime déraisonnables, si son interprétation est jugée inadéquate par un tribunal national. Les interventions devant un tribunal peuvent aussi se faire en association entre le Fipol et les autorités nationales, contre les personnes ou les entités juridiquement coupables de la pollution, lorsque la justice peut établir une faute. Ce sont alors les règles nationales qui jouent et le paiement de travaux de restauration peut parfaitement être demandé si ces règles le prévoient. En quatrième niveau, le système permet à un État, une collectivité locale, une organisation régionale, un industriel d'engager volontairement des dépenses de lutte contre la pollution ou en faveur des victimes, en reprenant à son compte (= subrogation) les droits de la partie pour laquelle il agit. Cette procédure peut être utilisée par tout donateur volontaire pour mener des opérations de restauration qu'il estime utile, à charge pour lui, s'il veut être ensuite remboursé par le Fipol 92, de démontrer que ces actions ont été raisonnables en nature et en montant.

Les limites de ce système sont multiples. Il n'intervient dans sa totalité que pour les pollutions majeures, avec une double limite : des règles d'admissibilité des réclamations strictes et un plafond global qui conduit à un partage entre victimes dans les cas les plus graves. Lorsqu'il n'intervient pas, ce qui est le cas le plus fréquent, le niveau de couverture par l'assurance varie avec la jauge et la nature du navire, et les victimes ne peuvent, en cas de défaut d'assurance, que courir après les avoirs de sociétés en général insaisissables ou insolvables.

Dans le domaine du dommage environnemental, être reconnu comme victime suppose que l'on soit juridiquement habilité à faire valoir un préjudice. Les législations nationales considèrent qu'il s'agit là d'un préjudice collectif et que seuls les États, les collectivités et parfois les associations sont habilités à être en justice. Il ne permet donc pas aux victimes directes du préjudice (les usagers de l'environnement) de s'exprimer autrement que par la voix de leurs représentants légaux, pour réclamer une indemnisation du dommage environnemental ou une restauration de l'environnement dégradé. Par ailleurs, les fonds d'indemnisation se focalisent naturellement sur les travaux de nettoyage et ne reconnaissent encore tout récemment l'utilité de la restauration qu'au travers de son incidence sur une activité économique.



Dans un tel cadre, la restauration reste assez largement à la charge de la nature et du temps : seuls des programmes limités et répondant parfaitement aux critères de recevabilité énoncés ont des chances d'indemnisation. C'est ainsi que l'on peut lire dans un document de travail du Fipol 92 (Fipol, 1994) : « *Les critères essentiels ci-après, sont proposés :*

- *les mesures de restauration sont salutaires compte tenu du potentiel de régénération naturelle ;*
- *le programme proposé est techniquement réalisable ;*
- *il y a des chances que les mesures parviennent à accélérer sensiblement la régénération naturelle de la communauté sinistrée ou de l'espèce menacée ;*
- *le programme n'entraînera pas, en lui-même, la dégradation d'autres environnements ni ne portera atteinte à d'autres ressources naturelles ;*
- *le coût du programme proposé n'est pas disproportionné par rapport à l'importance et à la durée du "dommage".*

*À moins de preuves concrètes sur tous ces points, le programme devrait être jugé comme n'étant pas raisonnable. »*

La prise en compte de ce type de dommage, dans le cas d'une pollution majeure, sera bien entendu soumise aux règles de la limitation et ne pourra être intégralement financée qu'une fois le plafond atteint. Enfin, la difficulté d'indemniser la restauration tient également au niveau de connaissance de l'état du site avant la pollution. Cela va, par exemple, permettre à l'indemnisateur de limiter la remise en état d'un site ayant fait l'objet de pollutions antérieures, non pas à sa situation d'origine, mais à celle résultant de la dernière pollution antérieure.

Le principe de la réparation n'envisage pas vraiment le futur mais la remise en état, dans les limites du possible, avec pour conséquence une adaptation des réponses apportées au niveau d'exigence des victimes. Les dommages futurs, liés à des impacts environnementaux et sociaux dont le lien direct avec la pollution ne peut pas être prouvé, ne sont pas indemnisables. Pourtant, l'indemnisation des dommages dus aux pollutions ne représente qu'une part très faible des chiffres d'affaires concernés : « *L'indemnisation représente un poste très faible dans la gestion des risques d'environnement des entreprises. Globalement, sur 1 à 2 % du chiffre d'affaires dépensé par les grandes entreprises chimiques pour la gestion du risque d'environnement, il n'y en a en moyenne que 0,1 % pour l'indemnisation hors site.* » (Smets, 1999).

Mais le système international a le mérite de proposer un cadre cohérent pour l'évaluation et l'indemnisation des préjudices liés aux pollutions par les hydrocarbures. L'intégration des préoccupations environnementales permet de mettre en œuvre le nettoyage des sites comme première phase de la restauration dans des conditions raisonnables. C'est également un système qui apporte une souplesse incontestable par rapport aux seules assurances, en permettant une réparation sans faute. Cette capacité prend toute son importance lorsqu'il s'agit d'indemniser de façon rapide et de prendre les mesures de sauvegarde que nécessite une situation de crise.

Comme le montrent les exemples qui suivent, le progrès est considérable par rapport à la situation vécue par les victimes de la marée noire causée par le naufrage du pétrolier *Amoco Cadiz* à Portsall, le 16 mars 1978, qui a exigé la lourde dépense d'un grand procès aux USA pour n'obtenir qu'une indemnisation partielle au bout de 14 ans.

### **L'application en France : quelques exemples**

Le naufrage du céréalier *Fénès*, chargé de 2650 t de blé, sur un îlot des Lavezzi, dans le chenal de Bonifacio (Corse), le 26 septembre 1996, est un exemple intéressant de pollution sortant du système en place pour les hydrocarbures, dans un contexte environnemental particulièrement sensible (les Lavezzi constituent une réserve marine devant s'intégrer à terme dans un futur parc marin franco-italien). Le navire a été rapidement allégé de ses soutes, réserves d'huiles et autres hydrocarbures, pour éviter tout risque de pollution par ces produits. Puis s'est posée la double question du devenir de l'épave et de sa cargaison, sur un fond de 10 à 14 m, pour partie sableux, pour partie rocheux, peuplé de diverses espèces protégées (posidonies, algues calcaires, animaux benthiques). Une commission scientifique ayant établi qu'il y avait risque de pollution par le blé et sa dégradation (étouffement des peuplements benthiques, dégagement d'hydrogène sulfuré), la Marine nationale, gestionnaire de l'action Polmar-mer, a convaincu l'assureur du navire de la nécessité d'un enlèvement de l'épave et de la cargaison, au titre de la loi sur l'Eau, renforcée, dans ce cas particulier, par le règlement de la réserve marine. À la fin 1997, l'opération achevée, une réunion du comité scientifique de la réserve marine a conclu à l'intérêt d'une opération de restauration de quelques centaines de mètres carrés d'herbier de posidonies. En l'absence d'une jurisprudence en faveur de cette opération et d'une structure opérationnelle capable de la défendre devant l'assureur du navire (la responsabilité Polmar de la Marine nationale étant limitée à faire cesser la pollution), le dossier a été laissé sans suite.

Le déversement de 2000 t de fuel lourd par le naufrage de la barge pétrolière *Vistabella* en mer Caraïbe, le 7 mars 1991, est un exemple intéressant de pollution par hydrocarbure déversé par un navire-citerne défaillant dans son obligation d'assurance. Comme sa convention de création le prévoit, le Fipol 71, auquel la France adhérait alors, est intervenu dès le premier franc pour indemniser les opérations de lutte et les dommages selon ses propres règles. Il n'y a pas eu de demande d'opération de restauration. L'absence de règle du Fipol 71 sur ce sujet n'a donc pas été mise à l'épreuve.

Le déversement de 180 à 200 t de fuel lourd par le pétrolier à double coque *Katja* la nuit du 7 août 1997 dans le port du Havre, heurtant un appontement et ouvrant une brèche dans une de ses soutes (sans double coque) est un exemple intéressant de pollution par hydrocarbure persistant déversé par un navire-citerne en règle avec son obligation

d'assurance, amenant une implication opérationnelle mais non financière du Fipol. Face au risque que le coût des opérations de lutte et les conséquences de la pollution dépassent les limites du plafond de l'assurance, l'assureur et le Fipol 92 ont en effet mobilisé ensemble les mêmes experts, travaillant sur les principes d'admissibilité du Fipol. L'application de ces principes dans la négociation amiable avec l'État, le port autonome du Havre et les autres réclamants a maintenu le niveau des indemnités dans la limite du plafond de l'assureur et le Fipol n'a finalement pas eu de règlement à effectuer. Les demandes touchant aux sites d'intérêt environnemental se sont limitées à du nettoyage et ne se sont pas étendues à des opérations de restauration. Les critères d'acceptation de ces opérations par le Fipol 92 n'ont donc pas été mis à l'épreuve.

La rupture du pétrolier *Tanio* dans une tempête, au large du Nord-Finistère, le 7 mars 1980, avec déversement de 13 500 t de fuel lourd, est un exemple intéressant de pollution par hydrocarbure persistant déversé par un navire-citerne en règle avec son obligation d'assurance, amenant une implication financière du Fipol, un recours juridique ultérieur et une subrogation. Face à cette pollution majeure, non seulement l'ensemble des réclamations (527 MF), mais aussi l'ensemble des montants reconnus comme justifiés par le Fipol 71 (348 MF) ont dépassé son plafond de l'époque (222 MF), le conduisant à limiter ses paiements et à appliquer sa règle du prorata. Le Fipol et l'État français, porteur de subrogations pour avoir pris à sa charge un complément d'indemnisation des opérateurs économiques affectés, ont attaqué conjointement le propriétaire du navire, le chantier naval constructeur, le chantier naval qui avait fait les dernières réparations et la société de classification. L'affaire s'est réglée par un versement amiable et conjoint des entités mises en cause, quelques jours avant l'ouverture du procès, de 107 MF au Fipol et de 187 MF à l'État. L'entente entre les parties n'a précisé ni la justification, ni le mode de calcul, ni la destination des versements. Les documents connus du Cedre ne font apparaître aucune opération de restauration, ni dans les demandes au Fipol, ni dans celles qui ont conduit à l'entente hors tribunal.

La marée noire de l'*Erika*, le 12 décembre 1999, avec déversement de 20 000 t de fuel lourd, va constituer un nouvel exemple de pollution par hydrocarbure persistant déversé par un navire-citerne en règle avec son obligation d'assurance, amenant une implication du Fipol, des recours juridiques ultérieurs et des subrogations. Mais rien ne laisse présager à ce stade que les procès lancés pourraient se trouver interrompus par des ententes amiables. Il est par ailleurs déjà certain que les subrogations vont atteindre des niveaux extrêmement élevés, avec l'engagement pris par TotalFina de financer, à hauteur de 850 millions de francs, le pompage des épaves, le traitement des déchets, une part de la lutte sur le littoral et des opérations de restauration environnementale à définir. Le dernier point de cet engagement et le fait que le Fipol intervenant ici soit le Fipol 92, qui prévoit l'indemnisation

d'opérations de restauration environnementale (même si ses conditions d'acceptation sont très limitantes), conduisent à supposer, aujourd'hui, que de telles opérations vont pouvoir intervenir.

Les modèles à prendre comme base pour ces opérations ne pourront pas être français : les exemples qui précèdent montrent que nous manquons aujourd'hui cruellement d'exemples de restauration menée après des pollutions marines accidentelles. Nous n'avons connaissance que d'un exemple, une replantation de spartines dans un marais littoral décapé au bulldozer de son sol pollué par le pétrole de l'*Amoco Cadiz*. Cette opération, présentée en images dans la journée d'information du Cedre sur le thème « Jusqu'où faut-il restaurer après une pollution accidentelle ? » (Laubier, 1999), n'a pas fait l'objet d'un rapport détaillé et sa justification a été fortement contestée par les experts de la société Amoco au procès.

### **La restauration sur le continent nord-américain**

Si la restauration environnementale n'est, de toute évidence, pas aujourd'hui une composante établie de la réponse à une pollution accidentelle intervenant sur notre littoral, c'est un élément régulier de la réponse aux USA, fréquent au Canada. Pour ces pays, la restauration environnementale a pour objectifs non seulement de remettre en état l'environnement, mais aussi de le protéger pour l'avenir. Ils se sont dotés à cet effet de deux outils financiers spécifiques : un fonds pour l'environnement, alimenté par des contributions obligatoires de l'industrie (« superfonds » environnemental) et des fonds spécifiques à des accidents particuliers, alimentés par des « dommages punitifs » faisant suite aux décisions des tribunaux. Ces fonds sont mis en œuvre par des mandataires (« trustees ») chargés de la mise en œuvre de leur utilisation dans des programmes de restauration et d'amélioration de l'environnement.

Aux États-Unis, les textes du *Clean Water Act* (CWA), du *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (Cercla), référencé également comme le *Superfund Act*, l'*Oil Pollution Act* de 1990 (OPA) et du *National Marine Sanctuaries Act* (NMSA) ont donné les moyens d'une politique plus active au profit de la restauration de l'environnement. Le caractère punitif d'une partie des fonds à l'origine des mesures prises renforce cette politique de prévention par le caractère dissuasif du coût des réparations infligées aux pollueurs. Par ailleurs, ces actions comprennent fréquemment un volet pédagogique à destination du grand public, pour le sensibiliser à la protection de l'environnement. Cette politique de restauration environnementale nécessite un engagement sur le long terme, qui dépasse la pollution originelle pour promouvoir la qualité globale du cadre de vie. Elle ne s'attache pas directement à la pollution à l'origine des fonds mais conduit une action souvent plus large qui tend à « sanctuariser » la nature au profit des activités touristiques et récréatives.



En s'écartant des instances internationales pour imposer aux acteurs économiques des règles nouvelles et coûteuses, cette démarche montre que l'abandon de politiques molles ne peut venir que d'États disposant de moyens financiers conséquents. Il est facile d'en déduire qu'une telle politique volontariste est hors de portée des petits États. Mais elle sert désormais de référence dans l'optique du développement durable et c'est par elle que des solutions originales en matière de restauration se sont développées sur le continent nord-américain. Les exemples qui suivent viennent donc de ce continent (DARP-NOAA, 2000).

La restauration s'applique naturellement aux sites affectés par des pollutions chroniques anciennes de l'activité humaine. Ainsi, le programme de restauration de la rivière Snake, polluée dans les années soixante par la mine *Blackbird*, a permis la réintroduction du saumon chinook. En améliorant l'habitat riverain des saumons par la construction de barrières de séparation avec le bétail et la création d'un élevage, la réintroduction de l'espèce et la régénération de la flore ont été assurées pour un coût de \$ 5,2 millions. Autre exemple, la restauration du port de New Bedford vise à remédier à une pollution chronique par les polychlorobiphényles (PCB). Le projet actuellement à l'étude prévoit la restauration de marais salants, la revitalisation du frai et l'acquisition de terres pour la protection de l'habitat, pour un total estimé à \$ 20,2 millions.

En matière de restauration, après une dégradation accidentelle, une pratique maintenant bien établie concerne les récifs de coraux endommagés lors d'échouages de navires. Ainsi, l'échouage du cargo *Elpis* sur un massif corallien, en Floride, le 11 novembre 1989, avait creusé deux cratères dans le récif et causé des dégâts aux organismes marins associés. Une restauration du site pour un montant de \$ 1,66 million a été menée sous l'autorité de la NOAA. Une fondation imitant le récif corallien adjacent a été mise en place et suivie d'une réimplantation de coraux et d'éponges pour aider la renaissance de l'écosystème corallien. De la même manière, la destruction du récif corallien entourant Mona Island (Porto Rico) par le cargo *Fortuna Reefer*, en juillet 1997, a été suivie d'une opération de restauration. La structure du récif a été rétablie et des pousses de corail ont été fixées à ses contreforts à l'aide de fils d'acier inoxydable et de clous. Ces mesures, d'un coût de \$ 1,05 million, ont permis de minimiser le dommage créé et de régénérer le corail étouffé dans les zones ensablées.

Les opérations menées après des ruptures de têtes de puits de pétrole et de pipelines fournissent d'autres exemples intéressants de restauration après accident. Le cas de la rupture de la tête de puits de Dixon Bay, le 12 janvier 1995, fournit un modèle intéressant de restauration de marais souillés par hydrocarbures. Outre la création de 2 ha de bassins à flot, le programme s'appuyait en particulier sur la création d'un courant d'eau douce pour déposer des sédiments sur des zones à flot peu profondes. Il a permis une formation rapide de bancs de boue avec un début de revégétalisation. Dans le même domaine, après la rupture du

pipeline au franchissement de l'Arthur Kill Channel, le 1<sup>er</sup> février 1990, un programme de restauration a comporté l'élimination de portions de digues et la création de chaînes de courant à travers des marais pour restaurer le mouvement des eaux et les transformer en marais à spartines (250 000 plants mis en place sur trois sites). Cette opération, dont le coût s'est élevé à \$ 11,5 millions, avait pour but de procurer un habitat pour les espèces de poissons et de coquillages affectées par le déversement de pétrole.

La marée noire de l'*Exxon Valdez* (Alaska, mars 1989) marque enfin l'histoire des pollutions accidentelles par l'ampleur de ses conséquences. La plus visible de ces conséquences au niveau juridique est l'*Oil Pollution Act*, qui donne aux individus utilisant les ressources le droit de demander réparation pour le préjudice subi, indépendamment de tout titre de possession ou de gestion de ces ressources. Les sommes payées à ce titre par la société Exxon ont été pour l'essentiel versées à l'État fédéral. Une fois celui-ci remboursé de ses frais de lutte, la gestion du reliquat a été confiée à des mandataires représentant l'État fédéral et l'État de l'Alaska. Comme le montre le tableau ci-après, seule une toute petite partie de ces moyens considérables a été utilisée pour des opérations de restauration proprement dite. Faute d'une nécessité réelle de faire plus dans ce domaine, l'essentiel des sommes est allé à des actions éducatives et de préservation de la végétation côtière.

Utilisation des fonds de l'accord au civil concernant la marée noire de l'*Exxon Valdez* (source : Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council, 2000). Les montants sont exprimés en millions de dollars US.

Poste de dépense	Détail	Cumul
Remboursement des frais de nettoyage		213,100
Recherche, suivi et restauration générale		
Planning de travaux 1992-1999	108,600	
Planning de travaux 2000-2002	35,000	
Musée halieutique	1,500	
Centre de vie marine d'Alaska	26,200	
Dépôt /exposition archéologique	2,800	
Écloserie de port Graham	0,800	
Diminution de la pollution marine	5,100	
Sous-total		180,000
Protection de l'habitat		395,300
Restauration de la réserve		108,000
Gestion scientifique, information du public et administration		30,900
<b>Total</b>		<b>927,300</b>

Des fonds provenant de l'arrangement au pénal viennent s'ajouter aux montants ci-dessus à raison de US \$ 57,2 millions pour l'État fédéral et US \$ 64 millions pour l'État de l'Alaska. Ils sont venus compléter les fonds destinés à la protection de l'habitat, à la création de centres de loisirs, à la pêche et à la recherche. Au-delà de l'ampleur de l'indemnisation, on notera la prise en compte du long terme et d'actions

en faveur de l'environnement allant bien au-delà des seuls biotopes touchés par le polluant.

Un jugement récent montre par ailleurs que l'indemnisation d'un préjudice lié à la remise en cause du cadre de vie pour un individu ou un groupe n'est pas retenue par les tribunaux américains. Ces derniers considèrent que le dommage à l'environnement est collectif, indépendamment du niveau de gravité affectant les uns ou les autres. Cela nous ramène au fait que le dommage à la ressource est le seul qui soit réellement pris en compte au niveau des victimes (US Courts, 1997), l'État se chargeant de la défense des intérêts collectifs liés à l'environnement.

### **Le rôle des États comme défenseurs des intérêts environnementaux**

Les exemples qui précèdent montrent que la conception de la remise en état par la nature, une fois le nettoyage réalisé, s'avère de plus en plus éloignée de la demande des citoyens. Elle n'est pas non plus ce que défendent aujourd'hui les États de la Communauté européenne. Les quatre grands principes qui inspirent la politique communautaire en matière de gestion, de protection, de mise en valeur et de restauration sont repris dans les principes généraux de la partie législative du tout nouveau code de l'environnement (code de l'Environnement, 2000) :

*« 1- Le principe de précaution, selon lequel l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable ;*

*2- Le principe d'action préventive et de correction, par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, en utilisant les meilleures techniques disponibles à un coût économiquement acceptable ;*

*3- Le principe pollueur-payeur, selon lequel les frais résultant des mesures de prévention, de réduction de la pollution et de lutte contre celle-ci doivent être supportés par le pollueur ;*

*4- Le principe de participation, selon lequel chacun doit avoir accès aux informations relatives à l'environnement, y compris celles relatives aux substances et activités dangereuses. »*

Une application ambiguë de ces principes en matière de pollution par les hydrocarbures laisse une marge importante aux initiatives visant à améliorer le système actuel de l'indemnisation. Les conventions limitatives de responsabilité, dans la mesure où elles exonèrent les pollueurs d'une part importante de leurs obligations de réparer, impliquent forcément que la charge de la réparation incombe à d'autres. C'est la porte ouverte à la mise en place de systèmes d'indemnisation indépendants du système international, offrant pour un ensemble de pays des normes plus élevées en matière de restauration de l'environnement. C'est, par ailleurs, la certitude de suites judiciaires pour tenter de démontrer la faute et faire sauter ainsi le verrou des conventions, au risque de se retrouver confronté à une insolvabilité organisée des responsables.



En dehors du continent nord-américain, le dommage punitif comme moyen de financer une politique active est actuellement très peu utilisé par les États, qui considèrent les amendes comme des dédommagements au titre de leur action d'intérêt général. Pourtant, une fois encadrée par le législateur, cette option permet de dégager des fonds pour des actions à long terme. Ceci est, pour les pays de la Communauté européenne, à réaliser au niveau national : la Communauté n'a pas de compétences en matière pénale et il serait vain d'imaginer cette source de financement à son niveau.

En attendant ce futur possible, l'engagement des États reste aujourd'hui en Europe la source essentielle de mise en œuvre de programmes de restauration après des pollutions accidentelles. Leur rôle de représentants des intérêts collectifs les conduit le plus souvent à mobiliser des fonds pour mener à bien les actions de suivi et de réhabilitation à long terme. Selon l'angle de vue qu'on choisira de prendre, ils compensent ainsi soit leur manque d'exigence dans les conventions internationales auxquelles ils ont adhéré (en faisant supporter à la collectivité ce qu'ils n'ont pas imposé à la filière industrielle), soit le poids de leur taxation des produits pétroliers (en retournant vers ces actions une infime partie des taxes perçues).

Après la pollution de l'*Erika*, l'Europe se trouve confrontée à la difficulté de concilier la mise en place de politiques de restauration environnementales au nom du principe de précaution (Commission européenne, 2000 ; Avis du comité économique et social, 2000) et le principe du pollueur-payeur mis à mal par les conventions internationales. Face à la lenteur d'évolution des règles internationales, elle apparaît aujourd'hui tentée d'instaurer un système complémentaire d'indemnisation des dommages, pour offrir aux citoyens européens une protection à la mesure de leurs exigences. Les expressions d'intention laissent présager que ce système ne se limitera pas au dédommagement des préjudices économiques, qui relève du domaine de l'assurance et du Fipol, mais s'ouvrira aussi au domaine de la restauration de l'environnement, déjà inscrit dans les textes. Les limites et les modalités futures de mise en œuvre de cette restauration restent aujourd'hui totalement inconnues.

### Références bibliographiques

- Avis du comité économique et social sur le « Recours au principe de précaution » (2000/C268/04). Journal Officiel des Communautés européennes du 19 septembre 2000, C268-6-11.
- Code de l'environnement, 2000. Annexe à l'ordonnance 2000-914 du 18 septembre 2000. Journal Officiel n° 219 du 21 septembre 2000, 14792-14795.



- Commission européenne, 2000. Communication de la Commission des Communautés européennes sur le recours au principe de précaution. COM (2000) du 2 février 2000. Site Internet [http://europa.eu.int/eur-lex/fr/com/availability/fr\\_availability\\_2000\\_1.html](http://europa.eu.int/eur-lex/fr/com/availability/fr_availability_2000_1.html)
- DARP-NOAA, 2000. Restoration Sites.  
Site Internet <http://www.darp.noaa.gov/>
- Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council, 2000. The Restoration Plan.  
Site internet <http://www.oilspill.state.ak.us/>
- Fipol, 1994. Critères de recevabilité des demandes d'indemnisation. FUND/WGR.7/2 -5 et FUND/WGR.7/9/3-6.
- Laubier L., 1999. Le pilote de restauration végétale de marais impactés par l'*Amoco Cadiz* : rappel historique. Actes de la Journée d'information du Cedre « Jusqu'où faut-il nettoyer après une pollution accidentelle ? ».
- Smets H., 1999. L'indemnisation des pollutions accidentelles terrestres. Préventique-Sécurité, 43, 65-70.
- US Courts, 1997. Alaska Native Class contre Exxon Corp. 17 January 1997. Cour d'appel du 9<sup>e</sup> Circuit. <http://www.ca9.uscourts.gov/ca9/newopinions.nsf/>

## Dimensions économiques dans les négociations pour la récréation de sites naturels du conservatoire du Littoral

Yann Laurans

Asca (Applications des sciences de l'action), 8 rue Legouvé, 75010 Paris, France  
yann.laurans@online.fr

### Résumé

Comment l'économie est-elle mobilisée au cours des négociations qui se déroulent autour des projets de récréation sur les sites du conservatoire du Littoral? C'est la question à laquelle on a tenté de répondre en étudiant une série de ces processus à travers une grille d'analyse de négociations encore peu utilisée pour les problématiques d'environnement en France. On montre que deux enjeux économiques très spécifiques jouent un rôle effectif dans ces processus : la retombée de la fréquentation du public en termes d'activités commerciales et le rapport coût-efficacité de l'ingénierie écologique dans la préservation des sites. On montre aussi que le recours à l'économie dans un processus de décision environnemental doit s'adapter aux caractéristiques structurelles de ce processus afin d'y trouver une résonance et de répondre véritablement à ses enjeux. On en induit un certain nombre de recommandations opérationnelles pour choisir une manière d'aborder les dimensions économiques en fonction des caractéristiques de la situation.

### Abstract

How does economic reasoning and evaluation play a role in environmental negotiations? How can the stakeholders taking part in such processes choose an economic language adapted to the social situation? This general issue is addressed in the specific context of environmental "recreation" by ecological engineering on coastal sites.

Several collective negotiations to design recreation projects have been studied and compared. Two economic issues were raised in the observed negotiations: (1) economic revenue derived by local economies from daily spending by "visitors" and (2) cost-effectiveness of ecological engineering for shoreline protection. But some other economic aspects, such as Cost-Benefit Analysis, are systematically neglected. The presence or absence of one kind of language can thus be explained by the features and context of the negotiation process. Thus, to select a collectively efficient policy for the use of economics, stakeholders must consider (1) the difference between multilateral and unilateral practice of economic language and evaluation, (2) timing in the use of economic language and (3) the kind of logical system to be developed.

## Introduction

Réussir la restauration d'un site naturel suppose de plus en plus souvent d'obtenir une coopération entre les porteurs des projets de récréation, et divers partenaires économiques et administratifs : collectivités, groupes professionnels, associations, services de l'État... On le sait, tout porteur de projet doit intervenir dans un espace qui est, au moment où il initie une dynamique nouvelle, un objet de pratiques, de revendications, structuré par les rythmes anciens de l'utilisation du sol. L'action publique y est organisée avec un certain nombre de caractéristiques institutionnelles générales, mais toujours empreintes de particularités locales tenant à l'histoire institutionnelle, sociale et économique du lieu. Comme tous, les acteurs de la *recréation de sites naturels* sont ainsi placés devant la nécessité de convaincre et/ou de mobiliser d'autres acteurs locaux. De ce fait, ils sont conduits à participer à un processus de décision collective qui engage des enjeux répondant aux préoccupations des sociétés locales avec lesquelles ils dialoguent. Parmi ces préoccupations, chacun s'accorde à dire que les dimensions économiques sont, sinon toujours premières, jamais négligeables.

La recherche dont sont tirés les éléments exposés ici<sup>1</sup> est ainsi partie de l'hypothèse que la mobilisation de partenaires pour un projet de récréation se négocie au cours d'un processus de dialogue, d'échanges et de tractations. À partir d'une analyse positive d'une série de négociations qui avaient pour objet la réhabilitation<sup>2</sup> d'un site du conservatoire du Littoral, on visait à étudier comment les enjeux économiques sont présents dans ces situations, de quelle manière ils structurent la négociation et, à l'inverse, comment ils sont structurés par les processus de négociation (voir aussi méthodologie de la recherche, encadré 1). On cherchait, en parallèle, à recenser et analyser l'utilisation argumentaire des dimensions économiques : qui met en avant ces arguments, à quels moments, pour quels effets ? Quels arguments économiques sont utilisés par les acteurs des négociations, comment sont-ils présentés, alimentés ? Comment les outils et les concepts de la science économique et la pratique du calcul économique sont-ils convoqués par les acteurs, et lesquels sont laissés de côté dans les situations concrètement étudiées ?

Par l'examen positif des situations locales, on cherche à désigner les approches et démarches économiques qui répondent aux différents enjeux présents. On espère apporter aux acteurs de la récréation dans

1. Laurans, 2000. Recherche réalisée dans le cadre du programme national de recherche Recréer la Nature, du ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, délégué au Muséum national d'histoire naturelle, recherche soutenue conjointement par le conservatoire du Littoral. Ces analyses ont bénéficié des conseils de Laurent Mermet (Engref) et du groupe français de négociation mais, bien entendu, l'auteur reste seul responsable de leurs imperfections.

2. Voir notamment, pour les définitions autour du concept de récréation, le numéro spécial de Natures, Sciences, Sociétés (1995), vol. 3, hors série.



leur ensemble un regard sur l'utilisation effective de l'économie dans les processus de négociation auxquels ils sont mêlés, et leur proposer une réflexion sur les opportunités et les angles d'approche de la pratique économique dans les processus locaux.

Il sera nécessaire pour cela de résumer, en premier lieu, la structure générale des négociations considérées, les caractéristiques communes des cas étudiés et le déroulement type de ces négociations. Sur cette base, on pourra tenter de répondre à la question de la place de l'économie dans cette structure de négociation, en exposant les enjeux économiques des situations et processus analysés. On en induira ensuite la nature des pratiques d'évaluation qui sont en quelque sorte appelées par les structures des situations étudiées.

### **Encadré 1. Méthodologie de la recherche**

Une série de cas de négociations du conservatoire du Littoral a été étudiée en utilisant les catégories et les grilles d'analyse issues des théories de la négociation, qui offrent depuis quelques années un certain nombre de structures d'analyse communes (Faure, 1991). Les processus de négociations d'une dizaine de cas de récréation du conservatoire du Littoral ont donné lieu à une analyse rétrospective par entretiens qualitatifs et semi-directifs approfondis. L'analyse utilisait la grille qu'utilisent un certain nombre de chercheurs dans ce domaine depuis les travaux collectifs impulsés par l'IIASA<sup>3</sup> (Kremenjuk, 1991 ; Sjöstedt, 1994). Cette grille distingue cinq grandes variables dont on regarde le détail : les **acteurs** de la négociation (pouvoir, autorité, statut, buts personnels), la **structure** de la négociation (intérêts, gains et pertes en jeu, paramètre temps, caractère public ou confidentiel...), la **stratégie** (coopération/défection, alliances/oppositions, promesses/menaces, etc.), le **processus** (enchaînement des étapes, thèmes de discussion, forme des procédures...) et le **résultat** (critères de succès/échec, évaluation, répartition des gains, innovation, satisfaction, stabilité...). Pour chaque négociation, un recensement systématique des enjeux et des arguments économiques a été réalisé et mis en perspective de la structure de négociation observée.

### **Le resserrement progressif d'une communauté autour de l'objectif de la protection d'un site terrestre**

À l'analyse des processus étudiés (voir encadré 2), il ressort un certain nombre de caractéristiques communes, que l'on peut décrire en résumant le déroulement chronologique. Bien sûr, l'archétype ainsi créé ne correspond pas toujours entièrement et complètement à chaque cas

3. International Institute of Applied Systems Analysis, Laxenburg, Autriche ; projet « Processus des négociations internationales ».



pris individuellement, mais on y retrouve cependant les caractéristiques essentielles qui permettent de comprendre ensuite les enjeux de la situation.

### **Un consensus se crée contre des menaces urbanistiques**

L'histoire des dossiers étudiés, pour la plupart de leurs protagonistes, remonte à des menaces de type urbanistique au sens large, apparues à la fin des années soixante ou au début des années soixante-dix. Contre ces menaces, on observe alors la création d'un certain consensus entre les différents acteurs et groupes présents sur la scène locale. Maires et conseils municipaux, résidents des communes, département, certains services déconcentrés de l'État, associations d'usagers (chasseurs en particulier), associations de défense de l'environnement se trouvent de fait rassemblés pour résister à ces menaces. Ils finissent par les éloigner essentiellement en recourant à la maîtrise foncière (adoption par le conseil municipal d'une zone de préemption départementale, rétrocédée à partir d'un certain moment au conservatoire du Littoral).

#### **Encadré 2. Sélection des cas étudiés**

La plus grande partie des dossiers du conservatoire du Littoral ont été passés au crible d'une grille de choix combinant quatre critères, que sont la présence d'un projet de récréation, le contenu du processus en négociation, le contenu en économie et la faisabilité opérationnelle de l'étude. Ce choix a conduit à recueillir un certain nombre d'éléments fragmentaires mais riches sur une demi-douzaine de cas (Les Orpellières, les jardins du Rayol, la baie d'Audierne, l'étang de Villepey, le cap Blanc-Nez...), et surtout à étudier de manière approfondie quatre dossiers : l'estuaire de l'Orne (Calvados), le tombolo de la **presqu'île de Giens** et les salins des Pesquiers (Var), la **pointe du Raz** (Finistère) et le **marais d'Orx** (Landes). Ces processus se caractérisent par une histoire longue et des négociations nombreuses à différentes échelles, qui ont été étudiées en particulier par le biais d'une cinquantaine d'entretiens qualitatifs et semi-directifs.

### **Première rupture du consensus : le zonage des usages**

L'acquisition par le conservatoire du Littoral et les collectivités ainsi que la réglementation croissante de l'environnement posent alors le problème de la planification de l'espace et des usages de l'espace et des ressources. La chasse, en particulier, fait à ce moment (première moitié des années quatre-vingt pour la plupart des sites) l'objet d'une demande de régularisation par l'Administration au cours de laquelle sont négociées ses conditions de pratique, et notamment la répartition des réserves.

### **Avec la propriété se transfère la responsabilité de la défense des sites**

Le transfert de propriété s'accompagne d'un transfert ou d'une concentration de responsabilités vers les collectivités locales et le conservatoire du Littoral. Ces responsabilités concernent d'abord la défense, la préservation contre d'anciennes et de nouvelles menaces : responsabilité de la « défense contre la mer », responsabilité de l'aménagement pour faire face à la fréquentation du public régulièrement croissante. De fait, les politiques de défense contre la mer se renforcent et des projets d'aménagement voient le jour. À cette époque (fin des années soixant-dix et années quatre-vingt), la culture d'aménagement et les pratiques courantes sont dominées par des partis d'équipement recourant à des aménagements plutôt artificiels, pérennes et lourds, et à un entretien dans une philosophie « d'espace vert aménagé » : enrochements, équipements de loisirs denses, nombreux et artificiels, parkings proches des sites, accès routiers nombreux, etc.

### **Une seconde rupture du consensus : les dissensions sur les espaces de liberté**

Ces projets provoquent des conflits à l'intérieur du cercle des acteurs ayant formé le précédent consensus : les représentants des activités commerciales et de loisirs poussent à l'intensification des équipements, visant une intensification correspondante de la retombée touristique et de loisirs. D'autres dénoncent ces aménagements lourds du point de vue de la persistance d'usages qui s'accommodent mal de l'équipement de loisirs, comme la chasse, la pêche à pied, et surtout au nom de la protection de la nature et de l'esthétique des sites. Le processus de décision à ce moment est bien plus de l'ordre du conflit que de la négociation, les parties ne recherchent pas l'accord, ne communiquent pas directement, cherchent à imposer leurs vues.

En général, ce sont les tenants de l'équipement lourd qui remportent ce conflit : des aménagements denses et très artificiels sont mis en œuvre, l'accueil du public et la défense contre la mer ne laissent qu'un champ réduit aux écosystèmes et aux dynamiques naturelles locales.

### **La « nature » s'en mêle, rebat les cartes et fait naître une nouvelle communauté d'intérêts**

Dans presque tous les cas étudiés, un phénomène « naturel » se produit quelque temps après et vient bouleverser la physionomie du site en aggravant les déséquilibres fonctionnels produits par les aménagements lourds. Des tempêtes rompent le cordon littoral et détruisent les aménagements, la dégradation de la végétation provoque une érosion accélérée, les communautés végétales et animales sont victimes de perturbations spectaculaires et, plus généralement, les écosystèmes partent à la dérive de manière manifeste.

Face à la menace d'une destruction plus ou moins complète du site, un nouveau consensus se crée au sein de la communauté auparavant déchirée par les partis d'aménagement adoptés. Si, comme on l'a vu,

les groupes d'acteurs et les intérêts s'expriment comme divergents quant à l'aménagement du site, ils convergent en revanche dans la recherche d'une protection du site terrestre: les « environnementalistes », parce qu'elle leur apparaît indispensable pour conserver des écosystèmes terrestres raréfiés en France, les représentants des « activités économiques » parce qu'elle constitue leur argument d'attractivité touristique. On observe alors un basculement du *conflit* initial autour des partis d'aménagement vers une *négociation collective* des modalités d'un aménagement moins équipé, afin de trouver les moyens d'une pérennité du site en recourant à des techniques mieux en accord avec ses conditions physiques et biologiques. C'est le statut que prend la récréation qui intervient à partir de ce moment.

### **La négociation collective au sein de la nouvelle communauté d'intérêts**

Les opérations de réhabilitation à caractère naturel prennent en effet la valeur de compromis dans la négociation qui se structure alors. Pour les représentants des activités économiques, elles représentent le moyen d'assurer une protection du site plus efficace contre les assauts de la mer et du public. Pour les élus s'ajoutent les dimensions budgétaires, en ce qu'ils perçoivent les techniques du « génie écologique » comme plus efficaces que les aménagements lourds. Pour les environnementalistes, elles représentent un projet par lequel leurs compétences sont valorisées, un moyen de protection du site et de ses caractéristiques écologiques terrestres. En particulier, les aménagements de canalisation du public représentent l'archétype de ce compromis : ils sont pour les uns le moyen d'organiser les flux de clientèle, d'accélérer les flux de fréquentation et d'étaler la saison... ; pour les environnementalistes, ils représentent le moyen de défendre les écosystèmes et les espèces remarquables contre le piétinement, de délimiter les espaces dévolus à la fréquentation par le plus grand nombre et ceux préservés de celle-ci.

### **L'économie dans ces négociations : les retombées d'une ressource et son entretien**

Dans tous les cas étudiés, la dimension économique a joué un rôle important. Cela ne constitue pas un résultat dans la mesure où les cas étaient sélectionnés notamment pour une présence minimale d'enjeux économiques (voir encadré 2). Le résultat tient plutôt à la nature des enjeux économiques présents. Deux apparaissent au premier plan des situations étudiées : l'enjeu de la *retombée de la fréquentation* en termes d'activité, qui est central dans la négociation de la plupart des cas étudiés, et l'enjeu de *l'efficacité économique du génie écologique*, moins central mais présent de manière plus générale encore dans tous les cas abordés.

### L'enjeu de la retombée de la fréquentation en termes d'activité

La dimension économique de la récréation est désignée le plus souvent comme *l'effet positif sur l'économie locale* (commerces, artisanat, emplois directs et indirects) de l'attractivité touristique et de loisirs que représentent les aménagements considérés, ou qu'ils pourraient représenter à l'avenir si l'opération réussit. De toute évidence, lorsque « l'économie » est importante, c'est d'abord sous cet angle, qui correspond essentiellement aux intérêts portés par les représentants des activités commerciales et de loisirs (commerces, campings et hôtellerie, restauration...).

On peut donc retenir que la dynamique relativement consensuelle des négociations collectives sur la récréation de ces sites est en grande partie alimentée par la motivation de beaucoup d'acteurs locaux pour la retombée de ces actions en termes de *développement local*, ou plus modestement pour l'entretien de la vie dans les territoires concernés. C'est au thème du développement local que les maires des communes concernées se réfèrent le plus souvent. Ils considèrent d'ailleurs que cette référence est relativement récente, qu'elle est venue remplacer depuis quelques années un objectif de retombée commerciale plus directe. La vision « ancienne » de la retombée était plutôt monodimensionnelle, considérant surtout les emplois directement associables aux retombées des visites du site par les touristes, les chiffres d'affaires induits par les dépenses au cours de ces visites. Elle envisageait la retombée de l'aménagement du site comme l'implantation d'une entreprise ou d'un équivalent-entreprise destiné à exploiter des produits touristiques. La vision qui prévaut actuellement, de l'avis même de ses porteurs, est plus *diffuse* qu'auparavant. Elle se répartit sur le tissu des activités commerciales et non seulement sur celles qui tirent profit directement du « ticket » journalier des visiteurs. Elle prend plus en considération les différents paramètres du dynamisme local, comme la qualité résidentielle, l'image de marque et l'identité des communes concernées. Elle conçoit enfin et surtout que la retombée ne vient pas de la fréquentation des sites seulement, mais d'un ensemble d'atouts et de potentiels d'image à créer et à valoriser sur un territoire plus vaste que celui de la commune, et qui exige de la part des collectivités une politique volontariste. Les élus locaux disent avoir compris que le site naturel en lui-même n'apportera que peu de développement s'il n'est pas utilisé et valorisé comme un élément d'un effort de promotion d'ensemble sur le territoire.

Cet enjeu est bien entendu mis en avant comme argument dans la négociation par les représentants des activités commerciales et de loisirs, mais pas seulement. On note en particulier que les administrations (services déconcentrés de l'État) en ont fait un large usage, dans les années quatre-vingt, pour convaincre de l'intérêt des collectivités locales à s'investir dans la protection des caractéristiques environnementales et à résister aux pressions urbanistiques.



### **L'enjeu de l'efficacité économique de la récréation**

Si la retombée économique de la fréquentation est centrale dans la plupart des discussions, il est une autre dimension économique présente dans tous les cas étudiés sans exception mais de manière moins centrale, c'est la dimension que l'on pourrait qualifier de *technico-économie du génie écologique*, dont la mobilisation se fait sur l'axe de la comparaison coût-efficacité des techniques « douces » d'aménagement des sites utilisées dans la plupart des projets de récréation, au regard des anciennes techniques qu'elles viennent remplacer. Cela concerne bien entendu les techniques de protection contre la mer, mais pas seulement. Il s'agit aussi des modes d'aménagement de *l'accueil du public*, qui sont conçus moins équipés, de meilleure qualité, plus diffus, et des techniques de *mise en défense* qui, en protégeant l'implantation des écosystèmes, sont censées favoriser la protection contre la mer à moindre frais que par l'emploi des aménagements en dur.

### **Une absente remarquable : l'analyse coûts-avantages**

L'analyse reposait sur un certain corpus d'hypothèses explicites, à partir des analyses et des théories sur la négociation, mais aussi sur la place de l'économie dans la décision. À la suite de Claude Henry (1984, 1989) notamment, on cherchait à voir dans quelle mesure *le calcul économique appliqué aux projets d'aménagement* (analyse coûts-avantages ou ACA) était mobilisé. Force fut de constater que l'utilisation de l'économie n'a pas emprunté ces chemins dans les négociations étudiées : l'analyse coûts-avantages, l'économie de projet n'ont jamais été évoquées, encore moins mises en œuvre et appliquées. Cela n'est certes pas dû à la structure de la discussion, qui s'y prêtait tout à fait en théorie : la comparaison coûts-avantages des différents partis d'aménagement avait un sens en termes méthodologiques ; on aurait pu discuter d'un bilan prévisionnel actualisé des opérations, d'un taux de retour sur investissement, de la variation des surplus de consommateurs, etc. Rien dans la situation étudiée ne disqualifiait ces approches, qui n'ont pourtant pas été mobilisées.

Cette absence tient à deux causes structurelles :

1. La plupart des stratégies développées par les acteurs ont évité le recours à ce type de démarche. À plusieurs reprises, ils ont explicitement justifié de ne pas y avoir recouru : il leur importait avant tout généralement d'obtenir une *adhésion* sur une *vision* du site, un projet, une dynamique, pour lesquels le calcul économique d'une valeur nette actualisée ne présentait que peu d'intérêt ;
2. Les situations étudiées ne correspondent pas à celles dans lesquelles le calcul économique trouve naturellement une place centrale. De telles situations correspondent plutôt à des processus où des intérêts entrent en conflit du fait d'un *projet d'équipement* (barrage, route, aménagement agronomique, centrale électrique, etc.).

Ces projets créent un contexte de décision bipolaire assez distributif par les enjeux d'environnement et de société soulevés par les impacts

du projet (Barouch & Mermet, 1987 ; Henry & Grandjean, 1987 ; Godard & Laurans, 1997). Ce n'est pas le cas ici : il s'agit de projets d'aménagement environnemental, dont la dynamique de négociation n'est pas centralement contradictoire mais plutôt communautaire, et où les argumentations sont surtout mobilisées à l'appui des enjeux plutôt consensuels.

### **Conclusion : quel langage économique, pour quel effet?**

#### **Le langage économique doit répondre aux caractéristiques des situations**

Les différents cas étudiés se sont avérés assez *homogènes* des points de vue de la nature et du rôle des enjeux économiques, et de la manière dont l'économie y était mobilisée. Cette homogénéité tient, clairement, aux caractéristiques structurelles des négociations en question, avec la formation d'un consensus local autour de l'objectif de la subsistance du caractère terrestre d'un site et la négociation collective organisée à partir de là autour d'un projet commun d'aménagement équilibré. De ce fait, la structure de situation est assez proche d'un modèle de *gestion communautaire d'une ressource commune*, où les enjeux économiques sont centrés autour des « revenus » (ici au sens très large et non spécifiquement monétaire) et de l'entretien de la ressource<sup>4</sup>. Et c'est bien cette structure commune qui explique cette homogénéité.

On observe par ailleurs une certaine *particularité* des situations étudiées par rapport à d'autres situations de gestion de l'environnement, particularité qui explique le recours à certains enjeux et arguments économiques, mais aussi l'absence de beaucoup d'autres.

Cela montre que les dimensions et les pratiques économiques sont « convoquées » de manière spécifique par une situation locale donnée. Elles doivent être adaptées aux caractéristiques de la situation.

#### **Comment choisir?**

Cette recherche a notamment fait apparaître que les instruments et le langage utilisés pour *susciter une aspiration commune* ne sont pas les mêmes que ceux qui sont destinés par exemple à démontrer à l'appui d'une thèse, ou à contester un projet, ou encore à choisir parmi plusieurs variantes. En termes de méthode, les qualités requises du langage utilisé pour susciter une aspiration étaient avant tout la recherche d'un accord collectif sur une bonne prise en compte du contexte local, sur une bonne appréhension du « tableau » que constituent les différents groupes et rapports de forces présents, les contraintes et les ressources d'une situation. Cette pratique supposait aussi une bonne approche

4. On le sait, l'étude et la représentation économique des situations de gestion d'une ressource en propriété commune représentent à elle seules un domaine de recherche, identifié par exemple depuis le manifeste de Berkes *et al.* (1989) et l'ouvrage emblématique d'Ostrom (1990).

des facteurs de réussite d'un projet collectif, de ses facteurs d'échec, des comportements individuels et collectifs.

À quoi, dans ces conditions, un acteur participant à une négociation de ce type doit-il se préparer lorsqu'il envisage d'y mettre en pratique le langage de l'économie ?

En premier lieu, il est important de comprendre quels acteurs le discours économique doit « faire parler ». Dans la mesure où celui qui emploie le langage économique s'érige en porte-parole de groupes et d'intérêts, sa pratique suppose une attention à ceux qui sont présents dans la négociation instituée, aux absents et aux raisons de leur absence, et aux dimensions déterminantes pour représenter la situation locale et son évolution future de telle sorte que tous s'y identifient.

En deuxième lieu, il s'agit de repérer ce qui peut constituer une *visée commune* et la manière dont elle répond au contexte local, à ses conditions de succès, aux dynamiques en cours. Cela suppose par exemple de recourir à des méthodes d'animation prospective qui repèrent les facteurs de rupture d'une situation et permettent de formuler des images du futur.

Enfin, on recommandera de privilégier les démarches à fort pouvoir *évocateur*. En particulier, le recours à l'exemple, par l'étude de cas, le voyage d'étude... s'est avéré, à l'expérience des négociations étudiées, particulièrement efficace.

En synthèse, on peut retenir que les acteurs de négociations de ce type doivent, pour être entendus, ajuster leurs choix de méthodes sur au moins trois paramètres :

- le caractère *unilatéral* (un acteur, une partie produit un discours seul et l'utilise ensuite à l'appui de ses arguments) ou au contraire *multilatéral* (un ou plusieurs acteurs organisent la réflexion à travers un raisonnement économique collectif) de la pratique économique utilisée ;
- le *moment* du processus où le langage économique est mobilisé ;
- le *ressort logique* utilisé : exemplarité d'une situation témoin ou simulation sur un modèle plus ou moins complet, ou contradiction et contre-expertise d'une évaluation existante...

### Références bibliographiques

- Barouch G., Mermet L., 1987. L'évaluation économique des conséquences sur l'environnement des grands projets : un bilan. *In*: Barouch G. & Theys J. (eds), Cahier du Germes, 12, 27-33.
- Berkes E., Feeny D., Mc Cay B., Acheson J., 1989. The Benefits of the Commons. *Nature*, 340, July 13th.
- Cox R., Willard C. (eds), 1982. *Advances in argumentation theory and research*. Southern Illinois University Press, XIII-XLVII.
- Dupont C., 1994. *La négociation : conduite, théorie, application*. Éd. Dalloz, Paris.



- Faure G.O., 1991. La négociation : de la théorie au réel. Éd. Universalis, Encyclopaedia Universalis.
- Faure G.O., Rubin J., 1994. Organizing Concepts and Questions. *In*: International Environmental Negotiations. Sjöstedt G. (ed.), Sage Publ.
- Fisher E., Forester J. (eds.), 1993. The argumentative turn in policy planning and analysis. Ed. Duke University Press, Durham & London, 327 p.
- Godard O., Laurans Y., 1997. Valuation processes taken as tests of legitimacy in a plurality of legitimacy orders. Rapport Recherche Valuation for Sustainable Environment, CE, ENV4-CT96-0226.
- Henry C., 1984. La micro-économie comme langage et enjeu de négociation. *Revue Économique*, 35.
- Henry C., Grandjean A., 1987. Choix autoroutiers et calcul économique. *In*: Barouch G. & Theys J. (eds), Cahier du Germes, 12, 95-114.
- Henry C., 1989. Investment projects and natural resources: economic rationality of Janus. *Ecological Economics*, 1.
- Kremenyuk V. (ed.), 1991. International Negotiation. Sage Publications, 485 p.
- Laurans Y., 1997. La modélisation économique de la coopération internationale pour le cas de l'effet de serre: de l'adaptation d'un modèle traditionnel à l'articulation des points de vue. Thèse pour le doctorat en sciences économiques, Paris I Panthéon-Sorbonne, 472 p.
- Laurans Y., Cattani A., (à paraître). Une économie au service du débat : l'évaluation économique des services rendus par les zones humides. *In*: Fonctions et valeurs des zones humides. Fustec E. & Lefeuvre J.C. (eds), Éd. Dunod.
- Laurans Y., 2000. Analyse des négociations du conservatoire du Littoral dans les opérations de récréation de sites naturels. Place et usages des arguments économiques. Rapport de recherche Asca, Programme national de recherche Recréer la Nature, conservatoire du Littoral, 130 p.
- Laurans Y., (à paraître). Economic valuation of the environment in the context of justification conflicts: development of concepts and methods through examples of water management in France. *Int. J. Environment and Pollution*.
- Laycock C., Scales R.L., 1913. Argumentation and Debate. MacMillan.
- Mermet L., 1992. Stratégies pour la gestion de l'environnement : la nature comme jeu de société? Éd. L'Harmattan, Paris, 205 p.



- Mermet L., 1998. Place et conduite de la négociation dans les processus de décision complexes : l'exemple d'un conflit d'environnement. *In: La négociation, situations et problématiques.* Faure G.O., Mermet L., Touzard H., Dupont C. (eds), Nathan, coll. Connaître et pratiquer la gestion, Paris, 207 p.
- Ostrom E., 1990. *Governing the Commons: the evolution of institutions for collective action.* Cambridge University Press.
- Rybacki K.C., Rybacki D.J., 1996. *Advocacy and Opposition. An introduction to argumentation.* Third edition, Allyn & Bacon, Boston, 259 p.
- Sergeev V., 1991. Metaphors for understanding international negotiation. *In: International Negotiation.* Kremenyuk V. (ed.). Jossey-Bass, San Francisco, 58-64.
- Sjöstedt G., 1994. *International Environmental Negotiations.* Sage Publ.

# Le projet de rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel.

## Objectifs du projet et évaluation environnementale

---

Philippe Unterreiner<sup>(1)</sup>, Pierre Lécuyer<sup>(2)</sup>

(1) Direction départementale de l'Équipement de la Manche, 962 Avenue de Paris, 50006 Saint-Lô Cedex, France - MSM.DDE-Manche@equipement.gouv.fr.

(2) Conseil régional Basse-Normandie, Abbaye aux Dames, place Reine Mathilde, BP 523, 14035 Caen Cedex, France

### Résumé

---

La baie du Mont-Saint-Michel est un site naturel exceptionnel, très fortement marqué par les interventions humaines depuis des siècles. Aux abords du Mont-Saint-Michel, l'action combinée des apports sédimentaires par la marée et des aménagements humains a très largement dégradé le site. À travers l'inexorable progression des herbues et le développement des stationnements sur les grèves, le Mont-Saint-Michel perd peu à peu sa dimension maritime au bénéfice d'un caractère plus terrestre et artificiel. Le projet de rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel vise à restaurer le site tout en revalorisant l'approche des visiteurs. Après une présentation du partenariat État-collectivités et des grandes lignes du projet, sont développées les études hydrosédimentaires et l'approche environnementale.

### Abstract

---

Mont-Saint-Michel bay is a unique natural site, deeply transformed by man over the centuries. Around Mont-Saint-Michel, the combined action of tides carrying sediments and man-induced developments has seriously damaged the site. As the saltmarshes continuously progress and parking lots are being developed on the strand, Mont-Saint-Michel is losing its maritime character and becoming more land-based and artificial. The project restores the maritime characteristics of Mont-Saint-Michel and aims to rehabilitate the site and to improve its access by visitors. After a short presentation of the joint venture between the French state and the local Councils and the outlines of the project, hydrosedimentary studies and the environmental approach are discussed.

## La situation existante

### Les phénomènes naturels dans la baie

L'ensablement de la baie du Mont-Saint-Michel est un phénomène naturel propre à toutes les baies. Il s'explique par la dissymétrie de l'onde de marée, la capacité de transport des matériaux solides étant plus élevée au flot qu'au jusant. Les sédiments aux abords du Mont-Saint-Michel sont majoritairement constitués de tanguie, sable très fin essentiellement calcaire, à base de débris coquilliers, qui donne aux grèves leurs teintes caractéristiques gris-argent. La tanguie est formée sur place par l'usure de débris coquilliers plus grossiers situés plus bas dans les chenaux, eux-mêmes réalimentés en continu par des coquilles vides venant du large, ce qui conduit à l'ensablement de la baie à l'échelle des temps géologiques.

Le caractère exceptionnel des marées en baie du Mont-Saint-Michel ne fait qu'amplifier le phénomène d'ensablement. À l'entrée de la grande baie, le marnage atteint, aux équinoxes, jusqu'à 15 mètres, se traduisant par un retrait de la mer à 12 km du Mont.

En vive-eau moyenne (coefficient 95), près de 100 millions de mètres cubes d'eau entrent et sortent de la petite baie (contre 4 milliards de mètres cubes d'eau pour la grande baie), remaniant au passage quelque 100 000 t de sédiments sur l'ensemble du cycle de marée.

Aux abords immédiats du Mont-Saint-Michel, par suite de l'accumulation des sédiments depuis 8 000 ans, le niveau actuel des grèves est à la cote + 5 m IGN 69; celles-ci sont atteintes seulement par moins de 50 % des marées (coefficients supérieurs à 70) et la mer, quand elle les atteint, y reste au maximum 2 heures 30.

En marge du comblement général de la baie, se produisent ponctuellement des phénomènes d'érosion liés à la divagation des chenaux. La faible pente de l'estran (de l'ordre de un à trois pour mille) favorise ces divagations. Les chenaux canalisent les courants des rivières et de la marée, concentrant leur énergie et induisant un effet mécanique. Toutefois, les érosions localisées, par sapement latéral, demeurent sans commune mesure en regard du phénomène global d'exhaussement des fonds : environ 700 000 m<sup>3</sup> de sédiments se déposent tous les ans dans la petite baie (47 km<sup>2</sup>).

Lorsque l'ensablement atteint une hauteur suffisante (cote de + 6 m IGN 69), les espaces que la marée ne baigne plus qu'au moment des vives-eaux (soit moins de 25 % de marées, coefficients supérieurs à 85) sont colonisés par une couverture végétale adaptée au milieu salin. On parle localement d'herbus ou de prés salés. Ces plantes, dites halophiles, accélèrent le dépôt sédimentaire, à la fois grâce à leurs racines qui augmentent la cohésion des sols mais aussi au moyen de leurs tiges qui piègent les particules sableuses. Les herbus permettent de visualiser et suivre le colmatage progressif des abords du Mont.

Cet environnement complexe et changeant est donc la résultante de l'action de la marée dont on peut lire les passages répétés dans les fines

rides qui strient la grève. Les forces de la nature s'affrontent dans la baie, créant un paysage sans cesse transitoire. Modelé par l'eau, ce paysage exprime pleinement le caractère maritime du site.

### **Les interventions humaines dans la petite baie**

Le lent et inexorable comblement général de la baie et sa colonisation naturelle par la végétation de pré salé ne pouvaient laisser l'homme indifférent à des époques où sévissait encore la disette (fig. 1, p. 376). Dès le XVIII<sup>e</sup> siècle, l'intérêt de gagner de riches terres agricoles sur la mer - poldériser selon la terminologie hollandaise - se fait sentir, renforcé dans l'imaginaire collectif par le mythe de la forêt de Scissy, vaste étendue boisée au pied du Mont qui aurait été brutalement submergée en 709.

Par ailleurs, pour les populations locales, la question de la protection des terres contre les assauts de la mer est un souci constant. La construction au XI<sup>e</sup> siècle, côté breton, de la digue des marais de Dol (ou digue de la Duchesse Anne) atteste de cette préoccupation liée également aux divagations du Couesnon.

Celui-ci, tout comme la Sée et la Sélune, est un fleuve capricieux dont l'estuaire s'ouvre, à l'époque, au niveau de l'anse de Moidrey et qui longe ensuite la côte bretonne, plusieurs kilomètres à l'ouest du Mont-Saint-Michel.

Au fil des siècles (1782, 1817, 1857 et 1859 pour les dernières dates attestées), la Sée et la Sélune viennent sporadiquement, selon ce processus, se joindre au Couesnon au sud du Mont, détruisant en partie la ligne de rivage.

Avec l'octroi de concessions dès 1769 (Quinette de la Hogue), la lutte contre les facteurs d'érosion, en commençant par les divagations du Couesnon, mobilise des moyens considérables en hommes comme en matériel.

Il faut cependant attendre 1863 pour que la société Mosselman, nouvelle bénéficiaire d'une concession (en 1856), parvienne enfin à dériver le Couesnon en le canalisant et, ainsi, entame efficacement la poldérisation au sud du Mont.

Dans ce vaste projet d'atterrissement progressif favorisé par l'homme, le rocher de l'Archange n'est plus que le point de jonction de deux digues, la première partant à l'ouest depuis la chapelle Sainte-Anne, la seconde à l'est depuis la pointe de Roche Torin. Cette dernière digue, bien qu'inachevée et submersible, écarte, au cours des décennies suivantes, la Sée et la Sélune des environs du Mont et fait son œuvre de piège à sédiments à l'est du Mont.

Selon une démarche similaire, trois petites rivières locales (la Guintre, le Landais et la Rive) sont définitivement détournées en 1879.

La même année, la construction de la digue-route insubmersible coupe les courants traversiers au sud du Mont et permet ainsi d'accélérer les atterrissements tout en sécurisant la navigation dans le lit maritime du Couesnon.



Au début du XX<sup>e</sup> siècle, le Mont obtient enfin un sursis grâce à l'intervention de l'administration des Beaux-Arts. Désormais, un secteur circulaire de 1 000 m de rayon sera interdit de poldérisation autour du monument.

Les endiguements successifs se poursuivent jusqu'à atteindre, en 1934, la limite de ce secteur circulaire ; 120 ha de terrains ont néanmoins été épargnés par la poldérisation : ils correspondent à l'ancien débouché du Couesnon, au lieu dit l'anse de Moidrey.

La zone de l'anse de Moidrey a été volontairement exclue de toute concession : il s'agit en effet, au siècle dernier, d'une « tanguière », à savoir un lieu de dépôt privilégié du précieux sédiment apporté par la marée. De par sa composition majoritairement calcaire, la tangue est alors utilisée comme amendement. L'anse de Moidrey constituera, pour les cultivateurs, une réserve inépuisable d'engrais naturel jusqu'à l'apparition des engrais chimiques au XIX<sup>e</sup> siècle.

Au lendemain de la Seconde Guerre mondiale, l'anse de Moidrey ayant perdu tout intérêt agricole mais étant toujours soumise à l'action des marées, il est envisagé de l'assécher définitivement afin de pouvoir en disposer à d'autres fins.

Cette volonté se traduit en 1966 par le démarrage des travaux de construction du barrage de la Caserne. La réalisation de cet ouvrage s'inscrit, comme précédemment, dans un processus de développement et de pérennisation des polders : son objectif principal demeure la mise en valeur des 120 ha de terrains de l'anse de Moidrey. Il permet en outre de réguler la ligne d'eau du Couesnon en amont et de prévenir la conjonction entre marée de vives-eaux et crue, ce qui diminue d'autant les risques d'inondations des terrains, en particulier à Pontorson. Les conséquences de cet aménagement sur le Couesnon sont connues : la sédimentation dans le lit du fleuve en amont du barrage est devenue faible par rapport à l'époque où la tanguière de l'anse de Moidrey fonctionnait comme un véritable piège à sédiments. Par contre, les dépôts en aval de l'ouvrage, jusqu'au Mont, sont désormais massifs et forment une barrière de plusieurs mètres d'épaisseur en régime de sécheresse prolongée.

Au niveau de l'anse de Moidrey, la construction du barrage de la Caserne a permis d'aménager la rive gauche sur le plan touristique, tandis que la rive droite est restée une zone de pâturage. Il est prévu, dans le cadre du projet, de redonner à cette rive de l'anse de Moidrey sa vocation première de réservoir naturel de chasse avec valorisation environnementale sous la forme d'une vasière. Une étude de faisabilité sur cet aspect est en cours.

### **La dégradation du paysage maritime aux abords du Mont**

L'action combinée des apports sédimentaires de la marée et des aménagements humains a profondément modifié les abords du Mont-Saint-Michel, menaçant son paysage maritime, cet environnement naturel de grèves perpétuellement remodelées par le passage du flot.

La perte progressive du paysage maritime se caractérise par le développement des herbues qui s'inscrivent visuellement dans le prolongement des polders. Ceux-ci progressent au rythme annuel d'environ 20 ha dans la petite baie.

Actuellement, les remparts du Mont-Saint-Michel souffrent de l'accumulation des sédiments, leur soubassement étant enterré d'environ 2 m sous les sables. La digue-route insubmersible, dont l'un des objectifs était de favoriser les atterrissements, renforce encore cet effet d'échelle tronquée : à l'endroit où elle vient buter contre les remparts, entre la tour du Roy et la tour de l'Arcade, c'est plus de la moitié de leur élévation qui est ainsi cachée aux visiteurs. La démolition de la digue-route et l'abaissement général des fonds qui résultera des travaux permettront de présenter les remparts sur toute leur hauteur.

Le barrage de la Caserne est certainement l'ouvrage qui a le plus contribué à l'accumulation des sédiments sur le pourtour du Mont-Saint-Michel. Depuis sa construction, entre 1966 et 1969, le Couesnon est réduit, à l'aval de l'ouvrage, à l'état de serpent. Avant l'édification du barrage, un volume de plus de 2 millions de mètres cubes d'eau pouvait remonter le Couesnon au flot dans son chenal canalisé d'une centaine de mètres de largeur et de 4 km de long et ainsi, au jusant, balayer les grèves jusqu'au pied du Mont-Saint-Michel. Depuis la construction du barrage, le Couesnon est privé de sa puissance hydraulique maritime et il ne joue plus son rôle de « bassin de chasse » naturel. Celui-ci lui sera redonné dans le cadre de la réalisation des aménagements hydrauliques et de la gestion du futur barrage.

À cette évolution du site, s'ajoutent les dégradations liées à une fréquentation touristique qui s'élève aujourd'hui à plus de 3,2 millions de visiteurs annuels alors qu'il y a 30 ans ceux-ci avoisinaient les 300 000.

Avec le développement de l'automobile et du tourisme, des parkings ont été construits sur les grèves. Les premiers titres d'occupation du domaine public maritime remontent au début du siècle. Les stationnements couvrent actuellement plus de 15 ha au pied du Mont. L'ensemble de ces stationnements sera démoli et reconstruit sur le continent à proximité immédiate du pôle existant de la Caserne.

### Conclusion

Ces végétalisations et minéralisations conjointes des abords du Mont-Saint-Michel figent peu à peu l'environnement naturel dont l'essence première est la mouvance et la transformation continues par le jeu des marées. Le stationnement des véhicules de tourisme à proximité même du monument est alors possible : la présentation de ce site exceptionnel s'en trouve radicalement modifiée (fig. 2).

Le Mont-Saint-Michel, à travers l'inexorable progression des herbues et le développement des stationnements sur les grèves, perd peu à peu sa dimension maritime au bénéfice d'un caractère plus terrestre à grande échelle et artificiel aux abords du Mont.

La banalisation d'un paysage dégradé risque ainsi à terme de faire oublier ce qu'a pu incarner sur le plan de la symbolique, au fil des siècles, le cheminement initiatique qu'était la traversée des grèves vers le rocher de l'Archange, préfiguration terrestre du chemin qui mène à la Jérusalem Céleste.

La dégradation des abords immédiats du Mont est, quant à elle, indigne de ce site qui a fait l'objet de multiples classements, au double titre de patrimoine historique et naturel, aux niveaux international (patrimoine mondial de l'Unesco, convention Ramsar sur les zones humides d'importance internationale), européen (directives Oiseaux et Habitats), français (espaces remarquables au titre de l'article L. 146-6 de la loi Littoral, site classé au titre de la loi de 1930), etc.

Le projet de rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel permettra de restaurer le site tout en revalorisant l'approche des visiteurs.

Figure 2  
Le site du Mont-Saint-Michel.



Photo : Mission Mont St Michel (Ph. Unterreiner)

### **Le projet de rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel**

#### **Le partenariat État-collectivités territoriales**

L'opération actuelle a été lancée en mars 1995 par le gouvernement français, après plusieurs mois de négociations interministérielles et de concertation avec les collectivités territoriales. Un montage partenarial original a ainsi été mis en place afin d'associer, aussi bien au niveau national que local, l'ensemble des acteurs à l'élaboration du projet actuel.

Il a été convenu entre l'État et les collectivités territoriales que celles-ci assureraient la maîtrise d'ouvrage du projet. À cet effet, les collectivités bas-normandes se sont regroupées au sein d'un syndicat mixte comprenant la région Basse-Normandie, le département de la Manche et la commune du Mont-Saint-Michel. Ce syndicat mixte a été installé



en février 1997. Il est présidé par René Garrec, président de la région Basse-Normandie. La région Bretagne et le département d'Ille-et-Vilaine lui apportent leur contribution financière.

L'État, bien que ne faisant pas partie de la maîtrise d'ouvrage, est très fortement impliqué dans le projet. Il assure une grande partie du financement. Par ailleurs, il est le garant des engagements internationaux de la France et des grands équilibres à respecter par le projet. Enfin, il a désigné le chef de projet pour assurer le pilotage d'ensemble de l'opération.

Afin de conduire l'ensemble des études et travaux, la mission Mont-Saint-Michel a été créée au sein de la direction départementale de l'Équipement (DDE) de la Manche. Elle assure le rôle de service technique commun aux deux partenaires, l'État et le syndicat mixte, sachant que, par ailleurs, ce dernier s'appuie, pour son fonctionnement, sur les services de la région Basse-Normandie.

### **Les grandes lignes du projet**

Le titre de l'opération « Rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel », aussi emblématique soit-il, est quelque peu réducteur. En effet, le projet vise à restaurer un site unique qui a été très largement dégradé par la fréquentation tout en revalorisant l'approche des visiteurs.

Le premier objectif est de requalifier le site par le « rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel ». Compte tenu de l'ampleur des phénomènes hydrosédimentaires mis en jeu dans la baie, il ne peut être question de « désensabler » celle-ci : les moyens humains ne sauraient suffire à contrecarrer le phénomène naturel de sédimentation dont elle fait l'objet à l'échelle des temps géologiques. Cependant, dans un espace de quelques kilomètres autour du Mont, il est possible de rétablir et de maintenir ce qui en constitue le « caractère maritime », à savoir un environnement naturel et mouvant d'eau et de grèves dont la consistance et la perception évoluent au gré des marées et des éclairages. À cet effet, il convient de faire régresser les herbues qui menacent les abords du Mont et de rendre aux courants l'espace proche occupé par la digue-route et les parcs de stationnement.

Le deuxième objectif est de revaloriser l'approche des visiteurs. L'organisation actuelle à proximité du Mont est le résultat de la croissance exceptionnelle de la fréquentation. Cette organisation, si elle a le mérite d'exister, a très fortement dégradé le site qui, en pleine saison, n'est plus qu'un immense parking d'où émerge le rocher. La requalification du site passe par le report sur le continent de l'ensemble des parkings actuels qui seront démolis et la coupure de la digue-route qui sera remplacée par un pont-passerelle. Afin d'offrir aux visiteurs des conditions d'accueil et d'accès à la hauteur du site restauré, le pôle existant de la Caserne sera aménagé pour en faire un pôle d'accueil de qualité avec un parc de stationnement paysager et fonctionnel. Des navettes de transport collectif seront mises à disposition entre le continent et le Mont, sachant que l'approche à pied sera privilégiée.



### État d'avancement

Le projet de rétablissement du caractère maritime du Mont-Saint-Michel a marqué une étape importante en 1999 avec la publication du programme technique détaillé (PTD). Ce dossier qui présente les solutions retenues à l'issue de 4 années d'études préalables (35 MF) a été approuvé dans ses grandes lignes par le syndicat mixte (7 juin 1999) et le gouvernement (Ciadt du 23 juillet 1999).

L'ensemble des aménagements retenus au niveau du PTD a été chiffré à 650 MF HT. Le montage financier fera l'objet fin 2000 d'une convention interrégionale spécifique adossée aux contrats de plan État-Région de la Basse-Normandie et de la Bretagne.

Les premiers concours de maîtrise d'œuvre ont été lancés en 2000 en vue des enquêtes publiques qui sont prévues pour mi-2001 et d'un démarrage des travaux courant 2002. L'organisation du chantier devra être soignée pour, d'une part, respecter le site et, d'autre part, permettre un fonctionnement normal du secteur du Mont-Saint-Michel qui constitue un pôle économique important du Sud-Manche.

### Les études hydrosédimentaires

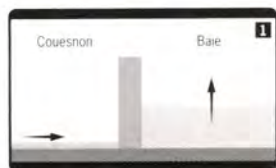
Un volet important des études préalables a concerné la problématique hydrosédimentaire qui s'inscrit tout naturellement dans la problématique de restauration du site. Une synthèse des connaissances acquises au titre des précédentes études a été réalisée ainsi que divers levés topographiques et analyses géomorphologiques. Sur ces bases, la Sogreah a construit 4 modèles, physiques et numériques, de la baie du Mont-Saint-Michel ainsi que du barrage de la Caserne sur le Couesnon. L'élément essentiel du dispositif a été la maquette physique hydrosédimentaire de la petite baie qui a permis, en réduisant simultanément l'échelle des temps et les dimensions de l'espace, de se projeter dans l'avenir à l'horizon 2042. La comparaison à cette échéance de ce qui se produirait sans aménagement et avec aménagement a conduit à valider la solution retenue après deux ans d'études et essais. Les orientations initiales du projet, basées sur les études des années soixante-dix, laissaient à penser que la coupure de la digue-route assortie de quelques aménagements légers suffiraient à atteindre l'objectif recherché. Les premiers essais ont prouvé le contraire, en raison du fort ensablement intervenu depuis une vingtaine d'années. Il est devenu nécessaire de partager les chasses du Couesnon, de part et d'autre du Mont, à l'aide d'un seuil en enrochement et aussi d'augmenter le volume d'eau stocké à chaque marée, à l'amont du barrage, dans le lit actuel du Couesnon. Par ailleurs, pour favoriser les divagations de celui-ci, indissociables de la qualité du paysage maritime, des séries d'épis courts ont été implantés le long du seuil de partage. La solution obtenue s'intégrera dans le site, les ouvrages hydrauliques étant le plus souvent, et sur leur plus grande partie, cachés sous les sédiments ou dans l'eau des écoulements.

Au-delà des aménagements, la gestion du barrage a été étudiée très

finement et optimisée par rapport aux objectifs principaux visés et rappelés ci-dessous :

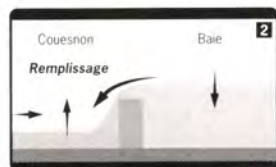
- obtenir un volume de chasses suffisant ;
- minimiser la sédimentation à l'amont du barrage dans le Couesnon ;
- respecter les équilibres et écosystèmes existants à l'amont du barrage le long du Couesnon ;
- respecter les activités et en particulier la sécurité des usagers dans la baie.

Figure 3  
Principes de gestion  
du futur barrage  
sur le Couesnon.  
PM : pleine mer  
au Mont-Saint-Michel.



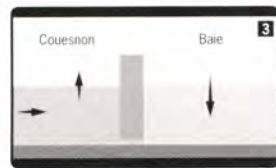
#### Fermeture quand la marée arrive à PM-1 h

Le premier flot de la marée qui arrive environ 1 heure avant la pleine mer est le plus chargé en sédiments grossiers. Ces sédiments se déposent naturellement dès que la marée bute sur le barrage fermé. Ce phénomène naturel de décantation sera favorisé dans le futur avant l'ouverture lente des vannes pour le remplissage.



#### Ouverture en surverse à PM - 10 mn

Un remplissage par sur-verse (au-dessus des vannes) plutôt que par sous-verse (au-dessous des vannes) permettra de remplir le Couesnon amont avec l'eau la moins chargée en sédiment. L'heure d'ouverture des vannes par rapport à la pleine mer au Mont est également un point clef pour contrôler la charge en sédiments des eaux entrant dans le Couesnon. Les mesures en nature conduisent à retenir une ouverture des vannes après PM - 10 minutes.



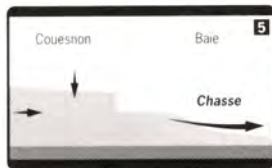
#### Fermeture à l'équilibre des niveaux à PM + 1 h 30

La fermeture des vannes se fait au voisinage de PM + 1 heure 30, lorsque les niveaux sont équilibrés de part et d'autre du barrage, ce qui conduit à une durée de remplissage d'environ 1 heure. Cette durée est très courte par rapport au volume qui doit transiter par le barrage (de 470 000 m<sup>3</sup> en marée moyenne à 900 000 m<sup>3</sup> en marée de vives eaux).



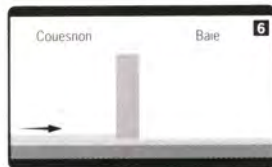
#### Quand la marée se retire, débit réservé jusqu'à PM + 6 h

Les eaux entrées à marée haute sont conservées ; viennent s'y ajouter les apports fluviaux du Couesnon. Une passe par chenal reste légèrement ouverte pour les poissons avec un débit réservé.



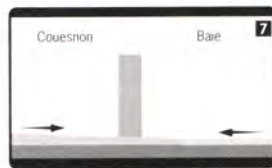
#### Ouverture progressive et contrôlée des vannes à marée basse à PM + 6 h

L'ouverture, lente et progressive, des vannes permet une chasse contrôlée sans vague ni déferlement. L'ouverture sera contrôlée pour disposer de chasses soutenues durant environ une heure. Le contrôle des niveaux d'eau permettra d'assurer un débit quasiment constant même sans apport du Couesnon, dans le cas d'une marée de coefficient 95.



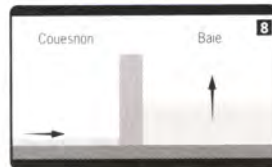
#### Fin de chasse, débit réservé

Une passe par chenal reste légèrement ouverte pour le passage des poissons.



#### Formation d'un bouchon d'eau claire à PM + 11 h 15

Les vannes sont progressivement ouvertes pour créer un bouchon d'eau claire à même de stopper aussi loin que possible le premier flot qui est le plus chargé en sédiments.



#### Fermeture quand la marée suivante arrive à PM + 11 h 25

Le cycle de gestion du barrage (figures 1 à 7) reprend avec la marée suivante.

Une commission scientifique internationale, présidée par le professeur Fernand Verge, a validé les étapes de la démarche et la solution retenue aussi bien les aménagements que les modalités de gestion proposées pour le barrage. Cette solution permettra de rétablir le caractère maritime du Mont-Saint-Michel de manière efficace et pérenne dans un rayon de quelques kilomètres autour du Mont-Saint-Michel.

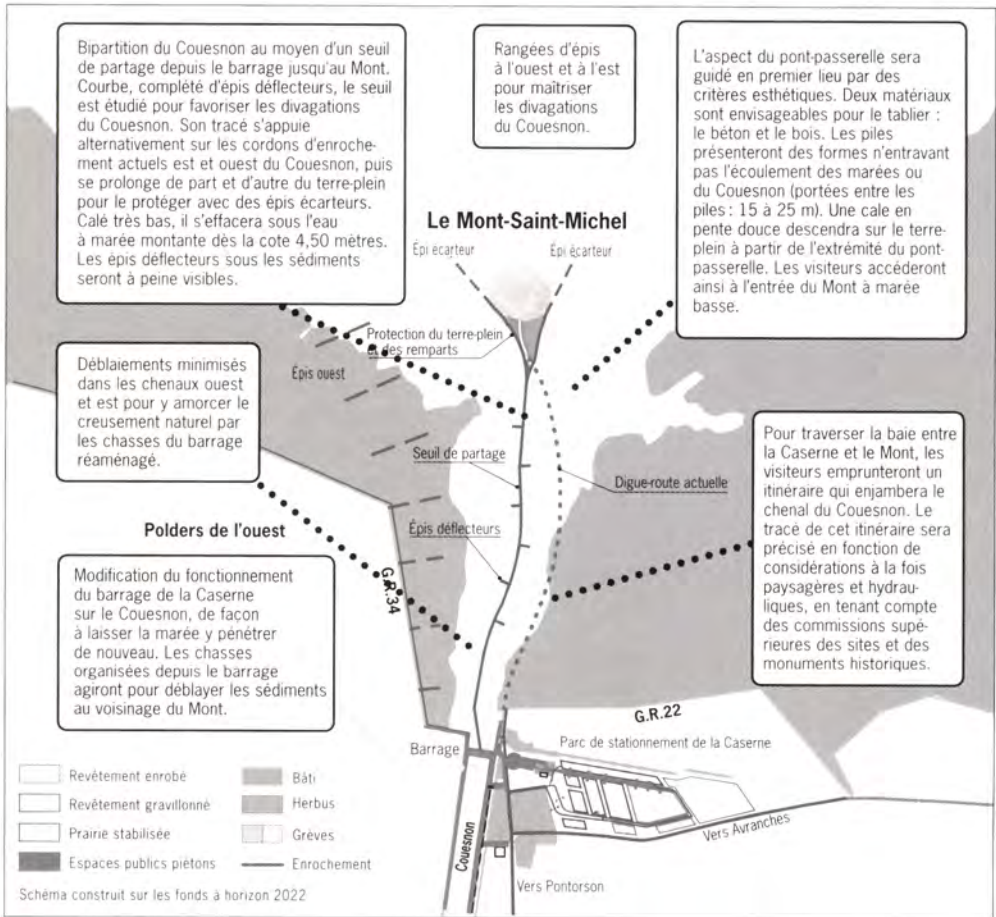


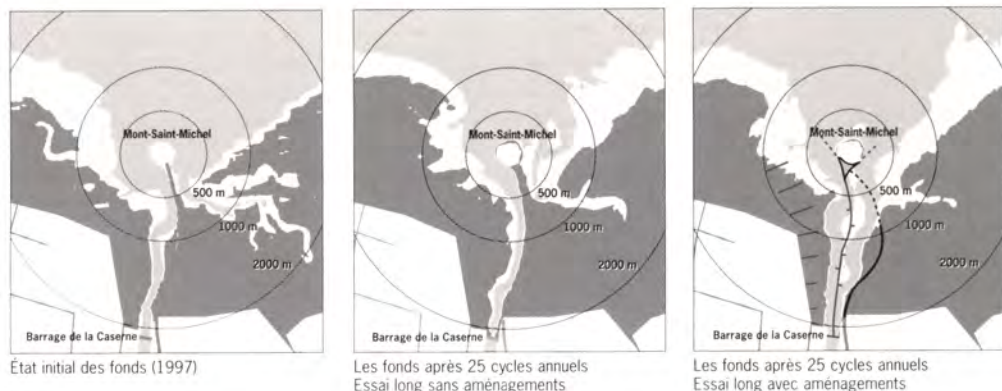
Figure 4  
Schéma d'ensemble des aménagements. Les ouvrages hydrauliques seront naturellement cachés sous les sédiments en fonction des divagations et des conditions hydrologiques.

### La démarche d'évaluation environnementale

Le projet, dans toutes ses composantes, vise à avoir des effets positifs, volontaires et significatifs sur l'environnement. À ce titre, l'évaluation environnementale a fait l'objet d'une démarche novatrice en liaison étroite avec le ministère de l'Environnement.

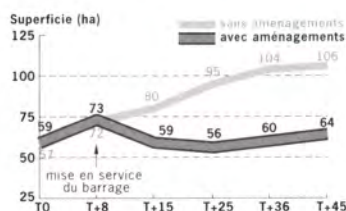
Dans un premier temps, une étude de cadrage a permis de cerner les enjeux environnementaux, à différentes échelles, à partir d'une synthèse des connaissances actuelles et des opinions exprimées par les acteurs locaux.



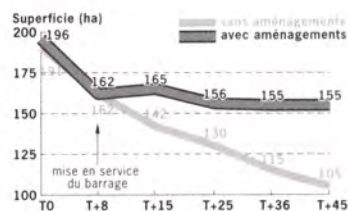


- Cote > 6 m (IGN 69) : moins de 28% des marées
- 5 m < cote < 6 m (IGN 69) : entre 28% et 50% des marées
- ▨ Cote < 5 m (IGN 69) : plus de 50% des marées

Figure 5  
Essai long  
avec aménagement.



Évolution des espaces supérieurs + 6 m (herbus)



Évolution des fonds à caractère maritime

Dans un deuxième temps, les outils de l'évaluation environnementale ont été mis en place avec le lancement de plusieurs études d'environnement complémentaires sur la faune (benthos, ichtyofaune, avifaune, phoques veaux marins), la flore (herbus), la qualité des sédiments, le développement d'une approche paysagère intégrée, la valorisation des déblais, etc.

Cette dernière étude a, en particulier, permis d'évaluer les différentes possibilités de réutilisation et de valorisation des matériaux de déblais qui seront issus des travaux. En particulier, il a été proposé d'utiliser la tanguie qui serait extraite à l'amont du barrage, dans le Couesnon et l'anse de Moidrey, comme amendement calcaire traditionnel dans les polders de l'ouest. Les matériaux de démolition de la digue-route et des parkings seront valorisés sur le continent. À l'aval du barrage, les eaux des chasses déplaceront « naturellement » dans la baie, sur les premières années de fonctionnement, 5 à 7 millions de mètres cubes, ce qui dégagera les abords du Mont-Saint-Michel, abaissera les fonds et permettra ainsi à la marée de revenir plus souvent, plus longtemps et sur une plus grande surface.

Au-delà des aspects réglementaires, l'étude d'impact sera réalisée dans l'esprit d'un continuum où l'évaluation des effets est enrichie au fur et à mesure que l'on passera du programme (1999) au projet (2001) et que les procédures seront lancées et les autorisations accordées. Dans une approche globale, elle permettra d'évaluer l'ensemble des effets permanents et temporaires, directs et indirects, cumulatifs du projet sur le territoire concerné, soit l'entité représentée par le Mont-Saint-Michel et ses abords sur une distance de quelques kilomètres. Il s'agit



de donner aux acteurs impliqués (élus, services instructeurs, décideurs et public concerné) une vision globale des grandes lignes du projet d'aménagement et de ses enjeux environnementaux.

À cet effet, les essais longs sur modèles (45 ans à compter de l'année 1997 ; fig. 5), sans et avec aménagements, ont été particulièrement précieux car ils ont permis de démontrer que le projet ne modifiera pas les phénomènes de sédimentation à l'échelle de la petite baie et à plus forte raison à l'échelle de la grande baie. La progression des herbus sera limitée aux abords du Mont, plus importante à l'est et réduite à l'ouest de celui-ci du fait de la création d'un estuaire du Couesnon largement ouvert sur l'entrée de la baie. La courantologie à l'entrée de la petite baie ne sera pas modifiée par le projet. La solution retenue aura ainsi des effets hydrosédimentaires limités dans l'espace et des effets sur les écosystèmes comparables ou inférieurs à ceux des événements naturels repérés dans les trente dernières années (tempêtes, divagation des chenaux, etc.). Ces effets sont donc à la mesure des capacités d'adaptation des édifices biologiques existants.

### Conclusion

---

L'évaluation environnementale ne s'arrêtera pas à la phase de réalisation de l'étude d'impact et d'obtention des autorisations de réaliser les travaux et d'exploiter les ouvrages. Dans une démarche de continuité, elle accompagnera le projet dans sa conception et sa réalisation.

Au-delà des travaux, un suivi-bilan environnemental (analyse du projet *a posteriori* ou *ex post*) sera mis en place pour surveiller, après la mise en service, l'évolution du site et permettre d'optimiser les conditions d'exploitation du barrage de la Caserne. Ce suivi portera non seulement sur les aspects hydrosédimentaires qui façonnent le paysage mais aussi sur la faune et sur la flore, en particulier au niveau de l'anse de Moidrey qui sera remise en eau comme complément de réservoir hydraulique de chasse.

Il permettra de suivre les effets du projet dans un souci de bonne gestion mais aussi de vérifier l'exactitude des prévisions antérieures faites dans le cadre des études, ce qui devrait être utile pour tirer des leçons applicables à d'autres projets du même type qui pourraient être entrepris à l'avenir.

### Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier M. Patrick Michel (BCEOM) pour l'assistance à la maîtrise d'ouvrage en matière environnementale apportée sur le projet pour le compte des partenaires du projet.

### Références bibliographiques

Dossier de programme technique détaillé (PTD), avril 1999. Ouvrage collectif, 458 p.

Journaux de la Baie, n° 1 à 6.

## Synthèse de la session 2

### Évaluation et suivi des programmes de restauration d'écosystèmes côtiers

Olivier Thébaud

Ifremer, centre de Brest, Drv/sem, Technopole Brest-Iroise, BP 70, 29280 Plouzané, France  
 olivier.thebaud@ifremer.fr

Les opérations de restauration des écosystèmes côtiers posent la question de leur évaluation *a priori* et du suivi dans le temps de leurs effets. Il s'agit en effet généralement de choisir entre différentes options d'intervention, susceptibles de se traduire par des niveaux et/ou des vitesses de récupération variables des milieux concernés. Comment alors arbitrer entre ces différentes options? Quels critères et quelles méthodologies d'évaluation utiliser pour guider ces arbitrages, et justifier les limites fixées aux exercices de restauration et les techniques adoptées? Quels outils de suivi mettre en œuvre pour évaluer dans le temps le succès des opérations menées?

Parce qu'elles sont coûteuses en moyens matériels et humains, les opérations de restauration des écosystèmes côtiers posent en particulier la question des critères économiques permettant de choisir entre les différentes options d'intervention envisagées. Il faut en pratique être en mesure de comparer ces options en s'appuyant sur une évaluation de leurs performances relatives, du point de vue des objectifs poursuivis. Cela suppose non seulement de prendre en compte les coûts des différentes options considérées mais également de disposer d'indicateurs de leurs effets attendus.

Le choix de tels indicateurs ne va pas de soi. Par exemple, faut-il comparer les options en s'appuyant sur des indicateurs physiques, chimiques et biologiques d'état des écosystèmes ou en termes de restauration de services (marchands et non-marchands) rendus par les écosystèmes? Dans ce dernier cas, comment évaluer l'importance de ces services pour la société? De telles questions sont au centre des travaux récents consacrés à l'analyse économique des programmes de restauration écologique (par exemple, Mazzotta *et al.*, 1994; Whitmarsh, 1996; Desvoves & Lutz, 2000). Elles ne peuvent être abordées indépendamment du contexte institutionnel dans lequel les opérations de restauration s'inscrivent, qui détermine le type d'évaluations à conduire pour orienter les décisions.

Ce chapitre est constitué de trois contributions offrant, sur la base d'expériences récentes ou en cours, des perspectives différentes sur ces questions en termes (i) de contextes dans lesquels des opérations de restauration sont envisagées, et (ii) d'objectifs attribués à la restauration.

La première contribution porte sur les dispositifs de réponse à la suite d'accidents pétroliers et sur la restauration écologique comme moyen de compensation « en nature » des dommages causés. Les auteurs centrent leur analyse sur l'influence du contexte institutionnel, en particulier en matière de financement des opérations d'ingénierie écologique, sur la pratique de la restauration dans de tels contextes.

La seconde contribution concerne les actions de restauration envisagées dans le cadre des plans de gestion des terrains acquis par le conservatoire du Littoral avec un objectif de protection de la nature et des sites, mais aussi de développement local. L'auteur centre sa discussion sur l'analyse rétrospective des processus de négociation ayant conduit à la mise en œuvre des opérations de restauration et sur la place de l'argumentaire économique dans ces processus.

La troisième contribution présente le programme important d'aménagement actuellement en cours pour la réhabilitation du caractère maritime du Mont-Saint-Michel. Les auteurs montrent en particulier comment les études préalables ont servi à définir le contenu technique du projet.

Les différentes expériences présentées font apparaître deux points communs concernant l'évaluation des programmes de restauration des écosystèmes côtiers. D'une part, la définition de ces programmes se réduit rarement au choix par un décideur unique d'un meilleur projet au moindre coût. Elle passe plutôt par un exercice de décision collective impliquant des acteurs publics et privés (administrations, collectivités locales, usagers du littoral) pouvant être nombreux. Il faut donc s'attendre à ce que les outils d'évaluation et de suivi soient aussi jugés sur leur contribution à une meilleure intégration des points de vue existants et à une coordination plus efficace des interventions.

D'autre part, au-delà des critères écologiques stricts d'évaluation de la structure et du fonctionnement des écosystèmes côtiers, la capacité des programmes à établir une image de sites restaurés, protégés et ouverts à des usages récréatifs semble occuper une place centrale dans l'évaluation sociale de ces programmes.

### **Références bibliographiques**

- Desvougues W.H, Lutz J.C., 2000. Compensatory restoration: economic principles and practice. *Arizona law review*, 26 p.
- Mazzotta M. *et al.*, 1994. Natural resource damage assessment: the role of resource restoration. *Natural resources journal*, 34, 153-178.
- Whitmarsh D., 1996. Cost-benefit analysis of artificial reefs. *Proceedings of the 1st conference of the European artificial reef research network, Ancona, Italy, 26-30 March 1996.*

## Liste des participants

Nom, prénom	Raison sociale	Ville
Abiven Thomas	Indépendant	Plouvien
Aboucaya Annie	Parc Port-Cros	Hyères
Alzieu Claude	Ifremer Sète	Sète
Annezo Jean-Pierre	Ifremer Brest	Plouzané
Anras Loïc	Marais atlantiques	Rochefort
Aplincourt Pierre	Agence de l'Eau RMC	Marseille
Arrive Caroline	Uco	Angers
Arzul Geneviève	Ifremer Brest	Plouzané
Combelles Claire	Indépendant	Courcouronnes
Aumonier François	Littoralis	Brest
Babillot Pascale	Ifen	Orléans
Ballu Geneviève	Conservatoire Littoral	Paris
Barnouin Bruno	Ifremer Brest	Plouzané
Baron Tiphaine	Univ. Rennes	Rennes
Basseres Anne	TotalFinaElf	Lacq
Bassoulet Philippe	Ifremer Brest	Plouzané
Beupoil Claude	Collège de France	Concarneau
Belsher Thomas	Ifremer Brest	Plouzané
Bénéat Hervé	Afmar	Le Guilvinec
Berroche	Préfecture maritime	Brest naval
Besnard Nolwenn	CG Basse-Normandie	Caen
Besrest Emmanuelle	Le Bihan Ingenierie	Larmor-Plage
Blachier Philippe	Creaa	Le Château-d'Oléron
Blanchard Michel	Ifremer Brest	Plouzané
Blanchard Dominique	Comité local pêches	Sigean
Blanvillain Gaëlle	Uco	Angers
Bodennec Guy	Ifremer Brest	Plouzané
Boesch Pierre	Parc Port-Cros	Hyères
Bornens Philippe	<i>In vivo</i> environnement	La Forêt-Fouesnant
Boudouresque Charles-François	Centre océanologie	Marseille
Bourreau Bénédicte	Univ. Rennes	Rennes
Boutaud Michel	Conservatoire Littoral	Rochefort
Bredin Denis	Conservatoire Littoral	Plérin
Campion Emmanuelle	Diren	Hérouville



Camus Patrick	Ifremer	La Trinité-sur-Mer
Carre Florence	Dmos-Inape	Grignon
Carval Jean-Pierre	Comité des pêches maritimes Nord-Finistère	Plougastel-Daoulas
Cecconi Giovanni	Consorzio Venezia Nuova	Venise
Cevaër Lucien	Indépendant	L'Hôpital-Camfrout
Chalier Gaël	Uco	Angers
Chapelle Annie	Ifremer Brest	Plouzané
Chapelle Claire	Cempama	Fouesnant
Charrier Christophe	Cetmef	Compiègne
Chasle Jean-Pierre	Uco	Angers
Chaussepied Marcel	Ifremer Brest	Plouzané
Chepeau Claude	SCE	Nantes
Chevalier Jean-Louis	Cete	Sud-Ouest
Clémenceau Geoffroy	Uco	Angers
Clément Olivier	Uco	Angers
Coq Alain	Lycée Kérichen	Brest
Corre Sophie	Micromer	Brest
Couchouron Jean-François	Ifremer Brest	Plouzané
Croquette Jean	Ifremer/TMSI	Plouzané
Dao Jean-Claude	Ifremer Brest	Plouzané
Dauer Pierre	Mairie	Névez
Dauvin Jean-Claude	Station marine	Wimereux
De Beaulieu François	Bretagne vivante SEPNEB	Brest
De Roton Gwénola	Indépendant	
De Solmimihac E.	Littoralis	Brest
Dehillerrin Édouard	Agence de l'Eau AG	Bordeaux
Delpierre-Poupart Nathalie	Ubo	Brest
Desaunay Yves	Ifremer	Nantes
Desbruyères Erwann	Univ. Paris VII	Paris
Desprez Michel	SEBS	Saint-Valéry/Somme
Drévès Luc	Ifremer Brest	Plouzané
Druon Jean-Noël	JRC - European Commission	Ispra
Dubaille Étienne	Conservatoire du Littoral	
Duhamel Sylvain	Cellule littoral	Le Havre

Dupuis Cédric	Uco	Angers
Érard-Le Denn Évelyne	Ifremer Brest	Plouzané
Evano Aude	Faur	Dinan
Fagot Cédric	Smacopi	Abbeville
Fattal Paul	Univ. de Nantes	Nantes
Favreau Olivier	Office national de la chasse et de la faune sauvage en baie d'Aiguillon	Île-d'Olonne
Fera Philippe	Agence de l'Eau LB	Nantes
Florin Éric	Agence de l'Eau Seine-Normandie	Honfleur
Foucher Jean-Luc	BRGM	Montpellier
Fouillet Marie-France	Afmar	Morlaix
Freger Geneviève	Port autonome	Le Havre
Galan Éliane	Gipreb	Berre
Gaulon Michaël	Uco	Angers
Gentil Franck	Univ. P. et M. Curie	Roscoff
Gilard Marie-Béatrice	Cellule de mesures et de bilans Loire estuarienne	Nantes
Girard Françoise	Optimer	Brest
Girin Michel	Cedre	Brest
Glémarec Jean-Paul	CG Finistère	Brest
Gorman Éric	Uco	Angers
Gourbil Catherine	Service maritime	Montpellier
Gouyen José	Comité local pêches	Plobannalec
Grillas Patrick	Station biologique	Arles
Grosset Guy-Noël	Univ. Rennes	Rennes
Guérin Laurent	IUEM-Ubo	Brest
Guerrier Alain	Comité local des pêches maritimes du Havre	Le Havre
Guignard Cyril	Cete	Sud-Ouest
Guilcher Pierre	Portances conseils	Brest
Guillet Sarah	Ifen	Orléans
Guilleux Joëlle	Uco	Angers
Guillou Jean-François	Afmar	Audierne
Hamm Luc	Sogreah maritime	Échirolles
Hamon Dominique	Ifremer Brest	Plouzané
Hay Julien	Cedem-Ubo	Brest

Hénoque Yves	Ifremer Toulon	La Seyne-sur-Mer
Heulin Odile	Uco	Angers
Hignard Cécile	Uco	Angers
Hily Christian	Ubo-IUEM	Plouzané
Houise Christophe	Communauté d'agglomération du pays de Lorient	Lorient
Hudin Stéphanie	Laboratoire d'écologie et de zoologie	Orsay
Jacob Armelle	Univ. Rennes	Rennes
Jehier Cécile	Uco	Angers
Joyeux Emmanuel	Office de la chasse	Île-d'Olonne
Kempf Marc	Indépendant	La Trinité-Plouzané
Lacroix Pascal	Conservatoire botanique	Nantes
Laine Armelle	Cempama	Fouesnant
Lambert Élisabeth	Ifremer Brest	Plouzané
Lang François	Coeur	Dinan
Lapierre Bruno	CG Gironde	Bordeaux
Launay François-Pierre	Agence de l'Eau LB	Nantes
Launay Josette	Conseil scientifique régional	Paimpol
Laurans Yann	Asca	Paris
Le Bihan Frédéric	Uco	Angers
Le Bihan Olivier	CG Côtes-d'Armor	St-Brieuc
Le Breton Laurence	CG Vendée	Les Sables-d'Olonne
Lee Virginia	Indépendant	Dartmouth
Le Gall Anne-Christine	Ifremer	Plouzané
Le Gall Jean-Yves	Ensar	Rennes
Le Gallic Bertrand	Cedem - Ubo	Brest
Le Gentil Alain	Syndicat des paludiers	Guérande
Le Goff Frédérique	Inra	St-Laurent-de-la-Prée
Le Guelaff Tifenn	Uco	Angers
Le Hir Pierre	Ifremer Brest	Plouzané
Le Mao Patrick	Ifremer	Saint-Malo
Le Merrer Yoann	Ifremer	Nantes
Le Moal Yveline	IUEM-Ubo	Brest
Le Pochat Gilbert	SGR	Poitiers
Le Quilliec Christine	Afmar	Concarneau
Le Saux Jean-Claude	Ifremer	Concarneau

Le Tixerant Matthieu	Ubo	Plouzané
Le Vasseur Jacques-Édouard	Univ. Rennes 1	Rennes Cedex
Leconte Jean-Philippe	Uco	Angers
Leconte Guy	DDE	Abbeville
Lee Kenneth	Pêches et océans	Canada
Lefeuvre Jean-Claude	Univ. Rennes 1	Rennes
Lefort Tanguy	Univ. Rennes	Rennes
Lehoërff Geneviève	Ifremer Brest	Plouzané
Lemoine Michel	Ifremer	Port-en-Bessin
Lerat François	DRE	Rouen
Levrel Bénédicte	Uco	Angers
Ljavanc Jacky	Ifremer	Plouzané
Loir-Mongazon Christophe	Futuroscope	Poitiers
Lozac'h Alain	CG Côtes-d'Armor	St-Brieuc
Magnanon Sylvie	Conservatoire botanique	Brest
Magnant Jean-Pierre	District	Montpellier
Maire Philippe	Mate	Paris
Malengreau Daniel	Conservatoire botanique	Brest
Martin Claude-Noël	Coeur	Dinan
Maurer Danièle	Ifremer	Arcachon
Maurin François	Batinet	Ternay
Mauvais Jean-Louis	Ifremer Toulon	La Seyne-sur-Mer
Mazouni Nabila	Comité local pêches	Sète
Ménesguen Alain	Ifremer Brest	Plouzané
Merlin François-Xavier	Cedre	Brest
Mérot Philippe	Inra	Rennes
Metzler Nathalie	Cetmef	Plouzané
Michel Jacques	CNR	Lyon
Michel Yannick	Hôtel de ville	Brest
Monbet Yves	Ifremer Brest	Plouzané
Musson Marine	Conservatoire Littoral	Rochefort
Nesliat Sylvain	Cetmef	Plouzané
Nottage A.S.	HR Wallingford	Oxon
Oger-Jeanneret Hélène	Ifremer	Nantes
Olier Jean-François	DDE du Finistère	Quimper
Ollivier Guillaume	Indépendant	Lyon
Oudot Jean	MNHN	Paris



Paillard Michel	Ifremer Brest	Plouzané
Palvadeau Éric	BRGM	Bastia
Paquereau Valérie	Parc marais du Contentin et du Bessin	Le Veys
Pautrec Anne-Marie	Communauté pays	Lorient
Pellarin Yves	Diren	Rennes
Pendelièvre Michèle	Fifel	Tréméoc
Pennanguer Stéphane	Portances conseils	Brest
Pergent Gérard	Univ. Corse	Corte
Perrein-Ettajani Hanane	Uco	Angers
Petit Caroline	Espace naturel régional	Wimereux
Pezzoli Marianne	Cera environnement	Ploumoguier
Piclet Guy	Ifremer	Concarneau
Picote Olivier	Communauté pays	Lorient
Piqueret Marianne	Cetmef	Plouzané
Piriou Jean-Yves	Ifremer Brest	Plouzané
Podeur Katia	Alidade	Brest
Ponthoreau Catherine	Sicapg	La Baule
Porcher Nathalie	AADPPMFEDLA	Saint-Viaud
Poupart Philippe	Afmar	Brest
Primet Jacques	DDE du Finistère	Quimper
Prunier Florent	Uco	Angers
Quééré Emmanuel	SEPNB	Brest
Quérellou Joël	Ifremer Brest	Plouzané
Querouil Michèle	Section régionale de la conchyliculture Bretagne-Nord	Morlaix
Quintin Jean-Yves	Ifremer	Plouzané
Raffin Coralie	IUEM-Ubo	Brest
Renaud Jean-Claude	DDE	Vannes
Roca Pierre	Uco	Angers
Rolin Olivier	Diren	Rouen
Romaña Louis-Alexandre	Ifremer Toulon	La Seyne-sur-Mer
Roy Benjamin	Uco	Angers
Samson Arnaud	Uco	Angers
Sanquer Ronan	Cetmef	Plouzané
Sauvage Hélène	Uco	Angers
Scherrer Paul	Port autonome	Le Havre

Scholten Martin	TNO den Helder	Pays-Bas
Sénéchal Loïc	Uco	Angers
Sornin Jean-Marc	Créocéan	La Rochelle
Singelin Patrick	Diren Bretagne	Rennes
Soulas Michel	Côtes-d'Armor developpement	St-Brieuc
Spinec Florent	Cempama	Fouesnant
Staebler Martine	CMB Loire estuarienne	Nantes
Thébaud Olivier	Ifremer Brest	Plouzané
Thuillier Laurence	Conservatoire botanique	Montpellier
Tiret Aurélie	Uco	Angers
Tougeron Cécile	Créocéan	La Rochelle
Tramier Bernard	TotalFinaElf	Paris
Triplet Patrick	Smacopi	Abbeville
Trousselier Marc	Comité local des pêches	Sète
Unterreiner Philippe	Mission Mont-St-Michel	Saint-Lô
Viard Francis	DTMPL	Paris
Vidal Gilles	Association Redécouverte	Brest
Vidy Guy	IRD	Montpellier
Vienne Laurent	Agence de l'Eau LB	Nantes
Vilaine Louis	Cipe du CNPMEM	Saint-Viaud
Villalon Patrick	CG Vendée	Les Sables-d'Olonne
Violleau Alain	Ddass	La Rochelle
Ximénès Marie-Claude	Ifen	Orléans

Réalisation, mise en page : XLC (0298 30 5007)

Achevé d'imprimer sur les presses de Cloître Imprimeurs

ISSN 0761-3962

ISBN 2-84433-048-7 / Dépôt légal n° 1160 - 4<sup>e</sup> trimestre 2001

© 2001, Ifremer. Tous droits de reproduction, même partielle, par quelque procédé que ce soit, sont réservés pour tous pays.

Session 1 - Quelques exemples à l'étranger - G. Cecconi

Figure 3  
The disappearance  
of saltmarshes since 1810.

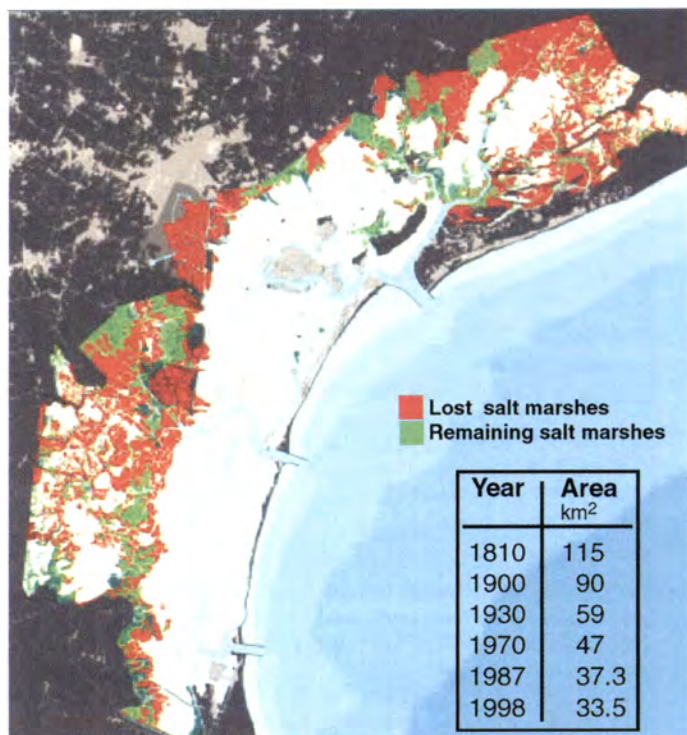
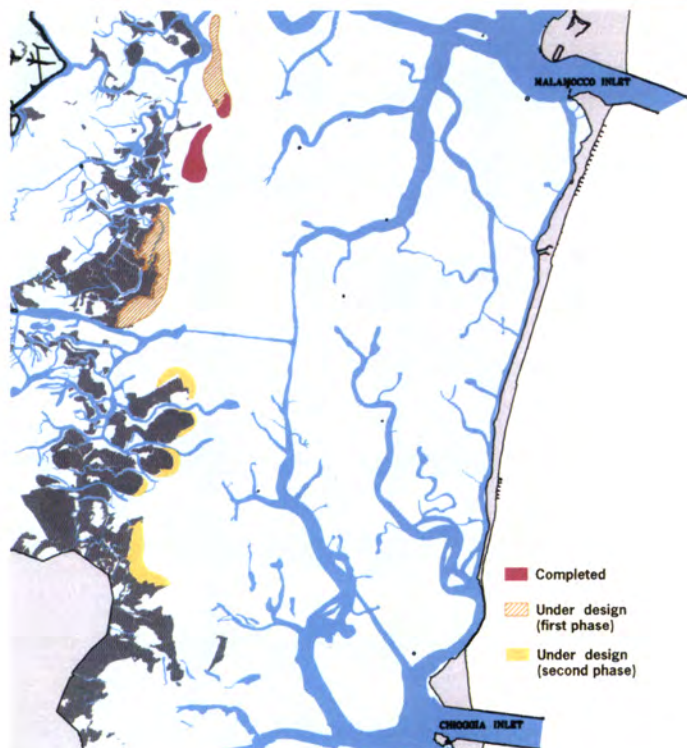


Figure 12  
Wave protection of the  
saltmarshes in the central  
part of the Venice lagoon  
by the construction  
of sandbars and beaches  
over eroding mud flats.





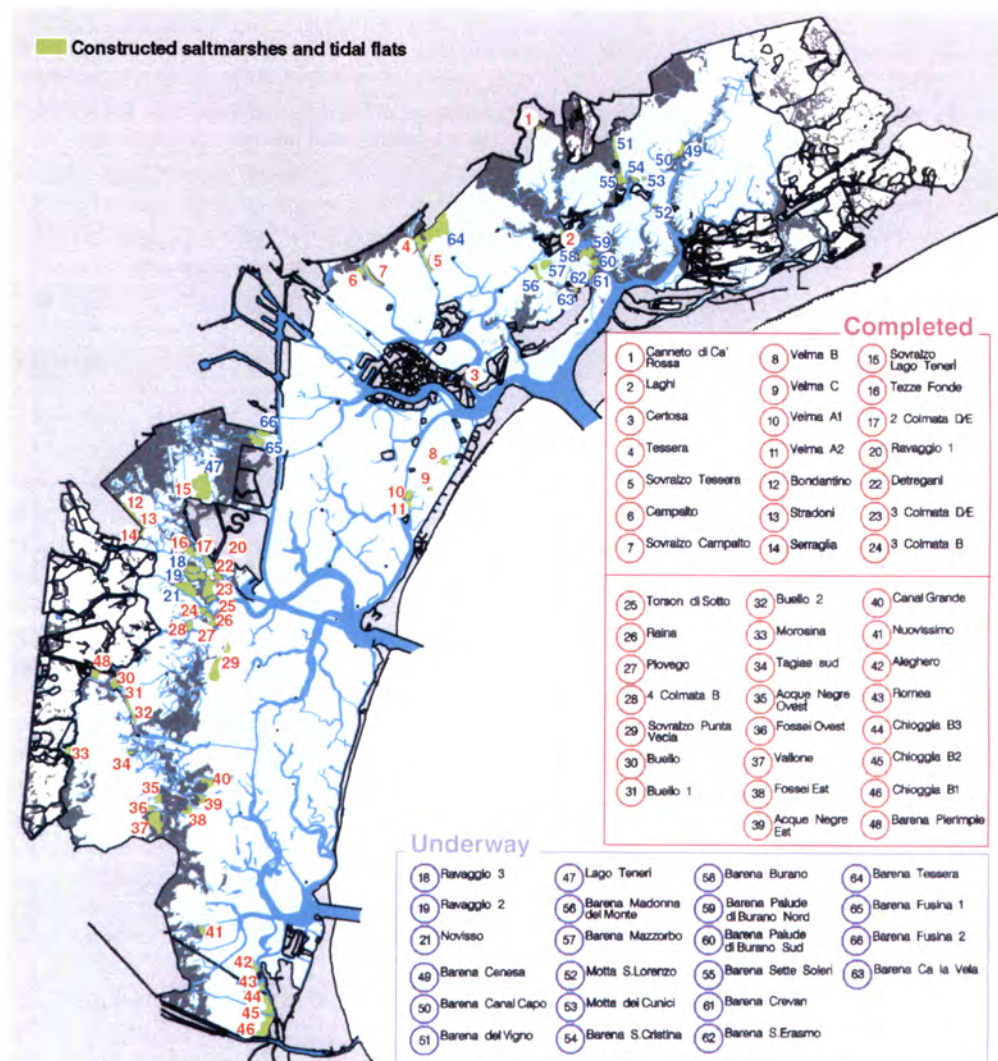


Figure 4  
Location of constructed saltmarshes and tidal flats.

1-CANALE DEI BARI

2-CANALE MALAMOCCO-MARGHERA

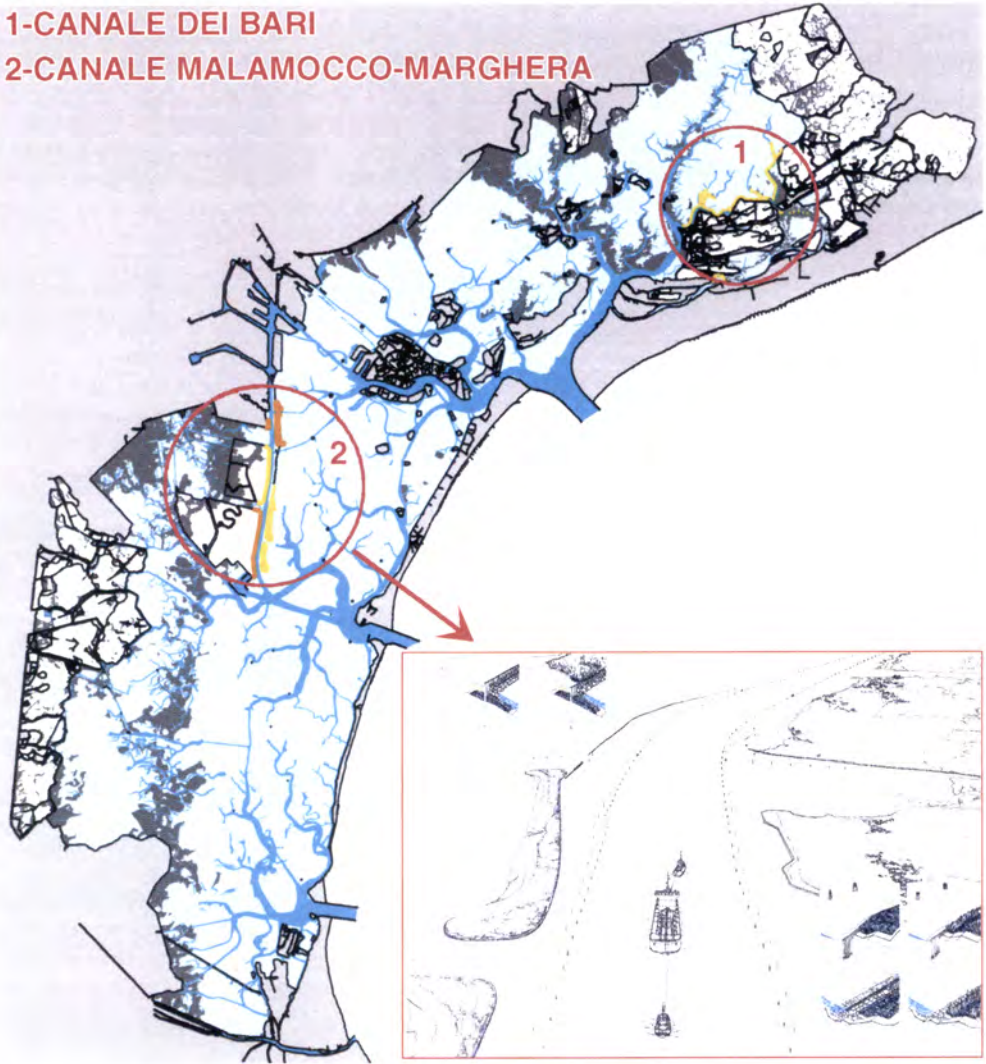


Figure 8  
Construction of marshes  
along the edge of navigation  
channels to reduce siltation  
and to protect tidal flats  
from wave erosion, using  
sand dredged from the sea  
floor and from tidal inlets.

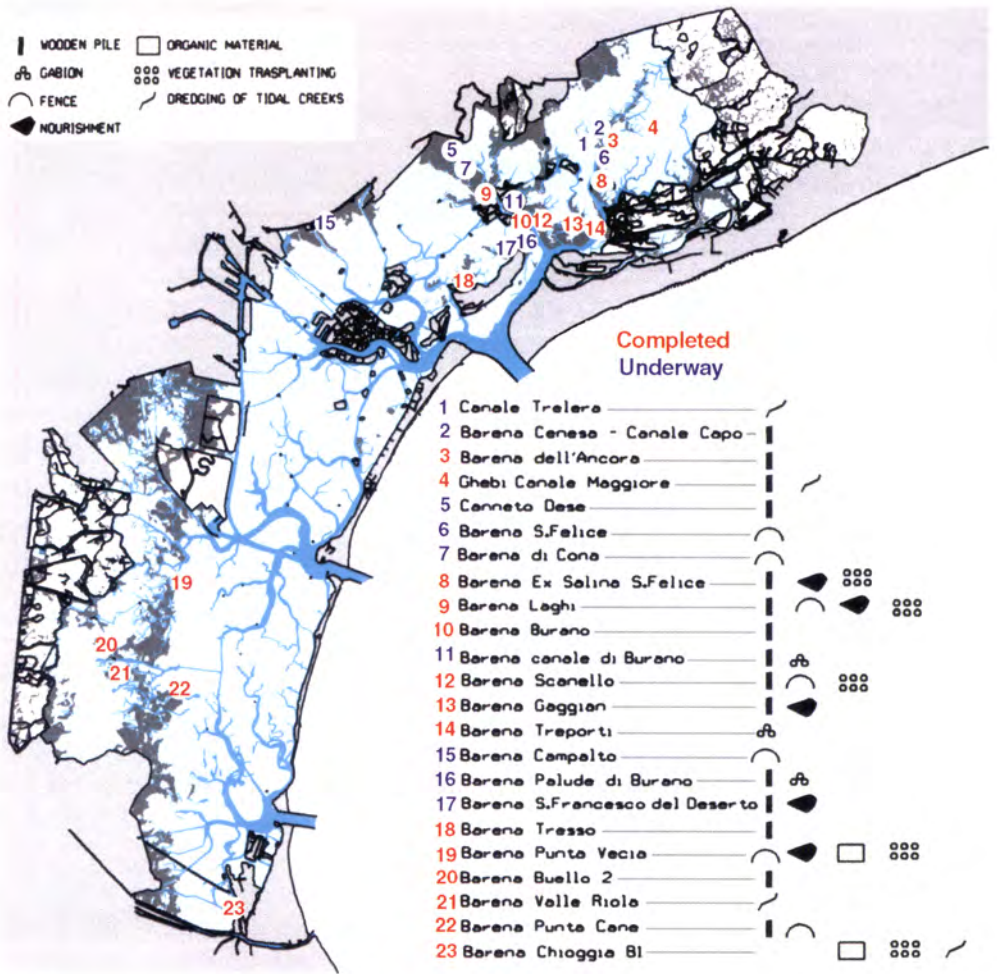
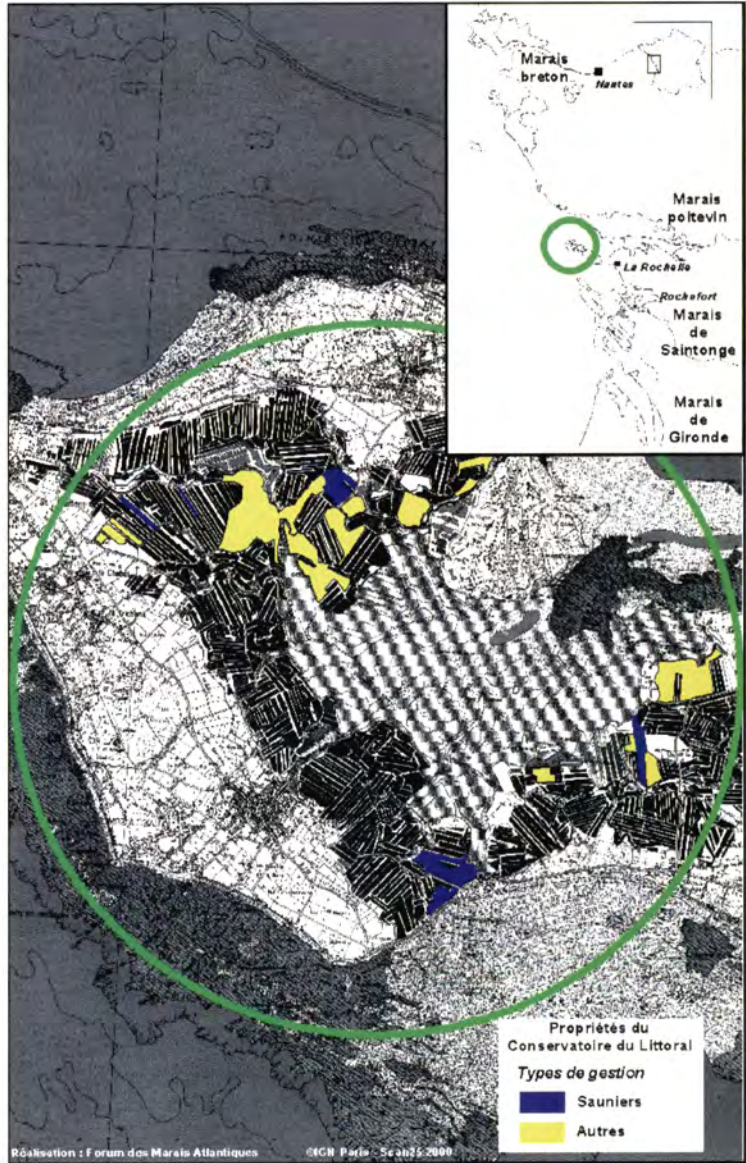


Figure 9  
Protection and restoration  
of saltmarshes.



**Atelier 1 - M. Boutaud**

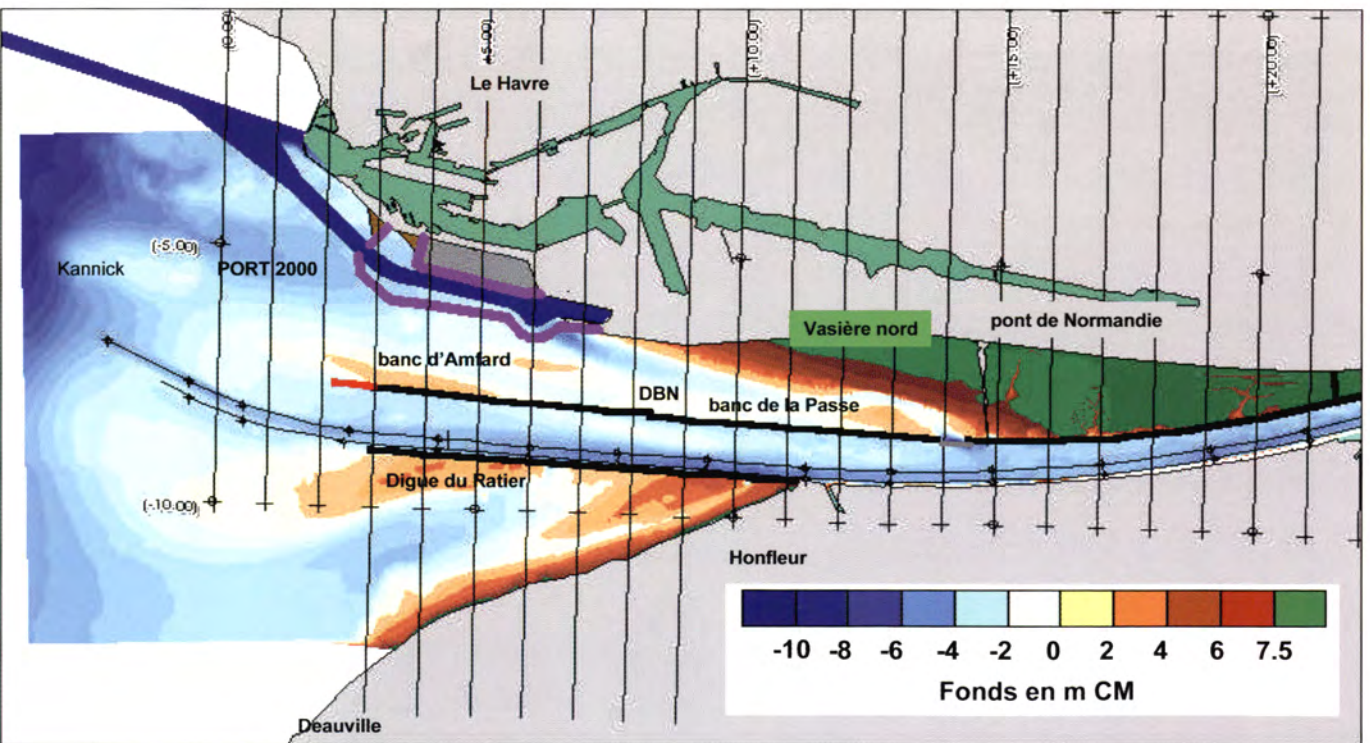
Figure 3  
Le marais salant du Fier  
d'Ars sur l'île de Ré.





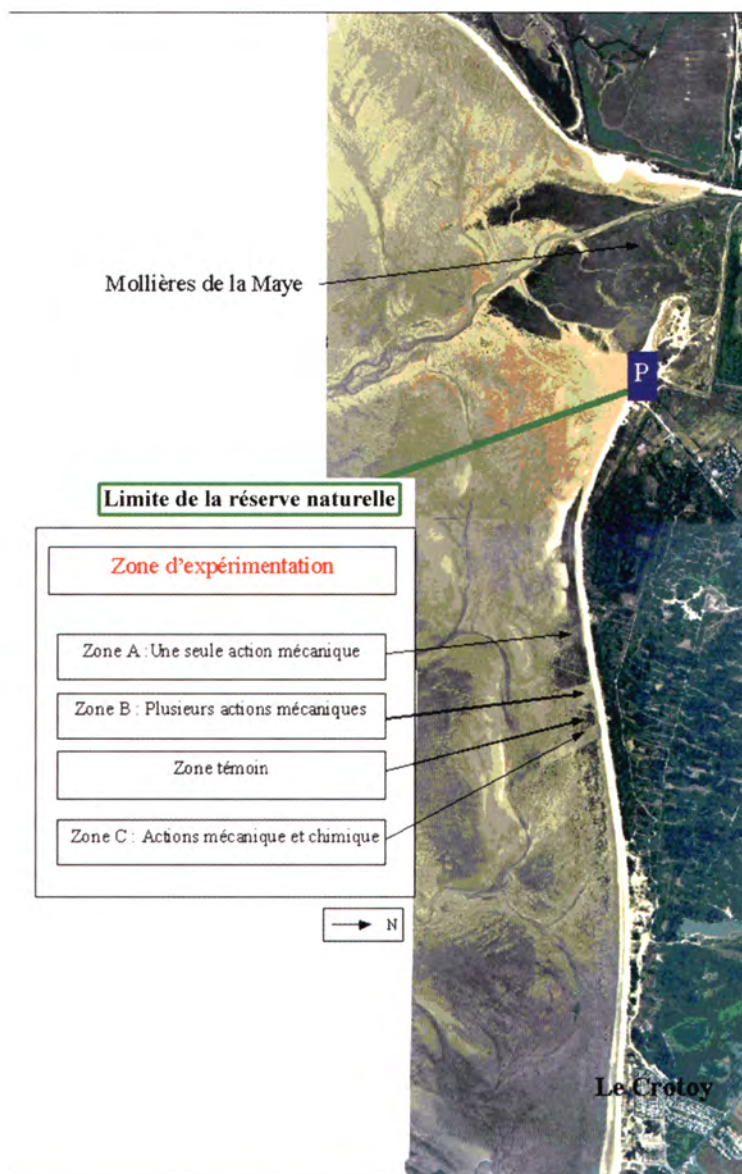
Atelier 2 - L. Hamm

Figure 1  
 Vue d'ensemble  
 de l'estuaire de la Seine  
 avec Port 2000.



**Atelier 3 - J.C. Cornette**

Figure 4  
Localisation des zones  
d'expérimentation en baie  
de Somme.



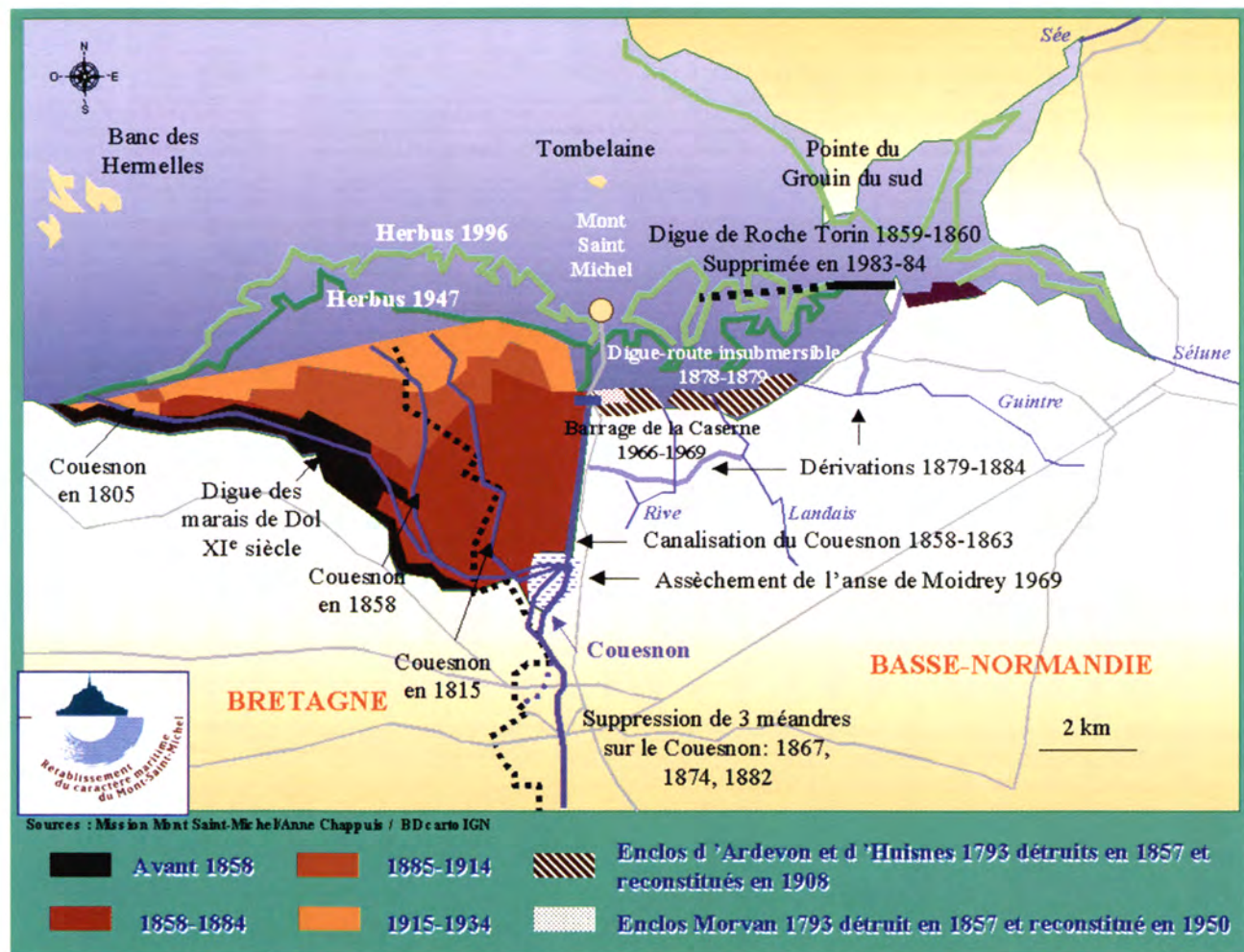


Figure 1 - Carte des interventions humaines dans la baie du Mont-Saint-Michel.



## Restauration des écosystèmes côtiers

(Brest - 8, 9 novembre 2000)

Les actes de ces journées font état de réflexions, tant en France qu'à l'étranger, sur la restauration de marais, d'estuaires, de baies et de lagunes, incluant l'incidence sur les espèces et ressources.

L'ouvrage regroupe une sélection des communications présentées devant un public de scientifiques, enseignants, aménageurs professionnels de la mer et conservateurs du littoral. Y sont présentés quelques grands chantiers (lagunes de Venise et de Tunis, baie du Mont-Saint-Michel, estuaire de Seine...), ainsi que des réalisations de tailles et de natures diverses. Des aspects particuliers de la bio-restauration sont abordés au travers du traitement biologique des vases, ou celui des pollutions par hydrocarbures. Les aspects technico-économiques s'appuient sur des exemples accidentels ou naturels.

Les aménageurs et les sociétés d'ingénierie écologique pourront trouver, dans ces documents, critères et méthodes d'évaluation scientifique pour quantifier les coûts de restauration d'écosystèmes en fonction de l'importance des « dégâts ».

**Mots-clés : aménagement, biorestauration, économie, estuaires, lagunes, restauration des habitats, zones humides.**

## Restoring coastal ecosystems

(Brest - 8-9 novembre 2000)

This publication contains a selection of papers presented to an audience of 230 scientists, teachers, professional planners for the sea and coastal protection officers.

The proceedings report on major working sites for restoration (Venice lagoon, the bay of Mont-Saint-Michel, the Seine estuary...) and on achievements of varying scope and nature, including biorestauration. Developers and planners as well as ecological engineering enterprises all require scientific assessment criteria.

**Key words : biorestauration, estuaries, lagoons, planning, restoring habitats, wetlands.**

Ifremer

actes de colloques

29

Éditions Ifremer  
BP 70, 29280 Plouzané, France  
tél. 02 98 22 40 13  
fax 02 98 22 45 86  
mél : editions@ifremer.fr

Diffusion : ALT Brest  
Service Logistique  
3, rue Edouard Belin - BP 23  
29801 Brest Cedex 9  
tél. 02 98 02 42 34  
fax. 02 98 02 05 84  
mél : alt.belin@wanadoo.fr

ISSN 0761-3962  
ISBN 2-84433-048-7

38,11 € - 250 F

Ifremer

