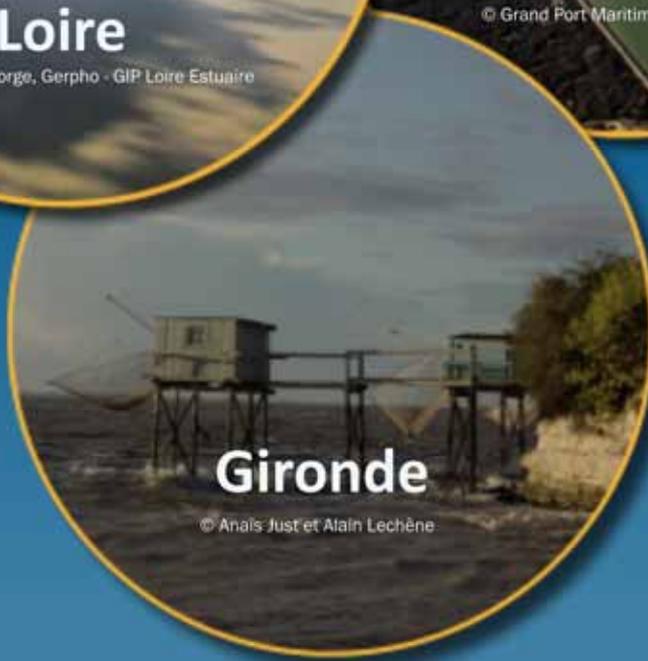
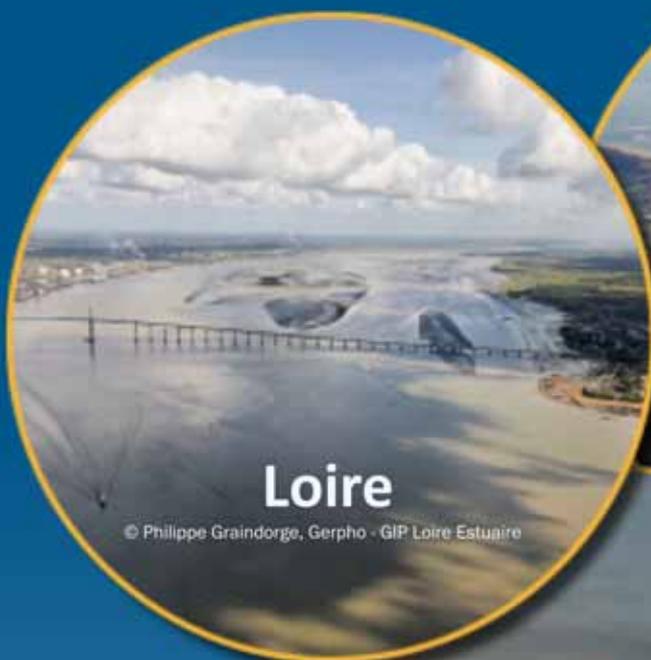


BEEEST

De la notion de bon état aux trajectoires passées et futures de trois estuaires macrotidaux

- Rapport -



G. Bouleau (coord.)
Mai 2011

Projet BEEEST : Vers une approche multicritère du Bon Etat écologique des grands ESTuaires



De la notion de bon état aux trajectoires passées et futures de trois estuaires macrotidaux

Gabrielle Bouleau Mai 2011 - V1

Sommaire

I. Réflexions sur la notion de bon état	4
A. Une notion anachronique ?	4
B. Une antériorité américaine	4
1. Une notion inscrite dans le droit américain	4
2. Un héritage socio-historique	4
C. Les spécificités européennes du bon état dans la DCE	5
D. Conclusion	6
II. De la notion de bon état à celle de trajectoire	7
A. L'ambition interdisciplinaire initiale	7
B. L'ambition pluraliste née de la réflexion collective	7
C. Notion de trajectoires	7
III. Approche rétrospective	8
1. Sélection des descripteurs communs	8
2. Portrait robot d'un estuaire macrotidal	9
3. Trajectoires rétrospectives des trois estuaires	10
IV. Approche prospective	17
A. Choix méthodologique	17
B. Application : comment la DCE modifie l'expertise en cas de contentieux ?	17
1. Cas d'un contentieux suite à une marée noire	17
2. Cas d'un contentieux lié au développement d'une infrastructure portuaire sur une zone humide	19
3. Contentieux en cas de remontée du bouchon vaseux sur une masse d'eau en bon état chimique	22
4. Conclusion sur les enseignements de la prospective	23
V. Conclusion générale	24
VI. Bibliographie :	25

I. Réflexions sur la notion de bon état

A. Une notion anachronique ?

Qu'il puisse exister un état de référence en écologie aquatique est une idée assez critiquée par les hydrobiologistes français qui considèrent qu'il s'agit là d'un concept ancien, le climax, qui n'est plus pertinent pour aborder les cours d'eau aujourd'hui. Lorsque la directive cadre européenne a été adoptée, plusieurs hydrobiologistes ont souhaité marquer leur distance vis-à-vis du concept de bon état (Hering, Borja et al. 2010; Keessen, Kempen et al. 2010), épaulés parfois par des sociologues qui ont souligné la vision communautarienne véhiculée par une conception de la nature fondée sur des inventaires d'espèces (Steyaert and Ollivier 2007). Selon eux, l'inscription de la notion de référence écologique dans le droit européen serait le résultat d'un combat militant utilisant des concepts scientifiques erronés ou mal adaptés au contexte européen.

Il est vrai que les sites de référence mentionnés dans la directive cadre européenne font écho aux notions utilisées dans les années 1960-70 pour les premières réglementations sur l'environnement aux USA, notamment la notion d'impact instituée dans le *National Environment Protection Act* (NEPA) de 1969 et la notion de « unimpacted reference site » utilisée dans le *Clean Water Act* (CWA) de 1972 (Bouleau 2008). Même si la directive cadre prévoit une évaluation des changements à long terme des conditions naturelles et des effets de l'activité humaine (annexe V, page 55), elle mentionne peu le caractère dynamique des écosystèmes. Elle préconise des outils qui sont associés à une vision fixiste de la nature.

Cette représentation de la nature vient heurter le nouvel agenda de la recherche en écologie. En effet, le changement climatique met l'accent sur les questions d'adaptation. Les financements européens de la recherche encouragent les approches fonctionnelles qui permettent de comparer des écosystèmes différents aux quatre coins de l'Europe alors que les approches fondées sur des listes d'espèces n'offrent pas ces possibilités de comparaison. La directive cadre offre donc aux scientifiques écologues l'occasion de se démarquer¹ du combat politique écologiste en associant ce dernier à des concepts rétrogrades.

B. Une antériorité américaine

Le travail mené par Delphine Loupsans dans BEEST permettra de vérifier ou infirmer le transfert transatlantique de ce concept. Sans pouvoir dire ici si ce concept est issu du droit américain, nous pouvons néanmoins noter son antériorité dans ce pays.

1. Une notion inscrite dans le droit américain

Le concept de référence est-il pourtant si hors de propos ? S'il n'a pas de pertinence pour les hydrobiologistes européens d'aujourd'hui, n'en aurait-il pas pour d'autres acteurs ? Peut-on disqualifier cette notion alors que les Etats-Unis la reconnaissent dans leur droit depuis plus de trente ans ? Est-ce que les approches fondées sur des listes d'espèces sont anachroniques quand la loi américaine la plus performante en matière environnementale est celle sur les espèces menacées (*Endangered Species Act*, 1973) ? Avant d'abandonner le concept de référence écologique pour des concepts plus dynamiques récemment appliqués aux écosystèmes comme la résilience (Holling 1973; Gunderson and Holling 2001) ou la viabilité, il est intéressant de comprendre pourquoi le concept de référence a plu politiquement et pourquoi il continue d'être utilisé juridiquement. Pour cela, il faut replacer l'utilisation de ce concept dans l'histoire du droit et de la politique environnementale aux Etats-Unis.

2. Un héritage socio-historique

Le droit environnemental aux Etats-Unis a son origine dans les luttes écologistes de la fin des années 60 (Espeland 1998; Gottlieb 2005; Reuss 2005). Mais les idées véhiculées par le mouvement écologiste ont une

¹ Ce qui a toujours été un enjeu pour la science écologique.

histoire plus ancienne (Worster 1973; Andrews 1999). Plusieurs thèses complémentaires expliquent l'émergence de l'opposition Homme / Nature.

La première thèse considère que la nature opposée à l'homme est une **construction de l'époque moderne**. Il s'agissait pour les philosophes des Lumières d'objectiver le monde en séparant ce qui était le fruit d'une intention humaine et ce qui était déterminé par des lois naturelles que la science pouvait découvrir. Désenchantée, la nature devint une machine observable par l'homme qu'il fallait comprendre pour la maîtriser (Merchant 1980).

D'autres auteurs pensent que les idées environnementalistes² sont nées du **détour par les colonies**. Les ressources découvertes outre-mer auraient été définies comme *naturelles* pour mieux justifier leur appropriation en niant leur régime antérieur de propriété et de mise en valeur (Rabinow 1989; Ingold 2006).

La troisième interprétation s'intéresse plus particulièrement au mouvement écologiste qu'elle définit comme une **critique radicale** portée par les classes moyennes intellectuelles post-industrielles (Douglas 2001; Gottlieb 2005). C'est cette dernière explication qui prévaut en France parmi les sociologues de l'environnement (Aspe 1991; Mendras 1994).

Enfin, la **construction politique des Etats-Unis**, fait de l'Etat fédéral le garant de la nature sauvage (Fourcade 2011) qui symbolise le front pionnier auquel selon Thoreau tout citoyen américain doit pouvoir avoir accès (public trust) pour que le nouveau monde reste perpétuellement nouveau (Nash 2001), permettant éventuellement la destruction d'autres espaces (Cronon 1995).

Ces quatre thèses ne se contredisent pas, elles se complètent pour dresser un portrait complexe de l'environnementalisme. Ce qui est intéressant si l'on considère que les notions de bon état et de référence ont été importées de manière transatlantique, c'est que leur inscription juridique dans la DCE s'accompagne aussi d'une innovation qui n'existe pas en droit américain : la normalisation.

C. Les spécificités européennes du bon état dans la DCE

Dans le contexte juridique anglo-saxon de Common Law, cette notion s'apprécie « au cas par cas » en fonction des impacts que l'on cherche à quantifier sur un site. La force de cette notion controversée s'est aussi construite dans la jurisprudence parce que la recherche d'une référence comparable dans les cas de dégradation environnementale a permis de justifier des dédommagements, en permettant de chiffrer la perte subies par victimes (Fourcade 2011). **La notion de référence est donc intimement liée à un régime libéral de compensation des dommages environnementaux.**

La DCE, **dans un contexte de codification**, a transposé cette notion juridique éprouvée au cas par cas, en vue d'établir une norme **pour tous les cas** quels que soient les impacts considérés. Cette extension se heurte au fait qu'on ne peut pas décrire scientifiquement et définitivement la dynamique d'un milieu sans aucun impact. Par ailleurs, cette codification s'accompagne d'une interdiction de dégradation et de non atteinte de l'objectif sans possibilité de compensation ni d'identification d'éventuelles victimes.

Dans le contexte européen, la notion de bon état s'articule au modèle DPSIR (driving forces, pressures, state, impact, response) de pensée des impacts environnementaux qui imagine que tout système environnemental est soumis à des pressions sous l'action de forçages extérieurs et que ces pressions dégradent son état, créent des impacts qu'il faut compenser (non pas en indemnisant les victimes comme dans le cas anglo-saxon) mais en inventant des réponses (politiques publiques, incitations économiques, quotas, ...). Ce modèle qui est dominant dans la littérature européenne sur l'évaluation des impacts a besoin d'une caractérisation a priori et normalisée de l'état des systèmes.

² Il est classique de distinguer les mouvements environnementalistes du mouvement écologiste, les premiers étant plus anciens et s'intéressant à la fois à la nature et au cadre de vie, tandis que le second est marqué par la rencontre de la science de l'écologie et des aspirations des classes moyennes à la fin des années 60. J'utiliserai le mot « environnementaliste » ici dans un sens général incluant les différents courants de la pensée environnementale y compris le mouvement écologiste post 68.

Ce modèle qui ne prend pas en compte les actions humaines de construction de l'état actuel de la nature et qui assimile les évolutions écologiques à des déterminismes a beaucoup été critiqué pour sa vision très réductrice de la société (Svarstad, Petersen et al. 2008).

Il faut ajouter que ce modèle considère a priori un système sans questionner ses limites (Fernandez, Bouleau et al. 2011 (in review)). Or l'état du système dépend étroitement de ce que l'on considère au sein de ses limites. Les impacts dépendent des fonctions que l'on attribue au système, qui sont liées aux communautés considérées dans le système.

Pour appréhender le fonctionnement des écosystèmes, il est nécessaire de pouvoir considérer plusieurs échelles, plusieurs cadrages et plusieurs fonctions (éventuellement antinomiques ou en compétition). Le modèle du DPSIR qui a besoin de définir un état du système (et même un bon état) est assez pauvre pour décrire l'évolution possible d'un estuaire et/ou de toutes ses parties.

Le choix d'un DPSIR est un choix politique de cadrage sur une échelle, une communauté et certaines fonctions. En outre c'est un choix politique de modalité de régulation qui écrase la dimension historique (qui est responsable de la situation actuelle ?) et qui envisage une restauration collective. Il n'y a pas toujours de restauration possible à une dégradation.

D. Conclusion

La notion de bon état dans la DCE est peut-être un transfert transatlantique mais la DCE innove aussi en faisant du bon état un objectif à atteindre (et non pas une référence dans une logique de compensation) et en normalisant sa définition (c'est-à-dire en considérant un bon état pour tous les cas et non pas défini au cas par cas en fonction de ce qui est comparable à une situation exigeant réparation).

Cette notion n'est pas qu'un emprunt (si c'en est un), c'est aussi un besoin dès lors que l'on utilise le modèle DPSIR en écologie.

Mais ce modèle fait l'impasse sur l'indécidabilité des limites d'un écosystème : il n'y a jamais un système unique avec un bon état souhaitable unique en écologie. Il est donc plus intéressant de réfléchir à des indicateurs multiples et des états souhaitables divers. C'est l'objet de la partie suivante.

II. De la notion de bon état à celle de trajectoire

A. L'ambition interdisciplinaire initiale

Le projet BEEST avait pour ambition de réunir des descripteurs du fonctionnement des estuaires (axe 1) et d'identifier différents acteurs (leurs identités, leurs représentations, leurs pratiques et les territoires vécus) autour de ces estuaires (axe 2). L'ambition de l'axe 3 était de **combiner ces descripteurs et ces acteurs** pour expliquer comment certains acteurs ont agi sur les estuaires pour en modifier le fonctionnement dans le passé (**rétrospective**) et d'imaginer comment certains acteurs pourraient se saisir de certains descripteurs dans le futur pour modifier le fonctionnement d'un ou plusieurs estuaires (**prospective**).

On peut qualifier cette ambition d'interdisciplinarité forte, en ce sens qu'elle combine des sciences naturelles et des sciences humaines sans instrumentaliser les unes par les autres : sans nier les déterminismes naturels et sans réduire l'humain à des « pressions » sur la nature.

B. L'ambition pluraliste née de la réflexion collective

Au départ, nous envisageons de retracer la trajectoire passée de chaque estuaire à partir des descripteurs communs (modèle DPSIR) et d'imaginer des évolutions futures tendancielles ou en rupture. Nous pensons que les descripteurs que nous identifierions permettraient de qualifier un bon fonctionnement ou une zone de bon fonctionnement dans laquelle il serait souhaitable que les estuaires se maintiennent. Cette idée s'inspirait des théories de la viabilité ou de la résilience permettant de qualifier les limites d'évolutions d'un système « sans risque d'irréversibilité ».

La confrontation des différents regards disciplinaires a montré que ce qui faisait système pour les uns ne faisait pas système pour les autres. Le bon fonctionnement des uns n'est pas forcément le bon fonctionnement des autres. A ce titre, **le modèle DPSIR (forçage, pressions, état, impact, réponse) est très pauvre** pour restituer la pluralité de cadrages (échelles différentes) et de points de vue (Fernandez, Bouleau et al. en révision). Les fonctions assurées par les différents éléments des estuaires sont diverses et ont souvent été identifiées a posteriori lorsqu'elles ont été menacées et que des politiques publiques ont cherché à les maintenir.

Ce constat nous a orienté sur une démarche davantage pluraliste pour restituer la diversité de ce qui fait la valeur utilitaire ou non d'un estuaire : services, fonctions ou identité, spécificité, attachement, ... et l'évolution de ces caractéristiques dans le temps.

C. Notion de trajectoires

Nous abordons les trois estuaires à travers leurs trajectoires rétrospective et prospective (Berger 1959) pour rendre compte d'évolutions dont les scientifiques comprennent et contrôlent les déterminismes et d'autres évolutions dont on ne connaît pas forcément l'explication ou bien dont les causes sont multiples. Il s'agit aussi d'inclure dans les descriptions quantitative du passé des éléments narratifs, des récits sur les stratégies et les pratiques des acteurs qui ne sont pas déterministes mais qui ont joué un rôle sur la trajectoire écologique (Mermet 2005) de chaque estuaire.

La notion de trajectoire (Bouleau, Argillier et al. 2009) permet aussi de rendre compte de la dépendance des indicateurs au chemin parcouru (on ne connaît bien que ce qui est ou a été menacé).

III. Approche rétrospective

Pour retracer l'évolution passée des estuaires nous avons cherché à distinguer des descripteurs communs pour présenter une sorte de modèle de fonctionnement estuarien macrotidal (Schneider, 2006). Puis dans un deuxième temps nous avons identifié des singularités structurantes dans chacun des estuaires qui se sont traduites par des trajectoires différentes. Il est important de noter que nous ne sommes pas capables d'observer ces trajectoires « en dehors du système » parce que les indicateurs de suivi dont nous disposons sont très liés à ces trajectoires. Il s'agit de trajectoires d'évolution socio-naturelle et scientifique où la connaissance progresse au fur et à mesure que l'estuaire change et parce qu'il change. Cela ne permet pas de mettre en place un système de contrôle des évolutions.

1. Sélection des descripteurs communs

a) Importance d'une hiérarchisation a priori

Les descripteurs des estuaires sont très nombreux (Cf grille établie par P. Gonthier). Certains sont spécifiques à un estuaire. D'autres sont généraux mais leur évolution n'est pas toujours aisément interprétable en termes de fonctionnement. Les relations permettant d'expliquer l'évolution d'un paramètre par d'autres ne sont pas toujours disponibles (manque de modélisation) ou bien certaines évolutions dépendent d'un nombre trop important de facteurs pour lesquels on manque de données pour conclure sur la hiérarchie des effets cumulés.

Notre idée de départ était de prendre tous les indicateurs disponibles suffisamment généraux et interprétables et d'étudier de manière systémique leurs interactions, soit par modélisation rétrospective (travail initialement prévu par S. Even) soit par dires d'experts, pour en déduire des groupes de paramètres liés agissant sur le fonctionnement ou critères. A partir de chaque critère, on aurait pu imaginer des stratégies d'action pour les optimiser en fonction des pressions futures et des actions de restauration possibles (cf figure 1).

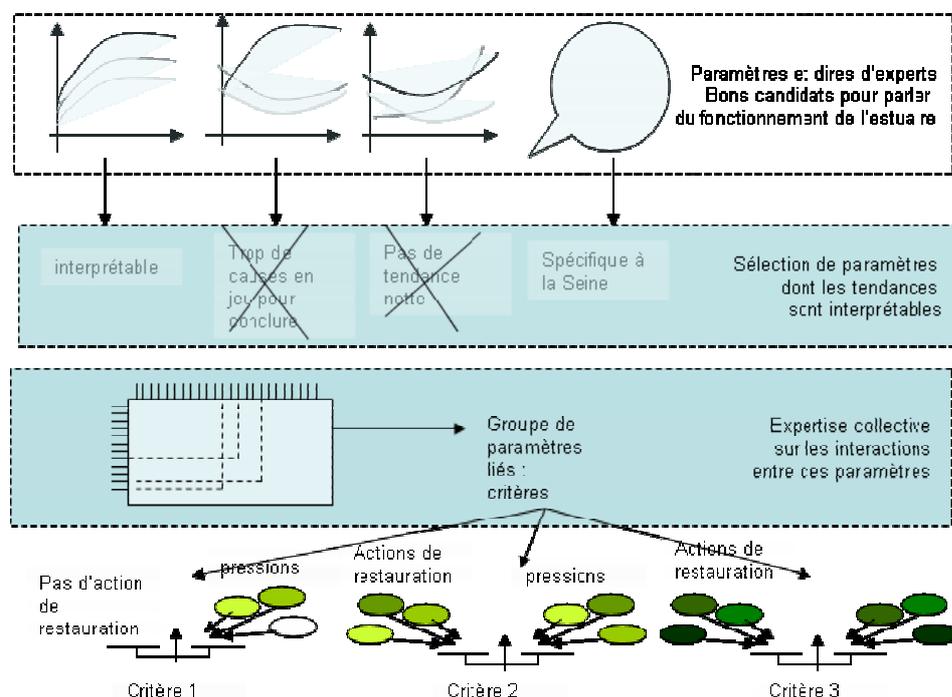


Figure 1 : démarche envisagée pour l'identification des critères interdisciplinaires de bon fonctionnement des estuaires.

Notre recherche a révélé l'incomplétude des descripteurs et des chroniques de données. Notre expertise collective a aussi montré la naïveté d'une démarche croisant tous les descripteurs entre eux pour essayer d'établir des corrélations.

La hiérarchisation des critères *a priori* s'est avérée plus fructueuse. La comparaison entre les trois estuaires et la confrontation des différents savoirs a convergé (séminaire de Nantes) vers l'idée que les paramètres structurant le plus le fonctionnement biophysique étaient les facteurs hydro-morpho-sédimentaires.

b) Du contrôle des trajectoires ... aux trajectoires d'exploration

Nous souhaitons au départ interpréter les trajectoires passées pour identifier des irréversibilités, des seuils à ne pas franchir qui seraient des limites au bon fonctionnement. Or on connaît mal les conditions d'irréversibilité. On constate l'effondrement des populations de poissons sans en connaître la principale cause, sans pouvoir pointer le moment critique dans le temps ni le seuil dépassé. On constate aussi un déplacement du bouchon vaseux ou de la salinité sans pouvoir dire si on a franchi ou non une irréversibilité. La certitude d'avoir franchi un seuil irréversible vient souvent du fait que ce franchissement a été généralisé à un tel niveau (tous les estuaires du monde) que cette certitude devient du coup inutile.

En outre nos outils permettant de mesurer les évolutions existent parce qu'il y a eu des mobilisations d'acteurs se plaignant de ces évolutions et qui ont cherché à les prouver en les quantifiant. Pour les problèmes ayant été reconnus par les autorités des mesures systématiques sont faites, mais pas pour les autres. On ne suit que ce qui a été publicisé et pris en considération.

On n'a donc pas des indicateurs qui permettent de contrôler des trajectoires mais plutôt **des trajectoires d'exploration** qui donnent naissance à des outils de mesure qui sont loin de garantir une maîtrise de la situation.

2. Portrait robot d'un estuaire macrotidal

Le projet BEEST a permis d'identifier des variables générales permettant de décrire les trois grands estuaires macrotidaux d'un point de vue physique, chimique et biologique ainsi que social. Ces variables dessinent le portrait robot d'un grand estuaire atlantique.

Ces estuaires se situent à l'aval de cours d'eau dont le débit d'étiage minimum sur dix jours (VCN10) est maintenu au dessus de 100m³/s et dont l'influence de la marée dynamique remonte sur 100km ou plus.

Ce sont des zones de **dépôt sédimentaire** dans un contexte d'évolutions géologique et climatique d'élévation du niveau de la mer. Les **roselières** et les **vasières** sont caractéristiques de ces dépôts mais ces dernières sont globalement en régression du fait des aménagements industrialo-portuaires. Une grande partie des berges de ces estuaires est endiguée pour diverses raisons : protection des biens et des personnes contre les inondations, sécurisation et développement de la navigation.

Ces estuaires sont marqués par une forte turbidité et un **bouchon vaseux** qui se déplace. Les dynamiques de ce bouchon et de la salinité dépendent de la **forme de l'estuaire** (résistance au flot, mise en vitesse du jusant, piégeage des sédiments par la profondeur), des **crues amont** (chassant le bouchon en mer), des **débits d'étiage** (contribuant à accentuer la remontée du bouchon à l'amont) et du débit solide. Ce bouchon fait controverse. Sa présence est une contrainte pour les prélèvements d'eau industrielle, pour les poissons (conditions de vie moins favorable) et pour les loisirs (aspects visuels). Les écologues sont plus partagés :

- Le bouchon vaseux assure la dégradation de l'azote et, dans une moindre mesure, du phosphore et concentre de nombreuses bactéries rattachées aux particules en suspension qui dégradent la matière organique dissoute (ex. rejet de STEP) ou particulaire (ex organisme végétal mort). Toutefois, ces processus de dégradation sont consommateurs d'oxygène dissous et producteur de gaz à effet de serre. Les déficits en oxygène peuvent être très dans le bouchon vaseux notamment en période estivale.
- la turbidité limite la pénétration de la lumière empêchant de ce fait la photosynthèse du phytoplancton qui se décompose. Il y a consensus sur le danger que représente un bouchon migrant à l'amont en été créant une barrière sur toute la largeur de l'estuaire.
- Il joue un rôle de stockage d'un certain nombre de contaminants qui se fixent sur les MES (PCB et HAP par exemple), réduisant le flux de contaminant exporté en mer, mais concentrant ces derniers dans les vasières latérales.

Etant donné ces rôles importants du bouchon vaseux dans l'estuaire, son expulsion hors du système estuarien modifierait en profondeur le fonctionnement de ce dernier.

Ces estuaires sont des entités politiques récentes³, construites par l'expertise à l'occasion des **conflits d'usage** entre les aménagements industrialo-portuaires et une minorité active pratiquant la pêche, la chasse ou l'observation (oiseaux, plantes). Les territoires vécus autour de ces estuaires sont souvent plus larges (marais, îles, berges, coteaux, villes) et plus segmentés (rive nord/rive sud, mer/fleuve) ainsi qu'illustré dans la figure 1.

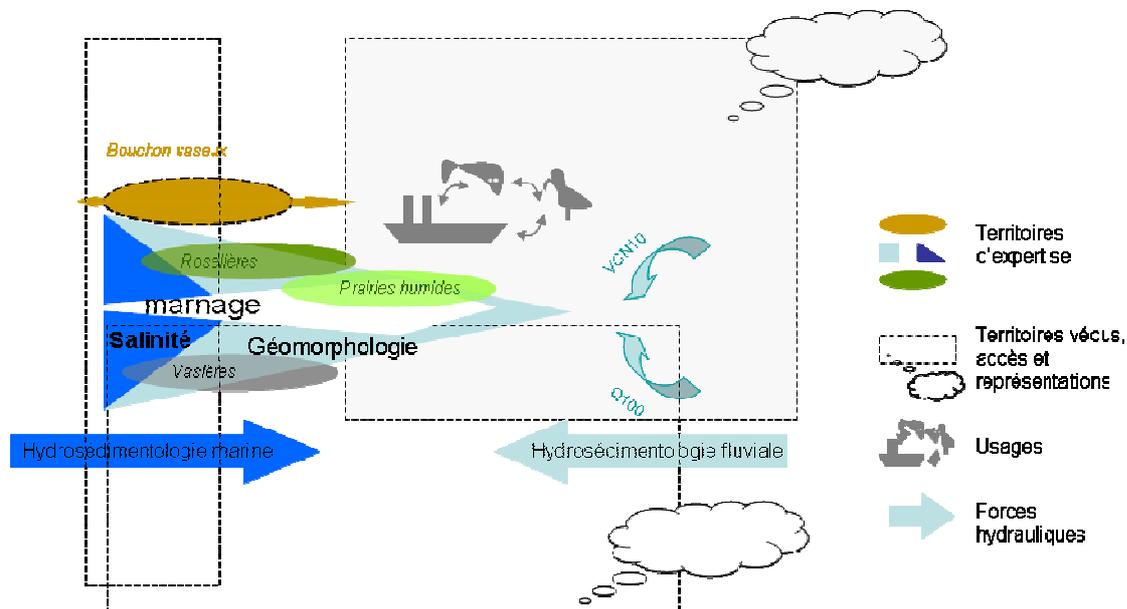


Figure 1. Un grand estuaire peut être schématiquement représenté par la confrontation de deux forces hydrosédimentaires contraintes par une géomorphologie particulière (largeur, longueur, profondeur de l'estuaire) qui façonnent des milieux (vasières, roselières, prairies humides) et des gradients (salinité, bouchon vaseux, marnage) soumis à des variations climatiques (étiages, température) sur lesquels s'organisent des usages et des politiques publiques influencées par des représentations et des territoires.

3. Trajectoires rétrospectives des trois estuaires

Au fur et à mesure du développement des usages du sol et de l'eau, non seulement la morphologie des estuaires a été modifiée mais également la façon de les représenter, de les mesurer et de définir leur bon fonctionnement. Notre objectif ici est de rendre compte des évolutions conjointes de l'expertise (i.e. les savoirs ayant justifié les politiques publiques estuariennes) et du milieu socio-naturel. Les politiques publiques dont nous avons connaissance et dont la trace est encore visible sur les estuaires remontent au milieu du XIX^{ème} avec la politique de grands travaux de navigation sous Napoléon III. Ce sont les mieux connues des experts actuels de l'estuaire. Puis les politiques publiques ont été menées sur les estuaires ont visé la préservation du patrimoine piscicole puis du fonctionnement écologique. Les évolutions les plus récentes dont témoignent les enquêtes sociologiques laissent entrevoir des politiques estuariennes centrée sur la qualité de vie en ville.

(1) Le bon fonctionnement hydro-sédimentaire pour desservir les ports historiques

L'aménagement des estuaires en France se situe dans la continuité de la construction de canaux et l'assèchement des marais initiés au XVI^{ème} siècle pour favoriser le commerce. Les trois estuaires ont été aménagés pour la navigation pour desservir **un port historique situé en amont** à l'abri des tempêtes et sur un socle rocheux (Rouen, Nantes, Bordeaux). Or au XIX^{ème} siècle, leur accessibilité est contrainte par **l'envasement et l'instabilité du chenal de navigation (mouvement de bancs de sable notamment après tempête)**. Les ingénieurs appréhendent ce phénomène comme un dysfonctionnement dû à la dissipation d'énergie de courants contraires. Un estuaire qui fonctionne bien pour la navigation doit concentrer les flux d'eau dans un espace réduit pour augmenter les vitesses et favoriser un profil permettant l'auto-entretien du

³ Les institutions qui sont centrées sur l'estuaire sont récentes, même si l'estuaire a toujours intéressé des politiques.

chenal. En jouant sur les courants, ils aménagent les estuaires pour favoriser la sédimentation fluviale en amont des ports et l'érosion en aval (voir figure 2).

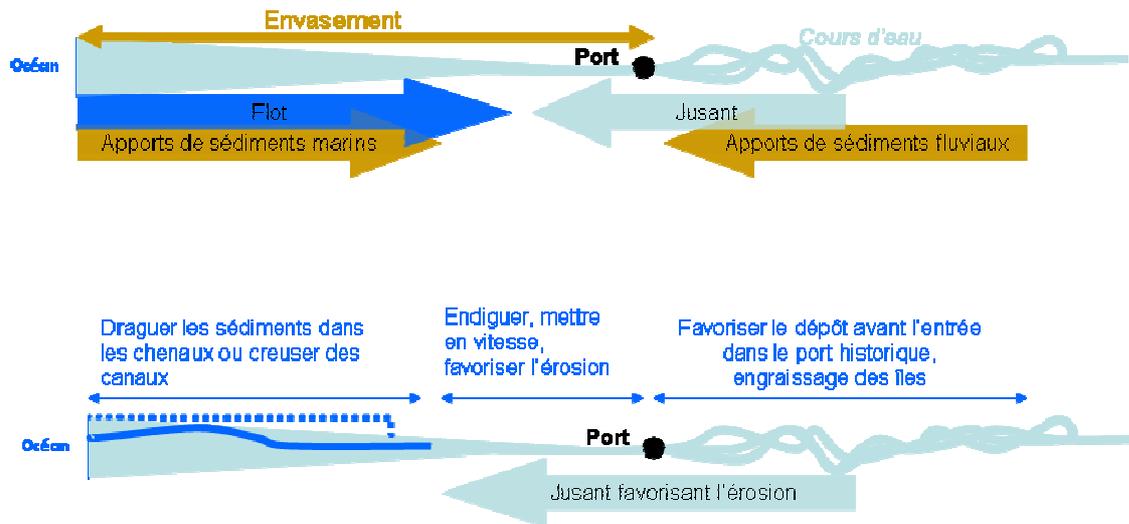


Figure 2. Face à l'envasement ou le déplacement de bancs de sables dans des estuaires, l'aménagement à des fins portuaires au XIXème a cherché à favoriser la mise en vitesse et l'érosion en aval des ports historiques et un chenal principal dans l'estuaire.

La critique de ce mode de développement fut essentiellement une critique artiste des romantiques, puis des impressionnistes. Les muséum d'histoire naturelle (MHN) de Rouen (1828), Nantes (1810) et Bordeaux (1857) datent de cette époque. Ils réunissent des collections d'espèces locales et exotiques dans un but scientifique et d'éducation publique. Ils témoignent d'une volonté de concilier le progrès industriel avec un progrès social. Notre connaissance actuelle des espèces (inventaires, formations universitaires, ...) est marquée par cette origine.

Le bon fonctionnement hydro-sédimentaire pro-navigation va se déclinier de manière différente dans chaque estuaire du fait de leurs caractéristiques différentes (voir figures 3 et 4).

L'estuaire de la Seine est très long, peu profond et naturellement étroit du fait de son encaissement. La Seine apporte peu de sédiments, plutôt du sable, et quelques vases lors des crues. A l'envasement de l'estuaire s'est ajoutée la difficulté de maintenir un tirant d'eau suffisant à l'étiage. L'endiguement et le resserrement du lit ont alors été favorisés sur une grande longueur qui sera prolongée par le creusement du « nouveau chenal » entre les digues basses (submersibles) nord et sud à la fin des années 50 (1958-59) puis l'aménagement de l'embouchure jusqu'en 1979. Ces aménagements vont renforcer l'importance relative du fluvial sur le marin. Ils vont faire disparaître le mascaret, induire des inondations en bas de falaises (pas de drainage de la nappe de la craie quand la Seine est haute) et **déplacer les caractéristiques estuariennes vers l'aval** (accroissement des résistances au flot, « effet de chasse » produit par les apports en eau douce qui sont relativement plus importants que la marée). La limite de salinité s'est déplacée de Vieux Port vers Tancarville en aval. La dissipation par frottement étant supérieure à l'amplification due à la forme convergente de l'embouchure, le marnage a aussi tendance à diminué d'aval en amont.

L'estuaire de la Loire est plus court et de largeur intermédiaire, historiquement à dominante sableuse et morphologie très changeante. Il est également caractérisé par une large plaine alluviale, qui a fait l'objet d'aménagements hydrauliques (marais) au Moyen Age puis au XIXème et XXème siècle. Les aménagements du XIXème siècle, permettant la mise en vitesse, l'érosion et le maintien du tirant d'eau ne seront réalisés que sur la partie la plus étroite en aval de Nantes. Au delà, les marais qui faisaient vivre une main d'oeuvre importante furent préservés suite à des mobilisations locales. Un canal sera creusé à la fin du XIXème pour dissocier les fonctions de navigation du fonctionnement du fleuve sur ce secteur, puis abandonné au profit d'un chenal. Au XXème siècle, les aménagements ont cherché à favoriser son entretien par l'onde de marée, ce qui a conduit à **déplacer les caractéristiques estuariennes vers l'amont** (réduction des résistances au flot, y compris en amont de Nantes) et renforcer les mécanismes de piégeage de la vase. La limite de salinité s'est déplacée de Cordemais à Sainte Luce. La forme d'entonnement de l'estuaire et les aménagements successifs pour faire

monter les bateaux à Nantes, ont conduit à augmenter le marnage à Nantes jusqu'à des niveaux comparables à ceux de St-Nazaire puis les forces de frottement l'atténuent ensuite.

Sur la Gironde, l'estuaire est très large et très long. L'influence marine est considérable du fait de la largeur à l'embouchure. L'endiguement ne contrôle pas le tirant d'eau ni les vitesses. Des canaux ont été creusés puis abandonnés au profit d'un chenal dragué. Les aménagements pour favoriser l'onde de marée sont plus dispersés étant donné la taille de l'estuaire. Si **les caractéristiques estuariennes se sont également déplacées vers l'amont** c'est probablement lié à la **baisse des débits** de crues et d'étiage dus aux barrages et à la consommation d'eau en amont. La limite de salinité s'est déplacée d'Ambès à Bordeaux. La forme d'entonnement de l'estuaire et la chenalisation ont induit comme en Loire fonctionnement hypersynchrone (pic de marnage au milieu de l'estuaire puis diminution en amont).

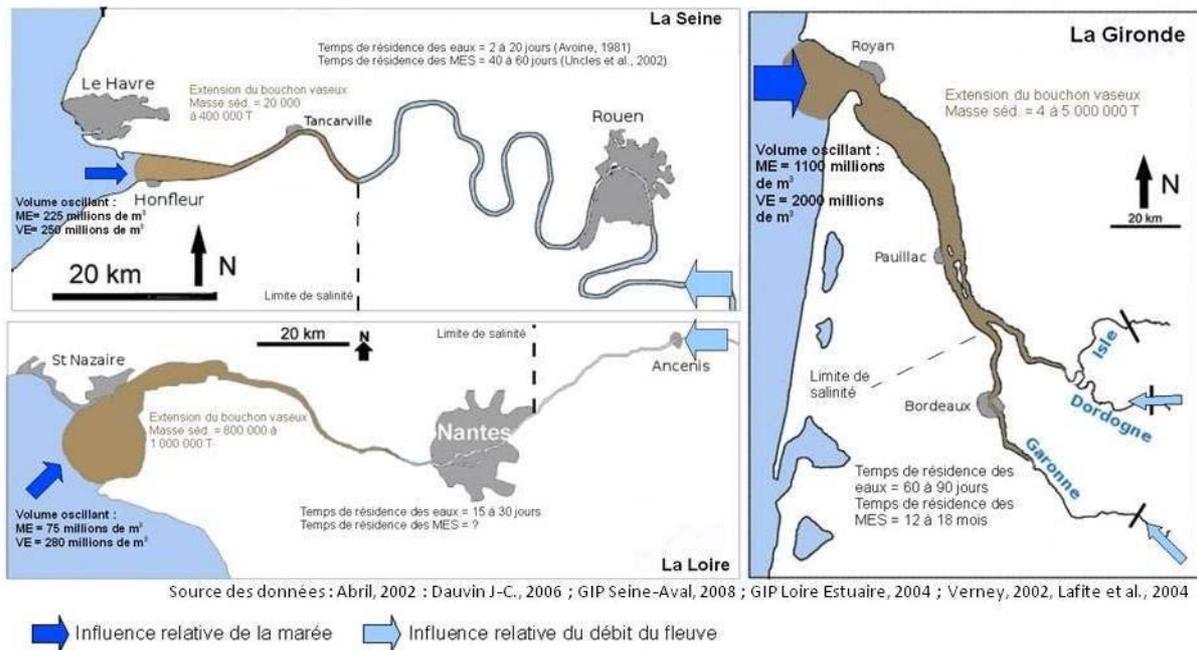


Figure 3 : Comparaison de quelques caractéristiques hydromorpho-sédimentaires des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde

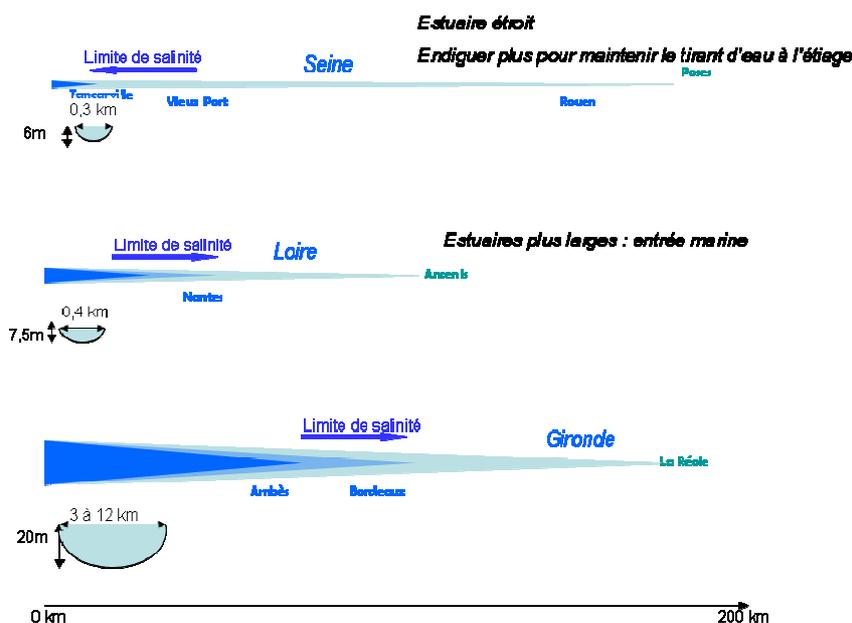


figure 4. Les techniques d'aménagement pro-navigation au XIXème siècle ont été adaptées à la morphologie de chaque estuaire. Sur la Seine, l'étroitesse de l'estuaire permet de jouer sur le tirant d'eau amont avec des digues

ce qui repoussa la limite de salinité vers l'aval. Sur les estuaires plus larges (Loire, Gironde), les ingénieurs favorisèrent l'entrée marine comme force d'érosion ce qui repoussa la limite de salinité vers l'amont.

(2) Le bon fonctionnement piscicole

En parallèle du développement de l'expertise sur le fonctionnement hydro-sédimentaires au XIXème siècle, les questions de pollution émergent avec les procès entre pêcheurs et industriels et l'expertise des hygiénistes. L'anoxie est rapidement identifiée comme cause de mortalité piscicole. Cependant certains cours d'eau et certains estuaires sont considérés comme n'ayant pas de vocation piscicole et assurant un bon fonctionnement d'égout. C'est le cas de la Seine. Les mobilisations de pêcheurs pour pollution industrielle datent des années 70, après la mise en service de plusieurs stations d'épuration. Dans le cas de la Loire, les historiens ont retracé des procès concernant les industries de Nantes. Sur la Gironde, la capacité de dilution de l'estuaire a longtemps été considérée inépuisable. C'est ce que traduit le schéma ci-après qui évalue l'impact anthropique à partir de l'évaluation de la charge organique (COT) entrante dans les estuaires. Cette charge augmente le risque de déficits en oxygène dissous. Comme le montre la figure 6 cette charge résulte de plusieurs origines (érosion du sol et de la litière, rejets agricoles, industriels et urbains). La présence de nutriments peut rendre le fleuve producteur de carbone organique (cas de la Loire). Notons que les phénomènes d'hypoxie existent principalement en Seine et Loire mais aussi en Gironde lors des étiages sévères (voir figure 7).

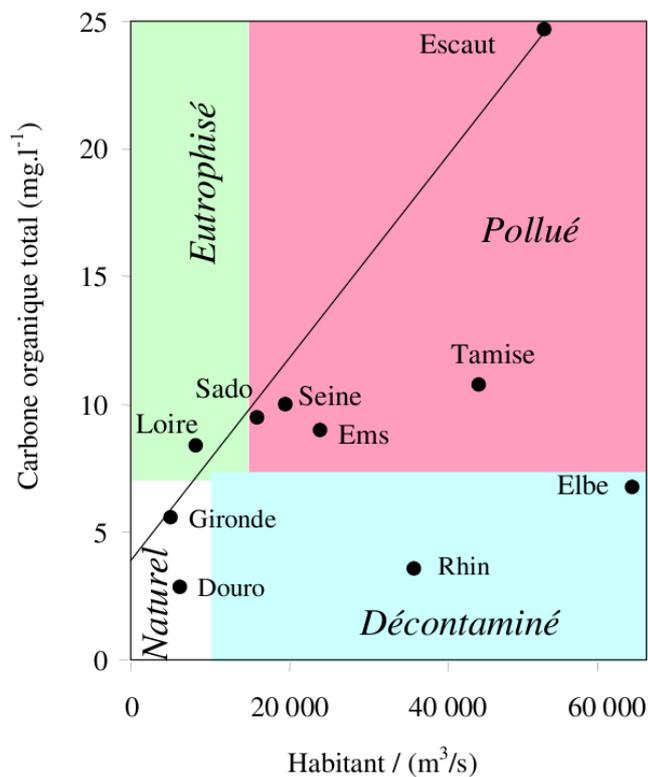


Figure 5. Le rapport entre nombre d'habitants du bassin sur le débit moyen (correction de l'effet de dilution) et carbone organique total donne une indication de l'effort d'épuration des fleuves (Abril et al., 2002, modifié par Lemaire, 2002)

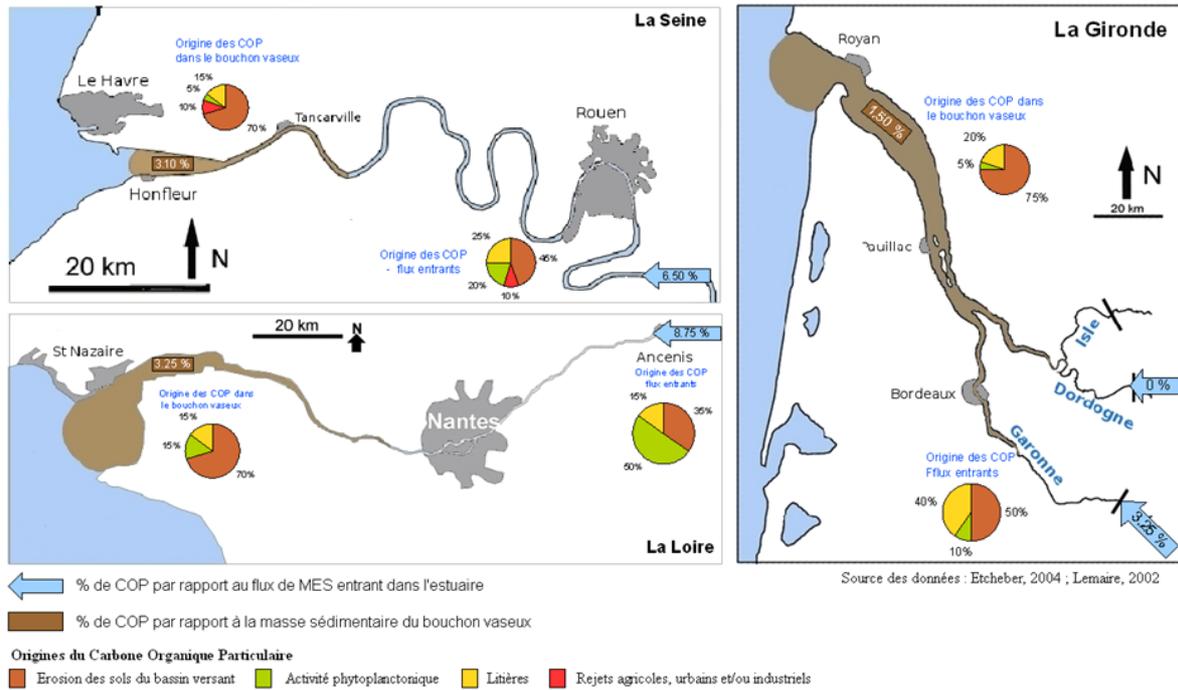


Figure 6 : Comparaison des apports en Carbone Organique Particulaire (COP) dans les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde

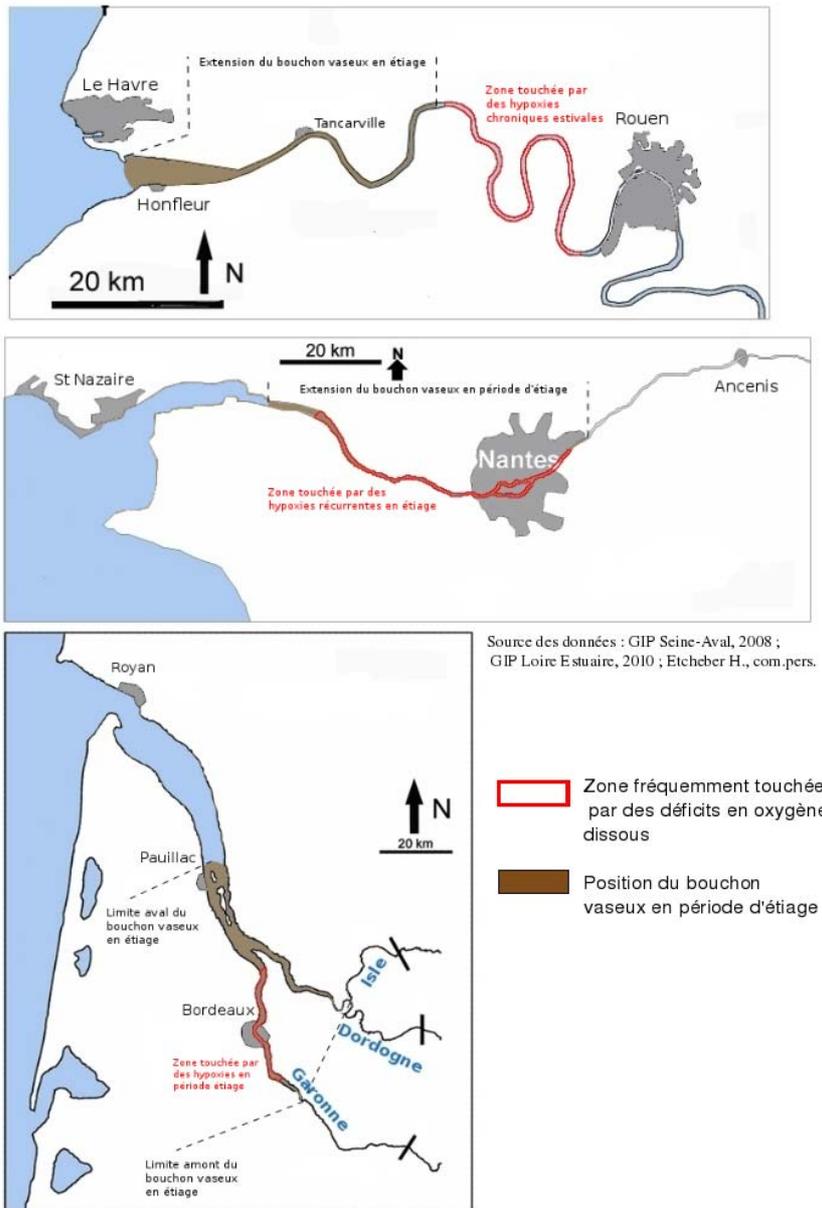


Figure 7 : Localisation des zones de déficits en oxygène dissous récurrents sur les 3 estuaires

(3) Le bon fonctionnement écologique

Les procès de pêcheurs contre les pollutions industrielles se sont poursuivis jusqu'aux années 70. A partir de 1968 les préoccupations écologiques prennent le relai dans l'ensemble de la société où les classes moyennes deviennent plus importantes (Mendras 1994). Dans les estuaires, ce phénomène est lié à la désindustrialisation des ports historiques et des controverses sur la rentabilité de nouvelles infrastructures industrialo-portuaires. Les mobilisations écologiques, dont les militants sont davantage des intellectuels urbains que des pêcheurs, se traduiront par une évolution du cadre juridique (loi 1976 de protection de la nature imposant les études d'impact). L'expertise écologique va revisiter les savoirs hydro-sédimentaires, chimiques et biologiques autour de la notion de bouchon vaseux et des vasières. On sait que la surface en vasières a baissé et que la disponibilité en habitats correspondants a diminué. L'optimisation spatiale de la répartition des vasières résiduelles reste cependant difficile à qualifier dans un contexte où les vasières oligohalines ont peu été étudiées.

Sur la Seine, le bouchon vaseux pose peu de problèmes parce qu'il est très en aval (mise en vitesse du fleuve par endiguement). Avec lui, tout le complexe estuarien a migré vers l'aval, y compris le gradient de salinité. Les vasières ont été en partie détruites par des aménagements (pont de Normandie, Port 2000). L'essentiel des

vasières résiduelles ne sont plus dans la zone mésohaline. L'estuaire de la Seine est celui sur lequel les arbitrages ont été le plus défavorables aux zones agricoles humides. En outre, l'estuaire de la Seine est très compartimenté par des digues et les canaux qui compromettent la connectivité entre lit mineur et ancien lit majeur.

Sur la Loire, la remontée de la salinité va imposer le déplacement de la prise d'eau potable de Nantes (1993) ce qui marque le début des préoccupations environnementales en faveur d'un bon fonctionnement piscicole et avicole pour maintenir à la fois une oxygénation minimale (menacée par un bouchon vaseux associé aux proliférations algales en amont l'été), des zones de nourricerie et de refuge. Ceci se double d'une complémentarité voulue politiquement entre espaces industriels, ruraux et urbains de St Nazaire à Nantes.

Sur la Gironde, le bouchon vaseux remonte jusqu'à Bordeaux créant un barrage pour les poissons et une menace pour l'eau potable dans un contexte d'effondrement des populations piscicoles et d'interdiction de commercialisation, d'une baisse tendancielle des débits fluviaux et d'une menace croissante d'inondation des marais endigués.

(4) Vers un bon fonctionnement récréatif ?

Les trois estuaires semblent être valorisés aujourd'hui pour améliorer la qualité de vie notamment du public urbain. Cette politique se traduit par des aménagements construits à la place d'anciens sites productifs ou de zones naturelles, dédiés au logement et loisir d'une élite urbaine. On assiste ainsi à des reconversions de docks en quartiers résidentiels (waterfront, écoquartiers, quais aménagés) et à l'aménagement de lieux de loisir (jardins associatifs, parcs écologiques, bases de loisirs, plages, ports de plaisance...). Cette évolution s'accompagne parfois d'une privatisation du foncier et souvent d'un accès intellectualisé aux espaces publics (mise en scène du passé industriel ou du patrimoine naturel, traditions refabriquées, ...). Cette nouvelle vocation fédère plus ou moins les élus et les représentants de l'Etat autour de projets de territoires plus larges.

Sur la Seine, cette dynamique s'observe surtout en rive droite. Les bords de l'eau abandonnés par l'industrie sont requalifiés en quartiers administratifs ou d'activité commerciale. Les terrains autrefois convoités par l'industrie et rendus moins attractifs par l'existence de Port 2000 constituent l'essentiel de la réserve naturelle nationale de l'estuaire (Lecoquierre, Lévêque et al. 2010). Cependant, l'activité portuaire reste conquérante. Elle oriente les infrastructures (port 2000, pont de Normandie, plateformes logistiques) et les projets de développement urbains (Grande Seine, Axe Seine, Grand Paris, Hangar H2O, campus orienté vers la logistique) vers une logique de compensation sociale et écologique qui n'est pas sans contradictions : juxtaposition de sites à vocation contraire, conflits sur les schémas d'aménagement et messages culpabilisants dans des espaces de loisir.

Sur la Loire, les bords de l'eau font l'objet d'une réappropriation publique (Loire Vivante, combat de Donges, soutien public aux syndicats de marais) et des initiatives plus récentes (classes estuaires, réserve naturelle). Les collectivités locales se dotent de compétences leur permettant d'agir sur la complémentarité des espaces et leur condition d'accès (conseil sur l'entretien du marais, biennale d'art contemporain, Petite Planète, île de Nantes, ville Port Saint-Nazaire, rencontres du fleuve, cité de l'estuaire).

Sur la Gironde, la reconversion des sites portuaires ne concerne que les quais de Bordeaux. Les bordelais ont longtemps été peu tournés vers l'estuaire (préférence pour les sites balnéaires d'Arcachon et de Lacanau, aménagement des quais récent). Ce relatif éloignement vis-à-vis de Bordeaux permet l'expression d'autres façons de faire territoire avec l'estuaire dans les bourgs riverains. Des pôles nature s'ouvrent qui attirent des urbains d'un territoire plus vaste que l'estuaire (Vitrezay ou Parc de l'estuaire), et des guinguettes de fréquentation plus locale. L'accès à l'estuaire reste malgré tout limité.

IV. Approche prospective

A. Choix méthodologique

Il existe plusieurs méthodes permettant d'explorer le champ des futurs possibles sur une thématique, un territoire ou un système. Ce type d'exploration a un caractère stratégique parce qu'il pose la question de la préparation à ces futurs possibles, de la décision face à l'incertitude. Etant donné cette dimension stratégique, les théoriciens de la prospective recommandent d'articuler cette réflexion dans un processus collectif de discussion avec des acteurs qui sont engagés sur la thématique, le territoire ou le système (Berger 1959; Kieken 2005; Poux 2005).

Dans le projet BEEST, nous avons envisagé deux forums prospectifs possibles : soit (1) avec les acteurs des territoires pour étudier les interactions entre leurs compétences (projets de développement territorial, mobilisations, évolutions des politiques publiques) et l'écologie dans chaque estuaire ; soit (2) avec les chercheurs pour étudier les interactions entre leurs compétences scientifiques (l'expertise en train d'être produite) et la façon dont la DCE serait appliquée et interprétée.

Etant donné le cadrage purement scientifique du projet BEEST et l'absence de mandat des structures portant le projet pour organiser un forum prospectif territorial (1), il a semblé plus approprié de se restreindre à un forum prospectif académique (2). Il a semblé intéressant dans ce cadre de construire des scénarios juridiques permettant de mettre en scène l'expertise BEEST à l'épreuve de l'interprétation pratique du texte juridique. Des réunions par estuaire ont permis de réunir le matériau de base sur lequel travailler. Puis un travail d'étudiants d'AgroParisTech ENGREF a conduit à l'élaboration de trois scénarios de contentieux sur l'application de la DCE dans un contexte estuarien.

B. Application : comment la DCE modifie l'expertise en cas de contentieux ?

Comment les controverses sur l'expertise estuarienne et la DCE pourraient être mobilisées dans le futur en cas de conflit d'usage ? Les scénarios construits illustrent les connaissances et les limites de l'expertise actuelle face aux enjeux possibles de demain. Ils ont pour objectif de placer les discussions sur le bon fonctionnement des estuaires dans le contexte du jugement futur de la conformité à la DCE.

Cet exercice reste une construction intellectuelle et ne constitue pas une prévision. En matière de procès l'interprétation dépend de chaque cas. L'objectif de la démarche n'est pas de dire comment la directive sera interprétée dans le futur mais de montrer qu'il reste des zones d'ombre sur cette application et qu'il peut être intéressant d'envisager plusieurs interprétations possibles.

Les trois scénarios ont été construits sur des cas crédibles.

1. Cas d'un contentieux suite à une marée noire

Ce scénario invente les suites d'un accident pétrolier dans un estuaire en 2021. L'accident serait provoqué par la collision de deux navires due à un dysfonctionnement du système de balisage. Il entraînerait le déversement immédiat de 15 000 tonnes d'un pétrole contenant peu d'éléments légers (difficile à enflammer). L'intervention des navettes de pompage serait rendue impossible suite à des opérations de maintenance. Nous imaginons qu'un fort coefficient de marée rendrait les barrages impossibles. Le préfet et le CEDRE pourraient recourir à la technique de dispersion. Le pétrole ainsi fractionné se retrouverait en suspension et s'adsorberait sur les sédiments constituant le bouchon vaseux. Il serait ensuite disséminé par la force du courant et des marées. La dispersion s'utilise généralement au large des côtes ou des zones écologiquement sensibles, et sur des secteurs présentant des conditions de dilution suffisante (agitation, profondeur) ce qui n'est pas toujours le cas dans un estuaire. Cependant, en raison du manque de moyens disponibles, et pour éviter toute inaction, le préfet pourrait considérer cette solution comme la plus pertinente. Ceci affecterait les milieux et pourrait conduire en 2027 à la condamnation de l'Etat pour non atteinte de l'objectif de bon potentiel. Nous explorons les arguments d'une telle condamnation et à travers cette hypothèse quels nouveaux arguments la DCE (et

notamment l'art. 23) offrirait à l'Etat pour se retourner contre l'armateur (dont on imagine que le bateau était ancien, mal entretenu et à simple cuve).

a) Différend sur les sanctions domestiques

On imagine que dans un premier temps, la pollution entraînerait une interdiction de pêche qui conduirait les pêcheurs à saisir la cour de justice européenne contre l'Etat pour dégradation des masses d'eau. L'Etat pourrait être attaqué au motif qu'il n'a pas prévu de sanctions suffisamment dissuasives vis à vis des porte-conteneurs pour éviter la circulation de navire simple coque. L'article de l'article 23 de la DCE stipule en effet que « les États membres déterminent le régime des sanctions applicables aux violations des dispositions nationales prises en application de la présente directive ». Ceci signifie que les Etats doivent prévoir des sanctions à l'égard des acteurs qui sur le territoire domestique seraient en infraction avec le SDAGE ou toute autre législation prise en application de la DCE.

Selon la législation maritime française en matière de transport pétrolier, le navire aurait dû être équipé d'une double coque et non d'une simple. L'Etat pourrait argumenter que cette réglementation n'a pas été prise en application de la DCE. Mais on pourrait lui reprocher de ne pas avoir révisé cette législation avec des sanctions plus sévères pour garantir l'atteinte des objectifs. L'article 23 précise que « ces sanctions doivent être effectives, proportionnées et dissuasives ».

Est-ce que cette demande de proportionnalité des sanctions domestiques pourrait justifier une législation prévoyant le **remboursement des coûts correspondants aux mesures** pour atteindre le bon potentiel rendues inutiles dans le cas où celui-ci ne serait pas atteint ?

b) Différend sur le caractère prévisible de l'accident

L'Etat pourrait argumenter que la détérioration de l'état des masses d'eau est temporaire et due à des un accident qui ne pouvait être "raisonnablement prévu" (article 4.6 de la DCE) et qu'à ce titre cette détérioration ne constitue pas une infraction aux exigences de la DCE. Mais la commission européenne pourrait juger que les conditions à remplir pour faire valoir cet article n'ont pas été réunies : application de toutes les mesures faisables pour prévenir une nouvelle dégradation, programmation de nouvelles mesures dans l'éventualité d'un nouvel accident, indicateur permettant de déclarer ces accidents, mise à jour du SDAGE.

Par ailleurs, le caractère non prévisible de cet accident pourrait être discuté. Dans la mesure où il y a déjà eu plusieurs marées noires sur le littoral atlantique français, il est difficile de parler d'accidents qui n'auraient pu être raisonnablement prévus.

c) Différend sur l'état initial et l'indicateur zooplancton

Ce premier contentieux pourrait donner lieu à une condamnation pour non atteinte du bon potentiel écologique sur une masse d'eau estuarienne et éventuellement une seconde si les mesures prises pour prévenir d'autres pollutions de ce type sont jugées insuffisantes (éventuellement une seconde marée noire et une condamnation pour manquement sur manquement) assortie de pénalités. Dans un tel cas, l'Etat pourrait s'en remettre au Tribunal de Grande Instance (TGI) pour attaquer en justice l'armateur du premier navire pétrolier.

L'Etat pourrait argumenter que la non atteinte du bon potentiel écologique est due à la pollution aux hydrocarbures dont la responsabilité incombe à l'armateur. Mais l'armateur pourrait faire valoir que la qualité initiale de l'eau était déjà mauvaise avant l'accident. On imagine alors dans ce scénario que l'Etat français aurait caractérisé la masse d'eau concernée (avant marée noire) par un état moyen sur la base d'un taux de zooplancton et une population de poissons élevée (paramètres que le projet BEEST considère comme prometteurs pour définir le bon potentiel). Cependant dans un cas de contentieux, l'armateur pourrait se défendre en avançant que le zooplancton n'est pas un paramètre retenu dans l'annexe 5 de la DCE. A moins que l'Etat français ait obtenu une modification de la directive d'ici là, le procès aurait à trancher sur la pertinence de cet indicateur pour des eaux turbides.

Les experts français ayant travaillé au projet BEEST pourraient argumenter que le phytoplancton fait partie des éléments de qualité biologique nécessaire à prendre en compte pour établir l'état écologique des masses d'eau de surface (côtière, transition, rivières et lacs). Cependant, dans les masses d'eau où la turbidité est trop importante pour permettre une production primaire (limitation de la pénétration de la lumière due à la turbidité), l'élément phytoplancton a été jugé non pertinent car les observations ne reflètent pas correctement

les possibles effets de la présence des sels nutritifs (N, P) et il est donc rare de pouvoir constater les effets de l'eutrophisation mis en évidence par l'élément phytoplancton. L'utilisation du zooplancton se justifie davantage en raison de l'importance de ce compartiment dans le fonctionnement du réseau trophique des estuaires turbides en particulier.

Cependant fonder la caractérisation de l'état initial sur le zooplancton a aussi ses faiblesses. La population zooplanctonique subit l'influence de différents paramètres environnementaux et récupère vite d'épisode de pollutions. Si l'armateur pouvait prouver que des températures hivernales clémentes avaient été enregistrées préalablement à l'état initial et que les hivers précédant la marée noire des épisodes plus froids avaient eu lieu, il pourrait avancer que les faibles densités observées après marée noire sont davantage dues à la météo qu'à la pollution. On sait que l'espèce choisie pour l'indicateur zooplancton (*Eurytemora affinis*) est sensible à une exposition à des composés organiques, qui induit notamment des modifications dans le comportement natatoire (direction et vitesse de déplacement) qui pourrait entraîner des perturbations dans les rencontres entre mâles et femelles lors de l'accouplement et par conséquent avoir des répercussions sur le renouvellement de la population. Mais la rémanence de l'effet de la pollution sur les populations est faible. Une étude sur la Loire a montré 12 mois après la pollution, qu'il n'y avait plus rien de visible sur les peuplements.

Les mêmes incertitudes pèsent sur la population piscicole dont la chute pourrait en partie s'expliquer par la faible densité en zooplancton envisagée ci dessus.

d) Conclusions des incertitudes soulevées par l'exercice prospectif

Est-ce que ce **type de pollution menace l'atteinte du bon potentiel** ? Est-ce que les études sur la résilience du zooplancton (dont la biomasse se régénère chaque année) ne vont pas plutôt dans le sens d'un faible impact à long terme des pollutions ?

En cas de contentieux pour non atteinte du bon potentiel, la Commission Européenne pourrait-elle s'appuyer sur le fait que l'accident était "**raisonnablement prévisible**" (art. 4.6 DCE) et que l'Etat français n'avait pas mis en place des **sanctions dissuasives à l'égard des armateurs** ?

Est-ce qu'en absence de sanctions prévues par la législation française, l'Etat peut demander à l'armateur le **remboursement des coûts correspondants aux mesures** pour atteindre le bon potentiel (qui n'est pas atteint) ? Est-ce que la loi française pourrait **prévoir de telles sanctions** couvrant le coût des investissements rendus inutiles ?

Est-ce que pour imputer la responsabilité de la non atteinte du bon potentiel à cette pollution, l'Etat français pourrait s'appuyer sur un **indicateur non DCE comme le zooplancton**, sachant que les autres indicateurs (notamment le phytoplancton) sont jugés comme peu pertinents par BEEST pour parler du fonctionnement d'un estuaire ? Est-ce qu'un impact significatif sur le zooplancton l'année de la marée noire pourrait être retenu contre l'armateur si le zooplancton retrouve ensuite une valeur correcte ? Dispose-t-on d'assez de recul sur cet indicateur pour faire la part entre le naturel et l'anthropique ?

Est-ce que les indices DCE tels que le microphytoplancton ou l'indice poisson seraient davantage pris en considération pour juger de la responsabilité du pollueur ? Cette question est celle de la valeur juridique d'un indicateur en situation de controverse sur la notion de bon état.

2. Cas d'un contentieux lié au développement d'une infrastructure portuaire sur une zone humide

Dans ce scénario, on imagine qu'un port pourrait souhaiter se développer et améliorer sa desserte au travers de nouvelles infrastructures. L'emprise de ces infrastructures couvrirait une zone humide incluant une partie répertoriée dans le dispositif Natura 2000. Nous explorons les conséquences d'un procès initié par une association de protection des oiseaux pour non respect de la DCE en raison de la dégradation de la zone humide.

On imagine que ce projet serait inscrit dans des politiques publiques contractuelles et planificatrices d'aménagement du territoire mais que ses impacts seraient mentionnés dans le SDAGE comme susceptibles de compromettre les objectifs du SDAGE.

Dans ce contexte, il serait possible que l'association attaque l'État français sur ce projet pour non respect de la DCE en raison de la dégradation de la zone humide. Le différend porterait sur la masse d'eau en relation avec la zone humide menacée par le projet et devant atteindre un bon potentiel écologique en 2027. La DCE et Natura 2000 étant étroitement liés (considérant (8) de la DCE), l'association pourrait attaquer le projet sur le texte de la DCE en lien avec les directives européennes « Habitat » et Oiseaux ». Elle pourrait argumenter que le projet provoquerait la dégradation de cette zone et, par conséquent, la dégradation des conditions de vie des oiseaux qui y nichent. Les arguments pouvant être avancés par l'association sont présentés ci-après, ainsi que les contre-arguments qui pourraient être donnés par l'État en défense. Plusieurs thèmes nous préoccupent : la notion de masse d'eau et les coûts disproportionnés au sens de la DCE, le programme de mesures et enfin la présence d'espèces protégées par la directive « Oiseaux ».

a) Différend sur la notion de masse d'eau

Selon la manière dont la masse d'eau aura été délimitée, elle pourrait comprendre à la fois l'estuaire et des canaux existants. Les zones humides entre estuaire et canaux sont constituées de différents milieux dont des vasières, des roselières, des prairies humides mais aussi des mares et des fossés d'eau douce. Si ces zones humides ont été exclues de la délimitation de la masse d'eau, l'association pourrait questionner cette discontinuité.

En effet, au sens de la DCE, ces milieux constituent des « eaux de transition » (Article 2.6) : « masses d'eaux de surface à proximité des embouchures de rivières, qui sont partiellement salines en raison de leur proximité d'eaux côtières, mais qui sont fondamentalement influencées par des courants d'eau douce ». Selon les sources d'alimentation en eau de la zone humide on pourrait montrer que leur existence dépend à la fois de l'estuaire (marée) et d'eaux douces (nappes phréatiques, sources) sur la zone.

La définition d'une masse d'eau de surface est la suivante dans la DCE : « une partie distincte et significative des eaux de surface telles qu'un lac, un réservoir, une rivière, un fleuve ou un canal, une partie de rivière, de fleuve ou de canal, une eau de transition ou une portion d'eaux côtières » (Article 2.10). Ainsi, une « eau de transition » peut faire partie d'une « masse d'eau ». Une zone humide peut donc être incluse dans la délimitation d'une masse d'eau. La France pourrait être critiquée si sa délimitation des masses d'eau exclut des zones humides étant donné la proximité et les interactions.

L'Etat pourrait se défendre en mentionnant l'annexe II.1.1, selon laquelle les États membres ont autorité pour déterminer l'emplacement et les limites des masses d'eau de surface. La France a retenu le système B pour la caractérisation des masses d'eau. Dans ce système, la dimension est un facteur à prendre en compte. Or, la DCE définit les masses d'eau comme « une partie distincte et significative des eaux de surface ». Si la zone humide considérée n'a pas une dimension significative, elle peut être exclue de la classification en masse d'eau. Le litige ne porterait alors plus sur ce qu'il est convenu d'appeler une masse d'eau.

Dans son préambule, la DCE se réfère à une communication du 29 mai 1995 de la Commission Européenne au Parlement Européen et au Conseil qui reconnaît les fonctions importantes exercées par les zones humides pour la protection des ressources en eau (préambule 8). Dans son article 1 premier alinéa, la DCE a pour objectif de prévenir la dégradation, préserver et améliorer l'état des zones humides qui dépendent directement des écosystèmes aquatiques (Article 1.a). Les zones humides sont spécifiquement citées. Il s'agit dès lors de déterminer si la zone humide litigieuse dépend de la masse d'eau et si cette dépendance est directe ou non. D'autres savoirs que ceux développés dans BEEST pourraient être mobilisés pour caractériser cette dépendance y compris le rôle de la zone humide sur la masse d'eau (épuration, dénitrification).

Le fonctionnement hydraulique de chaque zone humide reste mal connu. Si le SIG habitats fonctionnels développé dans BEEST permet d'identifier des habitats potentiels, il demande toujours une confirmation par expertise localisée pour constater l'effectivité ou non de l'utilisation de ces habitats par des espèces. D'autres obstacles peuvent exister empêchant les espèces d'effectuer tout leur cycle sur la zone.

b) Différend sur les « coûts disproportionnés » et l'option environnementale meilleure

Le différend pourrait aussi porter sur l'interprétation de l'article 4 de la DCE. Celui-ci explique, dans le paragraphe 5, les conditions sous lesquelles l'État peut revoir à la baisse ses objectifs environnementaux pour certaines masses d'eau spécifiques lorsque l'activité humaine est « telle que la réalisation de ces objectifs serait impossible ou d'un coût disproportionné ». Ces conditions pourraient motiver le projet de canal au détriment de la protection des patrimoines faunistique et floristique de la zone humide. Il faudrait pour cela que « les

objectifs environnementaux moins stricts [soient] explicitement indiqués et motivés dans le plan de gestion de district hydrographique ».

L'association pourrait alors regarder si le projet est suffisamment motivé dans le SDAGE le projet est insuffisamment motivé et si l'Etat compare ce projet à d'autres alternatives. Si ce n'était pas le cas, l'État pourrait se dédouaner en mentionnant l'antériorité du SDAGE sur le projet ou sur les études des solutions alternatives. Cependant la disponibilité de nouvelles études pourrait motiver une révision du SDAGE, qui si elle n'était pas faite pourrait être source de contentieux.

L'Article 4 ajoute comme condition que « les besoins environnementaux et sociaux auxquels répond cette activité humaine ne peuvent être assurés par d'autres moyens constituant *une option environnementale meilleure et dont le coût n'est pas disproportionné* ». L'association pourrait alors avancer des solutions alternatives (utilisation de friches industrielles existantes mais nécessitant démantèlement et dépollution, autre site d'implantation plus en amont...) qui seraient plus coûteuses que le projet dans la zone humide mais moins impactantes en plaçant que ce *surcoût ne serait pas disproportionné*. L'expertise porterait alors sur (1) l'évaluation des besoins du projet et sur les bénéfices attendus de chaque option (heures économisées du fait de l'aménagement, taux de remplissage, ...) et (2) les impacts environnementaux de chaque option incluant les mesures compensatoires envisagées.

c) Différend sur le programme de mesures

Le programme de mesures de chaque bassin prévoit des mesures sur les masses d'eau mais aussi parfois sur les zones humides. Ces mesures sont réputées être un ensemble le plus efficace au moindre coût pour atteindre les objectifs environnementaux. Si des mesures de conservation des zones humides ont été inscrites dans le programme de mesure du district concerné par le projet, l'association pourrait pointer la contradiction entre ces mesures nécessaires et optimales et le projet qui du coup constituerait un obstacle à l'atteinte des objectifs de la DCE.

d) Différend sur l'importance environnementale de la zone humide

L'association pourrait avancer que la DCE défend la conservation des zones humides (considérant 8) et fait en cela écho au dispositif européen Natura 2000. Des aménagements à répétition sur les estuaires ont déjà perturbé les fonctionnalités des zones humides estuariennes en modifiant la circulation de l'eau ou la circulation des animaux (ex : batraciens) et en entraînant la disparition irréversible d'espèces patrimoniales. Au titre de la DCE et de Natura 2000, l'association pourrait dénoncer le projet comme destructeur de zone humide et perturbateur des espèces donc contraire aux objectifs du DOCOB Natura 2000.

Le contenu de ce DOCOB pourrait donner des arguments à l'association si il est précisé que les espèces d'intérêt patrimonial sont dépendantes du maintien du caractère humide et inondable de la zone grâce aux circulations hydrauliques. Certains DOCOB recommandent plus que le maintien mais également une diversification des habitats tandis que le projet pourrait contribuer à homogénéiser les milieux.

Enfin, l'association pourrait faire valoir que l'emprise du projet hors du zonage Natura 2000 nuierait à l'attractivité du site vis à vis de l'avifaune migratrice. Les DOCOB indiquent parfois que les zones en dehors de la ZPS concourent au maintien des espèces présentes à l'intérieur et qu'à partir d'un certain seuil, la réduction et le morcellement de ces zones pourraient devenir préjudiciable à la capacité d'accueil du site Natura 2000. En outre l'aménagement pourrait provoquer des perturbations (bruit, dérangement des oiseaux) et obstacle à la circulation des espèces.

e) Conclusions des incertitudes soulevées par l'exercice prospectif

Le procès imaginé révèle les incertitudes suivantes :

Est-ce que d'autres pays ont inclus des zones humides dans leurs découpages de masses d'eau ? Comment juge-t-on de la dépendance d'une zone humide vis à vis de l'estuaire ? Connait-on suffisamment le fonctionnement des zones humides pour les préserver ?

Dans quelle mesure l'Etat peut **revoir à la baisse des objectifs environnementaux** ? **Comment seront jugés les « coûts disproportionnés »**. De quelle expertise dispose-t-on pour justifier économiquement et socialement le SDAGE et ses modifications éventuelles pour des projets ?

Le programme de mesures est-il opposable à l'Etat français ?

A quelle condition la **compensation** d'une zone humide par une autre serait-elle jugée conforme à la DCE ? Cette compensation doit-elle se faire au sein de la même masse d'eau ou bien peut-elle se faire d'un estuaire à un autre ? Aurait-on pu mettre plusieurs estuaires dans la même masse d'eau ?

3. Contentieux en cas de remontée du bouchon vaseux sur une masse d'eau en bon état chimique

Ce scénario porte sur un estuaire décomposé en plusieurs masses d'eau amené à connaître des modifications hydrologiques importantes : plus de prélèvements en amont, moins de précipitations, plus de chenalisation. Dans ce contexte, on imagine que la salinité et le bouchon vaseux remonteraient en amont affectant une masse d'eau qui n'avait pas été caractérisée initialement par une salinité et une turbidité importante et dont la colonne d'eau contenait peu de polluants. Les modifications physico-chimiques pourraient alors être dénoncées pour leurs **conséquences chimiques sur la colonne d'eau** du fait de la rétention des polluants (notamment le cadmium) par le bouchon vaseux.

On imagine que les modifications morpho-hydrologiques pourrait amener l'Etat à **revoir les débits minimum** autorisés par le SDAGE dans le fleuve amont pour tenir compte du moindre besoin de dilution de stations d'épuration plus efficaces et de prélèvements pour irrigation, eau potable et refroidissement des industries plus élevés. On se place dans un scénario où l'offre en eau l'été diminue de manière climatique et qu'elle n'est pas compensée par des réservoirs (faible popularité des projets de barrages). Cela aurait pour effet d'accroître l'envasement de l'estuaire et l'engraissement du bouchon vaseux qui remonterait plus tôt en saison et plus en amont, constituant une barrière pour les poissons migrateurs (obstruction des branchies, déficits en oxygène, ...). Une association de protection de la nature pourrait faire procès devant la cour de justice européenne contre l'Etat français pour non respect de la directive cadre européenne sur l'eau sur la masse d'eau amont au motif que le bon état chimique n'a pas été atteint.

a) Différend sur l'état de référence chimique

Rappelons que le bon état est défini par la DCE comme (1) le bon état chimique et (2) le bon état écologique ou bon potentiel. Le bon état écologique ou bon potentiel sont définis par rapport à l'état de référence fondé sur des conditions hydromorphologiques (débit, chenalisation, ...) et physico-chimiques (température, salinité, turbidité, ...) supportant le très bon état. Dans ce scénario, on s'intéresse à **la turbidité** mais non pas comme paramètre physico-chimique support du bon potentiel ou bon état écologique, mais en tant que témoin de particules fines sur lesquelles s'adsorbent des polluants qui se retrouvent dans la colonne d'eau et qui affectent ainsi **l'état chimique**.

Les indicateurs d'état chimique de référence des estuaires n'ont pas encore été intercalibrés au niveau européen. On imagine que l'intercalibration pourrait conduire à définir l'état de référence chimique par le bruit de fond lié à la présence d'un certain nombre de molécules et de métaux du fait du lessivage naturel des sols dans le bassin versant, la "signature naturelle" du bassin versant. L'association de protection de la nature (en absence d'une telle caractérisation par l'Etat) pourrait évaluer ce bruit de fond sans tenir compte du bouchon vaseux en considérant que le bouchon vaseux n'était jamais présent dans la masse d'eau amont au moment de la caractérisation en 2004. Comment l'Etat pourrait-il argumenter qu'une masse d'eau amont distinguée du reste de l'estuaire du fait de sa faible turbidité et salinité ait un état chimique de référence qui tienne compte du bouchon vaseux ? Il est probable qu'il serait plus facile d'argumenter sur une mauvaise délimitation des masses d'eau.

b) Différend sur la révision du débit minimal dans le SDAGE

Confronté à des débits en diminution l'Etat pourrait revoir le SDAGE pour autoriser des débits minimum en étiage (débits réservés, DOE, ...) plus faibles. Cette décision pourrait être attaquée au motif qu'elle ne permet plus d'assurer un débit suffisant pour éviter la remontée du bouchon vaseux en étiage. Si elles existent, l'association pourrait s'appuyer sur des études caractérisant les situations de crises d'anoxie liée au bouchon vaseux.

c) Différend sur le programme de mesure

Comme dans le cas du contentieux lié au développement d'une infrastructure portuaire sur une zone humide, les mesures prévues dans le programme de mesure pourraient être utilisées par les plaignants dans le cas de leur non-réalisation. Ainsi si un projet de barrage permettant d'assurer un débit d'étiage plus élevé n'a pas été

réalisé, alors que le projet était inscrit dans le PdM, la cour de justice pourrait considérer que tout n'a pas été mis en oeuvre pour atteindre les objectifs environnementaux. Il en est de même pour toutes les actions visant à diminuer les prélèvements.

A l'inverse l'Etat pourrait être sanctionné pour ne pas avoir pris les mesures les plus efficaces au moindre coût dans le programme de mesure permettant de sauvegarder l'état chimique de la masse d'eau amont telles que :

- la diminution des prélèvements d'eau en amont (pour limiter la progression amont du bouchon)
- la limitation de la chenalisation (pour ne pas accélérer la progression amont du bouchon)
- l'interdiction de rejet des sédiments de dragage dans l'estuaire ou à proximité des derniers si tel était le cas (qui diminuerait l'apport de sédiments fins)
- la diminution des rejets toxiques qui contaminent le bouchon vaseux

d) Conclusions des incertitudes soulevées par l'exercice prospectif

Le procès révèle les incertitudes suivantes :

Quelle part de pollution du bouchon vaseux correspond à la "signature naturelle" du bassin ? En cas de remontée d'un bouchon vaseux, l'Etat peut-il revoir son découpage des masses d'eau ?

Les pollutions héritées déclassent l'état chimique des masses d'eau. Peut-on les étendre aux masses d'eau qui risquent d'être contaminées avec la remontée du bouchon vaseux ?

Est-ce que l'Etat pourrait être condamné pour dégradation de l'état physico-chimique soutenant le bon potentiel ou le bon état écologique ? Comme la teneur en oxygène diminue avec le changement climatique et la salinité augmente. Est-ce que l'Etat devrait revoir les débits d'étiage en conséquence pour assurer un débit plus grand dans l'estuaire permettant de compenser l'effet de l'augmentation de température sur la teneur en oxygène ?

4. Conclusion sur les enseignements de la prospective

La DCE nous convie à un exercice qui se fait dans un contexte très contraint de diminution des moyens de l'Etat. On ne peut donc pas raisonner sur les indicateurs qui seraient les plus pertinents toutes choses égales par ailleurs, mais plutôt réfléchir à ceux qui restent pertinents dans ce contexte. Or la pertinence de ces indicateurs doit être évaluée non seulement par rapport à l'usage que l'Etat souhaite en faire (définir ses objectifs de restauration, mesurer ses progrès) mais aussi à la lumière de l'usage que pourraient en faire d'autres acteurs dans un contexte de judiciarisation de la société.

L'exercice de prospective que nous avons conduit pour réfléchir aux nouvelles preuves qui seront disponibles avec l'application de la DCE, nous permet de dégager quelques enseignements :

- la DCE offre plus de prises aux plaignants qu'à l'Etat qui endosse la responsabilité de l'expertise, de l'objectif, des actions (et sanctions domestiques) et du résultat ainsi que l'insuffisance éventuelle des données permettant d'imputer les responsabilités.
- Il y a une disparité entre la finesse du découpage des masses d'eau, le détail des mesures planifiées et le faible recul temporel dont on dispose sur les données collectées.
- L'accent mis sur les indicateurs porte en lui le risque d'optimiser un indicateur (oxygène, zooplancton, poisson, ...) plutôt que le fonctionnement écologique. Il n'est pas certain que tous les pays souhaitent aller au delà d'une optimisation d'un indicateur facile à maîtriser.

V. Conclusion générale

La DCE ne fait pas que reprendre une notion américaine d'état de référence, elle y ajoute une dimension **programmative** (ce bon état est un objectif), un principe de **précaution** (le bon état est défini par le paramètre le plus déclassant) et une dimension **normative** (ce bon état est une référence pour tous les cas). L'application de la notion de référence dans le modèle juridique américain a résisté à 40 ans d'expérience probablement parce qu'elle ne sert là-bas qu'à évaluer des impacts et des compensations au cas par cas sans visée universaliste ni programmatique. La combinaison de la notion de bon état avec les trois ajouts européens programmatique, normatif et de précaution en fait un **outil juridique très différent** de la loi fédérale américaine sur les espèces menacées (endangered species act) ou sur l'eau (clean water act). L'expertise que l'on développe pour appliquer cette directive doit donc aussi être évaluée au regard de son utilisation dans une arène juridique.

Le découpage en masses d'eau, la définition d'indicateurs pour ces masses d'eau et le raisonnement DPSIR nous invitent à penser les masses d'eau comme des systèmes soumis à des pressions. Or les estuaires ne sont pas toujours découpés en une masse d'eau unique et **ne font pas forcément système**. L'état physique, chimique, hydromorphologique que l'on observe peut être déterminé par des facteurs qui ne sont pas du tout à l'échelle de l'estuaire. En élaborant des indicateurs qui répondent bien à des pressions à cette échelle, on ne peut pas exclure que ces corrélations ne sont que partielles et pourraient être remises en cause par des changements à d'autres échelles.

Les connaissances que l'on a des pressions sont souvent le fruit de dégradations constatées a posteriori parce que nos outils de mesure sont le fruit de mobilisations à l'occasion de dégradations. On ne connaît bien que des tendances déjà observées, dans les limites de ce que l'on observe (en échelle, en grain de suivi et en paramètres). On ne peut pas en déduire des gammes de variations « raisonnables » « viables » ou « résilientes » parce que ce que l'on observe en général n'est pas une gamme de variation mais **une évolution dans le même sens** plus ou moins rapide ou freinée. Les trajectoires passées des estuaires retracent ces tendances, qui ont parfois été voulues, ont fait l'objet de politiques publiques, d'arbitrages, ont parfois suscité des plaintes, ont pu parfois être enrayerées mais pas toujours. Les mêmes causes ont souvent eu les mêmes effets, mais pas dans les mêmes proportions. La comparaison des différents estuaires permet de comprendre l'importance différente de ces tendances dans chaque situation mais dit peu de choses sur les possibilités de restauration.

Dans ce contexte, la définition d'objectifs environnementaux est un **exercice qui est très risqué pour l'Etat**. Les trois scénarios de contentieux imaginés montrent qu'il est facile de trouver des insuffisances dans les politiques mises en œuvre pour atteindre les objectifs quand ils sont définis sur des indicateurs sensibles alors qu'il est très difficile de garantir l'atteinte de ces objectifs étant donné la finesse du découpage en masses d'eau, le détail des mesures programmées et le manque de recul temporel dont on dispose sur le suivi des estuaires.

VI. Bibliographie :

- Andrews, R. N. (1999). Managing the Environment, Managing Ourselves: A History of American Environmental Policy.
- Aspe, C. (1991). L'environnement : une histoire entre les couches moyennes et la localité. Chercheurs d'eau en Méditerranée. Paris: 191-213.
- Berger, G. (1959). L'attitude prospective. Encyclopédie française. Paris, Société nouvelle de l'Encyclopédie française. **XX - Le monde en devenir (histoire, évolution, prospectif)**: 20.54-12 à 20.54-14.
- Bouleau, G. (2008). "The WFD Dreams: between ecology and economics." Water and Environment Journal **22**(4): 235 - 240.
- Bouleau, G., C. Argillier, et al. (2009). "How ecological indicators construction reveals social changes – the case of lakes and rivers in France." Ecological Indicators **9**(6): 1198-1205.
- Cronon, W. (1995). Uncommon Ground. Toward Reinventing Nature. New York, NY, W. W. Norton & Company.
- Douglas, M. (2001). De la souillure. Essai sur les notions de pollution et de tabou. Paris, La découverte / poche.
- Espeland, W. N. (1998). The struggle for water: politics, rationality, and identity in the American southwest. Chicago, University of Chicago press.
- Fernandez, S., G. Bouleau, et al. (2011 (in review)). "Prospective sur l'eau en Europe : comment sortir de la cage de fer du DPSIR " Développement durable et territoires.
- Fernandez, S., G. Bouleau, et al. (en révision). "Prospective sur l'eau en Europe : comment sortir de la cage de fer du DPSIR ?" Développement durable et territoires.
- Fourcade, M. (2011). "Cents and Sensibility: Economic Valuation and the Nature of "Nature"." American journal of sociology.
- Gottlieb, R. (2005). Forcing the Spring: The Transformation of the American Environmental Movement. Washington, Island Press.
- Gunderson, L. H. and C. S. Holling (2001). Panarchy. Understanding Transformations in Human and Natural Systems. Washington, Island Press.
- Hering, D., A. Borja, et al. (2010). "The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future." Science of the Total Environment **408**(19): 4007-4019.
- Holling, C. (1973). "Resilience and stability of ecological systems." Annu Rev Ecol Syst **4**: 1-23.
- Ingold, A. (2006). Les ressources naturelles et leur administration : une approche historique. Journée interdisciplinaire de réflexion et de débats sur les économies de la Nature vues des SHS, Centre de la vieille Charité à Marseille.
- Keessen, A. M., J. J. H. v. Kempen, et al. (2010). "European River Basin Districts: Are They Swimming in the Same Implementation Pool?" Journal of Environmental Law **22**(2): 197-221.
- Kieken, H. (2005). Les perspectives environnementales fondées sur les modèles. Quelles dialectiques entre modélisations et forum de débat. Etudier des écologies futures. L. Mermet. Bruxelles, P.I.E. Peter Lang: 209-237.
- Kinchy, A. J. and D. L. Kleinman (2003). "Organizing Credibility: Discursive and Organizational Orthodoxy on the Borders of Ecology and Politics." Social Studies of Science **33**(6): 869–896.
- Mendras, H. (1994). La seconde Révolution Française 1965-1984, Gallimard.
- Merchant, C. (1980). The Death of Nature: Women, Ecology, and the Scientific Revolution. New York, HarperCollins

- Mermet, L. (2005). Des récits pour raisonner l'avenir. Etudier des écologies futures. L. Mermet. Bruxelles, P.I.E. Peter Lang: 187-207.
- Nash, R. F. (2001). Wilderness and the American Mind. New Haven, CT, Yale University Press.
- Nelkin, D. (1977). "Scientists and Professional Responsibility: The Experience of American Ecologists." Social Studies of Science (7): 75–95.
- Poux, X. (2005). Fonctions, construction et évaluation des scénarios prospectifs. Etudier des écologies futures. L. Mermet. Bruxelles, P.I.E. Peter Lang: 151-186.
- Rabinow, P. (1989). French Modern: Norms and Forms of the Social Environment, MIT Press.
- Reuss, M. (2005). "Ecology, Planning, and River Management in the United States: Some Historical Reflexions." Ecology and society (online) **10**(1): 34.
- Schnedeir A., 2006. Caractérisation de l'évolution comparée des 3 grands estuaires français : Seine, Loire et Gironde. Projet BEEEST, Mémoire de stage, M2
- Steyaert, P. and G. Ollivier (2007). "The European Water Framework Directive: How Ecological Assumptions Frame Technical and Social Change." Ecology and Society **12**(1): 25 [on line].
- Svarstad, H., L. K. Petersen, et al. (2008). "Discursive biases of the environmental research framework DPSIR " Land Use Policy **25**(1): 116-125.
- Worster, D., Ed. (1973). American Environmentalism. The Formative Period, 1860-1915. Wiley Sourcebooks in American Social Thought, Wiley.
- Yearley, S. (1995). The Environmental Challenge to Science Studies. Handbook of Science and Technology Studies. S. Jasanoff, G. E. Markle, J. C. Petersen and T. Pinch. Thousand Oaks, SAGE Publications, Inc.: 457–479.