



HAL
open science

**Gestion intégrée des milieux aquatiques: actes des
Cinquièmes journées du Diplôme d'études approfondies
Sciences et techniques de l'environnement, organisées les
19 et 20 mai 1994 à Paris**

Christian Le Coz, Bruno Tassin, Thévenot Daniel R.

► **To cite this version:**

Christian Le Coz, Bruno Tassin, Thévenot Daniel R. (Dir.). Gestion intégrée des milieux aquatiques: actes des Cinquièmes journées du Diplôme d'études approfondies Sciences et techniques de l'environnement, organisées les 19 et 20 mai 1994 à Paris. Presses de l'école nationale des ponts et chaussées, pp.234, 1994, 2-85978-223-0. hal-01180160

HAL Id: hal-01180160

<https://hal.science/hal-01180160v1>

Submitted on 27 Jul 2015

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Sous la direction de Christian LE COZ

GESTION INTÉGRÉE DES MILIEUX AQUATIQUES

Actes des cinquièmes journées du Diplôme d'Études Approfondies
Sciences et techniques de l'environnement
organisées les 19 et 20 mai 1994 à Paris



ÉCOLE NATIONALE DU GENIE RURAL, DES EAUX ET DES FORETS
GREF

Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées

Chez le même éditeur

- La ville et le génie de l'environnement (1993)
sous la direction de B. BARRAQUÉ
- Rejets urbains par temps de pluie : pollutions et nuisances (1993)
sous la direction de B. TASSIN et D. THÉVENOT
- Gestion des eaux
sous la direction de F. VALIRON
- Tome I : *Principes, moyens, structures* (2^e édition 1990)
- Tome II : *Alimentation en eau, assainissement* (1989)
- Tome III : *Automatisation, informatisation, télégestion* (1988)
- Tome IV : *Coût et prix de l'alimentation en eau et de l'assainissement* (1991)
- La politique de l'eau en France de 1945 à nos jours (1990)
sous la direction de F. VALIRON
- Gestion de l'eau en Europe (1990)
Actes de colloque
- L'industrie de l'eau dans le monde (1988)
par D. DROUET
- Coût et prix de l'eau en ville (1988)
Actes de colloque
- Eau et informatique (1986)
Actes de colloque
- Automatismes et génie urbain (1983)
par J. LAMOURE
- Evacuation des eaux pluviales urbaines (1978)
sous la direction de P. FOUQUET et C. COSTE

Toute reproduction, même partielle, de cet ouvrage est interdite. Une copie ou reproduction par quelque procédé que ce soit, photographie, microfilm, bande magnétique, disque ou autre, constitue une contrefaçon passible des peines prévues par la loi du 11 mars 1957 sur la protection des droits d'auteurs.

© 1994

ISBN 2-85978-223-0

Presses de l'école nationale des
Ponts et chaussées

49, rue de l'Université 75007 Paris

Département Edition de l'Association Amicale des Ingénieurs Anciens Elèves de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

SOMMAIRE

Introduction	5
Ch. LE COZ	

Les enjeux socio-économiques

Problématique sociologique de la gestion intégrée des rivières	9
B. BARRAQUÉ	
Evaluation du patrimoine piscicole d'une région : méthode et intérêt	23
A. MONNIER	
Arbitrage entre deux usages compétitifs : irrigation et salubrité	31
B. MICHALLAND, O. CORDEIRO-NETTO	
Un cadre pour l'analyse socio-économique des dommages dus aux inondations	53
J.-P. TORTEROTOT	

Les outils de diagnostic

Les intégrateurs biologiques : des bioindicateurs aux indices biologiques	79
J.-M. BOUCHY, E. GARNIER-ZARLI	
Un intégrateur physico-chimique : le sédiment	89
G. ROFÈS	
Exemple d'outil informatique d'aide à la gestion intégrée de la ressource en eau : le logiciel AGIRE	103
J. RIETJENS	
Qualité des cours d'eau : objectifs et constat	123
J.-L. SALLERON	
Diagnose rapide des plans d'eau de la région Rhône-Méditerranée-Corse	135
B. VINÇON-LEITÉ, B. TASSIN	

Les moyens d'action

Traitements des rivières et des plans d'eau par bioadditifs	175
E. GARNIER-SILLAM, Y. BOUREZGUI, M. HARRY, A. DUTARTRE	
Des îlots de survie pour les poissons !	187
J. KRIER	
Aménagement et entretien régulier des rivières : quelles techniques pour quels objectifs ?	195
F. GROSS	

Les SAGE : questionnements sur un nouvel outil de gestion	201
B. GREFF, G. HUBERT	

Etudes de cas

A propos des défis de l'environnement et des enjeux de l'eau, aujourd'hui, autour de l'hydrosystème transfrontalier du Rhin supérieur	219
L. ZILLIOX	

Etude méthodologique pour le contrôle des taux de pollution azotée sous cultures : application au périmètre de Vittel	231
C. TILIER	

Liste des auteurs	239
-------------------------	-----

INTRODUCTION

Christian LE COZ
CERGRENE-ENGREF

Les "Journées STE" (Sciences et Techniques de l'Environnement) constituent un des séminaires de recherche proposés aux étudiants du DEA STE (Paris XII, ENPC, ENGREF). Elles visent à leur présenter des démarches de recherche variées, à partir d'un thème transversal au domaine de l'environnement, choisi chaque année en fonction de son actualité.

Les communications sont pour moitié faites par des doctorants issus du DEA STE et proches de la soutenance de thèse. Les autres présentations sont faites par les enseignants du DEA STE et par des personnalités extérieures, y compris certaines années par des collègues venant d'autres pays d'Europe.

Les "Journées STE" sont ouvertes aux étudiants d'autres formations, et à toutes les personnes des entreprises, des universités ou des administrations qui s'intéressent aux questions d'environnement.

L'organisation des journées est prise en charge à tour de rôle par chacune des filières de formation du DEA: STE (Sciences et Techniques de l'Eau), STS (Sciences et Techniques du Sol) et EGE (Economie et Gestion de l'Environnement). Pour l'année 1994, le thème retenu a été *la gestion intégrée des milieux aquatiques*.

Les années précédentes ont été traités les sujets suivants :

- 1990 Gestion des risques et environnement.
- 1991 Interface sol-déchets.
- 1992 Les rejets urbains par temps de pluie.
- 1993 La ville et le génie de l'environnement.

Mais en quoi consiste la *gestion intégrée* ? Comme le souligne Bernard BARRAQUÉ responsable de la filière "Économie et Gestion de l'Environnement" du DEA STE, la gestion intégrée à d'abord été autour des années 1960-1970 la gestion intégrée des ressources, à savoir un partage de l'eau entre les différents usagers. La logique à été celle de l'optimisation des possibilités de la ressource pour la satisfaction du maximum d'usages et d'usagers.

Cette vision n'a pas encore complètement disparu (et pourquoi d'ailleurs ?) car dans l'ouvrage "Pour que l'eau vive" paru en 1992 à la suite des "Assises Nationale de l'Eau" de 1991, la gestion intégrée est encore la "gestion intégrée de la ressource" (page 71).

Cependant dans une autre acception de ces deux mots, *la gestion intégrée* consiste à respecter un équilibre entre la satisfaction des usages et le respect des milieux.

Les plus optimistes dateront cette vision de 1964 en s'appuyant sur la loi 64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux, mais aussi à la *lutte contre la pollution des eaux*.

Les autres comme Bénédicte GREFF, doctorante au Cergrene, pensent que cette notion n'apparaît que plus tard, dans les années 1980¹. Elle est consacrée par la loi 91-3 du 3 janvier 1992 dite "loi sur l'eau" à travers les termes de *gestion équilibrée* dans l'article 2 de la loi.

¹ Voir sa citation de (Vallron, 1984)

A cette opposition ressource-milieu répond une autre opposition planification-concertation. La gestion intégrée serait un processus de concertation et de décision où l'on a permis à tous les points de vue de s'exprimer et non pas une pratique opérationnelle.

Le débat autour de ces deux oppositions est vif. Il serait vain de chercher à définir ici plus longtemps la notion de *gestion intégrée*. Nous avons choisi de privilégier au sein de ces "Journées STE" une vision de la gestion intégrée. Notre gestion intégrée est celle des *milieux aquatiques* et elle constitue un concept *opérationnel*.

Pour argumenter ce point de vue nous avons bâti les journées autour de 4 thèmes d'une demi-journée.

- Les enjeux.
- Les outils de diagnostic.
- Les moyens d'action.
- Les études de cas.

C'est une présentation que sous-tend une démarche orientée vers l'action. Les 3 premiers thèmes veulent apporter des éléments de réponse aux questions suivantes:

- Quels sont les questions qui se posent et les enjeux sous-jacents ?
- Comment évaluer les situations: où et quand se situent, de façon concrète, les problèmes?
- Comment peut-on agir en intégrant les différentes dimensions des problèmes ?

Dans le premier thème *les enjeux*, Alain MONNIER du Conseil Supérieur de la Pêche, Béatrice MICHALLAND et Jean-Philippe TORTEROTOT tous deux doctorants, abordent trois sujets brûlants d'actualité:

- la protection du patrimoine piscicole,
- la compétition entre les usages et notamment deux d'entre-eux: irrigation et salubrité,
- l'évaluation économique des conséquences des inondations.

Dans le deuxième thème *les outils de diagnostic*, Jean-Marc BOUCHY doctorant, Germinal ROFÈS du Cemagref et Brigitte VINÇON-LEÏTÉ chercheur au Cergrene proposent des méthodes synthétiques de diagnostic qui combinent à des degrés divers biologie et aspects physico-chimiques de la qualité de l'eau et des sédiments. Joëlle RIETJENS chercheur à EDF quant à elle présente un outil d'approche des différents usages de l'eau à l'échelle du bassin versant. Enfin, Jean-Luc SALLERON de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, à une échelle nationale, porte un regard sur les systèmes d'évaluation de la qualité de l'eau.

Dans le troisième thème *les moyens d'action*, Evelyne GARNIER-ZARLI responsable de la filière STS du DEA STE et Jean KRIER du SIAPP présentent des méthodes de traitements de milieux aquatiques: respectivement des plans d'eau et de la Seine. Françoise GROSS de la société "Rivière-Environnement" propose une méthode d'action lors des aménagements de rivières.

Pour conclure l'ouvrage, deux études de cas permettent un retour sur la démarche. Lothaire ZILLIOX directeur de cet institut aussi original qu'intéressant l'IFARE (Institut Franco-Allemand de Recherches en Environnement), présente le cas exemplaire et déjà presque historique de la nappe d'Alsace. Catherine TILLIER doctorante à l'INRA, fait ressortir quant à elle l'originalité de la démarche initiée pour la protection des sources minérales de Vittel.

LES ENJEUX SOCIO-ÉCONOMIQUES

PROBLÉMATIQUE SOCIOLOGIQUE DE LA GESTION INTÉGRÉE DES RIVIÈRES

Bernard BARRAQUÉ
CNRS-LATTS

En 1904, après 20 années d'âpres discussions et de négociations avortées, les industriels et les maires des villes du bassin de l'Emscher se mirent d'accord pour continuer la première des "Genossenschaften" de la Ruhr : un syndicat coopératif réunissant tous les usagers de la rivière, aucun ne pouvant ultérieurement se soustraire à sa contribution, assumant dorénavant la maîtrise d'ouvrage des travaux de remise en état de la rivière. La situation était particulièrement grave : l'affaissement des sols dû au "foudroyage" des mines de charbon avait perturbé le lit de la rivière au point qu'elle ne s'écoulait plus, alors même qu'elle servait d'exutoire aux égouts de la ville sans épuration. La stagnation des eaux usées avait provoqué une épidémie de typhus. La coopération entre tous ceux qui utilisaient la petite rivière comme un égout à ciel ouvert permit de la recalibrer pour qu'elle coule dans le bon sens, et de construire une seule station d'épuration à son confluent avec le Rhin.

L'exemple fut suivi peu après par les riverains de la Ruhr, qui créèrent deux associations similaires, l'une pour lutter contre la pollution (Ruhrverband), et l'autre pour stocker de l'eau propre en amont (Ruhtalsperrenverein).

Une quinzaine d'autres associations du même genre virent le jour, toutes dans la Ruhr ; mais le modèle ne s'exporta pas hors de cette région, malgré le souhait ultérieur du gouvernement national-socialiste (décret-loi de 1935), visant à réunir les communes dans des Wasserverbände, syndicats de gestion rationnelle de l'eau.

Ecrivant sur le *comprehensive water management*, des auteurs aussi célèbres que Kneese et Bower (1968) ont insisté sur l'aspect technico-économique de cette opération remarquable, mais en laissant en suspens la question des conditions proprement politiques de sa réalisation. Et pourtant, comment imaginer la collaboration à l'époque des "barons" conservateurs du charbon et de l'acier, et des maires socio-démocrates des villes de la Ruhr, si aujourd'hui on voit les difficultés de règlement de dossiers techniques complexes lorsque les acteurs s'opposent politiquement. Hermann Korte (1990) apporte une réponse à l'énigme, en montrant au passage que cette gestion coopérative s'étendait aussi aux transports, au logement social... s'appuyant sur les travaux de Norbert Elias, il montre la distance séparant alors les sociétés locales de la Ruhr et l'aristocratie prussienne ; les premières trouvaient un consensus en leur sein pour tenir le pouvoir central à distance, et aussi à travers "le charbon et l'acier comme mode de vie". Cela explique pourquoi les "Genossenschaften" ne se sont pas créées hors de la Ruhr.

Cet exemple fondateur — parmi d'autres, car il ne faudrait oublier ni les wateringues néerlandais, ni la Compagnie Nationale du Rhône, ni la Tennessee Valley Authority, toutes datant d'avant la seconde guerre mondiale, et parfois bien plus — introduit les différents thèmes à traiter ici : le problème de la gestion intégrée n'est pas seulement, et même pas d'abord, un problème technique, c'est un problème socio-politique. A travers ces consensus locaux, trouvés en deçà du niveau de l'Etat-nation, ne s'agit-il pas de reconstruire les processus de décision publique autrement, c'est-à-dire par le bas ? Ensuite, on remarquera que la réponse technique aux problèmes de l'Emscher ou de la Ruhr, comme dans beaucoup de cas de gestion intégrée, a consisté en des "grands travaux" à l'échelle du bassin plutôt qu'en des contraintes imposées aux divers acteurs. Or, récemment, dans un mouvement de rupture avec son passé du charbon et de l'acier, la région a créé une institution (IBA Emscher) chargée de reprendre tout le dossier de l'Emscher, et de "re-naturer" la petite rivière, en remettant en cause le parti d'une seule station d'épuration à l'aval, au profit d'un traitement préalable de sa pollution par chaque pollueur. En d'autres termes, l'approche en termes d'environnement complique singulièrement la notion de gestion intégrée, en interdisant que l'on recoure simplement à une "solution par les travaux", ou par la technique, avec déresponsabilisation des acteurs.

Avant d'entrer dans l'exposé, il faut rappeler que ce n'est pas un hasard si c'est l'eau qui constitue un objet privilégié de la gestion intégrée. En effet, dans la plupart des systèmes socio-juridiques, l'eau est considérée comme un bien inappropriable, au moins lorsqu'elle est courante. C'est seulement son usage qui peut être réparti entre les riverains et autres ayants-droits comme les pêcheurs. Historiquement, c'était le plus souvent l'assemblée des usagers de la ressource qui décidait des droits de chacun, et qui faisait arbitrer les conflits par un "tribunal de l'eau". Dans plusieurs pays cependant, le développement du capitalisme s'est accompagné d'une étatisation des cours d'eau les plus importants, dans le but de les gérer plus utilement (navigation, hydroélectricité), et à une autre échelle que celle des syndicats d'usagers locaux.

Mais comme les administrations centrales sont par principe cloisonnées et bureaucratiques, l'idée d'une gestion intégrée a été perdue de vue au profit d'une gestion monosectorielle, l'objectif variant selon l'administration en charge. La déresponsabilisation qui en a résulté a contribué à laisser utiliser des cours d'eau comme exutoire des égouts. En créant des agences de bassin, ou en confiant des responsabilités aux organismes régionaux, on cherche à retrouver ce partage de l'eau par les usagers, que l'étatisation avait masqué. Et comme nos connaissances scientifiques et nos ordinateurs permettent de réaliser des modélisations importantes et sophistiquées, on pense pouvoir asseoir ce partage de l'eau sur des bases plus objectives. Or, comme on va le voir, ce n'est pas évident.

Deux approches différentes de la gestion intégrée

La première approche de la gestion intégrée qui vient à l'esprit des hydrologues, des économistes et des écologues, consiste à employer des modèles mathématiques pour tenter d'optimiser le partage de l'eau. Dans certains cas, on se contente de programmes linéaires, mais

ceux-ci ont comme inconvénient de ne guère pouvoir prendre en compte des effets de seuil, des non-linéarités si fréquentes dans le domaine écologique (Rogers, 1992). Il existe néanmoins de nombreux ouvrages proposant des modèles de toutes sortes (Biswas, 1981; Dorfman, 1972), et une réflexion est en cours au CERGRENE de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées ; un modèle global de la Seine et de ses affluents a été mis au point par le "PIREN-Seine" du CNRS.

Ces modélisations sont le plus souvent très enrichissantes et très pédagogiques pour de futurs gestionnaires de l'eau, et même pour certains gestionnaires actuels, mais elles posent un grave problème dès qu'on veut les employer comme outil d'aide à la décision. En effet, celles sont d'abord souvent obligées de passer par certaines simplifications des problèmes pour pouvoir les traiter. Tout le monde connaît la difficulté à évaluer le "consentement à payer" pour quelque chose d'aussi émouvant qu'un beau paysage... Mais ça n'est pas le pire. Car on peut toujours prendre des décisions sur la base d'un modèle que l'on sait imparfait tout en cherchant à l'améliorer.

En fait, le problème le plus sérieux est que ces modèles de planification sont construits comme s'il n'y avait qu'un seul décideur, ou bien encore comme si le consensus entre les acteurs du bassin considéré était déjà établi, ce qui revient à peu près à n'avoir qu'un seul décideur.

Or, précisément, ce n'est pas souvent le cas ! Et il arrive fréquemment aux modèles d'être pris dans la logique du rapport d'extériorité réciproque entre experts et décideurs : ces derniers acceptent en bloc ce qui n'est pour eux qu'une "boîte noire", ou bien ils la rejettent en bloc. Et lorsqu'il y a de nombreux acteurs aux intérêts divergents dans un bassin, il y a de fortes chances que le modèle soit finalement rejeté comme outil de consensus, parce qu'il aura été victime de son appropriation par l'un des protagonistes, dont il justifie le point de vue, sans même que ses auteurs l'aient voulu, ou même simplement parce qu'il restera incompris par les acteurs sur le terrain. Dans l'aide à la décision, il ne sert pas à grand-chose d'avoir raison tout seul.

Une autre modélisation de la gestion intégrée est alors possible. C'est celle qui se penche autant sur le jeu des acteurs les uns par rapport aux autres que sur l'état physique de l'écosystème. Parmi les approches existantes, on ne pourra pas ne pas citer ici l'analyse stratégique conduite par l'Agence de l'eau Seine-Normandie peu après sa création, et connue sous le nom de "modèle Popole".

Ce type de démarche, qui fait pleinement partie de l'analyse de systèmes et du mouvement de l'environnement, est l'aboutissement de la remise en cause progressive des schémas de pensée positivistes à l'oeuvre dans les "méthodes rationnelles" de décision. Nous avons décrit ailleurs le principe de leur déroulement (Barraqué, 1993) : identification claire du problème, séparation de la partie anticipation et de la décision proprement dite, progression rationnelle de l'anticipation vers la décision. Or, depuis la IIème guerre mondiale, la complexité des situations de décision s'est considérablement accrue : dans le domaine de l'environnement en particulier,

la pluralité des décideurs aux intérêts divergents, la présence de l'incertain dans l'anticipation, et la rétroaction des conséquences sur les causes, sont monnaie courante.

Il en résulte une sophistication progressive de l'anticipation (des prévisions linéaires à la prospective) et de la décision (de la "check-list" aux méthodes de surclassement et de déclassement comparées en passant par l'analyse coût-bénéfice) (Ténière-Buchot, 1990). Dans ce mouvement, on a fini par admettre que la claire séparation du sujet et de l'objet, condition de base de l'expérimentation dans la science positive, n'était pas si évidente, et on a été conduit à réintégrer le sujet — en fait les sujets puisqu'il y a pluralité d'acteurs — dans le modèle de la décision. C'est ce que fait l'analyse des données de J.P. Benzecri (analyse de correspondances), et c'est ce que fait le modèle Popole. L'attention s'est déplacée de la décision à l'étude préalable de la situation dans laquelle la décision doit être prise.

D'autres, comme J.W. Forrester, ont voulu modéliser de façon systémique la dynamique des interactions des acteurs et des objets de la décision dans la longue durée, en faisant jouer chaque acteur à chaque pas de temps en fonction de la situation où il est au début de ce pas de temps. C'est ainsi qu'on a bâti "World Dynamics". On a beaucoup reproché à cette approche d'avoir été trop hâtivement quantifiée, et de façon trop simpliste. Et surtout, le modèle fixe une fois pour toutes le jeu de chacun des acteurs, ce qui revient à en faire des marionnettes manipulées par une sorte de "déterminisme systémique". En revanche, ce type de modélisation montre bien les effets inattendus d'un enchevêtrement de causes.

Plus centrée sur l'avenir à court terme, l'analyse des situations constitue un outil essentiel pour comprendre les stratégies. Il y a 20 ans, dans le contexte de la naissance de l'agence, Popole a été fabriqué "en chambre", puis utilisé par Seine-Normandie pour "démontrer" au comité de bassin qu'il fallait tripler la redevance, mais la démarche aurait pu être menée d'une façon plus ouverte, comme outil de construction et d'explicitation de ce que les anglo-saxons appellent le "policy network" (Laffin, 1986 ; Glasbergen, 1990) dès lors qu'ils cherchent à produire des décisions plus consensuelles. Il faudra d'ailleurs revenir plus loin sur la marginalité de ces approches formalisées de construction de consensus en France par rapport à d'autres grands pays développés.

De la logique des travaux à la gestion intégrée

L'interdiction d'être maîtres d'ouvrage empêche certes les agences de l'eau d'avoir une politique réellement cohérente : elles sont soumises aux aléas des volontés des collectivités locales, des personnes publiques ou privées, à devenir maîtres d'ouvrage. Mais cela n'empêche pas l'agence Seine-Normandie de conduire une politique rationnelle dans l'intérêt du bassin : cette contrainte, si elle est assumée, lui permet a contrario de se constituer en structure d'accueil à la disposition des élus et des usagers à la recherche d'une négociation. Inversement, elles peuvent tomber dans le travers de la facilité : trouver un maître d'ouvrage assez puissant qui, par son poids politique et ses moyens financiers, lui permettrait

d'échapper à la construction du consensus. (Inquiété, 1992).

L'histoire de la réalisation des barrages-réservoirs en amont de la région parisienne, étudiée par l'auteur cité, est tout à fait révélatrice du développement de la gestion intégrée, et aussi du caractère incomplet de ce développement .

Dès la fin de XIX^{ème} siècle, l'ingénieur Chabrol avait inventorié tous les sites potentiels de barrages-réservoirs envisageables pour atténuer les crues de la Seine à Paris. Mais seuls de petits barrages hydroélectriques ont été réalisés avant la II^{ème} guerre mondiale, les autres étant trop difficiles à financer. En réalité, tout se passait comme si la société française était incapable d'engager un investissement considérable pour protéger des villes contre des risques très faibles de crues catastrophiques. On n'investit pas pour un risque de perte, car on sous-estime le risque, alors qu'on investit plus facilement quand l'objectif est d'accroître un gain. C'est pourquoi les barrages en amont de la Seine et de la Loire ont-ils été réalisés lorsqu'à l'objectif de protection contre les inondations s'est ajouté celui de l'augmentation des débits d'étiage, pour l'alimentation en eau de la région parisienne d'un côté, pour le refroidissement des centrales nucléaires de l'autre. Alors que les dernières grandes crues dévastatrices avaient eu lieu au XIX^{ème} siècle pour la Loire, et en 1910 pour la Seine, les barrages ne furent réalisés que dans le cadre de l'Aménagement du Territoire des 30 glorieuses.

Or, le fait qu'il y ait dès le départ deux objectifs pas forcément compatibles, à satisfaire à la fois, plaçait d'emblée les barrages réservoirs dans la logique de la gestion intégrée, et allait entraîner une évolution à terme.

Le premier barrage, Seine (lac de la forêt d'Orient), a été réalisé à la suite de la crue de 1955, par l'Institution des barrages-réservoirs du Département de la Seine (à l'époque Paris et 80 communes de banlieue). Cet organisme, localisé au sein de la direction départementale des travaux publics la plus prestigieuse de France, détermina le projet le plus économique et l'imposa sans négociation aux populations locales. Le département de l'Aube ne se prononça ni pour, ni contre, mais refusa de participer financièrement au projet. On n'imaginait pas alors que la conjonction de cet ennoisement et du développement du tourisme lacustre allait créer un mouvement local de revendication identitaire et d'appropriation du lac. Sur le moment, c'est la notion d'intérêt général qui prévalut, et qui s'est matérialisée dans le mode de financement du barrage : 45% Etat, 55% Département de la Seine. La Déclaration d'utilité publique fut prise en 1959.

Lorsque le barrage Seine fut mis en eau en 1966, on lança les études du barrage Marne. mais entre temps le Département de la Seine avait éclaté, et l'institution était devenue interdépartementale (50% Paris, et 16,6% pour chacun des trois départements de la petite couronne).

Les populations riveraines du Lac de la forêt d'Orient avaient manifesté une opposition croissante, à tel point qu'une convention entre le Département de la Seine et de l'Aube, relative

à la fréquentation touristique, à la pêche et à la chasse au gibier d'eau, conduisit à modifier les règles d'exploitation par rapport au projet initial.

Le barrage Marne rencontra une opposition locale dès le stade des études : le projet parisien conduisait à noyer trois villages. Un contre-projet élaboré par une subdivision de la Marne permettait de les épargner, mais il fut jugé trop cher ; en contrepartie, l'Institution dut payer les terres expropriées au prix fort, pour calmer la contestation.

Par ailleurs, une nouvelle structure permettait de canaliser les intérêts locaux : le parc naturel régional de la forêt d'Orient. Typiques d'une approche incitative de l'environnement, les parcs régionaux s'opposent aux parcs nationaux en ce qu'on cherche à y faire protéger l'environnement par les habitants du territoire concerné, et non pas par l'Etat. En l'occurrence, le parc ne s'est pas opposé aux barrages réservoirs, mais il les a intégrés dans sa stratégie de légitimation, obtenant un certain compromis entre les acteurs locaux et l'Institution.

L'Agence Seine-Normandie était à peine née lorsque les travaux se firent, et elle ne put intervenir que comme partenaire financier. Elle paya 35% du barrage, grâce à l'argent des redevances sur les prélèvements d'eau, l'Etat et l'Institution prenant à leur charge respectivement 45% et 20%. Elle ne put pas infléchir le projet, mais obtint la création de comités de coordination pour que les études préalables d'une part, la gestion courante des barrages d'autre part, associent l'ensemble des usagers intéressés à côté des promoteurs initiaux. Il s'est ainsi produit un élargissement progressif des acteurs représentés dans la négociation, ce qui place la réalisation des barrages suivants dans la problématique de gestion intégrée. De même, Seine-Normandie a progressivement obtenu que les règlements d'eau des barrages, traditionnellement fixés par les Préfets de manière définitive et immuable, soient modulés en fonction des événements climatiques particuliers.

Lors de l'inauguration du barrage Marne qui intervint seulement en 1974 du fait d'un problème d'étanchéité d'une digue, on lança officiellement le projet du troisième barrage, Aube. L'agence de l'eau avait alors une légitimité d'autant accrue qu'elle avait pris en charge la réparation de la digue précitée, et que l'Etat se désengageait.

Seine-Normandie voulait faire financer le barrage par les usagers du bassin qui en avaient besoin; c'est ainsi qu'elle innova en obtenant d'abord une contribution d'EdF, qui souhaitait sécuriser le débit d'étiage pour sa centrale de Nogent-sur-Seine. Mais cette négociation (12% du coût) resta confidentielle, et EdF n'apparaît pas dans les financeurs officiels du barrage : l'agence apparaît en premier lieu avec 40%, l'Etat ensuite à 30%, suivi de l'Institution 20% et de la Région Ile-de-France, nouvellement créée, qui apporte le reste au nom des besoins en eau des départements de la petite couronne.

La concertation a également été plus précoce et plus développée en ce qui concerne la réalisation du barrage. Le parc régional a su obtenir de réelles compensations à partir d'une enquête publique et d'une étude d'impact sur l'environnement rendue obligatoire par la loi de

1976. La longueur des travaux a permis à la négociation de dérouler plus favorablement.

En définitive, on peut considérer que la montée en puissance de l'agence de l'eau a correspondu à une sérieuse transformation du processus de décision : d'une conception où le barrage semble n'avoir été décidé par personne mais s'est imposé comme une évidence technique au nom de l'intérêt général, on est passé progressivement à une explicitation des intérêts que les différents usagers avaient dans la réalisation du barrage, et à la recherche préalable d'un partage du coût avant de faire les travaux. De même, on est passé d'une gestion de l'eau du barrage rigide et répondant à très peu d'objectifs (inondation et surtout étiage), à une gestion plus souple et plus variable dans le temps car pluri-objectifs.

Toutefois, cette évolution vers la gestion intégrée n'est pas achevée pour deux raisons : on n'est pas vraiment sorti jusqu'à présent de la logique de l'investissement, ni de celle de la compensation, ou du "don/contre-don" (Barraqué, 1992).

Dans sa logique financière, l'agence doit dépenser l'argent qu'elle a perçu sous forme de redevances ; même si elle ne peut être maître d'ouvrage, elle voit nécessairement d'un bon oeil les projets qui lui permettent de dépenser son budget dans le domaine même où elle l'a perçu. Si le barrage permet de relever les débits d'étiage et de répondre à la pression accrue des préleveurs d'eau, alors l'agence a toutes raisons de financer. En revanche, si le barrage doit protéger contre les crues, l'intervention de l'agence est moins légitime, voire pas du tout. Il faut savoir de surcroît que le Ministère des Finances est par principe en conflit avec les agences, parce que celles-ci prélèvent les seuls impôts importants qui ne transitent pas par lui. Il est donc prêt à dénoncer la richesse des agences si celles-ci ne dépensent pas leur argent, et les pousse donc indirectement à investir.

Par ailleurs, cette même logique financière sans maîtrise d'ouvrage limite le rôle planificateur des agences, et les soumet au jeu du "don/contre don". En résumé, chaque acteur du bassin qui paye sa contribution est a priori sûr d'être aidé lorsqu'il présentera un projet. Chacun ayant ses projets, l'agence peut être conduite à composer des programmes hétéroclites, mais équilibrés entre les types d'acteurs, pour ne pas avoir l'air de favoriser tel ou tel. Cela rend la planification très difficile, voire impossible.

En définitive, tant qu'une résistance farouche des populations concernées à l'amont ne s'exprime pas contre les barrages-réservoirs, plusieurs facteurs concourent à ce qu'on en programme un prochain lorsqu'on en inaugure un nouveau !

La poursuite partielle de cette logique des travaux, même si elle est assortie de compensations (qui d'ailleurs génèrent souvent d'autres travaux), permet d'obtenir des consensus plutôt "mous" pour une gestion pas complètement intégrée. Le suivi de la réalisation des SAGE et des SDAGE permettra de voir si l'on franchit une nouvelle étape dans la démocratisation des choix, et si l'on tente de construire de réels consensus sur des efforts et des engagements réciproques, au niveau des Communautés locales de l'eau et du comité de bassin. Il faudrait

pour cela que les agences s'engagent plus nettement dans la position qu'elles ont déjà de fait : être des médiateurs entre les usagers de la ressource, mais en utilisant plus nettement des méthodes appropriées et des personnels formés.

Or, il faut bien convenir qu'en ce qui concerne la reconstruction des processus de décision publique "par le bas", la France est bien mal placée, tant le style de l'exercice du pouvoir est "régalien" : le préfet en est l'exemple typique, puisqu'il est censé synthétiser dans l'exercice de son pouvoir la variété des aspirations du corps social, tout en étant le représentant de l'Etat qui est par principe au dessus des simples citoyens. D'un côté il devrait animer la discussion entre parties en conflit, mais d'un autre côté, depuis que l'Etat intervient massivement dans l'économie et dans le social, il est un acteur parmi d'autres ; et le fait qu'il soit régalien le conduit à ne pas se sentir obligé de négocier. Or, remarquent les analystes de la décision publique "intégrée" comme Pieter Glasbergen (1990), si un acteur refuse de jouer au sein du "policy network", la construction d'un consensus est compromise.

Dans un certain nombre de grands pays, l'on comprend ce qui fait la spécificité de l'environnement : prendre des décisions d'autant plus démocratiques que la technicité des problèmes entraîne leur appropriation par les experts. C'est typiquement le cas des études d'impact, car mieux elles sont faites, et mieux elles montrent la supériorité du maître d'ouvrage du projet sur ses futurs riverains en termes de connaissance des impacts, ce qui induit des réactions de rejet de principe. D'où la mise au point de méthodes formalisées pour progresser vers la décision sans que les protagonistes soient jamais mis en situation de croire qu'on leur cache une partie de l'information. On en est encore loin en France, puisqu'on cherche à faire de bonnes études d'impact.

Un colloque international consacré à ces méthodes a eu lieu en 1991 à Bad-Homburg, à l'initiative du Ministère fédéral de l'Environnement de la RFA. Représentant la France, j'y avais présenté un exemple de prise de décision traditionnelle aboutissant à une situation de blocage complet : l'aéroport Roissy Charles de Gaulle et la question du bruit. Or, à peine trois mois après ce séminaire, se tenait le sommet "Vallée Dordogne".

Miracle à Bergerac ?

Au point d'interrogation près, il s'agit du titre d'un article enthousiaste de Marc Ambroise Rendu dans *Le Monde*, qui relate la construction d'un consensus pour la gestion intégrée de la Dordogne, par un établissement public original, l'EPIDOR.

L'idée en revient à Guy Pustelnik, un ingénieur et biologiste, passionné de saumons, et au courant des méthodes formalisées de médiation canadiennes relatives aux décisions publiques dans le domaine de l'environnement (Armour, 1986, 1992).

Il a bâti sa démarche en quatre temps : d'abord, il a choisi le niveau territorial de légitimation

de son établissement public en projet : le bassin de la Dordogne s'étendant sur 6 départements et trois régions, il a su convaincre les six présidents de conseils généraux concernés de constituer ensemble le conseil d'administration de l'EPIDOR. Ensuite, il a patiemment construit le "policy network" du problème de la gestion intégrée, en repérant les 51 types d'acteurs différents qui sont usagers ou gestionnaires de la ressource à un titre ou un autre. Puis il a présenté à chacun des acteurs un document de synthèse des problèmes du bassin, qui, contrairement aux présentations administratives classiques, avait le mérite de poser franchement les enjeux et les conflits.

Le travail d'interview des acteurs, l'étude des réponses au document, ont permis de compiler toutes les propositions de solutions dans un document de synthèse, diffusé à 3 000 exemplaires dans la Vallée. Chaque solution identifiait l'organisme qui l'avait proposée, ce qui a permis à chacun de connaître les positions des autres partenaires (Pustelnik, Macé, 1993). Enfin, l'EPIDOR a tenu un "sommet" de négociation où l'on a présenté les solutions possibles sous forme de 402 points de consensus, aux 51 négociateurs assis à une table ronde, sous la présidence des six présidents de conseil généraux. Grâce aux talents d'animateur d'un spécialiste venu du Canada, qui a personnifié doublement le rôle du "tiers étranger", de facilitateur, de passeur (Marié, 1990), 370 consensus ont été trouvés, ce qui est remarquable, sachant que l'adoption requérait à chaque fois l'unanimité.

Cette démarche, très originale en France, beaucoup plus courante dans les pays plus "consensuels", rencontre évidemment différents problèmes dans sa poursuite : les 32 points qui n'ont pas trouvé de consensus font l'objet d'un travail ultérieur, mais on imagine aisément que le prolongement du conflit à leur niveau puisse "empoisonner" l'ensemble de la démarche.

Par ailleurs, certains points qui ont fait l'objet d'un consensus s'avèrent difficiles à mettre en oeuvre, car le revers de la médaille de la médiatisation est le risque de l'accroissement du décalage avec la réalité : dans le "grand jeu" qu'a constitué le sommet, chaque acteur a pu se mettre à distance de lui-même pour négocier formellement ses intérêts contre ceux des autres. Mais lorsqu'il faut appliquer des décisions qui entraînent des dépenses importantes, l'acteur risque de traîner les pieds une fois rentré chez lui.

Plus généralement, d'ailleurs, il est évident que cette mise à distance de soi-même, cette "objectivation" demandée aux participants des démarches contractuelles modernes, n'est aisée que pour ceux qui se situent dans une trajectoire sociale positive ; pour tous ceux que la division du travail et son actualisation placent en situation de faiblesse, c'est beaucoup plus difficile. On pensera particulièrement au monde agricole, formellement absent des comités de bassin des agences de l'eau, mais représentés indirectement et sur un mode beaucoup plus traditionnel et clientélique par nombre d'élus locaux. Ce qui nous ramène au don et au contre don, et à la logique des travaux. Une analyse poussée de cet affrontement dans la construction de la représentation entre le vieux "municipalisme" et les politiques contractuelles a été faite par J.P. Gaudin (1990).

Un troisième problème se pose en permanence dans des démarches du genre de l'EPIDOR : l'administration centrale, ainsi que ses services extérieurs dans les départements, n'ont guère l'habitude de cette façon de construire la légitimité de l'action publique. Les préfets par exemple ne reçoivent pas de formation à la médiation, et leur sensibilité à l'environnement reste aussi faible que ce qu'ils en ont appris à l'E.N.A.... C'est pourquoi mettre la démarche de construction d'un consensus sous la responsabilité d'un préfet coordonnateur, comme on l'a fait pour le TGV Sud-Est après que la ministre de l'Équipement ait décidé de remettre en cause le monopole de l'expertise de la SNCF sur le choix du tracé, n'est pas forcément une bonne solution.

Conclusion

Reprenons les points qui ont été abordés : la réussite à mettre sur pied une "gestion intégrée des milieux aquatiques", ne peut certainement pas résulter que de la reconnaissance d'une crise de la nature et des solutions techniques pour y répondre. Le rapport entre la modélisation des phénomènes physiques et la négociation entre les acteurs est d'une nature beaucoup plus dialectique, et une bonne "planification démocratique" ne saurait découler des seuls modèles mathématiques.

Il existe a contrario des méthodes pour reconstruire les processus de décision publique de façon consensuelle dans un contexte de complexité, c'est à dire lorsqu'on reconnaît d'emblée que le pouvoir de décision est partagé par des acteurs nombreux aux intérêts au moins partiellement divergents.

Ces méthodes sont encore marginales en France, parce que la tradition régaliennne de l'administration qui fait écho au poids politique de la petite propriété privée, est assez antinomique avec la construction des consensus.

D'un autre côté les français sont assez bien placés pour être particulièrement vigilants face à d'éventuelles dérives antidémocratiques de la recherche de consensus à tout prix (Barraqué, 1993); pour donner un seul exemple brutal, le fragile consensus trouvé par les Israéliens et le Palestiniens n'entérine-t-il pas le fait que les premiers ont des droits de tirage d'eau par habitant trois fois supérieurs aux autres ? D'autres consensus s'établissent sur la base d'une spoliation non-dite, d'une sorte de "meurtre des origines" : les consensus sur le partage de l'eau en Amérique ne s'établissent-ils pas sur la disparition première des indiens (Kahl, 1982) ?

Enfin les agences de l'eau n'ont pas la maîtrise d'ouvrage, ce qui limite leur action de façon parfois frustrante, mais qui les empêche de devenir "le grand planificateur". Elles n'ont pas non plus la police des eaux, et sont donc tournées vers l'incitation et l'avenir plus que vers la répression et le passé. L'époque où elles finançaient la "résorption des points noirs" par la multiplication des stations d'épuration, dans une répartition de l'aide à chaque acteur du bassin, n'est-elle pas en train de s'achever ? Elles sont aujourd'hui bien placées pour jouer le rôle indispensable de médiateur dans le nécessaire développement de la gestion intégrée des

ressources en eau. Elles le font déjà dans les contrats de rivière, pour l'entretien de celles-ci. Mais élargir la démarche au niveau des SAGE, c'est plus difficile. L'EPIDOR en offre l'exemple.

Bibliographie

- AMBROISE-RENDU Marc, Miracle à Bergerac, in *Le Monde*, 16-17 février 1992.
- ARMOUR Audrey, a cooperative model of decision-making, contribution au séminaire OCDE sur la décision et l'environnement, 4-6 mars 1992.
- ARMOUR Audrey, & alii, *Opter pour la coopération*, rapport du groupe de travail chargé d'étudier une nouvelle stratégie pour le choix des sites d'évacuation des déchets à faible radioactivité, établi pour le ministère des Forêts, de l'énergie et des mines du Canada, s.d. (1988).
- BARRAQUE Bernard, Water Management in Europe ; beyond the privatization debate, in *Flux*, revue du GdR 903 du CNRS, n° 7, 1er trimestre 1992.
- BARRAQUE Bernard, "Politiques publiques et environnement", in CRESAL (dir.), *Les raisons de l'action publique entre expertise et débat*, l'Harmattan, 1993.
- BENZECRI Jean-Paul, *L'analyse des données*, Dunod, 2 tomes, 1968.
- BISWAS Alan.K., *Systems approach to water quality management*, Mc Graw Hill, 1981.
- BRUSTON, André, "Le socialisme municipal, Tradition, illusion, trahison", in *Aménagement urbain et mouvements sociaux*, Colloque du CRU, Ministère de l'Equipement ed., 1978.
- CAPONERA, Dante A., *Principles of water law and administration, national and international*, Balkema ed., 1992.
- DANEKE Gregory, Jerome DELLI PRISCOLI, "Social assessment and resource policy : lessons from water planning", in *Natural resources journal*, University of New Mexico, vol. 19, April 1979.
- DIENEL Peter, *die Planungszelle*, Westdeutscher Verlag, 1991.
- DORFMAN Robert, JACOBY, THOMAS, *Models for managing regional water quality*, Harvard university press, 1972.
- GAUDIN Jean-Pierre, *Technopolis, crise urbaine et innovation municipale*, PUF, 1990.
- GAZZANIGA Jean-Louis and OURLIAC, J.-P., *Le droit de l'eau*, LITEC, 1979.
- GAZZANIGA Jean-Louis, "Droit de l'eau, le poids de l'histoire," in *Etudes foncières*, n_ 52, Sept. 1991.

GLASBERGEN, Pieter, "Towards a policy network approach to integrated water management, experiences in the Netherlands," in *Water resources development*, vol. 6 n° 3, Sept. 1990.

GLASBERGEN Pieter, comprehensive policy planning for water systems, (the administration of complex policy networks, in *International Journal of Water Resources Development*, march 1992.

GREMION Pierre, *Le pouvoir périphérique, bureaucrates et notables dans le système politique français*, Le Seuil, 1976.

IMHOFF, Klaus R., "Thoughts on river basin management," in *Water Science and Technology*, vol. 16.

INQUIETE Laurent, *L'agence de l'eau Seine-Normandie et la politique des barrages-réservoirs*, mémoire de DEA Sciences et techniques de l'environnement, ENPC-ENGREF-Paris XII, 1992.

ISENBURG, Teresa, *Acque e Stato*, Franco Angeli, 1981.

KAHRL William L., *Water and power*, Univ. of California press, 1982.

KNEESE, Allan V., BOWER, B.T., *Managing water quality, economics, technology, institutions*, Johns Hopkins, 1968.

KORTE, Hermann, "Die entfaltung der infrastruktur," in KÖLLMANN W. et al., *Sozialgeschichte des Ruhrgebiets im Industrie Zeitalter*, Patmos Verlag Schwann, 1990. Trad. Fr. in *Flux*, revue du GdR 903 du CNRS, n°4 et 6, 1992

LAFFIN, Martin, *Professionalism and policy: the role of the professions in the central-local government relationship*, Gower, 1986.

MARIE Michel, 1990, *Les terres et les mots*, Méridiens-Klincksieck.

MEUBLAT, Guy, et alii, 1987, *Evaluation ex-post de la politique de lutte contre la pollution des eaux*, rapport CREI-Paris XIII pour le SRETIE du Ministère de l'Environnement, 3 vols.

OCDE, 1989. *Gestion des ressources en eau*, Politiques intégrées.

ROGERS Peter, *Comprehensive water resources management, a concept paper*, Water and sanitation working paper WPS879, the World bank, March 1992.

PUSTELNIK, Guy, et MACE, S., "Dordogne, une rivière conviviale, une charte pour une gestion concertée", in *Annales des Mines*, octobre 1993.

RUEGG Jean, N. METTAN, L. VODOZ (dir.), *La négociation, son rôle, sa place dans l'aménagement du territoire et la protection de l'environnement*, Presses polytechniques et universitaires romandes, 1992.

TENIERE-BUCHOT Pierre.F., et Y. de HEMPTINNE, méthodes de programmation applicables à l'orientation et à la gestion de la R & D Nationale, *Etudes et documents de*

politique scientifique, n° 68, UNESCO, Paris, 1990.

TENIERE-BUCHOT P.F. et J.J. OERELMANS, Le modèle POPOLE (politique et pollution des eaux), in *Futuribles*, Fev. Mars 1973.

TENIERE-BUCHOT P.F., *L'A.B.C. du pouvoir*, Editions d'organisation, 1989.

ZILLESSEN Horst, Peter C. DIENEL, Wendelin STRUBELT (dir.), *Die modernisierung der Demokratie*, Westdeutscher Verlag, 1993

ÉVALUATION DU PATRIMOINE PISCICOLE D'UNE RÉGION : MÉTHODE ET INTÉRÊT

Alain MONNIER
Conseil Supérieur de la Pêche

1 Introduction : rôles et missions du Conseil Supérieur de la Pêche

Le CSP (Conseil Supérieur de la Pêche) est un établissement public national, à caractère administratif, qui a pour partenaires institutionnels les fédérations et associations de pêche et les services de l'Etat dont il est le conseiller technique pour tout ce qui a trait à la projection, la restauration et la mise en valeur du milieu aquatique.

Pour répondre aux questions que se posent les gestionnaires des milieux aquatiques et de la faune piscicole, il a mis récemment en place des outils permettant de connaître au mieux l'état du patrimoine piscicole d'une région et d'apprécier son évolution. Ces outils sont:

- 1/ l'inventaire piscicole par la pêche électrique sur un réseau de stations jugées représentatives.
- 2/ le comptage des frayères (valable uniquement pour les saumons, truites de mer, truites fario et lamproies).
- 3/ le contrôle des migrations (valable uniquement pour les poissons migrateurs : truite de mer, saumon, alose, lamproie, anguille).
- 4/ le suivi des captures effectuées par les pêcheurs à la ligne (valable uniquement pour les espèces exploitées par les pêcheurs amateurs, en particulier les truite, saumon, brochet).

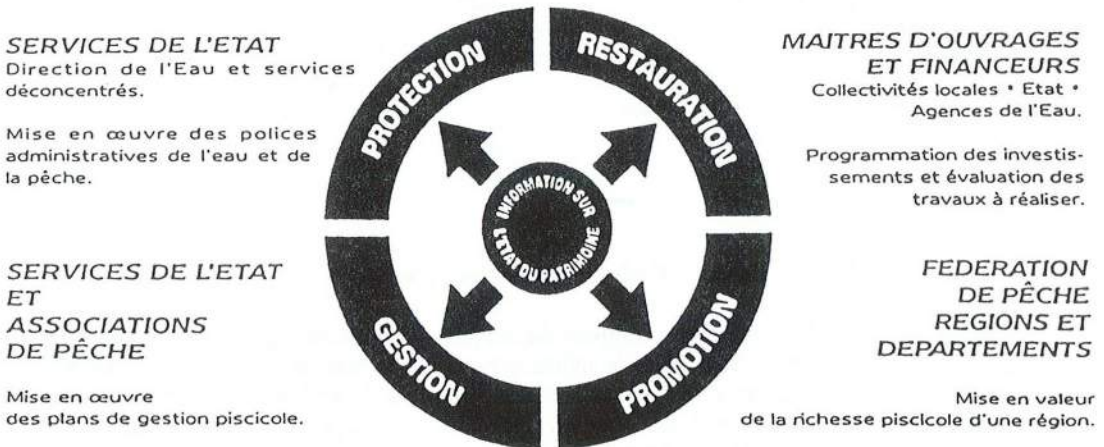


Figure 1: Schéma illustrant le rôle du CSP en matière de conseil technique

La présentation qui suit porte essentiellement sur la première méthode d'investigation, l'inventaire piscicole par pêche électrique.

2 Présentation de la pêche électrique

2.1 Principe

Entre deux électrodes (anode et cathode) plongées dans l'eau et reliées à un ou plusieurs générateurs s'établit un champ électrique. Au voisinage de l'anode (électrode pêchante le poisson manifeste diverses réactions (allant de la nage inhibée à l'électronarcose) qui le rendent facilement capturable au moyen d'une épuisette.

Les poissons capturés sont alors dénombrés par espèce, mesurés et pesés individuellement ou par lot, puis remis à l'eau à la fin de l'opération.

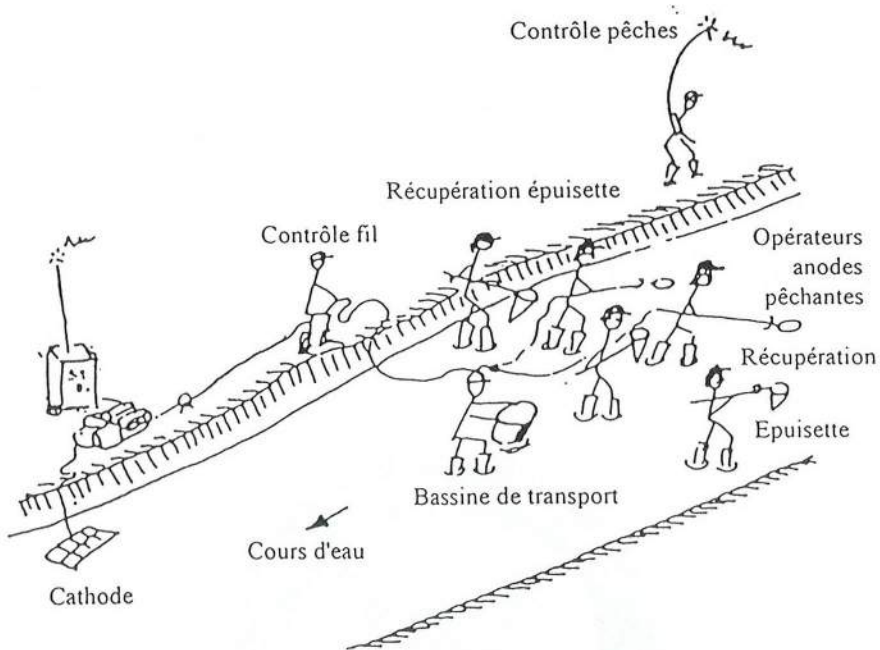


Figure 2: Equipe de pêche électrique en action

L'efficacité de la pêche électrique, rapport du nombre de poissons capturés au nombre de poissons effectivement présents dans le milieu, est déterminante pour la qualité des données recueillies. Elle est en premier lieu dépendante des paramètres du milieu : profondeur de l'eau, largeur de la rivière, vitesse du courant, granulométrie, importance de la végétation, transparence et conductivité électrique de l'eau.

L'efficacité de la pêche électrique diffère aussi selon les espèces, les matériels mis en oeuvre et le savoir-faire des opérateurs.

Cela étant, pour peu que l'efficacité soit constante, dans le cas de pêches successives avec retrait des individus pêchés, l'estimation peut être réalisée soit par une méthode de régression (méthode de LESLIE, méthode de DE LURY), soit par une méthode basée sur le maximum de vraisemblance (méthode de CARLE et STRUB). Cette dernière méthode apparaît la plus robuste, elle fournit en outre des résultats plus précis avec des intervalles de confiance réduits.

2.2 Traitement des données

Les données recueillies sur les poissons par le CSP lors des pêches électriques qu'il effectue sont désormais saisies directement sur support informatique grâce au logiciel AMA (logiciel de gestion des données d'inventaire piscicole développé par le CSP). Des données relatives à la localisation de la station (bassin hydrographique, département, communes, ...), à ses caractéristiques physiques (longueur, largeur moyenne, habitats, ...) sont également saisies.

Les logiciels permettent quelques exploitations primaires des données. Ils peuvent fournir en particulier dans le cas d'un inventaire (au moins deux pêches successives), une estimation des densités et des biomasses réelles spécifiques et totales, avec un intervalle de confiance à 95% pour la méthode de Carle et Strub (voir le tableau: Exemple de résultats d'un inventaire piscicole par pêche électrique).

Ils permettent également de "sortir" les histogrammes de tailles par espèce pour l'étude particulière de la structure d'âge des populations (voir la figure: Exemple d'un histogramme des tailles pour la Truite Fario).

Espèces	P1	P2	EFFI	Effectif Estimé	Intervalle de confiance	Densité /100m ²	%	Biomasse g/100m ²	%
ANG	17	3	0.85	20	+ ou - *	2.3	2	496.8	33
BRO	1	*	1.00	1	+ ou - *	0.1	"	139.7	9
CHA	54	20	0.65	83	+ ou - 12	9.6	7	25.2	2
GAR	9	2	0.82	11	+ ou - *	1.3	1	60.9	4
LOF	172	65	0.63	274	+ ou - 28	31.8	25	122.5	8
LPP	8	4	0.62	13	+ ou - 3	1.5	1	6.5	"
SAT	1	*	1.00	1	+ ou - *	0.1	"	3.7	"
TRF	52	9	0.84	62	+ ou - 2	7.2	6	447.7	30
VAI	434	135	0.69	628	+ ou - 30	72.8	57	111.1	7
VAN	13	3	0.81	16	+ ou - *	1.9	1	92.9	6
Total	761	241	0.69	1109		128.6		1509.0	

Tableau 1: Exemple de résultats d'un inventaire piscicole par pêche électrique.

Effectif pêché

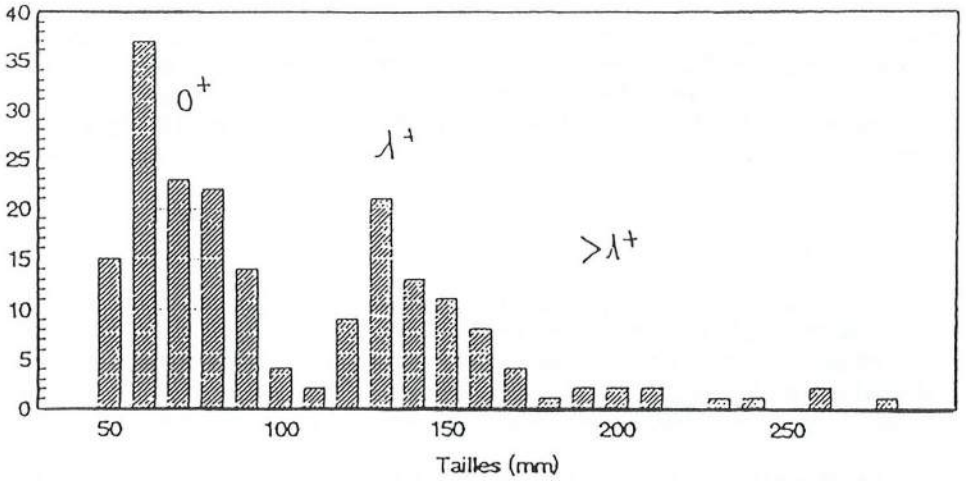


Figure 3: Exemple d'un histogramme des tailles pour la Truite Fario

3 La mise en place d'un observatoire des peuplements de poisson des cours d'eau bretons

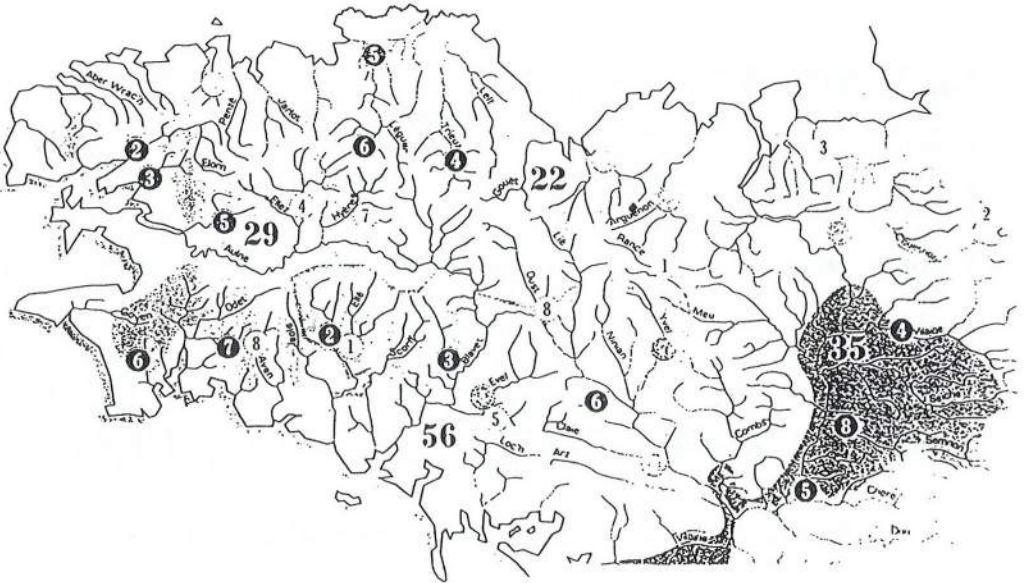


Figure 4: Emplacements des stations de l'observatoire

L'observatoire est constitué de 32 stations, tronçons de rivière d'une centaine de mètres de longueur, réparties sur l'ensemble de la région.

Elles ont été choisies selon des critères scientifiques afin que l'image du peuplement piscicole qu'elles donnent soit représentative de la situation régionale.

Depuis 1990, date de mise en place de l'observatoire, chaque station fait l'objet d'un inventaire piscicole annuel par pêche électrique. Ces prospections sont réalisées toujours à la même époque (automne pour l'essentiel), selon un protocole rigoureusement identique.

4 Un exemple de suivi : la Truite

La truite Fario (*salmo trutta fario*) est avec l'anguille, l'espèce de poisson la plus fréquente des cours d'eau bretons. Elle fait l'objet d'une attention particulière en raison de son intérêt halieutique et de sa sensibilité à l'évolution des milieux.

La truite affectionne tout particulièrement les eaux fraîches, vives et bien oxygénées. Naturellement, la répartition n'est pas homogène sur l'ensemble du réseau hydrographique breton. D'une manière générale son abondance décroît d'amont en aval des cours d'eau et de l'ouest vers l'est de la région.

5 L'indice truite

L'indice truite est une note attribuée aux populations de truite en fonction des résultats d'un inventaire. Il permet d'apprécier de façon synthétique la qualité des populations en place, de faire des comparaisons entre les différentes stations et de représenter les évolutions inter-annuelles - voir figure ci-après.

Ce genre d'appréciation peut être utilisé pour faire la promotion du patrimoine piscicole d'une région, en l'occurrence la partie la plus occidentale de la Bretagne, dont les rivières recellent des populations de truite exceptionnelles.

Il rend compte également de la relative stabilité de certaines populations dans l'excellence (rivière de PONT L'ABBE - JET) ou la médiocrité (HORN) en dépit des fortes fluctuations du régime hydraulique durant la même période.

Le cas de l'Aulne où au contraire apparaît une certaine instabilité a été étudié plus finement. La population de truite a terriblement souffert des étiages de 1989 - 1990 du fait des effets conjugués de deux phénomènes entrés en synergie : la sensibilité de ce bassin versant schisteux au manque d'eau d'une part, et la pollution engendrée par les piscicultures industrielles d'autre part.

L'histogramme des tailles des truites pêchées sur l'ensemble des stations donne une idée de la structure de la population. En effet les truitelles de 50 à 100 mm sont quasi exclusivement des sujets de l'année, et celles de 100 à 170 mm sont majoritairement des sujets plus âgés d'un an.

La manière dont évolue l'histogramme des tailles est d'ailleurs très cohérente.

En 1990, le recrutement été mauvais et l'année suivante la classe d'âge d'un an s'est trouvée notoirement sous-représentée.

A l'inverse, les années 91 et 92 ont été de bonnes années pour la reproduction et cela s'est parfaitement répercuté l'année suivante sur la classe d'âge d'un an.

Les truites de taille pêchables ont deux ans et plus et le système a été utilisé, avec succès, pour annoncer aux pêcheurs en 1993 et 1994 une saison prometteuse. Cela s'est traduit par une remontée spectaculaire des effectifs de pêcheurs plus spécialement dans la zone à truite.

En 1993, la reproduction de la truite est revenue au très mauvais niveau de 1990 pour des raisons diamétralement opposées : dans un cas, la sécheresse dans l'autre l'excès d'eau notamment en juin. La saison de pêche de l'année 1995 pourrait en pâtir là où des repeuplements artificiels n'ont pas compensé le phénomène.

L'analyse station par station a permis de découvrir qu'en réalité là où le bassin versant était bien conservé (maintien de zones boisées et toujours en herbe, maintien des talus) la reproduction n'avait pas souffert.

En revanche, dans les bassins transformés par une agriculture intensive, les juvéniles ont été anéantis par la violence des crues et le transport de matières en suspension.

Remarque: il a été possible de faire, dans toutes ces observations, la part du repeuplement artificiel.

Les conclusions précédentes ont pris en compte cette information.

6 Le cas de l'anguille

Un suivi de la population d'anguille est effectué. Il rend compte d'une inquiétante diminution des stocks en rivière notamment dans les bassins versants où l'environnement est le plus hostile avec :

- de nombreux barrages gênant les migrations,
- Une surexploitation des civelles en zone estuarienne.

C'est notamment le cas des stations situées sur le bassin de la VILAINE.

ARBITRAGE ENTRE DEUX USAGES COMPÉTITIFS : IRRIGATION ET SALUBRITÉ

Béatrice MICHALLAND (EZERZER), Oscar CORDEIRO-NETTO
CERGRENE

Résumé

Avec la croissance des surfaces irriguées et des préoccupations environnementales, de nombreux bassins hydrologiques connaissent des étiages difficiles durant lesquels irrigation et salubrité sont en conflit. Différentes règles de gestion peuvent être envisagées lorsque la ressource est inférieure aux besoins. Le but de cet exposé est de présenter ces règles et de décrire les méthodes disponibles pour juger de leur efficacité économique et pour sélectionner la plus efficace d'entre elles.

Introduction

En période de sécheresse, l'eau est un bien rare pour l'ensemble des usagers de la rivière, aussi bien pour l'agriculteur qui sont contraints à des tours d'eau que pour le milieu naturel lui-même. La "salubrité" définie comme l'ensemble des caractéristiques de l'eau en rivière requises pour l'équilibre de l'écosystème fluvial, la vie piscicole, les activités de loisir (pêche, baignade, promenade), la fonction d'épuration (dilution et auto épuration des flux polluants) et de production d'eau potable est un usage compétitif de l'irrigation. Lorsque la ressource est limitée, un arbitrage doit être fait. Différentes règles de gestion peuvent être envisagées donnant une place plus ou moins importante à la salubrité. Pour sélectionner l'une d'entre elle, il convient de pouvoir les comparer et notamment du point de vue de l'efficacité économique. Dans une première étape, nous tenterons de comprendre la nature des conflits et la gestion actuelle de ces usages. Nous proposerons ensuite quelques règles simples d'arbitrage, pour enfin décrire les méthodes d'évaluations disponibles pour la sélection d'une règle. Le cas du bassin de la Garonne sera utilisé pour illustrer ces différents points.

1- Caractérisation des usages et gestion des conflits

En situation potentiellement conflictuelle, la gestion d'une rivière nécessite la connaissance exacte des demandes en eau des différents usagers. L'évaluation de ces demandes soulève quelques difficultés d'ordre pratique. En effet, les données rassemblées par les différents organismes responsables de la gestion de l'eau (DDE (Direction Départementale de l'Équipement), DDAF (Direction Départementale de l'Agriculture et des Forêts), Agence de l'Eau) ne sont jamais complètes et homogènes. Dans le cas de la demande d'irrigation trois sources d'informations sont disponibles: le fichier des autorisations de pompage de la DDE et de la DDAF, le fichier des redevances de l'Agence et le RGA, Recensement Général Agricole¹.

¹ Un RGA est réalisé tous les 10 ans, le dernier date maintenant de 1988 et est donc loin de donner une image fiable des prélèvements actuels. Certains proposent d'extrapoler le taux de croissance des surfaces irriguées observé au cours de la période 78-88 à la période 88-93, ce qui reste discutable.

Jusqu'à présent, tout pompage en rivière domaniale est soumis à autorisation et est donc répertorié au niveau de la DDE (article 25 du code du domaine public fluvial). En rivière non domaniale par contre, seuls les ouvrages ayant un impact sur le régime ou le mode d'écoulement des eaux fait l'objet d'une autorisation (article 107 du code rural). Tous les prélèvements effectués par motopompe ne sont donc pas répertoriés. Malgré une meilleure informatisation des fichiers d'autorisation, ceux-ci ne peuvent pas donner une idée exacte des prélèvements effectués. Avec la nouvelle loi sur l'eau de janvier 1992, seuls les prélèvements d'un débit de plus de 2% du débit du cours d'eau seront soumis à déclaration ou autorisation (décret n°93-743 du 29 mars 1993), que le prélèvement soit réalisé à partir d'une nappe, d'une rivière domaniale ou non domaniale². Dans ces conditions, on ne peut pas espérer, à l'avenir, avoir une connaissance plus précise de l'ensemble des prélèvements.

Les déclarations de prélèvement irrigation faites auprès des Agences de l'Eau³ ne sont pas exploitables non plus. Moins de la moitié des agriculteurs déclaraient leur surface en 1988. En Adour-Garonne, par exemple, les déclarations 1988 étaient de 275 637 ha alors que le RGA indiquait 502 350 ha irrigués (16 754 exploitations recensées auprès de l'Agence de l'Eau alors que 39 798 se déclaraient comme irrigant au RGA de 1988)⁴. Avec la nouvelle PAC (Politique Agricole Commune), qui oblige les agriculteurs à déclarer leur surface irriguée à l'Agence de l'Eau pour être en mesure de recevoir les aides compensatoires à l'irrigation, on peut s'attendre à ce que ces données soient mieux connues à l'avenir.

Face à ces imprécisions, le RGA apparaît comme la source la plus fiable et la plus complète au niveau régional pour estimer la demande en eau en terme de surface irriguée [Marcandella, 1991; CACG-AScA, 1993]. C'est notamment à partir de ces données que l'on a pu constater la forte croissance des irrigations qui a eu lieu au cours des années 1980 dans le sud-ouest de la France: la surface irriguée en Midi-Pyrénées passant de 123 081 ha en 1979 à 209 891 ha en 1988.

La notion de salubrité, qui regroupe à la fois la fonction écologique de la rivière, la fonction de loisir et d'épuration, est souvent définie en référence à une carte de qualité des rivières d'un département. Elle dépend ainsi des objectifs politiques affichés et décidés en Comité de bassin, qui sont éventuellement ratifiés par des arrêtés préfectoraux. Ces objectifs n'ont généralement aucune valeur légale relative⁵ (ils ne sont opposables à aucun tiers) mais ils permettent de guider les autorisations de rejets et prélèvements. Si l'objectif affiché est par exemple la classe de qualité 2 sur la grille multi-usage, il faudra que l'eau de la rivière ait les qualités physico-chimiques requises (concentration de $N_{kjedahl}$ inférieure à 3 mg/l, DCO inférieure à 40 mg/l, ...). Pour caractériser la salubrité de façon synthétique, le gestionnaire parlera de débit de "salubrité", pour un niveau de rejet donné, notion qui peut d'ailleurs s'apparenter à celle de débit minimum admissible (DMA⁶). Au niveau de Toulouse, par exemple, un calcul de dilution simple conduit à un DMA de 55 m³/s pour un objectif de qualité de 2 à l'aval [Agence Adour-Garonne, 1990].

Avec la forte croissance de l'irrigation, les risques de conflits entre irrigation et salubrité ont augmenté ainsi que l'intensité des crises [Merillon, 1990]. L'arbitrage est devenu un enjeu politique. En cas de crise, il n'existe pas de "règle" d'arbitrage établie, la seule obligation réglementaire étant la préservation de l'alimentation en eau potable des populations (circulaire

² Des arrêtés préfectoraux pourront cependant imposer le recours à des autorisations de prélèvement en dehors de cette limite de 2%.

³ Tout prélèvement doit être déclaré pour la perception des redevances qui "peuvent être réclamées aux personnes publiques ou privées qui contribuent à la détérioration de la qualité des eaux, effectuent des prélèvements sur la ressource en eau ou modifient le régime des eaux de tout ou partie du bassin" (Art 18 à 21 du décret du 14 Septembre 1966).

⁴ Source: Agence de l'eau Adour-Garonne, document relatif au PDRE, 5 Février 1990

⁵ A l'avenir, les SAGEs permettront de leur donner une valeur légale.

⁶ Le DMA (débit minimal admissible), utilisé sur le bassin Adour-Garonne, correspond à la valeur indiquée sur les cartes d'objectif de qualité et reprise dans les schémas d'aménagement. Ce débit permet de maintenir l'objectif de qualité et tient compte des débits réservés. L'agence le considère comme un objectif d'exploitation pour les barrages-réservoirs qu'elle subventionne.

n°88-75 du 8 Septembre 1988)⁷. Des mesures ponctuelles acceptables par l'ensemble des usagers, et notamment par les agriculteurs, sont prises pour "limiter" les impacts nuisibles à la salubrité en rivière. Ainsi en 1989, le préfet a imposé des tours d'eau en Garonne⁸, ce qui n'a pas empêché le débit à Toulouse de descendre à 33 m³/s au mois d'Août.

De façon pragmatique, les gestionnaires de l'eau considèrent qu'il n'est pas possible de donner la priorité à la salubrité. Maintenir un débit de 55 m³/s à Toulouse en interdisant toute irrigation n'aurait pas été tenable en 1989: de nombreux agriculteurs auraient été tentés d'enfreindre les interdictions de pompage. Suite à cette expérience, certains ont proposé la mise en place de plans de crise "qui limitent les improvisations périodiques de l'administration et des usagers, qui obligent, en coopération interdépartementale, à cerner de plus près la réalité et la flexibilité des besoins", qui responsabilisent les usagers dans la gestion de la crise et qui permettent une répartition de l'eau plus équitable [SRAE MP, 1990]. Pour cela, ils préconisent des règles simples avec une série de "cotes d'alerte" auxquelles seraient associées des mesures réglementaires (tours d'eau, interdiction de l'irrigation, interdiction de rejets industriels, interdiction d'arrosage de pelouse, ...)⁹.

2- Modes d'arbitrage

Afin d'arbitrer les conflits potentiels, quelques règles simples de gestion peuvent être envisagées qui évitent les "improvisations de dernières minutes":

- priorité stricte à la salubrité,
- priorité à la salubrité avec compromis sur un débit seuil (inférieur au débit de salubrité),
- allocation proportionnelle aux besoins exprimés¹⁰.

Dans les deux premiers cas, la probabilité pour que le débit soit inférieur au débit seuil est inférieur au taux de défaillance de l'irrigation. Dans le dernier cas, on accepte des débits inférieurs au débit de salubrité afin de partager les risques de défaillance avec l'irrigation.

Le choix de la règle, du débit seuil, du niveau de prélèvement agricole, est le résultat d'une négociation politique. Si le critère de choix est celui de l'efficacité économique, on retiendra la règle qui maximisent le bénéfice collectif.

Pour être plus explicite, nous allons formaliser ces trois types de règles dans le cas simple d'une rivière non réalimentée. Nous noterons $a(i,t)$ les apports naturels l'année climatique i à la date t , $b(i,t)$ le besoin en eau d'irrigation pour un hectare à la date t l'année i , $d(i,t)$ la quantité effectivement prélevée pour l'irrigation, S la surface irriguée, $q(i,t)$ le débit à l'aval et Q_s le débit de salubrité (supposé constant quelle que soit la date t).

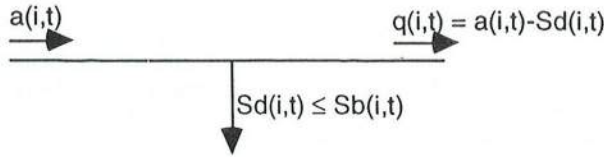
⁷ Cette circulaire a été actualisée par un nouveau décret d'application de la loi sur l'eau de Janvier 1992 datant du 24 Septembre 1992, la circulaire du 15 Octobre 1992 venant compléter le décret.

⁸ De nombreux arrêtés ont été pris en Midi-Pyrénées au cours de l'été 1989. On peut en citer quelques uns à titre d'illustration [Ministère de l'Environnement, 1990]:

- arrêté du 27 juillet 1989: tour d'eau de 1 jour sur 7 du 27/7 au 31/10 pour la station de Merville
- arrêté du 22 août 1989: tour d'eau de 2 jour à compter du 23/8 pour la station de Merville et limitation du débit de prélèvement de la station de 1,8 m³/s à 1,2 m³/s
- arrêté du 13 sept 1989: arrêt des irrigations à compter du 15/9 en Garonne

⁹ Le débit de crise, correspondant aux arrêts des prélèvements autres qu'AEP, proposé pour le SDAGE Adour-Garonne à Portet est de 32 m³/s et le DMA de 55 m³/s. Ref: Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux, Commission Planification du Comité de Bassin Adour-Garonne, Avant-Projet, Février 1994.

¹⁰ On se limite volontairement ici à des règles simples compréhensibles et facilement applicables. Du stricte point de vue de l'efficacité économique, il conviendrait non pas de choisir les paramètres optimaux associés à ces règles simples mais de répartir l'eau en fonction de la valeur marginale de l'eau pour l'irrigation et pour la salubrité et donc de calculer le débit seuil comme une fonction du débit disponible.



On fait l'hypothèse ici que les chroniques de besoin par hectare sont identiques quelle que soit la parcelle¹¹.

Si certaines années aucun arbitrage n'est nécessaire ($a(i,t) \geq Sb(i,t) + Q_s$, quelque soit t), d'autres années peuvent s'avérer difficiles. Ces années là, il faudra répartir l'eau entre les usages.

2.1- Règle de priorité stricte à la salubrité

Dans le cas d'une règle de priorité stricte, on cherchera à maintenir quelle que soit la période un débit supérieur à Q_s quitte à ne pas satisfaire totalement la demande agricole:

si $Q_s + Sb(i,t) < a(i,t)$	$d(i,t) = b(i,t)$	$q(i,t) = a(i,t) - Sb(i,t)$
si $Q_s < a(i,t) < Q_s + Sb(i,t)$	$d(i,t) = (a(i,t) - Q_s) / S$	$q(i,t) = Q_s$
si $a(i,t) < Q_s$	$d(i,t) = 0$	$q(i,t) = a(i,t)$

Si la probabilité que les apports soient inférieurs aux besoins ($\text{Pro}[a(i,t) < Q_s + Sb(i,t)]$) est forte, ce type de gestion sera difficilement acceptable par les agriculteurs. Il conviendra donc soit d'adopter une autre règle plus favorable aux agriculteurs, soit de limiter le nombre d'hectares irrigués de sorte que cette probabilité de défaillance soit acceptable. Si par exemple la probabilité acceptable est de 1 année sur cinq, on limitera la surface irriguée à $S_{0,2}$ avec

$$\text{Pro}[a(i,t) < Q_s + S_{0,2}b(i,t)] = 0,2.$$

Afin de montrer la portée du choix d'une règle de partage de la ressource en eau, un calcul simplifié a été fait dans le cas de la Garonne amont. Le tableau A1, en appendice, présente les données mensuelles moyennes de débit observé en région toulousaine, en période estivale, sur une chronique de 30 ans (1960-1989). Les paramètres calculés à partir de ces données sont assez rudimentaires, mais donnent une bonne idée des enjeux politiques¹².

La règle de priorité stricte avec un débit de salubrité de 50 m³/s, des prélèvements agricoles de 2400 m³/ha¹³ et une probabilité acceptable de défaillance inférieure à 2 années sur 10¹⁴ conduit à limiter les prélèvements à 4 200 ha¹⁵. Si le débit seuil est de 50 m³/s, la surface irriguée de 15 000 ha, le taux de défaillance agricole est de YY années sur 10.

2.2- Règle de priorité à la salubrité avec compromis sur le débit seuil

En période de manque d'eau, il est difficile de restreindre ou d'interdire fréquemment les irrigations tout en laissant en rivière un débit important. Pour traiter de façon symétrique

¹¹ Cette approximation indispensable au niveau d'une étude régionale est loin d'être vérifiée dans la pratique. Les besoins dépendent en effet de nombreux facteurs: type de culture, sol, données climatiques locales, matériel d'irrigation, type d'exploitation.

¹² Une évaluation plus fine demanderait, par exemple, l'utilisation d'une série de débits naturels sur une période plus longue, à un pas de temps plus fin.

¹³ Les 2400 m³/ha sont supposés être consommés pour 19% en Juin, 26% en Juillet, 29% en Aout et 26% en Septembre.

¹⁴ Défaillances 5 années sur 30 au plus

¹⁵ Cette valeur peut être comparée à la surface irriguée le long de la Garonne à l'amont de Toulouse estimée à environ 15 000 ha en 1992.

irrigation et salubrité, certains gestionnaires militent en faveur d'un assouplissement de la règle précédente. Ils proposent de choisir un débit seuil, au delà duquel les irrigations sont interdites, inférieur au débit de salubrité. Ce débit seuil devrait ainsi ramener la probabilité de non satisfaction de la demande agricole à un niveau "acceptable".

Les paramètres associés à cette règle sont au nombre de trois: p la probabilité acceptable, Q^0 le débit seuil, S^0_p la surface irriguée. Le choix de deux de ces paramètres détermine le troisième selon la relation:

$$\text{Pro}[a(i,t) < Q^0 + S^0_p b(i,t)] = p$$

En se basant sur les valeurs du tableau 1, pour un taux de défaillance acceptable de 0,2 et en considérant le nombre d'hectares irrigués le long de la Garonne à l'amont de Toulouse égale à 15 000 ha, on aurait un débit seuil (Q^0) de 48 m³/s (moyenne mensuelle).

Parallèlement, si l'on fixe Q^0 égal à 35 m³/s, avec un même taux de défaillance de 0,2, le nombre d'hectares irrigués pourrait être de 66 000 ha.

2.3- Règle de proportionnalité entre usages

Pour une meilleure répartition du risque entre salubrité et irrigation, on peut aussi envisager une règle simple de proportionnalité :

$$\begin{array}{lll} \text{si } Q_s + Sb(i,t) < a(i,t) & d(i,t) = b(i,t) & q(i,t) = a(i,t) - Sb(i,t) \\ \text{si } a(i,t) < Q_s + Sb(i,t) & d(i,t) = b(i,t)a(i,t)/(Sb(i,t) + Q_s) & q(i,t) = Q_s a(i,t)/(Sb(i,t) + Q_s) \end{array}$$

Si l'on ne veut pas que le débit soit inférieur à Q^0 avec une probabilité supérieure à p , il faudra choisir S^0_p de sorte que $\text{Pro}[Q_s a(i,t)/(S^0_p b(i,t) + Q_s) < Q^0] = p$

Si l'on fixe le débit seuil (Q^0) égal à 35 m³/s et un débit de salubrité (Q_s) égal à 50 m³/s, avec un taux de défaillance acceptable de 0,1, le nombre d'hectares irrigués ne devrait pas dépasser 80 000 ha, avec les données utilisées précédemment.

Pour choisir au mieux une règle de gestion et les paramètres associés (débit seuil, probabilité acceptable de défaillance de la salubrité, probabilité acceptable de défaillance de l'irrigation, surface irriguée), il est indispensable de pouvoir comparer les performances de chaque règle, c'est-à-dire de pouvoir comparer les chroniques $\{S, d(i,t), q(i,t)\}$. De nombreux critères peuvent être retenus pour comparer les chroniques entre elles, comme le critère d'efficacité économique ou celui d'acceptabilité politique. Nous ne nous intéresserons ici qu'au critère d'efficacité économique.

3- Sélection d'un mode d'arbitrage selon le critère d'efficacité économique

Dans la mesure où il est possible d'associer à chaque chronique $\{S, d(i,t), q(i,t)\}$ un bénéfice pour la société, la sélection d'un mode d'arbitrage selon le critère de l'efficacité économique est immédiate. La question essentielle est d'évaluer le bénéfice agricole de $\{S, d(i,t)\}$ et le bénéfice de salubrité de $\{q(i,t)\}$. L'eau utilisée pour l'agriculture étant un bien de production, le bénéfice agricole peut être estimé à l'aide de la fonction de production ou de profit de l'agriculteur. Par contre, la salubrité étant liée à plusieurs fonctions de la rivière et entre autres à des fonctions non productives (fonction écologique par exemple), il est difficile d'évaluer le bénéfice associé à un débit $q(i,t)$. Quelques méthodes, inspirées de la théorie néoclassique et empruntées à l'économie de l'environnement, existent, comme la méthode d'évaluation contingente, mais celles-ci sont difficiles à mettre en oeuvre. A défaut certaines

approximations peuvent être faites mais aucune n'est totalement satisfaisante comme nous allons le voir.

La perte totale de récolte, pouvant entraîner la faillite d'exploitations agricoles, et la destruction de l'écosystème ont des coûts très élevés. Dans le cadre de cette présentation, on se limitera à la mesure des effets non "irréversibles" et l'on retiendra, dans la mesure du possible, les règles d'arbitrage qui permettent d'éviter de tels événements.

3.1- Évaluation du bénéfice agricole

Le bénéfice agricole lié à la chronique $\{S d(i,t)\}$ dépend de S , c'est à dire du nombre d'hectares qu'il est possible d'irriguer, et de la quantité d'eau disponible $d(i,t)$ à la date t de l'année climatique i .

A défaut de données statistiques suffisantes pour calculer ex-post la fonction de demande en eau [Michalland, 1993] et le surplus de l'agriculteur, l'approche habituellement retenue consiste à modéliser le comportement de l'agriculteur. En supposant que l'agriculteur a un comportement connu face au risque et qu'il maximise son profit, on calcule le surplus de revenu qu'il est en mesure de réaliser grâce à une ressource en eau de type $xd(i,t)$ avec x une variable positive. Si la possibilité de pomper en rivière lui permet de cultiver du maïs irrigué à la place d'un blé sec, ou de diversifier (comme par exemple la culture de légumes de plein champ irrigués) et par conséquent d'augmenter son revenu déduction faite des charges d'irrigation, on pourra dire que le surplus de revenu correspond au bénéfice agricole de l'irrigation pour l'agriculteur. Pour calculer le bénéfice collectif, il faudra déduire de ce surplus les coûts de l'irrigation non supportés par l'agriculteur (partie subventionnée du matériel, des réseaux, aides compensatoires supplémentaires) et ajouter les bénéfices indirects (maintien des agriculteurs en activité, ...).

Le calcul du bénéfice agricole nécessite de:

- connaître les exploitations agricoles susceptibles d'être intéressées par la ressource en eau en distinguant les exploitations déjà équipées pour lesquelles les coûts supplémentaires de l'irrigation se réduisent aux coûts de fonctionnement et les exploitations non équipées ou insuffisamment équipées qui auraient des investissements à engager,
- modéliser les stratégies de chaque type d'exploitation agricole en spécifiant leurs contraintes, leur fonction objectif, leur aversion pour le risque,
- agréger des bénéfices calculés à l'échelle de chaque exploitation agricole en tenant compte du mode de répartition de l'eau entre exploitations et des interdépendances entre exploitations (débouché limité, enveloppe régionale pour les aides compensatoires à l'irrigation, ...).

Nous ne nous intéresserons ici qu'aux deux derniers points : la modélisation des fonctions de bénéfices au niveau de l'exploitation et l'agrégation des bénéfices¹⁶.

3.1.1- Bénéfice de l'irrigation au niveau d'une exploitation agricole

Pour une exploitation agricole particulière, le bénéfice de l'irrigation dépend :

- de la manière dont l'agriculteur utilisera l'eau: type de culture irriguée, dose d'eau apportée,
- des équipements existants, des coûts de l'irrigation, de la répartition entre charges fixes et charges proportionnelles et de la possibilité d'utiliser un même investissement pour plus ou moins d'hectares,
- de l'aversion pour le risque qui conditionne le choix de la dose d'eau et de la surface irriguée.

Pour modéliser le choix des agriculteurs, la méthode la plus utilisée est la programmation linéaire. L'ensemble des activités de l'exploitation agricole est caractérisé par un vecteur X , ses contraintes par un vecteur B . La matrice des coefficients techniques A de l'exploitation agricole spécifie l'ensemble des facteurs nécessaires aux activités X . Si l'objectif de

¹⁶ Pour une vision complète de la démarche et notamment l'élaboration d'une typologie d'exploitation, on pourra se référer aux travaux du CEMAGREF Montpellier [Rieu, Gleises, 1993; Rieu et al., 1991].

l'agriculteur est d'optimiser son revenu cX , avec c le vecteur des prix ou marge brute, le problème s'écrit:

$$\begin{cases} \max_x (cX) \\ AX \leq B, X \geq 0 \end{cases}$$

Avec ce type de modèle, la question essentielle est de déterminer le vecteur d'activités X qui permet de décrire au mieux les choix de l'exploitation agricole et le vecteur B de ses contraintes. Une fois ces deux vecteurs définis, la détermination de A et c ne présente pas de difficultés autres que numériques (recherche des données, calage du modèle, ...).

Pour prendre en compte l'ensemble des points cités précédemment, il conviendra

- d'introduire autant d'activités qu'il y a de conduites envisageables de l'irrigation (par exemple maïs irrigué avec 3000 m³/ha, maïs irrigué avec 2600 m³/ha, ...),
- de distinguer les charges proportionnelles au volume consommé, au débit d'équipement et à la surface irriguée (exemple: si le coût d'un enrouleur ne dépend que du débit de pointe nécessaire à la culture, le coût ramené à l'hectare de l'enrouleur n'est pas un bon indicateur)
- d'introduire l'aversion pour le risque de l'agriculteur. Pour ce faire, on reprendra le modèle de "foyer de perte" proposé par JM. Boussard [1970] : une contrainte "sécurité" impose à la perte possible sur une activité d'être inférieure à plus de un tiers de la perte admissible sur l'exploitation, celle-ci étant égale à la différence entre le revenu escompté et le revenu minimal.

A titre d'illustration, nous analyserons le cas d'une exploitation "type" du Haut-Armagnac (département du Gers), de 47 ha non irrigué avec 1,1 UTA (unité de travail agricole). Nous retiendrons ici les hypothèses de prix utilisées pour l'étude de faisabilité du projet de barrage Charlas à l'horizon 96 sans raréfaction de prime¹⁷. Sans irrigation, cette exploitation a pour activité essentielle la culture de céréales en sec (29 ha) et la vigne (8 ha). Si la possibilité lui est donnée de faire de l'irrigation à un coût global moyen de 1750 F/ha (matériel d'irrigation, pompe, fonctionnement), sa demande d'irrigation sera de 66 000 m³¹⁸ pour un surplus de revenu de 35 kF.

Selon la répartition des charges entre la part fixe à l'hectare et la part variable (débit et volume), la dose optimale passe de 2400 m³/ha (charge fixe à l'hectare de 1450 F/ha et charge variable de 0,15 F par m³ apporté) à 2000 m³/ha (charge fixe à l'hectare de 550 F/ha et charge variable de 0,6 F par m³ apporté) et parallèlement le bénéfice de l'irrigation pour l'agriculteur de 41 kF à 35 kF.

Si la dose disponible n'est pas constante quelle que soit l'année, le surplus sera inférieur à celui obtenu avec une dose certaine D pour deux raisons:

- le rendement moyen sera inférieur du fait d'une dose moins importante certaines années,
- l'agriculteur averse au risque préférera un assolement moins risqué, c'est à dire avec une surface irriguée inférieure pour s'assurer d'un rendement minimum sur cette surface.

Si par exemple, le volume de 66 000 m³ n'est pas disponible toutes les années, mais qu'en année quinquennale on ne peut compter que sur 87,5% du volume et sur 75% en année décennale, le surplus lié à ce volume ne sera pas de 35 kF mais de 17 kF uniquement. En effet, avec un tel volume, le rendement moyen pour une dose de 2000 m³/ha ne sera plus de 98 q/ha mais de 92,7 q/ha, et l'agriculteur préférera irriguer non pas 33 ha avec 2000 m³/ha mais plutôt 23,8 ha à 2775 m³/ha (figure 1).

¹⁷ Le projet de barrage de Charlas se situe en dérivation de la Garonne à l'amont de Saint-Gaudens et a pour objectif le soutien des étiages de la Garonne à Toulouse et l'irrigation.

Les données utilisées sont celle de l'étude globale d'environnement de Charlas : exploitation type 3 de la petite région agricole Haut-Armagnac Ténarèze avec les hypothèses de prix agricoles et primes dit PAC961 (primes irrigation et vache allaitante non limitées et prix du maïs à 71 F/q) [CACG-AScA, 1993].

¹⁸ La consommation de 66 000 m³ vient du fait qu'on a supposé que l'agriculteur ne pouvait irriguer plus de 30 ha tout seul (contrainte de main d'oeuvre).

Pour limiter les coûts d'investissement, le mieux sera encore de ne pas s'équiper pour un volume maximum de 66 000 m³ mais seulement pour un volume maximum de 49 500 m³ ($=0,75 \cdot 66\ 000$) disponibles tous les ans: l'agriculteur pourra ainsi dégager un bénéfice de 27 kF (et non de 17 kF).

Ce calcul fait dans un cas particulier d'exploitation et un jeu d'hypothèse de prix et primes agricoles et de ressource permet de mettre en valeur l'incidence des taux de défaillance de l'irrigation sur les bénéfices agricoles. Des restrictions trop fréquentes pour l'agriculture ne sont pas gérables du point de vue de l'agriculteur: il préférera encore

- réduire sa surface irriguée et sa consommation moyenne pour être sûr d'un rendement minimum,
- limiter les coûts d'équipement, qui sans apports garantis, ne seraient pas suffisamment valorisés.

Dans le cas où les investissements en matériel et réseau seraient déjà réalisés, un taux de défaillance trop élevé pourrait compromettre l'équilibre financier de l'exploitation.

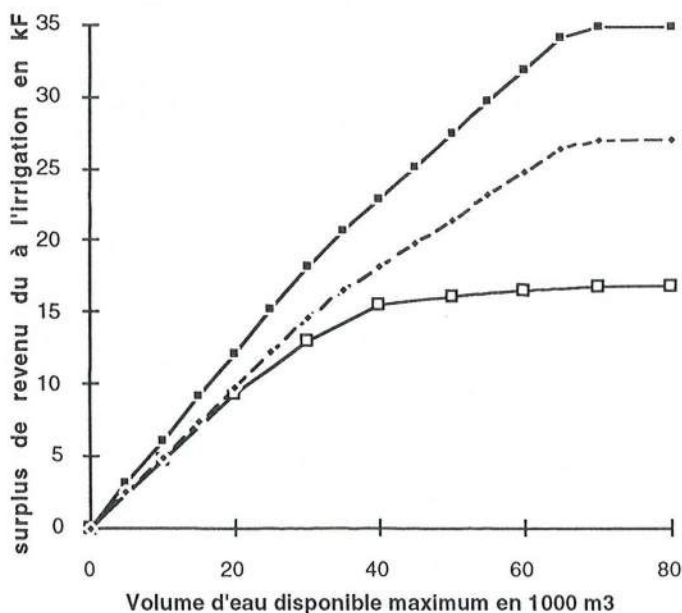


Figure 1: Estimation du bénéfice agricole lié à l'irrigation pour divers volumes d'eau selon la nature aléatoire de la ressource

- Surplus de revenu pour des quotas d'eau assurés à 100%
- - -◆- - Surplus de revenu estimé à partir des résultats précédents de simulation en supposant que le rendement moyen n'est pas de 98 q/ha mais de 92,7 q/ha
- Surplus de revenu pour un quota d'eau assuré à 100% 8 années sur 10, à 87,5% en quinquennal et à 75% en décennale

Calcul effectué avec les données moyennes des exploitations en sec de 42,6 ha/UTA de la région du Haut-Armagnac pour des hypothèses de prix et primes agricoles dit PAC961 (non limitation des primes, prix du maïs de 71 F/q) [CACG-ASCA, 1993] et un coût moyen de l'irrigation de 1750 F/ha (550 F/ha + 0,6 F/m³). Le manque à gagner occasionné par une ressource aléatoire est dû à un suréquipement (équipement pour un volume V alors qu'en moyenne l'utilisation n'est que de 0,96V), à un rendement moyen plus faible et à une aversion au risque.

3.1.2- Agrégation des bénéfices individuels

Ayant établi une typologie des exploitations agricoles de la zone considérée et après évaluation des fonctions de bénéfices par exploitation, il reste encore à agréger les bénéfices individuels. Cette tâche présente deux difficultés: existence de contraintes régionales et définition du mode de partage de l'eau entre agriculteurs.

Le calcul du bénéfice fait au niveau de l'exploitation dépend en fait des activités des autres agriculteurs, ainsi tous les agriculteurs ne pourront faire du maïs semence ou du soja. Certaines contraintes individuelles dépendent du contexte général (par exemple la surface de maïs semence est plafonnée par la demande régionale de semence, le nombre de primes aux surfaces irriguées est plafonné au niveau départemental). Pour prendre en compte les contraintes régionales, Rieu propose de réaliser une seule optimisation pour l'ensemble des exploitations avec des contraintes particulières à chaque exploitation type et des contraintes régionales [Lamonerie, 1992].

D'autre part, pour calculer le bénéfice global, il est indispensable de savoir comment l'eau sera réparti entre les agriculteurs puisque pour chaque type d'exploitation la valeur de ce bénéfice pour une même quantité d'eau est différente et que le bénéfice pour une exploitation n'est pas une fonction linéaire du volume alloué¹⁹. Prenons par exemple le cas du partage d'un volume d'eau de 1 Mm³ entre 20 exploitations de type a et 10 exploitations de type b, les deux exploitations types ayant une fonction de bénéfice comme indiquée sur la figure 2. Selon le mode de partage, on pourra avoir un bénéfice global variant de 882 à 522 kF/an²⁰ (tableau 2).

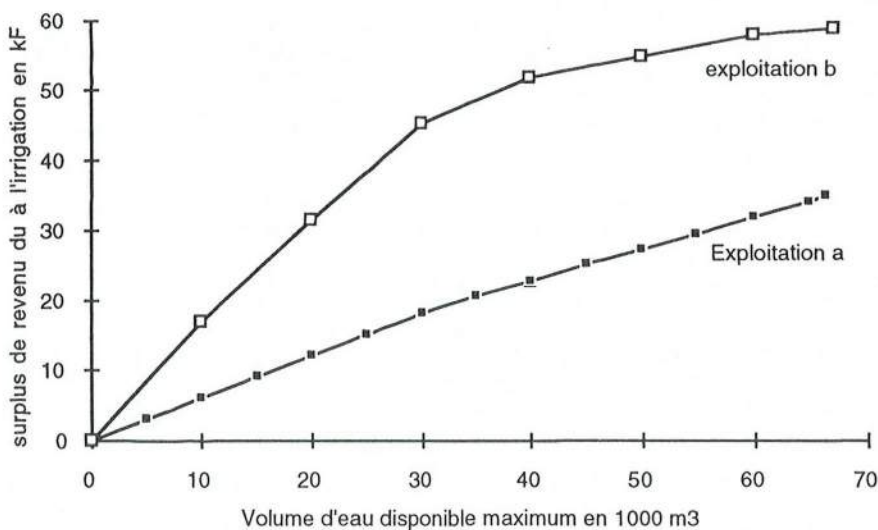


Figure 2: Fonction de bénéfice agricole pour deux types d'exploitation

L'exploitation a est originellement en sec (47 ha; 1,1 UTA) alors que l'exploitation b est déjà équipée et a une main d'oeuvre plus importante (34 ha dont 14,5 ha équipés; 2,5 UTA). Ces deux exploitations appartiennent à la région du Haut-Armagnac. Les hypothèses de prix et primes agricoles sont les hypothèses dites PAC961 [CACG-ASCA, 1993], le coût moyen de l'irrigation est de 1750 F/ha (1250 F/ha+ 0,25 F/m³).

¹⁹ Le bénéfice par mètre cube est plus fort de 0,08 F/m³ lorsque le volume alloué est de 10 000 m³ et non de 66 000 m³, pour l'exploitation type étudiée précédemment.

²⁰ Pour ce calcul, on a pris en compte uniquement les bénéfices ressentis par les agriculteurs sans y intégrer les coûts et bénéfices induits pour la collectivité.

Exploitations a	nombre d'exploitations	20	20	15	20	10	20	20	15
	auxquelles sera alloué un volume de (en 1000 m3)	30	35	40	25	50	16,5	50	66,5
Exploitations b	nombre d'exploitations	10	10	10	10	10	10	10	10
	auxquelles sera alloué un volume de (en 1000 m3)	40	30	40	50	50	67,1	0	0
Bénéfice global en kF		882	865	862	853	823	788	548	522

Tableau 2: Agrégation du bénéfice agricole selon le partage de l'eau entre agriculteurs
*Selon le mode de répartition de l'eau entre agriculteurs (type d'exploitation, nombre d'exploitations satisfaites),
le bénéfice agrégé peut varier de 1 à 1,7.*

3.2- Évaluation du bénéfice de salubrité

Une quantité d'eau supplémentaire, en référence à un débit donné, peut améliorer les conditions de qualité de l'eau d'un tronçon de rivière dans lequel des eaux usées sont déversées, par le simple effet physique de dilution. Indépendamment de cet aspect-là, un volume d'eau supplémentaire, peut, en fonction de ses caractéristiques physico-chimiques, favoriser les processus d'auto-épuration de la rivière ou limiter le passage de certaines molécules à des formes plus toxiques.

Un volume d'eau supplémentaire peut aussi favoriser les loisirs aquatiques (la baignade, la pêche sportive, le canoë-kayak, etc.) et le tourisme (les promenades, le camping au bord d'une rivière) [Colby, 1990²¹]. D'autre part, un débit soutenu en étiage peut favoriser la production d'énergie (l'énergie productible dans une usine hydroélectrique étant directement proportionnelle au débit "turbinable"), ainsi que la navigation commerciale et de plaisance (Canal du Midi, par exemple).

Dans tous les cas cités, on n'a privilégié que les avantages imputables à des activités humaines, avec des bénéficiaires pouvant être plus ou moins identifiables. Il est clair qu'une modification de débit entraîne aussi des modifications au niveau de la flore et de la faune de l'écosystème fluvial. Il est néanmoins difficile dans ce cas d'affirmer si ces modifications constituent des "avantages" ou des "inconvenients" à l'égard de l'écosystème. Une "artificialisation" du débit en étiage (ne pas descendre en dessous d'un certain seuil...) peut jouer sur certains processus vitaux d'espèces animales et végétales, modifiant l'équilibre existant. Si un débit supplémentaire en Garonne avait la faculté, à lui tout seul, de permettre le repeuplement de la Garonne en saumons, il y aurait dans ce cas un "avantage" pour l'environnement (indépendant de l'avantage pour les pêcheurs à la ligne...).

Ces avantages peuvent être appréciés de différentes façons. L'une d'entre elles consiste à attribuer une valeur "économique" à différents débits en rivière (avec des ventilations géographiques et temporelles) ou, le cas échéant, une valeur à des variations de débit en rivière, sous certaines conditions particulières.

Nous présenterons ici brièvement les méthodes d'évaluation du bénéfice de salubrité et les approximations qu'il est possible d'envisager dans le cas particulier de la Garonne à Toulouse.

²¹ Cet article donne une bonne synthèse des avantages liés au maintien d'un débit en rivière.

Colby [1990] cite un cas aux États-Unis où des bénéfices induits par ces activités ont été estimés à l'échelle locale : 4 millions de francs de chiffre d'affaires estival pour le commerce local ont été générés par les seuls plaisanciers d'un tronçon de 12 km de la rivière Wisconsin (Boyle & Bishop, 1984).

3.2.1- Les méthodes d'estimation

Dans le cas des actifs naturels, où l'absence d'un marché est quasi une règle générale²², le surplus de bien-être procuré par l'augmentation de la qualité du bien consommé peut être mesuré à partir d'une fonction de dommage ou d'un marché fictif ou de substitution.

Quand les agents économiques n'ont pas la possibilité de réagir face au changement de la quantité du bien environnemental (dans le cas d'une crue ou d'une pollution accidentelle, par exemple), la mesure de bien-être est mieux exprimée à partir de la fonction de dommage. Le bien-être correspondrait à la différence de dommage entre une situation avant et après une décision allant dans le sens de diminuer le risque d'occurrence et/ou l'intensité du phénomène.

Lorsque la qualité du bien environnemental n'est pas susceptible de varier à court-terme, la valeur du bien environnemental peut être estimée à partir d'un marché de substitution (évaluations indirectes). Dans ce cas, l'observation du comportement des usagers fournit une idée du bien-être lié à une modification de la quantité de l'actif naturel. Les méthodes les plus utilisées sont la méthode du coût de trajet (combien un consommateur a payé pour se rendre sur un site "agréable") et la méthode des prix hédonistes (prix de l'immobilier en fonction des caractéristiques de l'environnement, comme par exemple la proximité d'une rivière)²³.

Il peut s'avérer qu'aucun marché de substitution ne soit identifiable. Dans ce cas, on peut créer un marché fictif et évaluer au moyen d'enquêtes la disposition à payer pour un bien ou un service, ou la compensation à recevoir pour la perte d'un bien ou service. Cette évaluation, dite contingente, du m³/s supplémentaire en rivière comprend certes une composante "valeur d'usage" (pour la pêche, les loisirs aquatiques, la dilution de la pollution, etc.), mais aussi une "valeur d'option"²⁴, pour un usage futur et une "valeur d'existence", regroupant des considérations "non anthropocentriques" (la valeur écologique d'un site, etc.). Elle est donc plus globale que l'évaluation direct (fonction de dommage ou marché de substitution).

3.2.2- Approximations de la valeur de débit de salubrité à Toulouse

Dans le cas d'un cours d'eau particulier, on se rend vite compte de l'ensemble des difficultés (y compris méthodologiques) pour estimer une valeur du débit de salubrité: informations imparfaites, correspondance non immédiate entre débits et usages de l'eau, etc., ceci ne faisant que rendre plus difficile la tâche d'attribuer une valeur économique à la salubrité. A défaut d'une étude exhaustive, différentes approximations peuvent être tentées (seules ou conjointement):

- utiliser des valeurs obtenues pour d'autres sites (sites américains par exemple), moyennant certaines réserves relatives à la transposabilité des valeurs [Desaigues, Point, 1993].
- évaluer le coût de la crise lié au manque d'eau: impacts sur la vie piscicole et sur l'ensemble de l'écosystème, le tourisme, la navigation, le traitement de l'eau potable, la consommation d'eau domestique, et l'activité industrielle.

²² Dans certaines régions du monde, l'existence d'un marché de l'eau facilite la détermination de cette valeur (dans le bassin du Colorado, des associations écologistes américaines achètent, par exemple, des droits de l'eau pour la "salubrité").

²³ Une présentation de ces méthodes d'évaluation est donnée par Desaigues et Point [1993]. L'OCDE [1992] fait la synthèse des applications qui ont en déjà été faites, et des difficultés que celles-ci soulèvent.

²⁴ Certains auteurs font une distinction entre valeur d'option et la quasi-valeur d'option. La valeur d'option peut-être assimilée à une prime d'assurance que l'on paye pour pouvoir disposer d'un bien pour un usage futur. Cette valeur dépend ainsi du comportement du "consommateur" face au risque (plus son aversion au risque est importante, plus la valeur d'option sera forte). Par contre, même si le "consommateur" présente un comportement neutre face au risque, il pourrait être prêt à payer une certaine somme d'argent pour préserver un bien jusqu'au moment où des informations supplémentaires, susceptibles de mieux évaluer le bien, seraient disponibles. On parlerait, dans ce cas, d'une quasi-valeur d'option.

- établir un lien entre coûts déjà engagés pour la dépollution et amélioration de la qualité en rivière, en ne considérant alors que la composante "capacité de dilution" de l'eau en rivière.

a) à partir de valeurs "étrangères"

Plusieurs études ont été menées à l'étranger concernant la valorisation économique d'un actif naturel de type "rivière". Walsh et al. [1992] ont recensé 287 estimations faites aux États-Unis, dont la moitié a été consacrée à l'estimation des bénéfices liés aux activités de loisir autour de l'eau. Le bénéfice se mesure généralement en terme de bénéfice moyen par jour d'activité et par personne. Amigues et al [1993] ont tenté de transposer des valeurs obtenues aux États-Unis et dans d'autres pays, Norvège, Royaume-Uni, au contexte français (tableau 3).

Activité récréative	Fourchette probable	
pique-nique	30	120
baignade	70	30
bateau à moteur	50	230
bateau sans moteur	80	350
chasse au gibier d'eau	110	190
pêche de salmonidés sédentaires	100	150
pêche de salmonidés migrateurs	150	350
pêche des cyprinidés et percidés	80	190

Tableau 3: Bénéfices moyens des activités récréatives en rivière, valeur nette des dépenses par journée et par adulte, en F 1992

Les valeurs originales exprimées en monnaies étrangères ont été réactualisées jusqu'à 1992 en utilisant l'IPC (indice de prix à la consommation) du pays d'origine et converties en Francs en adoptant les taux de change présentés dans Amigues et al.. Source: Amigues et al. [1993]

Dans une autre étude, Loomis [1987] reprend les résultats obtenus sur différents sites des États-Unis et met en relation variation de débit estival en rivière et variation du bénéfice "pêche sportive" (tableau 4).

Région	Méthode d'évaluation	Année d'évaluation	valeur marginale en F 1992/m3	Référence
Nouveau Mexique	Coût du transport	1982	0,17	Ward
Utah	Coût du transport	1983	0,45	Amirfathi et al.
Colorado	Évaluation contingente	1978	0,15	Daubert et al.
Colorado	Évaluation contingente	1978	0,18	Walsh et al.

Tableau 4: Valeur marginale moyenne du débit estival en rivière pour la pêche

Les valeurs originales en \$ ont été réactualisées jusqu'à 1992 en utilisant l'IPC (indice de prix à la consommation) et converties en Francs en adoptant le taux de change 1 US\$=5,29 FF. Source: Loomis [1992]

Malheureusement, ces valeurs ne peuvent être directement utilisées pour calculer le bénéfice de salubrité apporté par un débit supplémentaire en Garonne pour deux raisons. Premièrement la demande d'activités de loisir n'est pas la même le long des rivières nord-américaines et le long de la Garonne. Deuxièmement, le bénéfice "pêche sportive" n'est qu'une composante du bénéfice de salubrité, d'autres aspects doivent être pris en compte (impact sur l'écosystème, sur les autres activités de loisir, sur le traitement de l'eau potable). Les valeurs indiquées peuvent cependant donner un ordre d'idée. Si l'on suppose que le bénéfice marginal moyen "pêche sportive" d'un mètre cube supplémentaire en Garonne est égal à la moyenne des valeurs relevées par Loomis, on obtient une valeur marginale moyenne du mètre cube en rivière de 0,24 F/m3.

b) à partir du coût de la crise

Pour évaluer le coût de la crise, c'est à dire le coût pour la société lié à un débit d'étiage très faible, l'observation des conséquences de la sécheresse 1989 en Midi-Pyrénées et plus particulièrement sur l'axe de la Garonne peut être un point de départ intéressant. Malheureusement, les seules données exploitables que l'on a pu recenser ont trait aux impacts sur l'approvisionnement en eau potable (AEP). Des impacts sur la vie piscicole ont été répertoriés (mortalité de poisson) sur d'autres rivières (comme sur le Lot) mais pas sur la Garonne. Les impacts sur le tourisme (notamment la fermeture du canal du Midi à la navigation de plaisance) n'ont pas affectés directement les usagers de la Garonne et n'ont par conséquent pas été pris en compte.

En se limitant aux données disponibles, enquête menée en 1989 par l'Agence de l'Eau Adour Garonne auprès des communes et syndicats d'eau, nous observerons l'impact d'un débit d'étiage faible sur l'approvisionnement en eau potable. Pour la seule région toulousaine (prélèvement dans la Garonne, dans les nappes alluviales et dans le canal de St Martory), 70% des collectivités ont souffert d'un débit insuffisant, 35% ont dû être rationnées, 10% ont dû mettre en place de véritables coupures d'eau. La population qui a souffert du rationnement en 1989 a atteint près de 100 000 personnes.

L'enquête qui n'est ni exhaustive ni détaillée, indique que pour la seule région toulousaine:

- 50% des systèmes ont eu des problèmes avec la qualité de la ressource en eau prélevée (population atteinte: 145 000 personnes)

- 80% des systèmes ont eu des difficultés importantes lors du traitement de l'eau (réactifs complémentaires nécessaires, consommation excessive de réactifs, dégradation de la qualité de l'eau distribuée, ...) (population atteinte: 250 000 personnes)

- 80% des systèmes ont rencontré des difficultés importantes de distribution d'eau potable (baisse de pression, réserves insuffisantes, coupures, rationnement, ...) (population atteinte: 250 000 personnes).

Malheureusement, l'enquête n'avait pas pour objectif de recenser les dépenses supplémentaires engagées par les producteurs d'eau et par les consommateurs pour faire face à la situation de manque d'eau et de dégradation de la qualité de l'eau distribuée. La seule information disponible sur les dépenses engagées concerne les coûts déclarés des travaux faits pour assurer la desserte (mise en place de conduites provisoires, ...). Pour la région toulousaine, ce coût a atteint 640 kF (1989).

A défaut d'estimation de coût propre à la Garonne, on se référera à une autre situation de crise, comme celle qui a suivie la pollution accidentelle causée par PROTEX en région de Tours en 1988. En effet, une des conséquences de cet accident a été l'interruption et/ou le dysfonctionnement de la desserte en eau potable d'une population proche de 180 000 habitants pendant une semaine.

Après soustraction des coûts totaux de l'accident survenu, des coûts dus à l'entreprise PROTEX, à la pollution accidentelle (suivi, contrôle), aux impacts sur l'environnement et à la dégradation de l'image de marque de la région, le coût lié au seul "manque d'eau" a été estimé à 159 F(1988)/personne [Cordeiro-Netto, 1989²⁵]. Cette valeur de 159 F/personne comprend les préjudices directs supportés par les individus, les collectivités et l'État, ainsi que les préjudices indirects (manque à gagner).

La simple transposition de ce coût unitaire à la région toulousaine n'est pas une approche judicieuse et correcte d'un point de vue méthodologique. Cependant si l'objectif est d'avoir un ordre de grandeur du coût collectif du manque d'eau à Toulouse, l'utilisation du coût unitaire calculé pour Tours, nous paraît être une tentative intéressante. Pour une situation telle que celle de 1989 avec 250 000 personnes touchées par le manque d'eau, le coût global pourrait se chiffrer à 46 MF (francs 1993²⁶). Si l'on suppose que ces coûts pourraient être évités grâce à un débit supplémentaire de 10 m³/s en Garonne pendant 2 mois (ce qui correspondrait à un volume d'eau de 52,7 Mm³), on arriverait à une valeur moyenne du mètre cube d'eau en

²⁵ Cette estimation a été faite à partir des estimations faites par Tenière-Buchot et Hetzel [1988, 1989].

²⁶ Le coefficient de réactualisation monétaire utilisée pour la période 88-93 est de 1,16.

Garonne de 0,87 F(1993). Il s'agit évidemment d'une sous-estimation de la valeur "salubrité" du mètre cube, puisque l'on n'a considéré ici que le coût pour la collectivité du "manque d'eau potable".

c) à partir du coût de dépollution

La valeur de l'eau en rivière peut aussi être estimée au vue de la capacité de dilution de la pollution de la rivière. Pour un objectif collectif consensuel (dans notre exemple, une classe de rivière pour la traversée de Toulouse), on pourrait postuler que le bénéfice d'un m³/s supplémentaire en étiage en Garonne est au moins égal au coût moyen déjà consenti par la collectivité dans le cadre de la lutte contre la pollution pour mettre en place des solutions d'épuration susceptibles d'apporter le même résultat qu'une dilution. Le montant d'investissement consacré pendant la période 1988-1993 pour améliorer la qualité de la Garonne à Toulouse (objectif d'un passage de classe 3 à une classe 2) peut être estimé à 580 MF (1993)²⁷.

Si l'on suppose pour simplifier que le seul facteur déclassant est l'ammoniac et que ces travaux ont permis de diminuer la charge d'ammoniac de 30%, on aurait pu avoir une même classe de qualité en maintenant un débit moyen mensuel en Garonne de 52,5 m³/s²⁸, c'est à dire en disposant d'un volume supplémentaire de 99,8 Mm³²⁹. Ce calcul simplifié, nous conduit ainsi à évaluer à 5,8 F le mètre cube supplémentaire en rivière pour le seul usage de dilution en période de crise.

3.3- Exemple numérique d'un arbitrage entre irrigation et salubrité

Comme nous avons pu le constater, il est difficile de chiffrer la valeur d'un débit de salubrité. Les trois approches précédentes ne peuvent que nous donner des estimations partielles (usage "récréatif", usage "fourniture d'eau potable", usage "dilution de la pollution") et grossières du point de vue méthodologique. Cette remarque souligne la difficulté d'un quelconque arbitrage fondé sur le critère d'efficacité économique. Néanmoins, à titre d'exercice académique, nous comparerons différentes règles de partage de l'eau dans le cas de la Garonne en nous donnant quelques hypothèses complémentaires quant à la valeur du bénéfice marginal de salubrité et d'irrigation.

Par simplification, nous supposerons que la valeur marginale de l'eau est égale à 6,9 F/m³³⁰ pour les mois de Juin à Septembre lorsque le débit est de 35 m³/s et qu'elle est nulle pour un débit de plus de 50 m³/s. Entre 35 et 50 m³/s, on suppose que la valeur marginale obéit à une relation du type:

$$\text{Valeur marginale (débit } Q) = \text{Valeur marginale (débit } 35) \frac{50 - Q}{50 - 35}$$

La fonction de bénéfice est donnée par la figure 3.

La chronique des débits naturels moyens en Garonne, utilisée pour le calcul, est donnée dans le tableau A1.

Nous supposerons qu'il n'existe qu'un type d'exploitation (exploitation de type "b") pour laquelle le bénéfice marginal moyen d'un mètre cube est de 1,44 F/m³ pour les 36 premiers

²⁷ Estimation faite à partir de données de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne

²⁸ Débit calculé en référence à l'année critique 1989 (tableau 1).

²⁹ Ce volume nécessaire pour le maintien de 52,5 m³/s a été calculé pour la période 1960-1989

³⁰ Cette valeur numérique est le résultat de la somme de trois approximations faites dans le paragraphe précédent, 0,23 F/m³ pour l'usage "pêche sportif" et 0,87 F/m³ pour l'usage "eau potable" et 5,8 F/m³ pour l'usage "dilution". Elle reste néanmoins une valeur hypothétique.

Mm3 (hectares déjà équipés avec une consommation maximale de 2400 m3/ha) et de 0,31 F/m3 ensuite (pentes observées Figure 2). Par contre lorsque la quantité d'eau est réduite de façon non prévisible, la perte de production est en moyenne de 3,1 kg/m3, soit de 1,95 F/m3³¹.

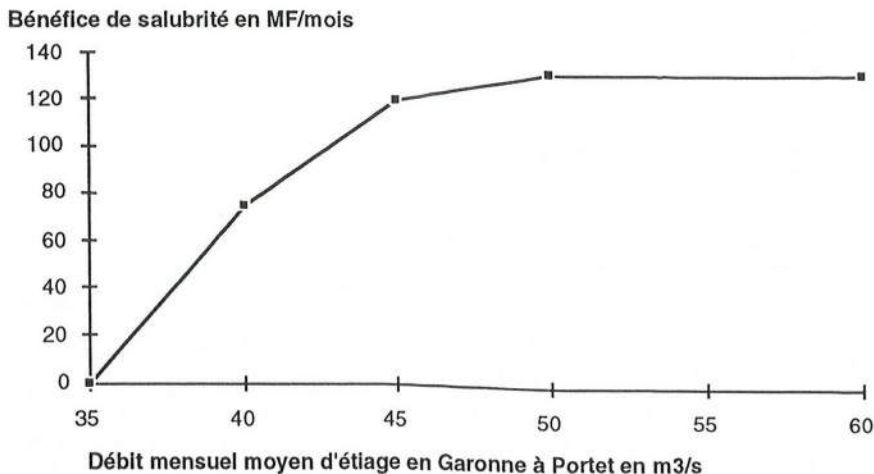


Figure 3: Fonction de bénéfice du débit de salubrité hypothétique

Sans irrigation, le bénéfice de salubrité est de 528 MF en moyenne par an. Avec 15 000 ha irrigués à 2 400 m3/ha et un débit seuil de 35 m3/s, on obtient un bénéfice salubrité de 522,6 MF, un bénéfice irrigation de 51 MF soit un bénéfice total de 573,6 MF, c'est à dire de 45 MF supérieur au bénéfice précédent sans irrigation.

Pour maximiser le bénéfice total avec un volume de demande agricole de 36 Mm3, si faudrait en fait fixer le débit seuil de telle sorte que la valeur marginale du mètre cube pour la salubrité pour ce débit seuil soit égale à la valeur marginale du mètre cube pour l'irrigation, c'est-à-dire tel que

$$\text{Débit seuil} = 50 - 1,9/6,91 * 15 = 46 \text{ m3/s}$$

Avec 15 000 ha et un débit seuil de 46 m3/s, le bénéfice est alors de 575,6 MF, soit de 2 MF supérieur à la situation avec un débit seuil de 35 m3/s, et de 1 MF supérieur à la situation avec un débit seuil de 50 m3/s (le détail des résultats pour le jeu d'hypothèses (46 m3/s, 15000 ha) est donné en tableau A2 en appendice)(tableau 5).

Cette règle de partage n'est pas encore optimale du point de vue du maximum de bénéfice global. Si au delà des 15 000 ha déjà équipés, la valeur de l'eau pour de nouveaux hectares est de 0,31 F/m3 sans limitation de surface, et s'il n'existe pas de risque de faillite, le maximum de bénéfice, 591 MF, est obtenu pour une surface irriguée de 83 000 ha³² et un débit seuil de 46 m3/s.

³¹ $1,95 = 3,1/100 * \text{prix au quintal du maïs moins charge proportionnelle d'irrigation} = 3,1/100 * 71 - 0,25$

De façon plus rigoureuse cette valeur marginal du m3 en cas de pénurie est une fonction du niveau de satisfaction. Un calcul plus fin est réalisé en appendice.

³² Dans le cas de la Garonne, cette surface est bien supérieure à la demande en eau. L'optimum est donc atteint lorsque l'ensemble de la demande est satisfaite.

	Bénéfice de salubrité (en MF)	Bénéfice d'irrigation (en MF)	Bénéfice total (en MF)	Taux de défaillance irrigation	Taux de défaillance grève (bénéfice agricole négatif)
Sans irrigation	528,23	0,00	528,23		
irrigation de 15000 ha avec un débit seuil de 35 m ³ /s	522,59 (-5,64)	51,08	573,67 (45,44)	1/30	0/30
irrigation de 15000 ha avec un débit seuil de 50 m ³ /s	528,23 (0)	46,43	574,66 (46,43)	7/30	1/30
irrigation de 15000 ha avec un débit seuil de 46 m ³ /s	527,24 (-0,99)	48,39	575,63 (47,4)	4/30	0/30
irrigation de 83000 ha avec un débit seuil de 46 m ³ /s	524,97 (-3,26)	66,57	591,53 (63,3)	10/30	3/30

Tableau 5: Bénéfices obtenus pour divers arbitrages

Simulation faite à partir des données de débit de la Garonne à Portet et de données hypothétiques complémentaires (valeur marginale constante du m³ agricole de 1,95 F en cas de pénurie). Entre parenthèse sont indiqués les bénéfices relatifs par rapport à la situation sans irrigation. Le bénéfice total maximum est obtenu pour une surface irriguée de 83 000 ha et un débit seuil de 46 m³/s. Cette évaluation ne tient cependant pas compte des coûts liés à la faillite des exploitations et du nombre beaucoup plus fréquent de conflits.

Les hypothèses qui nous ont conduit à ces résultats, ne permettent pas de prendre en compte l'ensemble des conséquences liés à une restriction de l'eau, notamment les risques de faillites d'exploitations agricoles et l'attitude des agriculteurs vis à vis du risque. L'optimum de 83 000 ha calculé de façon très simpliste est très probablement faux: comme on l'a vu en partie 3.1.1, l'agriculteur sachant que le taux de défaillance est fort (1 année sur 3) préférera utiliser plus d'eau sur moins de surface, les pertes agricoles ont été sous-estimées (pertes liées à une faillite non pris en compte, or il y a 1 année sur 10 extrêmement difficile).

Conclusion

Du point de vue de l'efficacité économique, il est théoriquement possible de trouver une répartition de l'eau optimale pour la société. La recherche de cet optimum économique nécessite d'évaluer la valeur marginale de l'eau d'irrigation en cas d'augmentation de surface et en cas de pénurie d'eau et d'évaluer la valeur marginale de l'eau pour la salubrité. L'évaluation de la valeur marginale agricole peut être réalisée à partir de modèles d'exploitation agricole. La difficulté du calcul est de construire une typologie d'exploitation suffisamment complète, de décrire l'ensemble des contraintes et des potentialités de chaque type d'exploitation et d'agréger les fonctions de demande. L'évaluation du bénéfice de salubrité dans sa globalité n'a jamais été réalisée jusqu'à présent en France. Quelques approximations ont été faites dans le cadre de cet article mais ceci reste insuffisant. Des recherches sont nécessaires dans ce domaine et notamment des études portant sur le consentement à payer des usagers pour un débit supplémentaire.

Les problèmes techniques d'évaluation ne sont cependant pas l'obstacle principal à la mise en place d'une règle d'arbitrage. Si des compromis sont difficiles à trouver, cela relève essentiellement du domaine de la politique. Il est, en effet, politiquement très difficile de limiter les prélèvements de façon trop fréquente, de refuser systématiquement des autorisations de prélèvement agricole ou de modifier à la baisse des autorisations déjà données même si juridiquement cela serait possible (Art. 109 du code rural). Lorsque les

conflits sont importants, la création de nouveaux réservoirs ou l'utilisation de réserves existantes pour le soutien des étiages est une solution qui évite de faire des arbitrages difficiles. Mais cette solution, même si elle est politiquement plus attractive, peut conduire à un ouvrage qui ne se justifie pas du point de vue économique et social. Pour s'en assurer, il conviendra là encore de comparer le coût marginal de l'eau stockée ou détournée à la valeur marginale de l'eau d'irrigation et de "salubrité".

Références

- Agence de l'Eau Adour Garonne (1990), Proposition pour les flux polluants admissibles en Garonne au niveau de l'agglomération toulousaine, Toulouse
- AMIGUES J.P., BONNIEUX F., LEGOFFE P., POINT P. (1993), Bénéfices potentiels d'une amélioration de la qualité des eaux continentales, INRA - LARE pour le compte de Ministère de l'Environnement, 111p
- BOUSSARD JM (1970), Le comportement des agriculteurs en situation d'incertitude: étude de la valeur de différents critères de décision, Recherches d'Economie et de Sociologie Rurales, 3, p 23-40
- CACG-AScA (1993), Etude de la demande agricole, Etude globale d'environnement de Charlas, Rapport A1b, version provisoire du 30 Juin 1993
- COLBY B.G. (1990), Enhancing Instream Flow Benefits in an Era of Water Marketing, Water Resources Research, Vol. 26(6), p.1113-1120.
- CORDEIRO-NETTO O. (1989), Contribution à l'analyse microéconomique des impacts de projets sur l'environnement: Application au cas de la programmation de barrages réservoirs à vocation multiple dans le bassin de la Seine, DEA Sciences et Techniques de l'Environnement (Université Paris XII-ENPC-ENGREF), 55p
- DESAIGUES B., POINT P. (1993), Economie du patrimoine naturel, la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement, Economica, Paris
- GIBBONS D.C. (1986), The Economic Value of Water, Resources for the future, Inc. , Johns Hopkins, 101p
- LAMONERIE H (1992), Agrégation de modèles de comportement d'exploitants agricoles à l'échelle d'un périmètre irrigué: application à la plaine du Forez, CEMAGREF (Division Irrigation) Montpellier
- LOOMIS J. (1987), The economic value of instream flow: methodology and benefit estimates for optimum flows, Journal of Environmental Management, 24, p168-179
- MARCANDELLA E. (1992), Evaluation des besoins en eau, une étude de cas dans le bassin du Tarn, DEA Sciences et Techniques de l'Environnement (Université Paris XII-ENPC-ENGREF)
- MERILLON Y., CHAPERON P. (1990), La sécheresse de 1989, La houille blanche, N°5, 325-339
- Ministère de l'Environnement (1990), La sécheresse de 1989
- MICHALLAND B. (1993), Gestion de l'eau pour l'irrigation: influence de la tarification de l'eau sur la consommation en eau, Séminaire SFER "48 heures-48 thèses", 9-10 Novembre 1993, Paris
- O.C.D.E. (1992), Evaluation des avantages et prise de décision dans le domaine de l'environnement, Paris., 61p
- PICHERAL I. (1993), Besoins en eau d'irrigation et ratios de rendement selon la disponibilité en eau dans le bassin Adour-Garonne : étude comparative des résultats du modèle de simulation "BILANREG" du CEMAGREF et des données de quelques expérimentations récentes, DIREN Midi-Pyrénées , p 48

- RIEU T., MARTINAND P., DIQUELOU P. (1991), Analyse économique préalable à la conception d'un périmètre irrigué dans le canton de Saint-Alban (Alpes Maritimes), Génie rural aménagement et équipement rural, N°12, p 78-83
- RIEU T., GLEYSSES G. (1993), Evaluation socio-économique d'un projet d'irrigation et étude prospective de la demande en eau, La houille blanche, N°2/3, p 119-125
- SRAE Midi-Pyrénées (1990), Groupe de travail Etat-Région Midi-Pyrénées sur l'eau, note du 3 Mai 1990, Toulouse
- TENIERE-BUCHOT PF., HETZEL J. (1988), Rapport d'évaluation des coûts directs de l'accident PROTEX, Ministère de l'Environnement - Direction de l'Eau et de la Prévention des Pollutions et des Risques, Neuilly-sur-Seine, 50p
- TENIERE-BUCHOT PF., HETZEL J. (1989), Etude complémentaire visant à évaluer les conséquences économiques de la pollution de la Brenne et de la Loire suite à l'incendie de l'usine PROTEX à Auzouer en Touraine le 9 juin 1988, Rapport au Secrétariat d'Etat auprès du Premier Ministre chargé de l'Environnement - Direction de l'Eau et de la Prévention des Pollutions et des Risques, Neuilly-sur-Seine, 40p
- WALSH RG., JOHNSON DM., McKEAN JR. (1988), Review of outdoor recreation demand ..YY with nonmarket benefit estimates, 1968-1988, Technical Report 51, Colorado Water Resources Institute, CSU, Fort Collins

Appendice

Années climatiques	Débit en rivière en Juin (en m3/s)	Débit en rivière en Juillet (en m3/s)	Débit en rivière en Aout (en m3/s)	Débit en rivière en Sept. (en m3/s)
1960	175	147	97	86
1961	274	127	76	48
1962	319	107	48	45
1963	311	204	176	300
1964	161	78	55	51
1965	311	127	62	104
1966	290	151	83	53
1967	259	186	72	68
1968	403	163	107	85
1969	208	171	101	94
1970	425	208	93	51
1971	505	200	91	88
1972	530	279	135	158
1973	249	127	92	66
1974	324	139	127	266
1975	418	190	120	127
1976	214	118	66	84
1977	475	432	294	116
1978	595	376	135	80
1979	393	153	114	96
1980	366	190	108	77
1981	339	232	102	78
1982	123	273	290	276
1983	259	135	109	74
1984	358	154	113	152
1985	291	136	86	46
1986	213	96	56	74
1987	253	194	107	71
1988	354	188	91	88
1989	103	38	34	47

Tableau A1: Débit mensuel moyen en Garonne

Ces valeurs sont des approximations des débits naturels reconstitués à Portet.

Années climati ques	Juin		Juillet		Aout		Sept.		Bénéf. sal. (en MF/an)	Bénéf. irr. (en MF/an)
	Débit en rivière (en m3/s)	Débit prélevé (en m3/s)	Débit en rivière (en m3/s)	Débit prélevé (en m3/s)	Débit en rivière (en m3/s)	Débit prélevé (en m3/s)	Débit en rivière (en m3/s)	Débit prélevé (en m3/s)		
1960	172	2,64	143	3,61	93	4,03	82	3,61	537,32	51,84
1961	271	2,64	123	3,61	72	4,03	46	1,50	527,77	41,44
1962	316	2,64	103	3,61	46	2,30	45	0,00	512,84	25,55
1963	308	2,64	200	3,61	172	4,03	296	3,61	537,32	51,84
1964	158	2,64	74	3,61	51	4,03	47	3,61	533,25	51,84
1965	308	2,64	123	3,61	57	4,03	100	3,61	537,32	51,84
1966	287	2,64	147	3,61	79	4,03	49	3,61	536,58	51,84
1967	256	2,64	182	3,61	68	4,03	64	3,61	537,32	51,84
1968	400	2,64	159	3,61	103	4,03	81	3,61	537,32	51,84
1969	205	2,64	167	3,61	97	4,03	90	3,61	537,32	51,84
1970	422	2,64	204	3,61	88	4,03	47	3,61	531,54	51,84
1971	502	2,64	196	3,61	86	4,03	84	3,61	537,32	51,84
1972	527	2,64	275	3,61	131	4,03	154	3,61	537,32	51,84
1973	246	2,64	123	3,61	88	4,03	62	3,61	537,32	51,84
1974	321	2,64	135	3,61	123	4,03	262	3,61	537,32	51,84
1975	415	2,64	186	3,61	116	4,03	123	3,61	537,32	51,84
1976	211	2,64	114	3,61	61	4,03	80	3,61	537,32	51,84
1977	472	2,64	428	3,61	290	4,03	112	3,61	537,32	51,84
1978	592	2,64	372	3,61	131	4,03	76	3,61	537,32	51,84
1979	390	2,64	149	3,61	110	4,03	92	3,61	537,32	51,84
1980	363	2,64	186	3,61	104	4,03	73	3,61	537,32	51,84
1981	336	2,64	228	3,61	98	4,03	74	3,61	537,32	51,84
1982	120	2,64	269	3,61	286	4,03	272	3,61	537,32	51,84
1983	256	2,64	131	3,61	105	4,03	70	3,61	537,32	51,84
1984	355	2,64	150	3,61	109	4,03	148	3,61	537,32	51,84
1985	288	2,64	132	3,61	82	4,03	46	0,30	527,77	35,53
1986	210	2,64	92	3,61	52	4,03	70	3,61	537,32	51,84
1987	250	2,64	190	3,61	103	4,03	67	3,61	537,32	51,84
1988	351	2,64	184	3,61	87	4,03	84	3,61	537,32	51,84
1989	100	2,64	38	0,00	34	0,00	46	1,00	288,96	1,36
Moyen.	314	2,64	174	3,49	104	3,84	98	3,22	527,24	48,39

Tableau A2: Débit en Garonne, débit prélevé et bénéfices estimés sur 30 années climatiques

Simulation faite pour une surface irriguée de 15 000 ha avec une valeur marginale de l'eau constante égale à 1,9 F/m3 en cas de pénurie, une consommation maximale de 2400 m3/ha, le débit seuil "optimal" étant alors égal à 46 m3/s

Dans le texte, on a supposé que la valeur marginale du mètre cube d'eau était constant quel que soit le niveau de satisfaction de la demande. En fait cette valeur croît avec le taux de non satisfaction. Une meilleure représentation du problème serait de dire que cette valeur est une fonction linéaire du taux de satisfaction et que le débit seuil à maintenir en rivière est une fonction de ce taux de satisfaction.

Avec les données climatologiques de Toulouse, une RFU de 100mm, le modèle BILANREG du CEMAGREF, testé par I.Picheral [1993], nous donne les données moyennes de rendement suivant en suposant qu'avec une dose de 2000 m3/ha on a un rendement de 96 q/ha:

apport en m3/ha	2600	2400	2200	2000	1800	1600	1400	1200	1000	800	600
rendement en q/ha	104	102	99	96	92	88	82	77	70	63	56

Tableau A3: Rendement simulé pour la station de Toulouse

L'interpolation des points ainsi obtenu par simulation nous permet de calculer la dose optimale, pour un prix de vente du maïs de 71 F/q,

$$v^* = \max\left(0; \min\left(\frac{V}{x}; 3080(1 - 0,291e_{pv})\right)\right)$$

avec un coût de fonctionnement pour l'irrigation est de 0,25 F/m3, ceci nous conduit à une valeur de l'eau

$$\text{valeur marginale} = 3,19 - 2,68 \frac{V}{2400}$$

En cas de pénurie, la théorie économique, nous dit que l'eau doit être attribuée de sorte que la valeur marginale du dernier mètre cube alloué à l'irrigation soit égale à la valeur marginale du dernier mètre cube alloué à la salubrité, c'est à dire tel que :

$$6,91 \frac{50 - Q}{50 - 35} = 3,19 - 2,68 \tau_s$$

avec τ_s le taux de satisfaction de la demande agricole (notée $b(i,t)$)

Or le taux de satisfaction de la demande agricole est donné par

$$Q + \tau_s b(i,t) = \text{débit disponible} = Q_d$$

D'où un débit seuil de
$$Q = \frac{Q_d + 7,51 b(i,t)}{1 + 0,17 b(i,t)}$$

Avec une telle règle, les débits en rivière sont peu différents de ceux obtenus pour un débit seuil constant de 46 m3/s (tableau A4). La recherche d'une règle plus proche de la théorie économique n'apporte donc pas nécessairement un gain important.

Années climati ques	Juin		Juillet		Aout		Sept.		Bénéf. sal. (en MF/an)	Bénéf. irr. (en MF/an)
	Débit en rivière (en m3/s)	Débit prélevé (en m3/s)	Débit en rivière (en m3/s)	Débit prélevé (en m3/s)	Débit en rivière (en m3/s)	Débit prélevé (en m3/s)	Débit en rivière (en m3/s)	Débit prélevé (en m3/s)		
1960	172	2,64	143	3,61	93	4,03	82	3,61	537,32	51,84
1961	271	2,64	123	3,61	72	4,03	46	1,24	528,96	47,34
1962	316	2,64	103	3,61	47	1,65	45	0,29	513,90	36,28
1963	308	2,64	200	3,61	172	4,03	296	3,61	537,32	51,84
1964	158	2,64	74	3,61	51	4,03	48	2,57	535,84	50,22
1965	308	2,64	123	3,61	57	4,03	100	3,61	537,32	51,84
1966	287	2,64	147	3,61	79	4,03	49	3,14	537,07	51,18
1967	256	2,64	182	3,61	68	4,03	64	3,61	537,32	51,84
1968	400	2,64	159	3,61	103	4,03	81	3,61	537,32	51,84
1969	205	2,64	167	3,61	97	4,03	90	3,61	537,32	51,84
1970	422	2,64	204	3,61	88	4,03	48	2,38	535,20	49,86
1971	502	2,64	196	3,61	86	4,03	84	3,61	537,32	51,84
1972	527	2,64	275	3,61	131	4,03	154	3,61	537,32	51,84
1973	246	2,64	123	3,61	88	4,03	62	3,61	537,32	51,84
1974	321	2,64	135	3,61	123	4,03	262	3,61	537,32	51,84
1975	415	2,64	186	3,61	116	4,03	123	3,61	537,32	51,84
1976	211	2,64	114	3,61	61	4,03	80	3,61	537,32	51,84
1977	472	2,64	428	3,61	290	4,03	112	3,61	537,32	51,84
1978	592	2,64	372	3,61	131	4,03	76	3,61	537,32	51,84
1979	390	2,64	149	3,61	110	4,03	92	3,61	537,32	51,84
1980	363	2,64	186	3,61	104	4,03	73	3,61	537,32	51,84
1981	336	2,64	228	3,61	98	4,03	74	3,61	537,32	51,84
1982	120	2,64	269	3,61	286	4,03	272	3,61	537,32	51,84
1983	256	2,64	131	3,61	105	4,03	70	3,61	537,32	51,84
1984	355	2,64	150	3,61	109	4,03	148	3,61	537,32	51,84
1985	288	2,64	132	3,61	82	4,03	46	0,79	525,31	46,15
1986	210	2,64	92	3,61	52	4,03	70	3,61	537,32	51,84
1987	250	2,64	190	3,61	103	4,03	67	3,61	537,32	51,84
1988	351	2,64	184	3,61	87	4,03	84	3,61	537,32	51,84
1989	100	0,00	38	0,00	34	0,00	46	0,00	288,71	-14,63
Moyen.	314	2,55	174	3,49	104	3,81	98	3,12	527,45	48,62

Tableau A4: Débit en Garonne, débit prélevé et bénéfices estimés sur 30 années climatiques

Simulation faite pour une surface irriguée de 15 000 ha avec une valeur marginale de l'eau onction linéaire du niveau de satisfaction de la demande agricole, une consommation maximale de 2400 m3/ha, le débit seuil "optimal" étant alors une fonction du besoin et du débit disponible.

UN CADRE POUR L'ANALYSE SOCIO-ÉCONOMIQUE DES DOMMAGES DUS AUX INONDATIONS

Jean-Philippe TORTEROTOT
CERGRENE

Résumé

Toute décision de gestion du risque d'inondation se traduit par des conséquences de natures très diverses, et notamment par une modification des dommages provoqués par les inondations. L'analyse socio-économique de ces dommages ou de leur modification, ainsi que leur estimation, peuvent ainsi contribuer au processus de décision. On propose ici une description des interactions entre inondations fluviales et sociétés, comme cadre conceptuel pour l'estimation des dommages. On caractérise les conséquences des inondations, avant de schématiser le système que constitue la zone inondable, et de donner une description économique des événements d'inondations et du risque lié à l'occupation de l'espace. On présente en particulier différentes méthodes d'évaluation économique.

1. Introduction

En submergeant des terres, les événements d'inondations conduisent à des effets très divers sur le milieu naturel, comme sur les sociétés humaines. Ainsi, les submersions jouent des rôles évidents, parfois irremplaçables, par rapport aux processus biologiques ou par rapport à des composantes du cycle de l'eau: écologie d'espèces animales ou végétales, recharge de nappes alluviales... A l'inverse, les inondations peuvent frapper des populations et détruire des investissements, à une échelle importante dans certains pays, et avec des retombées sur le développement social et économique.

L'objectif de ce texte est de définir et caractériser les relations entre inondations fluviales et sociétés, en insistant plus particulièrement sur les dimensions socio-économiques des impacts négatifs. Une telle conceptualisation est notamment un préalable nécessaire à l'analyse et à l'évaluation des dommages dus aux inondations, et peut à ce titre contribuer aux processus de décision pour la gestion du risque d'inondation. Ce texte est issu et adapté du mémoire de thèse présenté pour l'obtention du doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées en Sciences et Techniques de l'Environnement, et préparé au CERGRENE (Centre d'Enseignement et de Recherche pour la Gestion des Ressources Naturelles et de l'Environnement), dans le cadre de la Formation Complémentaire Par la Recherche des Ingénieurs du Génie Rural, des Eaux et des Forêts (Torterotot, 1993).

Pour qu'une inondation fluviale conduise à des dommages, et soit a fortiori considérée comme une catastrophe (le terme cataclysmes est moins usité, alors que le mot grec κατακλισμος signifie "inondation", et son étymologie "bouleversement de la surface du globe"; DRM et STU, 1990), il faut nécessairement un phénomène naturel intense de précipitations atmosphériques (ou de fonte des neiges) et d'écoulement, aggravé ou tempéré par l'action humaine. Mais il faut également des personnes, biens ou activités qui soient exposés à l'action de l'eau. Cette évidence conditionne toute démarche d'évaluation. En effet, l'intérêt et la difficulté méthodologiques d'une telle question résident dans les caractéristiques suivantes:

- on considère des événements (heureusement) relativement rares et aléatoires, difficiles à observer;
- les comportements humains qui influencent les dommages (occupation de l'espace, prévention, protection...) sont très variables et diversement connus.

L'évaluation se trouve par conséquent confrontée à la fois à l'aléa, et donc au risque, et à l'incertitude sur les conséquences des inondations. Nous approfondirons ces concepts, après une première entrée en matière et description rapide des enjeux des inondations. Dans la suite, nous aborderons l'interaction entre société et inondations fluviales. On se placera notamment dans un cadre économique, permettant de caractériser les dommages dans une dimension économique considérée sous des angles différents.

2. Premières définitions

Nous définirons l'inondation comme la présence temporaire de l'eau sur des surfaces non habituellement submergées, en ne considérant que les phénomènes constituant des risques naturels: *a natural hazard is a rare natural event whose occurrence in an environment created by men used to coping with more frequent events will most probably cause a disaster due to its character of being a rare event* (Siccardi, 1992). On s'intéresse à des événements limités dans le temps, dont l'intensité et/ou l'occurrence ne sont pas prévisibles avant leur déclenchement (à notre niveau de connaissances), et constituent un phénomène aléatoire rare.

Nous considérons ici des inondations fluviales dues à des cours d'eau, dont le débit augmente au point que l'eau sort du lit mineur, c'est-à-dire du *chenal de passage des débits quotidiens* (El-Jabi, 1980). Pour une illustration détaillée des risques et événements d'inondations dans le Monde et en France, nous renvoyons le lecteur au texte d'origine (Torterotot, 1993).

Un premier repérage des zones inondables (par l'effet des crues fluviales) en France métropolitaine a été établi par le BCEOM (1969), sous la forme d'un Atlas. Un linéaire de 16.000 kilomètres de cours d'eau "débordants" menace 2,2 millions d'hectares, soit 4% du territoire métropolitain (Siméon, 1981), et 2% de la population (Caude, 1988); 4% de cette surface sont urbanisés (Roche, 1989). Dans les années 1970, le coût moyen annuel des dommages a été estimé à environ 2 milliards de francs (dommages matériels, pertes d'exploitation...; BCEOM, 1977; Siméon, 1981).

Il est difficile de cerner ces coûts, qui doivent prendre en compte des phénomènes multiples. Ainsi, Bamberger (1987) a estimé qu'en moyenne annuelle, la fermeture des voies sur berges à Paris lors des crues de la Seine accroissait les temps de trajets de 1,3 million d'heures et les distances parcourues de 1,1 million de kilomètres.

Pour finir, mentionnons les recensements des communes exposées aux risques naturels sur tout ou partie de leur territoire (DRM, 1992). Sur 10.000 communes identifiées en 1982, 7.500 sont exposées aux inondations (sur un nombre total d'environ 36.400). En 1989, 9.400 sur 15.000. Parmi ces communes figurent 300 agglomérations importantes (Caude, 1988).

On s'est appuyé jusqu'ici sur le vocabulaire usuel pour évoquer les inondations et leurs conséquences. Mais ce vocabulaire est fatalement imprécis, comme le sont les notions qu'il décrit (à commencer par "risque"). C'est pourquoi nous proposons de définir à la fois des concepts précis et une terminologie correspondante non ambiguë. Ces définitions ne sauraient en aucun cas être considérées comme absolues.

2.1. L'aléa

Lorsque l'on considère une parcelle inondée (ou un groupe de parcelles inondées), l'aléa correspond à tout ce qui caractérise la submersion, indépendamment du mode d'occupation des sols. L'aléa est l'élément "perturbateur" conditionné par l'extérieur, susceptible de provoquer des modifications aux sols, à l'écosystème, aux personnes, aux biens, aux activités. L'aléa ne conditionne pas seul l'étendue des conséquences: on abordera plus loin la vulnérabilité et ses déterminants (biens exposés, réactions humaines face au danger...).

Comme on pourra le constater en détaillant les paramètres caractéristiques de l'aléa, ce dernier est lié à la fois à des phénomènes naturels (la pluie, le ruissellement, la formation de la crue...) et à des actions humaines: les actions conscientes ou non sur le cycle hydrologique, la gestion d'ouvrages hydrauliques, toute modification de la morphologie des lits mineurs et majeurs du cours d'eau, les modifications des processus d'érosion, les stockages de matières polluantes ou d'objets pouvant être emportés par l'eau... Notre proposition de ne pas faire une distinction nette entre causes naturelles et causes humaines peut paraître paradoxale en regard des classifications usuelles appliquées dans les problématiques d'environnement. Il nous semble toutefois, au moins dans le cas des inondations, que cette distinction est caduque pour plusieurs raisons:

- à l'échelle de la parcelle inondée (ou du groupe de parcelles), on ne peut maîtriser aucune de ces causes naturelles ou humaines; a contrario, l'action humaine influence ou peut influencer l'ensemble des processus conduisant à l'inondation (c'est même le cas pour les précipitations, au travers du changement climatique);
- les effets des actions humaines sur les processus physiques du cycle de l'eau sont parfois extrêmement difficiles à quantifier.

On propose de caractériser l'aléa par les paramètres suivants, en se référant notamment à Parker et Penning-Rowell (1972), El-Jabi et al (1982), Handmer (1986), Green et al (1993), Penning-Rowell (dans EUROFLOOD, 1993):

- date calendaire (saisons...) et horaire du début d'inondation (l'horaire dans le cas des événements rapides);
- vitesse de montée de l'eau;
- hauteur maximale de submersion par rapport à la surface du sol;
- durée maximale de submersion;
- relation "hauteur de l'eau - durée" en surface, ainsi que pour la saturation des sols, en relation éventuelle avec les nappes alluviales;
- vitesse du courant; turbulence de l'écoulement;
- action du vent sur la surface de l'eau (vagues);
- charges en sédiments avec leurs caractéristiques (nature physique, granulométrie...);
- "pollution" de l'eau (produits toxiques, ou laissant des dépôts);
- matériaux grossiers et objets transportés par le courant (y compris glace, rochers en cas de lave torrentielle...).

L'occurrence de l'inondation et l'intensité de ses différents paramètres sont des phénomènes aléatoires, conditionnés par le déclenchement de pluies dépassant des seuils donnés pour une ou plusieurs des caractéristiques suivantes: intensité moyenne, durée, intensité maximale, volume précipité (en fonction des conditions d'évaporation, d'évapotranspiration et d'infiltration). Selon les cas, il existe des relations liant plus ou moins différents paramètres de l'aléa: vitesse de courant et matériaux transportés, vitesse de montée de l'eau et durée de submersion...

Mais ces relations ne sont le plus souvent que partielles: il en va ainsi de la hauteur maximale de submersion (qui dépend en première approche du débit maximal) et de la durée maximale (qui dépend en première approche de la forme de l'hydrogramme de crue, liant le temps et le débit). Pour un même débit maximal sur un cours d'eau donné, les formes d'hydrogrammes de crues peuvent varier très sensiblement.

Il en résulte que toute analyse statistique de l'aléa devrait prendre en compte avec leurs degrés de cohérence tous les paramètres (du moins ceux qui varient sensiblement et qui ne sont pas liés étroitement à un autre paramètre). Dans la pratique, on considère presque toujours (implicitement ou explicitement) que les paramètres sont constants, négligeables dans leurs effets, ou liés strictement à la cote maximale ou au débit maximal. Parfois, la forme de l'hydrogramme est prise en compte pour le paramètre de durée (voir Macgilchrist, 1985). Les travaux d'hydrologie statistique, répondant à ces questions, sont très nombreux. Dans la littérature francophone récente, on renverra notamment le lecteur aux ouvrages ou articles de

El-Jabi et al (1982), Miquel (1984), Cunnane (1989), Rousselle et al (1990), CEMAGREF (1991) (voir aussi Klemes, 1989).

Une exception à la prise en compte unique de l'intensité maximale de crue (cote ou débit) correspond à la démarche "inondabilité", développée au CEMAGREF pour définir et cartographier une "norme" d'exposition aux inondations. Après une prise en compte unique de la durée de submersion a été développée une procédure permettant de prendre en compte également la hauteur de submersion et la vitesse de courant (Oberlin et Lambert, 1991; Gautier, 1991; CEMAGREF, 1992).

Pour clore cette définition de l'aléa, il nous faut revenir sur la question de l'échelle spatiale. On s'est placé explicitement à l'échelle d'une parcelle ou d'un groupe de parcelles. Si l'on devait définir l'aléa sur une partie de vallée, on pourrait décomposer la zone inondable en parcelles et revenir à la caractérisation présentée ci-dessus. On considérerait ainsi une grande "collection" de paramètres, entre lesquels existent de très fortes dépendances (charge de l'eau en sédiments pour deux parcelles voisines...). De surcroît, les paramètres "locaux" d'aléa dépendent de l'occupation des parcelles voisines (conditions d'écoulement, matières polluantes stockées). L'aléa peut alors être défini par les conditions d'écoulement et de submersion aux limites de la zone considérée (hydrogramme d'entrée, teneurs de l'eau...).

Ce raisonnement peut être étendu à des unités géographiques plus grandes. La différence qualitative susceptible d'intervenir concerne l'événement hydrologique de crue, lorsque celui-ci dépend d'épisodes pluvieux partiellement ou peu corrélés sur le plan spatial: bassins versants d'affluents différents, ou parties amont et aval d'un même bassin.

2.2. Les effets, les impacts, les dommages

Définir et qualifier les conséquences d'une inondation

Définir et analyser les effets d'une inondation particulière revient à comparer les systèmes géomorphologique et pédologique, hydrologique, écologique, humain, social, technique, économique et leurs évolutions selon deux hypothèses:

- l'événement d'inondation s'est produit;
- l'événement ne s'est pas produit, toutes choses égales par ailleurs.

Cette assertion paraîtra bien banale, mais elle est la plus précise, la plus complète et la plus juste. Elle permet de prendre en compte différents phénomènes:

- les conséquences des inondations ont des natures multiples;
- les inondations peuvent avoir des conséquences positives selon différents points de vue (pour un écosystème, ou pour le commerce à l'extérieur de la zone inondée...);
- les inondations modifient non seulement un état, mais aussi une dynamique d'évolution; les conséquences peuvent être différées ou irréversibles.

Au-delà, il y a besoin de concepts non ambigus pour ce que l'on nomme indistinctement "conséquences", "dommages", "coûts"... Pour cela, nous proposons d'élargir à tous les systèmes le cadre conceptuel utilisé par Howe et al (1991) de façon complète pour le milieu naturel.

On a défini déjà les effets comme tout changement objectif, provoqué par l'inondation, dans les systèmes naturels, humains, économiques. Les impacts sont ceux de ces effets (donc de ces changements objectifs) que la société et/ou ses membres perçoivent, et auxquels ils sont susceptibles d'attacher la moindre importance. Mais la seule question posée pour l'investigation scientifique est de savoir quelles parties ou caractéristiques de ces impacts on peut analyser: effets d'un barrage écrêteur de crues sur les dépôts de sédiments, rôle de la durée de submersion sur les cloisons d'un bâtiment...

Les dommages sont les valeurs, anthropocentriques par nature mais pas nécessairement monétaires, que la société et/ou ses membres attribuent aux impacts: "c'est très grave", "cela ne coûte pas cher". Ces valeurs résultent d'arbitrages individuels ou collectifs, de comparaisons. *Hazard damages are thus losses of human-centered values that result from natural hazard events* (Howe et al, 1991). Les valeurs que constituent les dommages traduisent le changement induit par les impacts vis-à-vis de quatre motivations (Pearce, 1978; Pearce et Markandya, 1989):

- l'usage d'un bien, d'un service, d'un site...;
- l'option, c'est-à-dire la possibilité d'un usage futur;
- le legs, c'est-à-dire la possibilité d'un usage pour autrui;
- l'existence, c'est-à-dire l'utilité d'un bien, d'un site ou d'un service, indépendamment de tout usage actuel ou futur, selon des motivations morales (éthique personnelle, religieuse, sociale...).

Les dommages sont par nature subjectifs, et dépendent d'un cadre de décision, en particulier de la nature du décideur et de la question posée: "si cette inondation ne s'était pas produite", "quels dommages évitera cette digue". C'est pourquoi il importe de focaliser une analyse sur les dommages "pertinents": ceux qui importent aux décideurs, et qui sont liés à la décision analysée (dommages susceptibles d'être réduits par un projet, par exemple). Nous reviendrons plus loin sur l'évaluation des dommages.

La nature des impacts et des dommages

Les impacts sur le milieu naturel sont très variés: modification de la morphologie des sols, dépôts ou érosions, réalimentation des nappes, modifications des fonctions vitales de différentes espèces... Nous n'entrerons pas plus dans l'évocation de ces impacts, qui peuvent être considérables, mais qui sortent du champ traité ici. Cette limite illustre malheureusement le trop fréquent fossé qui existe entre les analyses des impacts des inondations sur les milieux naturels d'une part, sur les milieux humain, social, technique et/ou économique d'autre part.

On peut décrire ces derniers impacts selon plusieurs catégories:

- pertes en vies humaines, effets sur la santé, et notamment effets liés au stress dû à l'événement et à l'anxiété (Green et Penning-Rowsell, 1986; Doizy, 1991);
- dégâts matériels provoqués aux différents biens privés et publics; ces dégâts, qui correspondent à des logiques économiques de réparation ou de remplacement, sont qualifiés de directs, et sont dus à l'action physique de la submersion; les dégradations matérielles peuvent être dues à l'action physique de l'eau (pression, poussée...), à son action chimique ou biologique (pourrissement...), aux dépôts;
- impacts liés aux difficultés de fonctionnement, d'échanges, de communications, qualifiés d'impacts indirects; localisés dans la zone submergée (impacts indirects primaires) ou à l'extérieur (impacts secondaires), ces impacts correspondent aux perturbations induites: arrêts d'activités et de services, coupures de voies de communication, ruptures de circuits économiques... (Parker et al, 1987); ces impacts, conditionnés principalement par l'étendue des dommages directs et par la durée de submersion, peuvent faire l'objet de "compensations" par transferts dans le temps et dans l'espace: modifications des circuits commerciaux, reports de production, déviations de routes; dans cette catégorie des impacts indirects entrent également les moyens mis en oeuvre pour les secours et les mesures immédiates de protection.

On a décrit plus haut différents paramètres caractérisant l'aléa, et conditionnant les impacts. Dans les travaux du BCEOM, on trouvera notamment des nomenclatures d'impacts plus fines (1967) et une description des processus d'endommagement matériel (1970).

Notons que la classification retenue ici, inspirée par Kates (1965), Parker et Penning-RowSELL (1972), El-Jabi (1980), Handmer (1986), ou Parker et al (1987), ne fait pas l'unanimité. Ainsi, les Nations Unies (ONU, 1979) qualifient d'impacts directs, en capital ou en revenu, tous les impacts localisés dans la zone inondée. Il en est de même pour Howe et al (1991), en considérant les effets à court terme dans cette zone ("first-round impacts").

On a souvent cherché à exprimer les impacts indirects en proportion des impacts directs, à cause de la plus grande difficulté à appréhender et chiffrer les premiers (Kates, 1965; Grigg et Helweg, 1975; BCEOM, 1980), mais une telle démarche masque la différence conceptuelle entre les deux types d'impacts, et donc de dommages (Handmer, 1986; Parker et al, 1987). Ainsi, les pertes d'exploitation ou perturbations de communications vont dépendre de la "fragilité" intrinsèque de l'activité touchée, mais également de sa dépendance vis-à-vis de l'extérieur, et de la possibilité de transférer production ou échanges dans le temps ou dans l'espace.

Cette question pose le problème de l'échelle spatiale à laquelle on analyse les dommages, et du degré auquel on considère que des pertes et des gains se compensent, quand ils ne concernent pas les mêmes personnes ou organismes. Le surcroît de ventes d'une boulangerie épargnée par l'inondation peut-il être déduit des pertes subies par une boulangerie concurrente submergée? Et qu'en est-il si l'industrie concurrente, qui réalise des bénéfices supplémentaires, est située hors du champ géographique et politique de l'évaluation? Cette question de la prise en compte de la répartition des coûts et avantages dans une aire géographique donnée relève du choix politique d'un cadre de décision. Notons la nécessité de définir explicitement le cadre de l'évaluation des dommages, et le danger important d'omission ou de double compte pour certains types d'impacts.

Les types d'impacts par rapport à l'évaluation

On fait habituellement une dernière distinction entre types d'impacts tangibles et intangibles. Ces derniers correspondent aux impacts qu'on ne peut pas mesurer par une unité permettant de les comparer et de les classer. En particulier, on ne peut pas établir une valeur monétaire directe (Parker et Penning-RowSELL, 1972). Ces dommages sont multiples (Green et Penning-RowSELL 1986; Green, 1988; Green et Herring, dans EUROFLOOD, 1993):

- pertes en vies humaines;
- angoisse face à l'événement;
- stress et ses conséquences;
- inquiétude persistante face au risque d'inondation;
- problèmes de santé à court et moyen termes;
- rupture du mode de vie, rupture du tissu social;
- isolement;
- pertes de biens privés irremplaçables (souvenirs...);
- dommages au patrimoine historique et culturel (voir l'inondation de Florence, en 1966).

Ces dommages peuvent revêtir une importance considérable, comme le montrent Green (1988) ou Doizy (1991). Le seul traumatisme psychologique peut dépasser en gravité ressentie les dommages matériels (IWR, 1980). Les impacts intangibles sont en partie déterminés par les impacts tangibles directs, mais en partie seulement. Handmer (1986) cite des études réalisées à Bristol, après l'inondation de 1968: il apparaît une augmentation significative des actes médicaux et chirurgicaux, et un changement à court terme des phénomènes de mortalité ("concentration" dans les premiers mois, ou modification de la répartition de la mortalité entre hommes et femmes sur un cas australien).

2.3. La vulnérabilité

Après avoir défini l'aléa d'une part, les différents concepts représentatifs des conséquences des inondations d'autre part, venons-en à la vulnérabilité qui les met en relation. La vulnérabilité est un concept relatif, qui exprime le lien entre l'aléa, la nature et l'importance des enjeux exposés à cet aléa, les ressources disponibles pour faire face, et les impacts qui en résultent. Penning-Rowsell (dans EUROFLOOD, 1993) et Green et al (1993) donnent une définition détaillée de la vulnérabilité pour ce qui concerne l'habitat et ses occupants.

Pour préciser cette notion de vulnérabilité, sans s'attacher particulièrement à un bien, une activité ou une occupation des sols, définissons la vulnérabilité comme la fonction qui exprime les impacts (ou dommages) potentiels par rapport:

- aux paramètres influents parmi ceux qui caractérisent l'aléa (par exemple la hauteur de submersion, la durée, la vitesse de montée de l'eau, la saison...);
- aux enjeux, c'est-à-dire à la quantité et la nature des biens, activités, surfaces... exposés à cet aléa, ainsi qu'à la "fragilité" face à la submersion (qui dépend par exemple de la saison, pour les cultures agricoles); pour les bâtiments, l'une des caractéristiques des enjeux sera par exemple la hauteur des planchers par rapport au terrain naturel (l'aléa ne pouvant se définir que par rapport à ce terrain "naturel", indépendamment de l'occupation des sols);
- aux ressources disponibles pour limiter les impacts, comme le délai disponible et la capacité physique des occupants d'un logement (pour prendre des mesures de protection "immédiates"), les moyens financiers pour accélérer les remises en état, la couverture par le biais des assurances...

Green et al (1993) résumant cette définition par la confrontation entre le "challenge", c'est-à-dire l'exposition des enjeux à l'aléa, et les ressources disponibles. Notons que la vulnérabilité d'un bâtiment (dans notre définition) est indépendante de la localisation de ce bâtiment: la vulnérabilité met en relation les impacts résultant d'un aléa potentiel, ou hypothétique, avec les facteurs qui les conditionnent. La notion de fréquence n'intervient pas ici, mais dans la définition du risque qui suit.

2.4. Le risque d'inondation

Nous concluons ce paragraphe sur la définition du concept de risque que nous proposons. Cohen (1992) souligne la diversité des concepts que recouvre le terme de "risque", en fonction des contextes et des groupes sociaux et professionnels: probabilité de rejet à tort d'un test statistique, dispersion d'un actif financier, espérance mathématique d'un coût, variation d'une probabilité de décès... Contrairement à la situation d'incertitude sur laquelle on reviendra plus loin, la situation de risque est liée à l'existence d'éléments aléatoires dont les lois de probabilité sont connues (avec plus ou moins de précision).

Nous avons évoqué plus haut le caractère stochastique de l'aléa, qui conduit nécessairement au caractère stochastique des impacts (ou dommages) au travers de la relation de vulnérabilité. La multiplicité des paramètres caractérisant l'aléa, et le caractère partiel de leur cohérence, interdisent de définir une relation directe et univoque entre probabilité et aléa d'une part, entre aléa et impacts d'autre part. Il n'en demeure pas moins que la nature probabiliste des impacts est réelle.

On définit le risque comme la loi de probabilité des impacts (ou des dommages) à l'échelle d'un bien, d'une parcelle, ou de toute unité géographique (cf. les échelles spatiales de l'aléa). Le risque dépend donc:

- de l'aléa, comme phénomène naturel et anthropique exogène, obéissant à une loi de probabilité multidimensionnelle;

- des enjeux exposés;
- des ressources disponibles pour faire face.

Il n'y a pas de risque sans aléa naturel, il n'y en a pas non plus sans élément vulnérable exposé. Dans certains cas, on peut également considérer que les enjeux et les ressources ont une nature aléatoire: nombre de personnes présentes à une heure donnée (dans le cas de crues rapides, "subites"), efficacité de la prévision et de l'annonce de crue...

Plaçons-nous dans un cas particulier, pour définir la notion fréquemment utilisée de "coût moyen annuel" (CMA), le cas où les impacts sont exprimés en coûts de dommages. Le CMA est alors l'espérance statistique de la variable aléatoire "coût des dommages dus à un événement d'inondation", lorsque les probabilités sont exprimées en fréquence annuelle de dépassement.

Pour clore ce paragraphe largement consacré au formalisme et à la conceptualisation du risque, nous formulerons le souhait d'avoir su respecter la recommandation de Cohen (1992): *Nous retiendrons que le formalisme ne se justifie que s'il accroît la rigueur de l'analyse des situations et fournit, une fois bien expliqué, un vocabulaire commun aux différents acteurs. Il ne doit en aucun cas camoufler les inévitables choix de valeurs en hypothèses prétendument techniques énoncées en langage hermétique.*

3. Une schématisation du système physique et socio-économique de la zone inondable

Nous nous contenterons de considérer une notion très pragmatique du "système" pour décrire les interactions entre inondations et société, à savoir les états et les actions qui conditionnent l'aléa d'inondation et ses conséquences. Cette notion de système est sous-jacente à beaucoup de travaux portant sur les inondations, tant l'importance des interactions entre aléa et actions anthropiques est reconnue. Les représentations systémiques auxquelles nous avons eu accès ont pour objectif majeur de situer toute intervention humaine dans un cadre complet et cohérent.

Ainsi, le BCEOM (1977) a analysé le système "maîtrise des eaux" pour définir des objectifs d'action en vue de réduire les impacts des inondations sur différentes composantes de la société. El-Jabi et al (1980; 1982) ont défini l'espace décisionnel de l'aménagement des plaines inondables, avec ses dimensions politique, hydrotechnique, environnementale, géographique physique, économique et sociologique.

Nous avons essayé, pour notre part, de proposer une schématisation plus détaillée des interactions entre inondations et société, explicitant notamment la place des différents concepts relatifs aux "conséquences" des inondations sur la société, ainsi que les types de modes de gestion du risque d'inondation:

- actions sur le cycle de l'eau et sur l'aléa local (barrages, digues, maîtrise du ruissellement...);
- modifications (en localisation, en valeur, en "fragilité") des enjeux exposés dans la situation actuelle et/ou par rapport aux évolutions futures (réglementations d'urbanisme, règles constructives, mesures individuelles "statiques");
- affectation des ressources disponibles pour diminuer les impacts ou les redistribuer (annonce de crue, secours, indemnités).

La dernière spécificité de notre schématisation est de tenter d'identifier les différentes échelles de temps:

- le court terme est le temps de l'événement d'inondation isolé et de ses conséquences immédiates (même si ces conséquences peuvent apparaître plus tard);

- le moyen terme est le temps de la décision, influencée éventuellement par un ou plusieurs événements, et de la gestion du risque d'inondation;
- le long terme est le temps de l'évolution générale des systèmes environnemental (géomorphologique et biologique), social, économique; ceci inclut les influences de ces évolutions sur le bassin versant des cours d'eau et sur les zones inondables.

La schématisation des interactions entre inondations et société est présentée en figure 1, et se réfère aux concepts définis plus haut. Par la suite, on va s'intéresser plus particulièrement à la conceptualisation et à l'évaluation des phénomènes de court terme (dommages dus à un événement), puis à la question de l'occupation de l'espace par rapport au risque.

4. La conceptualisation économique d'un événement d'inondation

Nous nous intéressons ici à l'estimation économique des dommages dus à un événement d'inondation, c'est-à-dire à la comparaison de deux situations: 1° l'inondation s'est produite 2° l'inondation ne s'est pas produite (mais le risque en soi n'est pas modifié). Ceci appelle plusieurs commentaires préliminaires.

Soulignons pour commencer qu'une estimation de dommages n'est pas forcément économique: on peut quantifier des dommages par un indicateur physique, pour peu que cet indicateur ait une signification de valeur par rapport au processus de décision dans lequel on l'intègre (approche multi-critère, par exemple). On évoque ici l'estimation économique car d'une part c'est le mode d'évaluation vers lequel on tend le plus souvent, d'autre part cette estimation concentre l'ensemble des difficultés méthodologiques (notons bien qu'il s'agit ici d'estimation de dommages, et non d'évaluation globale de projet ou de politique).

Par ailleurs, insistons d'emblée sur la différence entre une évaluation financière et une évaluation économique:

- la première se limite aux flux monétaires proprement dit, dans le cadre d'un marché réel;
- la seconde estime des valeurs, traduites en unité monétaire, par rapport à des objectifs déterminés (bien-être social, efficacité économique...).

4.1. Les dommages dépendent du cadre décisionnel

Les considérations présentées ci-dessous s'appuient notamment sur les travaux et écrits de Squire et van der Tak (1975), Parker et al (1987), Henry (1989), Greely-Polhemus Group (1991), Howe et al (1991). Comme on l'a évoqué déjà, un dommage est une valeur subjective, donc relative. Il n'est défini qu'à l'intérieur d'un référentiel, que nous appellerons ici "cadre décisionnel". Ainsi, les techniques d'estimation économique sont des méthodes que l'on cherche à rendre les plus rigoureuses possibles, en vue de mesurer des valeurs subjectives (Torterotot et al, 1990). Dans le manuel d'évaluation économique élaboré pour le US Army Corps of Engineers, on trouve un avis plus radical encore (Greely-Polhemus Group, 1991): *The economist has to measure what cannot be measured using concepts that cannot be observed. So, he must resort to using less-than-perfect tools as proxy measures of approximate values of things that don't really exist !*

On propose de décrire le cadre décisionnel selon deux composantes qui conditionnent l'estimation d'une valeur:

- les objectifs et principes fondamentaux;
- la nature du "décideur" au titre de qui est menée l'estimation, et plus particulièrement l'échelle à laquelle il se place ("accounting stance", dans la terminologie anglophone).

- les avantages d'une modification de cette valeur nette correspondent à la somme des changements d'utilité individuels; les coûts correspondent à la somme des coûts d'opportunité individuels.

Howe et al (1991) insistent sur le risque de "doubles comptes". Si l'on définit les dommages comme la variation du produit national brut due à l'inondation, on peut les estimer par plusieurs indicateurs équivalents qu'il ne faut pas additionner:

- variation de valeur des biens et services finaux;
- variation des rémunérations (du travail, du capital);
- variation des valeurs ajoutées.

Ce risque de doubles comptes est important, et justifie d'autant plus des définitions conceptuelles claires. Ainsi, il ne faut pas intégrer dans les dommages le fait que la réparation ou le remplacement peut conduire à un état du capital meilleur (voir aussi Penning-Rowsell et Chatterton, 1977; ONU, 1979): il faut considérer la remise en état ou le remplacement à la valeur (et à l'âge) juste antérieure à l'inondation. Dans le cas contraire, il faut considérer le coût complet d'une remise à neuf, mais aussi l'avantage apporté par rapport à la situation antérieure à l'inondation. Et si un bien n'est ni réhabilité ni remplacé, on peut estimer le dommage par la perte de valeur ajoutée actualisée sur la durée de vie restant au bien, à la date de l'inondation.

La nature du décideur (accounting stance)

Les différents auteurs cités plus haut insistent beaucoup sur ce second point, malgré son apparente simplicité. Comme on l'a vu précédemment, les impacts d'une inondation peuvent être favorables ou défavorables. Ce deuxième cas est notamment susceptible de se produire au niveau de certains impacts indirects secondaires, lorsque des entreprises épargnées augmentent provisoirement ou durablement leur valeur ajoutée suite à des difficultés rencontrées par les entreprises concurrentes (submersion, accès coupés, fournisseurs inondés...). Selon qu'une estimation globale de dommages se focalise sur la zone inondée, ou au contraire porte sur l'ensemble des impacts nationaux, et selon le mode de prise en compte de l'équité, des phénomènes de "compensation" partielle joueront ou non sur le bilan.

Ainsi, une même perturbation locale de la production ou des transactions n'induit pas le même dommage aux différentes échelles individuelle, locale, régionale, nationale. Le bilan global dépendra des transferts d'activité dans l'espace, par rapport au niveau géographique et/ou institutionnel considéré. Il faudra prendre en compte de même tout autre "transfert" comme la fiscalité (directe et indirecte), les subventions et indemnités...

4.2. Les techniques d'estimation économique des dommages

Les techniques générales

Nous nous contenterons ici de présenter les grandes caractéristiques des techniques d'estimation économique des dommages, dans le cas où l'on considère les conséquences d'un événement d'inondation donné. Ces conséquences se traduisent par des modifications sur les biens possédés ou échangés, sur des biens autres, ainsi que sur des services. Quelle que soit la nature de ces biens ou services, ils appartiennent à l'une des catégories suivantes (Howe et al, 1991):

- ces biens et services sont marchands, et leurs prix d'échange reflètent les valeurs sociales (l'utilité étant alors égale au surplus du consommateur);
- ces biens et services sont marchands, mais leurs prix d'échange ne reflètent pas les valeurs sociales (le marché présentant des distorsions par rapport au cadre décisionnel: marché non parfait, externalités...);

- ces biens et services ne sont pas marchands, mais il existe au moins une technique d'estimation adaptée;
- ces biens et services ne sont pas marchands, et il n'existe aucune technique adaptée.

Les premier et quatrième cas n'appellent pas d'autre commentaire. Pour le deuxième cas, on peut recourir soit aux méthodes présentées plus loin, soit estimer des prix de référence, c'est-à-dire les prix que l'on observerait sur le marché si le fonctionnement de ce marché était cohérent avec les objectifs et principes du cadre décisionnel (tels ceux présentés plus haut). Cela consiste par exemple à exclure la fiscalité, à considérer un marché concurrentiel avec information parfaite et coûts de transaction nuls (voir par exemple Squire et van der Tak, 1975; Ray, 1984; Pearce et Markandya, 1989). En théorie, les prix de référence devraient être estimés par une nouvelle optimisation sous contrainte de l'allocation des ressources. Mais il faut noter qu'en pratique les prix de référence sont souvent estimés à partir des prix de marché, sans que toutes les conditions théoriques nécessaires soient toujours réunies pour cela (Henry, 1989). Le paragraphe qui suit approfondit le troisième des cas évoqués.

L'estimation des dommages non-marchands

On va évoquer à présent les techniques applicables à la troisième catégorie de biens et services (donc d'impacts). Ces techniques s'appliquent de la même manière au deux premières catégories, si ce n'est que ces approches sont plus "lourdes" que les approches directes possibles. Cela concerne essentiellement certains impacts "intangibles", dans la mesure notamment où ces techniques soit constituent des premières approches à valider, soit apportent des estimations qui ne sont vraisemblablement que partielles. Les différentes techniques reviennent en fait à l'une des méthodologies générales suivantes:

- estimer la valeur d'un dommage d'après ses traductions sur des marchés de biens et services tangibles (frais de santé, temps de travail perdu...);
- analyser les comportements révélés sur un marché de "substitution" dont les dommages sont un attribut, et en estimer les consentements à payer (méthode des coûts de trajet, méthode hédoniste);
- créer un marché fictif (évaluation contingente).

Ces différentes méthodes s'appliquent par excellence aux biens et services d'environnement, et ont été développées beaucoup en économie de l'environnement. On se basera notamment sur les synthèses didactiques de Pearce et Markandya (1989), Howe et al (1991).

Pour le cas où l'on analyse un dommage par ses conséquences sur des marchés, on donnera plus loin l'exemple relatif aux atteintes à la santé. Mais cette approche est avant tout appliquée au cas des coupures des voies de communication (BCEOM, 1967; Bamberger, 1987; Parker et al, 1987). La méthode d'estimation suppose que l'on sache déterminer, pour les trajets de diverses natures (professionnels, de loisirs...), le rallongement en distance et en durée, qui sont valorisés par un prix de revient au kilomètre de l'usage du véhicule et une valeur du temps (au coût salarial, pour le cas le plus simple des trajets professionnels). Nous n'entrerons pas plus avant dans les différentes difficultés méthodologiques, mais nous en soulignerons la première, à savoir l'identification des répercussions physiques de la modification du trafic: changement d'itinéraire pour éviter les secteurs inondés, mais aussi perturbations induites sur les déviations et à leur proximité.

Pour la prise en compte d'un marché de substitution, considérons par exemple la dégradation d'un site naturel ou culturel. Les visites faites à ce site dépendent de l'utilité retirée par les visiteurs, et on peut considérer que le coût total d'une visite (coût de trajet, temps passé, prix d'accès...) constitue une limite inférieure de l'utilité de ce bien. En analysant les taux de visites et les coûts associés, il est possible de reconstituer une courbe de demande et d'estimer, de façon approchée, un surplus des visiteurs d'un site. On peut ainsi comparer les surplus avant et après dégradation partielle d'un site, et en déduire la valeur du dommage.

On considère de même un marché de substitution, lorsque la qualité d'un site ou les caractéristiques d'une infrastructure influent sur les loyers, les valeurs foncières et/ou les valeurs immobilières, toutes choses étant égales par ailleurs. Le différentiel sur ces valeurs, comme fonction unique de cet attribut "site" ou "infrastructure" en éliminant l'influence des autres attributs, constitue une évaluation de la valeur du site ou de l'infrastructure endommagés par l'inondation. Cette valeur ne correspond qu'aux individus vivant à proximité. On reviendra plus loin sur l'analyse hédoniste vis-à-vis du risque d'inondation, qui constitue un attribut d'une parcelle ou d'un bâtiment. Comme on l'expliquera, cette analyse ne peut être appliquée directement pour estimer les dommages d'un événement d'inondation donné.

La dernière des techniques d'estimation est la méthode d'évaluation contingente: dans le cadre d'enquêtes, on définit un marché fictif dans lequel les individus interrogés indiquent le montant maximum qu'ils sont prêts à payer pour acquérir (ou protéger) un bien ou un service (consentement à payer), ou le montant qu'ils demandent pour renoncer à un bien ou un service (consentement à accepter). Cette approche, qui se présente souvent sous la forme d'enchères, s'appuie sur un jeu d'hypothèses et de conditions à remplir. Quatre biais peuvent limiter la validité de l'évaluation contingente:

- le biais stratégique, lorsque l'individu interrogé n'est pas sincère (le "cavalier seul" minimise son consentement à payer avoué pour un bien collectif qui serait désiré par la majorité et dont il pourrait profiter dans tous les cas);
- le biais conceptuel, en fonction des caractéristiques des enchères, ou du fait d'une mauvaise interprétation;
- le biais hypothétique, lorsque le caractère fictif des questions et des montants évoqués en modifie la valeur par rapport à un choix en situation réelle;
- le biais opérationnel, lorsque le marché fictif simulé ne respecte pas les conditions d'un marché réel.

Pour une telle technique, l'une des pierres d'achoppement est que les individus interrogés doivent pouvoir prendre pleinement conscience des enjeux considérés, et en comprendre toute la portée. Ainsi, pour le cas de la pollution des cours d'eau, les évaluations contingentes menées par le Flood Hazard Research Centre se sont appuyées sur la traduction de paramètres de qualité biochimiques -peu parlants pour la population- en paramètres de qualité perçue constituant une échelle commune: aspect de l'eau, faune présente... (Green et al, 1988; Torterotot et al, 1990). De même, pour poser les bonnes questions à un échantillon qui soit représentatif de la population concernée, il faut connaître les motivations qui sous-tendent l'attribution de valeurs à des biens et services (Green et Tunstall, 1990).

On pourrait très bien imaginer d'appliquer l'évaluation contingente à l'ensemble des dommages dus à une inondation, même si nous n'avons pas trouvé trace d'une telle démarche. Shabman et Stephenson (1992) présentent un référendum proposant la construction d'un ouvrage de protection contre les inondations, qui se traduirait par une légère augmentation des impôts locaux. Les motivations de vote ont été analysées en marge de cette consultation, et ont révélé que la population non concernée directement était majoritairement favorable au projet, et que le consentement à payer dépassait les intérêts individuels. Ce consentement à payer est apparu conditionné avant tout par des motivations collectives de réduction des perturbations globales induites par une inondation. Thunberg et Shabman (1991) ont analysé plus finement le consentement à payer des propriétaires fonciers pour une protection, qui s'est révélé nul pour certaines personnes appelées à bénéficier de cette protection ("protest bids", ne correspondant ni à une incapacité de payer ni à une méconnaissance des avantages d'un projet), et qui dépendait essentiellement des facteurs suivants: le souci de préserver le fonctionnement social de la communauté, puis la protection des biens, la préservation des valeurs immobilières, la réduction de l'anxiété. N'oublions pas qu'il s'agit ici d'un cas particulier, dont on ne peut pas tirer de conclusion générale.

Le cas des pertes en vies humaines et des effets sur la santé

Comme on l'a évoqué précédemment, parmi les impacts intangibles figurent les pertes en vies humaines, par noyade, épidémie ou famine, par affaiblissement physiologique (effet différé sur l'espérance de vie à court terme). De surcroît, un événement d'inondation a des répercussions sur la santé, notamment par suite du stress intense, de l'anxiété, de l'inquiétude qui reste face au risque d'inondations futures, ou simplement du changement brutal dans les conditions de vie à court et moyen termes (évacuation...).

Notons que l'on considère ici l'évaluation d'une valeur monétaire liée aux pertes en vies humaines. Certaines méthodes d'aide à la décision considèrent ces impacts sans qu'il faille estimer un coût de dommage correspondant. Par ailleurs, il est important de souligner qu'en France métropolitaine, les pertes en vies humaines dues aux inondations résultent d'enchaînements de circonstances peut-être maîtrisables, mais très aléatoires à l'échelle du pays: date d'un événement (occupation des terrains de camping et caravaning), horaires (présences, alerte et vitesse de réaction), résistance des bâtiments exposés aux plus forts courants... Si l'on ajoute à cela que la très grande majorité des débordements de cours d'eau ne fait pas de victimes, force est de constater qu'il est excessivement difficile de prévoir les impacts des inondations fluviales en termes de vies humaines.

Nous n'entrerons ici ni dans un débat éthique de la valorisation économique de la vie, ni dans une discussion technique et scientifique détaillée. Comme le montre Moatti (1989), cela n'aurait pas de sens de vouloir estimer la valeur économique du décès certain d'une personne précise: on ne peut que raisonner sur une variation de la probabilité de durée de vie, ou sur des décès statistiques et anonymes au sein d'une population importante. De même, on évalue a priori, non a posteriori. Jones-Lee (1984), ainsi que Howe et al (1991), évoquent différentes approches pour l'estimation d'une valeur monétaire:

- valeur révélée par les primes d'assurance-vie ou les jugements des tribunaux en dommages et intérêts;
- valeur révélée par les salaires des métiers à risques, par rapport à des métiers de même qualification (méthode hédoniste des salaires);
- valeur révélée par les investissements de sécurité (circulation, santé...; selon les causes possibles de décès, ces investissements sont très variables);
- "gross output" correspondant à la production nette perdue et aux difficultés rencontrées par la famille de la victime;
- consentement à payer analysé au travers d'une évaluation contingente.

Chacune de ces approches conduit à des valeurs disparates et discutables. Seule la dernière approche présente des garanties minimales de cohérence avec la théorie économique.

En ce qui concerne les impacts -a priori entièrement "négatifs"- des inondations sur la santé, Handmer (1986) propose en Australie une estimation au travers des conséquences sur le marché, à savoir les frais de santé et le temps de travail perdu. Aux Etats-Unis (IWR, 1980), des approches indirectes ont été mises en oeuvre, en mesurant les effets sur la santé par les "barèmes physiques" de traumatisme utilisés par la justice ou pour l'indemnisation des vétérans du Vietnam, et en appliquant les valeurs correspondantes.

Au Royaume-Uni, le Flood Hazard Research Centre développe une approche complète vis-à-vis des dommages intangibles subis par les ménages, parmi lesquels les impacts sur la santé (Green et Penning-Rowell, 1986; Green, 1988; Green et Penning-Rowell, 1989; Doizy, 1991). La mise au point d'échelles de mesure sociologique permet de classer les niveaux de stress, d'angoisse, ou d'inquiétude par rapport aux inondations. C'est un premier pas du statut d'impact intangible vers celui d'impact tangible.

Au travers d'enquêtes, les différents types d'impacts ont été quantifiés par une note de gravité perçue, ce qui a permis d'analyser les corrélations entre différents impacts, leurs contributions au traumatisme global subi (dépendant beaucoup du niveau de stress), et leurs dépendances

par rapport aux conditions de submersion. Sur la base des notes de gravité, les coûts des dommages tangibles ont été extrapolés pour constituer des valeurs de dommages intangibles. Ces valeurs apparaissent importantes, et ne sauraient aucunement être négligées par rapport aux dommages matériels, même si beaucoup de questions méthodologiques restent ouvertes (Doizy, 1991).

5. La conceptualisation économique du risque d'inondation lié à l'occupation de l'espace

Nombreux sont les auteurs qui évoquent l'accroissement dans le temps -en moyenne- des coûts des dommages dus aux inondations, et ceci malgré les investissements de protection et de prévention (Holmes, 1961; Renshaw, 1961; El-Jabi et al, 1982; Jacq, 1987; Shabman, 1988). Les raisons avancées sont multiples:

- évolutions dans la formation des écoulements (intensification du ruissellement, diminution des temps de propagation...);
- accroissement des enjeux exposés dans les zones inondables, et de la fragilité de ces biens et activités (sophistication des matériaux, automatisation, plus grande dépendance par rapport aux circuits commerciaux...; Penning-Rowsell et Green, 1990);
- amélioration des recueils d'informations, qui conduit à progressivement recenser les dommages d'une façon plus complète.

On met en particulier en cause les mesures de protection structurelle (barrages, digues...) qui induisent un sentiment de sécurité exagéré et s'accompagnent par conséquent d'une exposition accrue à l'aléa d'inondation. Cette exposition accrue amplifiant l'intérêt de protections supplémentaires, on emploie à ce sujet l'image du cycle infernal, ou plus encore de la spirale ascendante des dommages et des protections (El-Jabi, 1980).

Considérons un instant l'occupation des zones inondables dans une perspective historique. Que les activités humaines se soient implantées puis concentrées dans les vallées, et en particulier dans les zones inondables, est une évidence. La présence d'eau pour les besoins humains, les terrains fertiles et plats ainsi que divers processus logiques ont conduit à cette situation. Ainsi, la voie d'eau a joué un rôle majeur dans les communications, privilégiant de façon décisive les implantations proches, au même titre qu'aujourd'hui les autoroutes drainent les activités à leur proximité (Torterotot et Roche, 1990).

Ces premières implantations conciliaient le plus souvent la proximité du cours d'eau et la protection offerte par un palier rocheux, un resserrement de vallée... (Barrier, 1990). Citons Geneslay (1971): *aux temps anciens, Gaule, époque gallo-romaine, Gaule franque, les habitations n'étaient édifiées que sur des endroits insubmersibles, même aux plus grandes crues*. Mais l'embryon d'urbanisation s'étant développé, son extension n'a pu se faire que dans les zones inondables. L'attrait des infrastructures humaines venait s'ajouter à celui des infrastructures naturelles (Viau, 1985). Les différentes villes françaises, retenues pour des enquêtes auprès de particuliers sinistrés (voir le chapitre IV dans Torterotot, 1993), présentent ce même trait de s'être développées à partir de positions hautes (Torterotot, 1988; voir en particulier la colonisation progressive du lit majeur de la Charente par la ville de Saintes, décrite par V Guédon et N Vigier en annexe 5 de ce rapport).

Nous allons tenter de placer ici la question de l'occupation des zones inondables dans une perspective et un cadre économiques.

5.1. Le risque d'inondation conditionne l'occupation des sols

Considérons une parcelle de terrain: ses caractéristiques propres (surface, pente...) et sa localisation (proximité d'infrastructures, ou au contraire nuisances...) lui permettent d'assurer des fonctions économiques en accueillant de l'habitat, des activités industrielles et commerciales, des cultures agricoles, des équipements et infrastructures... A ce titre, une parcelle est un bien économique qui génère un surplus ("location rent" dépendant de ses caractéristiques et de sa localisation), en fonction des coûts d'occupation (achat, loyer, contraintes) et de l'utilité produite.

Des événements d'inondations, en submergeant cette parcelle ou en l'isolant, vont conduire à augmenter les intrants (réparations, mesures mises en oeuvre à échelle individuelle) et réduire l'utilité produite (en termes d'abri, de production industrielle, de ventes réalisées...). En diminuant les avantages offerts par la parcelle, le risque d'inondation en restreint le surplus. Il constitue de fait une ressource naturelle "négative" (Bialas et Loucks, 1978; Yezer et Rubin, 1987): toutes choses égales par ailleurs, le capital et le travail sont plus productifs sur une parcelle non exposée à l'aléa. Mais on peut rarement considérer que "toutes les choses sont égales par ailleurs". Brown (1972; Brown et al, 1972) a simulé des chroniques d'effets financiers des inondations sur des biens, qui sont soumis par ailleurs à l'amortissement et au renouvellement.

Si une parcelle se trouve protégée contre les inondations, les dommages directs et indirects évités ne constituent qu'une partie de l'avantage généré, dans la mesure où on peut choisir un mode d'occupation des sols différent ou modifié (intensification...), en cherchant à maximiser la différence entre "production" (utilité générée) et intrants (Green et Herring, dans EUROFLOOD, 1993).

En élaborant et en validant un modèle économique intra -et inter-cités pour les risques naturels, Yezer et Rubin (1987) ont montré que face à une modification du niveau de risque, et pour des marchés en équilibre, les loyers et les valeurs immobilières et foncières constituent un indicateur non ambigu: ils diminuent dans la zone inondable lorsque le risque perçu augmente, et inversement. Par rapport à une parcelle non inondable comparable en tout point, la valeur est -en théorie- diminuée de l'équivalent des "inconvenients" du risque, ou du moins de la part non indemnisée de ces inconvenients (Green et Herring, dans EUROFLOOD, 1993). Cependant, Yezer et Rubin insistent à juste titre sur le fait que l'influence sur les loyers et valeurs immobilières ou foncières dépend du risque perçu, et non du risque "réel", qui peut n'avoir aucune réalité pour les agents économiques.

5.2. L'évaluation hédoniste du risque d'inondation

En fonction des éléments présentés ci-dessus, on peut quantifier le risque d'inondation auquel sont soumis une parcelle ou un bâtiment par le différentiel de valeur foncière, de valeur immobilière, ou de loyer. En corollaire, cette méthode s'applique par exemple à l'évaluation des avantages d'une protection complète. On peut ainsi mentionner les travaux de Park et Miller (1982), Thompson et Stoevener (1983), Montz et Tobin (1986), Tobin et Newton (1986), Yezer et Rubin (1987; pour le cas général des risques naturels), Donnelly (1989), Montz (1992).

Rappelons le principe général de cette méthode hédoniste: en définissant les valeurs comme fonctions des nombreux paramètres significatifs (surface, proximité des écoles, nuisances routières...), on quantifie le différentiel correspondant au caractère inondable d'une parcelle ou d'un bâtiment (on peut aussi considérer un degré quantitatif d'exposition). Le plus souvent, on utilise une fonction linéaire en calant une régression multiple. Les résultats peuvent apparaître incohérents entre différentes études, notamment pour peu que l'on considère l'exposition objective plutôt que l'exposition perçue au risque.

Des comparaisons entre la différence de valeur immobilière et la valeur actualisée d'une prime d'assurance "inondation" (Donnelly, 1989) ont révélé des ordres de grandeur non incohérents (dans la mesure notamment où l'assurance ne peut pas indemniser tous les impacts des inondations). Mais il faut signaler d'une part que les valeurs immobilières dépendent d'un grand nombre de paramètres, le risque d'inondation pouvant présenter une influence faible. D'autre part, on observe que le risque influence les caractéristiques de l'habitat, dont la valeur peut être diminuée par l'effet des contraintes imposées au titre des inondations (Montz, 1992).

5.3. Le rôle du temps

On a implicitement considéré jusqu'ici une situation stable, avec une influence stationnaire du risque d'inondation sur l'occupation des sols. Cependant, c'est le risque perçu qui exerce cette influence, et la perception évolue au fil du temps. En particulier, chaque événement est susceptible de raviver une perception qui décroît entre les événements. Ainsi, Tobin et Newton (1986) proposent une modélisation des baisses brusques et des lentes remontées que peuvent connaître les valeurs immobilières, au gré des inondations qui se succèdent. Montz et Tobin (1986) ont observé dans les faits de telles évolutions.

Yezer et Rubin (1987) ont systématisé la prise en compte de cet effet, à partir de l'hypothèse qu'une catastrophe naturelle ne pouvait modifier les valeurs immobilières que si elle modifiait le niveau du risque perçu. Dans le cas contraire en effet, "l'économie de l'occupation des sols" reste dans un état d'équilibre, dans lequel les inconvénients prévisibles des inondations sont "compensés" par une valeur immobilière d'achat moindre. L'analyse suivante a été menée pour différentes catastrophes réelles:

- d'après les dernières années, estimation d'une fréquence "perçue" de catastrophe sans tenir compte de la plus récente que l'on analyse, puis en en tenant compte;
- estimation des risques perçus dans les deux cas (à partir des dommages nets, indemnités déduites), sans tenir compte de la catastrophe récente et en en tenant compte; ces deux risques sont traduits en terme de coût moyen annuel net actualisé perçu, ou "attendu" (*expected*);
- en comparant la différence des deux espérances de coût à l'évolution observée sur les valeurs immobilières, on constate que cette évolution est un bon indicateur de la modification de risque perçu du fait de l'événement récent.

5.4. L'occupation des sols en zone inondable est-elle irrationnelle ?

Face à une occupation toujours croissante des zones inondables, s'élève fréquemment l'argument de l'irrationalité d'une telle tendance. De même, différents auteurs mettent en regard les investissements de protection et l'augmentation des dommages en valeur absolue. Shabman (1988) tempère cet argument en montrant que les dommages, ramenés au produit national brut des Etats-Unis, diminuent en moyenne en fonction du temps. Cela ne suffit pas pour autant pour s'assurer de l'efficacité économique des investissements de protection.

Mais il faut bien voir que les dommages ne traduisent qu'une partie des inconvénients de l'occupation des zones inondables, et pas les avantages. A ce titre, l'évaluation des dommages ne constitue pas en soi un critère de jugement par rapport à l'efficacité économique (Green et al, 1993). Burby et al (1988) montrent notamment qu'un facteur majeur expliquant l'urbanisation en zone inondable est la pression foncière sur une commune. L'alternative à l'occupation de la zone inondable est alors la densification ailleurs, ou la colonisation dans des zones ne présentant pas certains autres avantages.

En particulier, les équipements et infrastructures existant dans les zones inondables ou à proximité constituent des attraits importants. Si nos moyens techniques nous permettent mieux que jamais de s'affranchir de la proximité du cours d'eau (alimentation,

communication...), les vallées sont restées attractives du fait de leur urbanisation même: les attraits d'origine anthropique se sont progressivement substitués aux attraits naturels, avec les avantages économiques que cela représente.

La question de la rentabilité sociale collective de l'occupation des zones inondables, et des conditions de cette occupation, reste ouverte. Et cette question doit être posée à deux échelles de temps différentes:

- quel est l'intérêt à court terme d'étendre l'urbanisation actuelle dans les zones à risque, en bénéficiant de la proximité d'infrastructures existantes? et que dire d'implantations nouvelles situées respectivement dans une zone inondable ou en-dehors?
- quel est le bilan à plus long terme si l'on compare un scénario de progression "homothétique" de l'occupation des zones inondables déjà urbanisées à un scénario d'implantations nouvelles en-dehors des zones inondables, avec leur développement au "détriment" des zones inondables?

Comme on peut le voir, toute extension d'urbanisation en zone inondable accroît l'intérêt à court terme d'extensions futures, à plus forte raison si la première extension a conduit à des investissements de protection.

La gestion du risque d'inondation gagnerait beaucoup à ce que soient plus élucidés et quantifiés les mécanismes individuels et collectifs qui président aux implantations en zone inondable. Si nous disposons aujourd'hui d'une partie des instruments d'analyse, une réflexion économique spécifique reste à élaborer, pour définir les orientations et les traduire dans l'action (planification et aménagement du territoire, réglementations d'usage et d'occupation des sols...).

6. Conclusion

Avant toute chose, il convient de rappeler d'une part que l'estimation des dommages dus aux inondations (ou des réductions attendues sur ces dommages) peut apporter des éléments importants pour toute prise de décision en matière de gestion du risque d'inondation (mesures de protection, de prévention...), d'autre part que cette estimation ne suffit pas à elle seule à intégrer tous les critères et indicateurs pouvant intervenir. De même, il n'y a pas un seul mode de prise en compte possible pour les dommages, ni une seule estimation économique (cette estimation repose en partie sur des choix subjectifs de principes de base).

Plusieurs caractéristiques des effets des inondations rendent nécessaire un cadre conceptuel explicite tel que celui que nous avons proposé, même pour une estimation simplifiée et partielle des dommages:

- les différents impacts relèvent de natures très variées sur les plans physique et socio-économique; ils dépendent de facteurs nombreux et divers, à commencer par le facteur de comportement individuel et collectif;
- ces impacts se traduisent à des échelles d'espace différentes, certains d'entre eux dépassant largement la seule zone inondée; et les dommages dépendent également de l'échelle à laquelle on place l'estimation; à l'échelle régionale, il faudra ainsi confronter la structure spatiale des inondations à celle des activités humaines (communications, circuits économiques...) pour analyser comment se conjuguent les impacts locaux;
- les différentes échelles de temps sont liées, dans la mesure où le risque chronique a influencé plus ou moins l'occupation des zones susceptibles d'être inondées par un événement donné; de même, certains impacts d'un événement n'apparaissent qu'avec du retard, ou peuvent être partiellement compensés par report d'activité dans le temps.

Ces différents points peuvent conduire à des difficultés aussi bien dans la conception que dans la réalisation de l'estimation, a posteriori (événement observé) comme a priori (événement potentiel).

Par ailleurs, on traite de phénomènes aléatoires et (heureusement) rares, donc mal connus. En particulier, les données de dommages sont non stationnaires dans le temps (évolutions physiques, économiques...), et donc non extrapolables simplement. De façon plus générale, les données sur les inondations et les zones inondables se révèlent être partielles, hétérogènes (en nature comme en définition) et dispersées (hydrologie, occupation des sols...). Par ailleurs, les sources de données générales appellent des "pré-traitements" pour être utilisées en matière d'inondations, dans la mesure par exemple où les submersions ne respectent pas les limites administratives et ne touchent que les parties inférieures des immeubles (comment compter simplement la population "inondée" ?). Cela appelle d'une part à réaliser des observations et recueils de données spécifiques (aux inondations) plus poussés, d'autre part à chercher comment exploiter ou adapter les sources de données générales (recensements, systèmes d'informations géographiques...).

Les différentes difficultés conceptuelles ou pratiques évoquées conditionnent les méthodes d'estimation des dommages et leur mise en oeuvre, et peuvent conduire à des niveaux d'incertitudes appréciables sur les résultats (Torterotot, 1993). Ces incertitudes ne doivent pas conduire à rejeter a priori les estimations de dommages, mais doivent au contraire être prises en compte dans le processus de décision qui utilise les résultats.

Références

- BAMBERGER, V. 1987. *Evaluation du coût des dommages indirects engendrés par la fermeture des voies sur berge en période de crue*. Mémoire du Diplôme d'Études Approfondies 103. Paris: Université Paris-Dauphine, 2 volumes, 101 pages, annexes.
- BARRIER, P. 1990. *La mémoire des fleuves de France*. Paris: Christian de Bartillat, 318 pages.
- BCEOM (BUREAU CENTRAL D'ETUDES POUR LES EQUIPEMENTS D'OUTRE-MER). 1967. *Essai sur le coût économique des crues: I - recherches méthodologiques*. Paris: Ministère de l'Équipement et du Logement / Service Central Hydrologique, 90 pages, annexes.
- BCEOM (BUREAU CENTRAL D'ETUDES POUR LES EQUIPEMENTS D'OUTRE-MER). 1969. *Atlas des zones inondables*. Paris: Ministère de l'Équipement et de l'Aménagement du Territoire / Service Central de l'Hydrologie et de l'Environnement, 6 volumes.
- BCEOM (BUREAU CENTRAL D'ETUDES POUR LES EQUIPEMENTS D'OUTRE-MER). 1970. *Recherches méthodologiques sur l'évaluation des coûts unitaires des dommages causés par les crues*. Paris: Ministère de l'Équipement et du Logement / Direction des Ports Maritimes et des Voies Navigables / Service Central Hydrologique, 212 pages.
- BCEOM (BUREAU CENTRAL D'ETUDES POUR LES EQUIPEMENTS D'OUTRE-MER). 1977. *Approche rationnelle des décisions concernant la lutte contre les nuisances dues aux inondations*. Paris: Ministère de l'Équipement et de l'Aménagement du Territoire, 2 tomes, 7 volumes d'annexes.
- BCEOM (BUREAU CENTRAL D'ETUDES POUR LES EQUIPEMENTS D'OUTRE-MER). 1980. *Lutte contre les nuisances des inondations: méthode sommaire d'évaluation des critères économiques*. Neuilly-sur-Seine, France: Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie / DPP / Service de l'Eau / Sous-Direction des Eaux Continentales, 75 pages, annexes.
- BIALAS, W.F. et LOUCKS, D.P. 1978. Nonstructural floodplain planning. *Water Resources Research*, vol. 14, no. 1, 67-74.
- BROWN, J.P. 1972. *The economic effects of floods*. Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems no. 70. New-York: Springer-Verlag, 87 pages.
- BROWN, J.P., CONTINI, B. et McGUIRE, C.B. 1972. An economic model of floodplain land use and land use policy. *Water Resources Research*, vol. 8, no. 1, 18-32.

- BURBY, R.J., BOLLENS, S.A., HOLWAY, J.M., KAISER, E.J., MULLAN, D. et SHEAFFER, J.R. 1988. *Cities under water*. Institute of Behavioural Science monograph no. 47. Boulder (Col.), Etats-Unis d'Amérique: University of Colorado, 250 pages.
- CAUDE, G. 1988. L'inondation des villes: un phénomène maîtrisable ?. *Les Annales de la Recherche Urbaine*, no. 40, 53-63.
- CEMAGREF (CENTRE NATIONAL DU MACHINISME AGRICOLE, DU GENIE RURAL, DES EAUX ET DES FORETS). 1991. *Hydrologie appliquée aux petits bassins ruraux*. Antony, France: CEMAGREF / Division Hydrologie, 413 pages.
- CEMAGREF (CENTRE NATIONAL DU MACHINISME AGRICOLE, DU GENIE RURAL, DES EAUX ET DES FORETS). 1992. *Inondabilité: modélisation des connaissances hydrologiques et hydrauliques en vue d'une confrontation "Risques / Besoins de protection" directe - synthèse cartographique*. Rapport établi pour le X^{ème} Plan et la Région Rhône-Alpes (Contrat Etat - Région Rhône-Alpes; Risques Naturels en Montagne). Lyon, France: CEMAGREF / Division Hydrologie-Hydraulique, 195 pages.
- COHEN, V. 1992. Evaluation d'un risque naturel dans un contexte décisionnel. *Actes du séminaire sur les aspects socio-économiques de la gestion des risques naturels* (Paris, 1-3/10/91, coordination PENEL M. et MARCO O.). Etudes du CEMAGREF - Montagne no. 2. Antony, France: CEMAGREF, 97-102.
- CUNNANE, C. 1989. *Statistical distributions for flood frequency analysis*. Operational Hydrology Report no. 33 (WMO - No. 718). Genève: Organisation Météorologique Mondiale, 73 pages, annexes.
- DOIZY, A. 1991. *Evaluation of the non-monetary impacts of flooding on households*. Enfield, Royaume-Uni: Middlesex University Flood Hazard Research Centre, 47 pages, annexes.
- DONNELLY, W.A. 1989. Hedonic price analysis of the effect of a floodplain on property values. *Water Resources Bulletin*, vol. 25, no. 3, 581-586.
- DRM (DELEGATION AUX RISQUES MAJEURS). 1992. *Prévention des risques naturels et technologiques majeurs: années 1988 à 1990*. Neuilly-sur-Seine, France: Ministère de l'Environnement / DEPPR, 52 pages.
- DRM (DELEGATION AUX RISQUES MAJEURS) et STU (SERVICE TECHNIQUE DE L'URBANISME). 1990. *Urbanisation - inondation*. Neuilly-sur-Seine, France: Secrétariat d'Etat auprès du Premier Ministre chargé de l'Environnement et de la Prévention des Risques Technologiques et Naturels Majeurs / DEPPR, 199 pages.
- EL-JABI, N. 1980. *Approche systématique pour l'aménagement des plaines inondables*. Thèse de Doctorat (PhD). Montréal, Canada: Ecole Polytechnique de Montréal, 220 pages, annexes.
- EL-JABI, N., ROUSSELLE, J., BRIERE, F. et LEBLANC, D. 1982. *Aménagement des plaines inondables: analyse hydro-économique*. Etude no. 127 de la série scientifique. Ottawa: Environnement Canada / Direction de la Planification et de la Gestion des Eaux, 120 pages.
- EUROFLOOD. 1993. *First annual report*. Bruxelles: Commission des Communautés Européennes / D.G. XII / programme EPOCH, 503 pages.
- GAUTIER, J.N. 1991. *Inondabilité: cartographie de synthèse*. Rapport intermédiaire de formation doctorale "Sciences et Techniques de l'Eau" de l'Université Louis-Pasteur-Strasbourg I. Lyon, France: CEMAGREF / Division Hydrologie-Hydraulique, 86 pages, annexes.
- GENESLAY, E. 1971. *La Loire: crues et embâcles*. Paris: Nouvelles Editions Latines, 110 pages.
- GREELEY-POLHEMUS GROUP. 1991. *National economic development procedures manual - Overview manual for conducting national economic development analysis*. Fort Belvoir (Virginia), Etats-Unis d'Amérique: U.S. Army Corps of Engineers / Water Resources Support Center / Institute for Water Resources, 84 pages.
- GREEN, C.H. 1988. *The relationships between the magnitude of flooding, stress and health*. Papier présenté au Annual Meeting of the British Psychology Society (Londres). Enfield, Royaume-Uni : Middlesex University Flood Hazard Research Centre, 23 pages.

- GREEN, C.H. et PENNING-ROUSELL, E.C. 1986. Evaluating the intangible benefits and costs of a flood alleviation proposal. *Journal of the Institution of Water Engineers and Scientists*, vol. 40, no. 3, 229-248.
- GREEN, C.H. et PENNING-ROUSELL, E.C. 1989. Flooding and the quantification of intangibles. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, vol. 3, no. 1, 27-30.
- GREEN, C.H. et TUNSTALL, S.M. 1990. *Is the economic evaluation of environmental goods possible ?*. Papier présenté aux Journées du Diplôme d'Etudes Approfondies Sciences et Techniques de l'Environnement "Risque et Gestion de l'Environnement" (Créteil et Paris, 31/05 et 01/06/90, Université Paris XII, ENPC, ENGREF). Enfield, Royaume-Uni: Middlesex University Flood Hazard Research Centre, 15 pages, annexes.
- GREEN, C.H., PARKER, D.J. et PENNING-ROUSELL, E.C. 1993. *Designing for failure*. Enfield, Royaume-Uni: Middlesex University Flood Hazard Research Centre, 14 pages.
- GREEN, C.H., TUNSTALL, S.M. et HOUSE, M.A. 1988. *Evaluating the benefits of river water quality improvements*. Papier présenté à la First Conference of the International Association for Impact Assessment (Leiden, Pays-Bas, juin 1988). Enfield, Royaume-Uni: Middlesex University Flood Hazard Research Centre, 11 pages.
- GRIGG, N.S. et HELWEG, O.J. 1975. State-of-the-art of estimating flood damage in urban areas. *Water Resources Bulletin*, vol. 11, no. 2, 279-390.
- HANDMER, J.H. 1986. *Anuflood in New Zealand - part 2: background to flood loss measurement*. CRES Working Paper 1986/3. Canberra, Australie: Australian National University / Centre for Resource and Environmental Studies, 45 pages.
- HENRY, C. 1989. Investment projects and natural resources: economic rationality in Janus' role. *Ecological Economics*, vol. 1, 117-135.
- HOLMES, R.C. 1961. Composition and size of flood losses. Dans WHITE, G.F. (sous la direction de). *Papers on flood problems*. Department of Geography Research Paper no. 70, Chicago, Etats-Unis d'Amérique: University of Chicago, 7-20.
- HOWE, C.W., COCHRANE, H.C., BUNIN, J.E. et KLING, R.W. 1991. *Natural hazard damage handbook (a guide to the uniform definition, identification and measurement of economic and ecological damages from natural hazard events)*. Washington: National Sciences Foundation, 163 pages.
- IWR (INSTITUTE FOR WATER RESOURCES). 1980. *Human costs of flooding and implementability of non-structural damage reduction in the Tug Fork Valley of West Virginia and Kentucky*. Fort Belvoir (Virginia), Etats-Unis d'Amérique: U.S Army Corps of Engineers / Institute for Water Resources, 446 pages.
- JACQ, A. 1987. La protection contre les inondations. Dans LORIFERNE, H. (sous la direction de). *Quarante ans de politique de l'eau en France*. Paris: Economica & D.A.E.I (Ministère de l'Équipement, du Logement et des Transports), 319-334.
- JONES-LEE, M.W. 1984. Natural disasters: a comparison of alternative methods for evaluating preventive measures. *The Geneva Papers on Risk and Insurance*, vol. 9, no. 31, 188-205.
- KATES, R.W. 1965. *Industrial flood losses: damage estimation in the Lehigh Valley*. Department of Geography Research Paper no. 98. Chicago, Etats-Unis d'Amérique: University of Chicago, 76 pages.
- KLEMES, V. 1989. The improbable probabilities of extreme floods and droughts. Dans STAROSOLSZKY, O. et MELDER, O.M. (sous la direction de). *Hydrology of disasters*. Londres: James and James & Organisation Météorologique Mondiale, 43-51.
- MACGILCHRIST, R. 1985. *Vers une meilleure évaluation et planification des projets de lutte contre les inondations*. Rapport pour le Groupe de Prospective (Ministère de l'Urbanisme et du Logement, Ministère de l'Environnement). Noisy-le-Grand: CERGRENE (ENPC), 2 tomes, 68 et 24 pages, annexes.
- McALLISTER, D.M. 1980. *Evaluation in environmental planning: assessing environmental, social, economic and political trade-offs*. Cambridge (Mass.), Etats-Unis d'Amérique: MIT Press, 308 pages.
- MIQUEL, J. 1984. *Guide pratique d'estimation des probabilités de crues*. Collection de la Direction des Etudes et Recherches d'Electricité de France. Paris: Eyrolles, 160 pages.

- MOATTI, J.P. 1989. *Economie de la sécurité: de l'évaluation à la prévention des risques technologiques*. Paris: Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, 302 pages.
- MONTZ, B.E. 1992. *The impact of hazard area disclosure on property values in three New Zealand communities*. Working paper no. 76. Boulder (Col.), Etats-Unis d'Amérique: Natural Hazards Research and Applications Information Center (University of Colorado), 76 pages.
- MONTZ, B.E. et TOBIN, G. 1986. *Spatial and temporal variability in residential land values following catastrophic flooding*. Quick Response Research Report no. 17. Boulder (Col.), Etats-Unis d'Amérique: Natural Hazards Research and Applications Information Center (University of Colorado), 15 pages.
- OBERLIN, G. et LAMBERT, P. 1991. Inondabilité: occupation du sol et besoins de protection. *Courants*, no. 8, 45-52.
- ONU (ORGANISATION DES NATIONS UNIES). 1979. *Prévention et atténuation des catastrophes: le point des connaissances actuelles - volume 7: aspects économiques*. Genève: ONU / Bureau du Coordonnateur des Nations Unies pour les Secours en cas de Catastrophes, 78 pages.
- PARK, W.M. et MILLER, W.L. 1982. Flood risk perceptions and overdevelopment in the floodplain. *Water Resources Bulletin*, vol. 18, no. 1, 89-94.
- PARKER, D.J. et PENNING-ROWSELL, E.C. 1972. *Problems and methods of flood damage assessment*. Enfield, Royaume-Uni: Middlesex University Flood Hazard Research Centre, 28 pages.
- PARKER, D.J., GREEN, C.H. et THOMPSON, P.M. 1987. *Urban flood protection benefits: a project appraisal guide*. Aldershot, Royaume-Uni: Gower Technical Press, 150 pages, annexes.
- PEARCE D.W. (sous la direction de). 1978. *The valuation of social cost*. Londres: George Allen and Unwin, 199 pages.
- PEARCE, D.W. et MARKANDYA, A. 1989. *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*. Paris: Organisation de Coopération et de Développement Economiques, 71 pages, annexes.
- PENNING-ROWSELL, E.C. et CHATTERTON, J.B. 1977. *The benefits of flood alleviation: a manual of assessment techniques*. Aldershot, Royaume-Uni: Gower Technical Press, 133 pages, annexes.
- PENNING-ROWSELL, E.C. et GREEN, C.H. 1990. *Benefit-cost analysis of flood alleviation: a changing art*. Enfield, Royaume-Uni: Middlesex University Flood Hazard Research Centre, 10 pages.
- RAY, A. 1984. *Cost-benefit analysis: issues and methodologies*. Baltimore (Maryland), Etats-Unis d'Amérique: John Hopkins University Press & The World Bank, 158 pages.
- RENSHAW, E.F. 1961. The relationship between flood losses and flood-control benefits. Dans WHITE, G.F. (sous la direction de). *Papers on flood problems*. Department of Geography Research Paper no. 70, Chicago, Etats-Unis d'Amérique: University of Chicago, 21-45.
- ROCHE, P.A. 1989. Les inondations: l'exemple de Nîmes. *La Recherche*, no. 212 (supplément spécial), 17-21.
- ROUSSELLE, J., WATT, W.E., LATHAM, K.W., NEILL, C.R. et RICHARDS, T.L. 1990. *Hydrologie des crues au Canada - guide de planification et de conception*. Ottawa: Conseil National de Recherches Canada, 277 pages.
- SHABMAN, L. 1988. The benefits and costs of flood control: reflections on the Flood Control Act of 1936. Dans ROSEN, H. et REUSS, M. (sous la direction de). *The flood control challenge: past present and future*. Chicago, Etats-Unis d'Amérique: Public Works Historical Society, 109-123.
- SHABMAN, L. et STEPHENSON, K. 1992. The possibility of community-wide flood control benefits: evidence from voting behaviour in a bond referendum. *Water Resources Research*, vol. 28, no. 4, 959-964.
- SICCARDI, F. 1992. A full scale experiment for a non-structural policy for mitigation of the flood effects: the Arno project. *Pre-proceedings of the NATO Advanced Study Institute on "Coping with floods"* (Érice, Italie, 3-15/11/92), 14 pages.

- SIMEON, P. 1981. *Tendances récentes des procédés français de réduction des nuisances dues aux inondations*. Communication au séminaire "l'évaluation des risques et les processus de décision" (Institut Curie, Orsay, 17-19/12/80). Paris: BCEOM, 15 pages.
- SQUIRE, L. et van der TAK, H.G. 1975. *Analyse économique des projets*. Paris: Economica & la Banque Mondiale, 164 pages.
- THOMPSON, M.E. et STOEVENER, H.H. 1983. Estimating residential flood control benefits using implicit price equations. *Water Resources Bulletin*, vol. 19, no. 6, 889-895.
- THUNBERG, E. et SHABMAN, L. 1991. Determinants of landowners willingness to pay for flood hazard reduction. *Water Resources Bulletin*, vol. 27, no. 4, 657-665.
- TOBIN, G.A. et NEWTON, T.G. 1986. A theoretical framework of flood induced changes in urban land values. *Water Resources Bulletin*, vol. 22, no. 1, 67-71.
- TORTEROTOT, J.P. 1988. *Organisation et réalisation d'enquêtes sur les dommages dus aux inondations*. Rapport pour le Secrétariat d'Etat auprès du Premier Ministre chargé de l'Environnement (SRETIE) et pour le Secrétariat d'Etat à la Prévention des Risques Technologiques et Naturels Majeurs (DEPPR/DRM). Noisy-le-Grand, France: CERGRENE (ENPC-ENGREF), 49 pages, annexes.
- TORTEROTOT, J.P. 1993. *Le coût des dommages dus aux inondations: estimation et analyse des incertitudes*. Thèse en Sciences et Techniques de l'Environnement. Paris: Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 304 et 350 pages (2 volumes).
- TORTEROTOT, J.P. et ROCHE, P.A. 1990. Evaluations socio-économiques pour la gestion du risque d'inondation. *Actes du Colloque Européen: "H2O la Gestion de l'Eau"* (4-6/12/90, Ministère délégué à l'Environnement et à la Prévention des Risques Technologiques et Naturels Majeurs). Paris: Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 481-490.
- TORTEROTOT, J.P., GREEN, C.H. et CORDEIRO-NETTO, O. 1990. *Défaillances et insuffisances de réseaux d'assainissement: peut-on évaluer le coût des dommages?* Session no. 140 du Comité Technique de la Société Hydrotechnique de France (14-15/03/90). Paris: Société Hydrotechnique de France, 9 pages.
- VIAU, J.R. 1985. Bref aperçu de la situation socio-économique de l'inondation à travers le monde. *Sciences et Techniques de l'Eau*, vol. 18, no. 2, 153-157.
- YEZER, A.M. et RUBIN, C.B. 1987. *The local economic effects of natural disasters*. Working paper no. 61. Boulder (Col.), Etats-Unis d'Amérique: Natural Hazards Research and Applications Information Center (University of Colorado), 75 pages.

LES OUTILS DE DIAGNOSTIC

LES INTÉGRATEURS BIOLOGIQUES : DES BIOINDICATEURS AUX INDICES BIOLOGIQUES

J.M. BOUCHY, E. GARNIER-ZARLI

Laboratoire de Biologie des Sols et des Eaux, Université Paris XII

Résumé

L'évaluation de la qualité des systèmes aquatiques doit être le résultat d'une démarche globale intégrant les approches physico-chimiques et biologiques.

Chaque outil existant, qu'il soit physico-chimique ou biologique, doit faire l'objet d'une définition la plus exacte de son champs d'application afin de le rendre plus performant.

Les approches biologiques sont nombreuses depuis un siècle et ont débouché sur les concepts de bioévaluation et de bioindicateur.

Toutefois, les outils biologiques d'évaluation utilisables par les gestionnaires que sont les indices biologiques, sont encore rares, peu précis, mal ciblés et non généralisables à grande échelle.

La mise au point d'indices biologiques est complexe et nécessite des échanges permanents entre la recherche fondamentale et le domaine d'application.

Les principales difficultés s'opposant à la validation d'indices biologiques sont :

- ⇒ *des données fondamentales limitées en biologie, écologie et écotoxicologie,*
- ⇒ *des connaissances réduites sur la typologie des systèmes et les peuplements de référence,*
- ⇒ *des protocoles qui sont difficilement adaptables à l'extrême variabilité des écosystèmes,*
- ⇒ *une détermination délicate des espèces animales et végétales.*

I. De l'analyse physico-chimique à l'analyse biologique

Le souci d'une meilleure gestion des milieux aquatiques a conduit les scientifiques et les gestionnaires à rechercher des méthodes d'évaluation de la qualité des eaux et des écosystèmes aquatiques.

Les méthodes physico-chimiques ont été généralisées et ont permis d'avoir une approche à la fois globale et précise mais présentent toutefois plusieurs limites :

☛ Dans le cas d'analyses ponctuelles, ces méthodes ne mettent pas en évidence les événements intermittents ou cycliques (pollutions accidentelles ou épisodiques, pollutions par les eaux de ruissellement, variations nycthémérales (jours, nuits) dues par exemple aux phénomènes d'eutrophisation, etc...).

☛ Dans le cas d'analyses en continu, qui prennent donc en compte les fluctuations, seul un nombre limité de paramètres est recherché compte tenu des coûts et des limites techniques.

☛ Dans tous les cas, les analyses physico-chimiques :

- ne mesurent que les paramètres recherchés et ignorent toute pollution non connue ou jugée non préoccupante,

- pour un polluant donné, ne recherchent que la ou les formes chimiques connues ou techniquement analysables et ignorent ce même polluant se présentant sous des formes chimiques non détectables, ou au contraire le prend en compte dans sa totalité (éléments totaux) alors qu'une proportion de cet élément est rendue inerte par des associations avec d'autres éléments (non biodisponibilité en fonction notamment de la spéciation des éléments, ...),

- n'évaluent que la qualité du compartiment choisi (eau, sédiments,...) et non la qualité de l'écosystème dans son ensemble (habitats, diversité, stabilité des peuplements, fonctionnalité, ...),

- n'apportent aucune information sur l'impact réel de l'ensemble des polluants. Ces derniers peuvent avoir entre eux des effets synergiques ou antagonistes sur les organismes, des effets à long terme, provoquer des formes de résistance ou d'adaptation des peuplements, ne toucher qu'un compartiment ou une partie infime de la biocénose ou au contraire déstabiliser à long terme l'ensemble de l'écosystème, etc...

En conséquence, pour pallier aux limites des analyses physico-chimiques, l'étude des organismes vivants est proposé; depuis bientôt un siècle par les incontournables KOLKWITZ et MARSSON (1908 et 1909), fondateurs de la méthode des "Saprobies", et depuis quelques décennies par un nombre croissant de scientifiques et de gestionnaires.

Les organismes vivants sont en effet les révélateurs exacts de la capacité du milieu à accueillir les êtres vivants tant au niveau de la fonctionnalité de l'écosystème, que de la qualité des habitats et la "qualité morphologique" du milieu, que de la qualité physico-chimique des eaux et des sédiments.

Ceci parce que les organismes vivants sont "intégrateurs" :

- ⇒ intégrateurs de tous les évènements s'étant produits sur le milieu : pollutions aiguës ou chroniques, permanentes ou épisodiques, aménagements morphologiques, fluctuations hydrauliques, conditions climatiques, ...
- ⇒ intégrateurs des modifications ayant lieu au sein même des peuplements : disparition ou pullulation d'espèces, modification de l'édifice trophique (prédation ou compétition), ...
- ⇒ intégrateurs de la situation locale et de l'impact des facteurs environnementaux de proximité : fond géochimique, minéralisation, transparence de l'eau, influence du bassin versant, diversité des substrats et des vitesses de courant, éclaircissement, végétalisation et morphologie des berges et du lit, échanges avec les milieux aquatiques annexes dont les nappes superficielles, ...
- ⇒ enfin intégrateurs de la fonctionnalité de l'écosystème qui englobe l'ensemble des dynamiques le régissant, sa stabilité ou sa fragilité, ses capacités de restauration et de repeuplement, les échanges et les dépendances avec les autres écosystèmes au sein d'un écosystème plus vaste, enfin les diverses potentialités intrinsèques du milieu.

Les organismes vivants sont le reflet du degré d'habitabilité, de la capacité de l'écosystème à héberger les êtres vivants.

Ils permettent de mesurer l'aptitude biogène du milieu.

Toutefois et bien évidemment, l'étude des organismes ne permet généralement pas de préciser quels sont les facteurs ou les polluants responsables du déséquilibre observé et présente souvent des difficultés d'interprétation dues à la variabilité permanente de la structure des communautés, à la multitude des facteurs entrant en jeu et aux trop faibles connaissances scientifiques sur les réactions et adaptations des écosystèmes aux modifications des milieux et sur la sensibilité réelle de chaque organisme aux toxiques et aux différentes formes chimiques que ces derniers peuvent prendre.

Ces deux groupes de méthodes, méthodes physico-chimiques et méthodes biologiques, relèvent de deux approches différentes (LASCOMBE, 1992) :

- la première cherche à caractériser les perturbations par leurs causes,
- la seconde vise à caractériser les perturbations par leurs effets sur les organismes vivants.

De ce fait, il est clair que les analyses biologiques et physico-chimiques sont parfaitement complémentaires et que leur utilisation pour toute approche des écosystèmes aquatiques doit être simultanée.

II. De l'analyse biologique aux bioindicateurs et aux indices biologiques

II.1. Contexte historique

Les biologistes ont toujours observés que les structures des peuplements animaux ou végétaux étaient modifiées lorsque les conditions physico-chimiques variaient.

Les allemands KOLKWITZ et MARSSON en 1908 et 1909 ont sans doute été les premiers à proposer une classification des milieux aquatiques qu'ils ont formalisé par la méthode dite des "Saprobies". Celle-ci relie les charges en matière organique des rivières avec des assemblages particuliers d'organismes. Cette méthode est encore utilisée aujourd'hui, au moins dans sa fonction typologique des rivières polluées.

Depuis, de nombreux auteurs ont tenté de mettre en évidence les liens existant entre la dégradation des écosystèmes aquatiques et les structures des peuplements. Si bien que tous les groupes faunistiques et floristiques ainsi que les microorganismes ont été étudiés dans cet objectif. Une excellente synthèse bibliographique a été réalisée à ce sujet par BLANDIN, 1986.

Les travaux les plus nombreux ou les plus avancés portent sur les macroinvertébrés benthiques, dans une moindre mesure sur les algues, en particulier sur les diatomées benthiques, sur les phanérogames, sur les bactéries et sur les poissons.

II.2. Problématique de la bioévaluation et des bioindicateurs

Il est tentant alors d'établir un diagnostic des milieux à partir des organismes vivants répondant ainsi à un besoin impératif d'évaluation de la qualité des écosystèmes en vue d'une meilleure gestion.

Cette évaluation de la qualité d'un milieu à partir des êtres vivants, ou **bioévaluation**, a pour objectif :

- ⇒ de déterminer ou affiner la typologie des milieux afin de rendre cohérents et fiables les référentiels utilisés,
- ⇒ d'établir des diagnostics écologiques globaux au niveau d'écosystèmes ou d'écocomplexes afin d'intervenir efficacement au niveau des mesures de protection, de restauration, de valorisation et de gestion,
- ⇒ de mettre en place des suivis de qualité à grande échelle et à long terme,
- ⇒ de déceler les facteurs perturbants.

La méthode idéale, mais actuellement irréalisable, reposerait sur un bilan qualitatif de toutes les espèces de l'édifice biologique qui serait suivi d'une analyse mathématique adéquate débouchant sur une expression numérique simple (VERNEAUX, 1984).

Afin d'être applicable, la bioévaluation d'un système doit en fait reposer sur un nombre restreint de descripteurs qui sont choisis en fonction de leurs caractéristiques indicatrices de l'état ou du fonctionnement du milieu : les **bioindicateurs**.

Selon les cas, le bioindicateur sera une biocénose, soit un groupe d'espèces qui présentent un comportement analogue (groupe écologique), soit une espèce particulièrement sensible (espèce indicatrice), soit encore une portion d'un organisme : organe, tissu, ou même extrait enzymatique... (ISERENTANT et DE SLOOVER, 1976).

Lorsque le bioindicateur est soit une population soit un ensemble plurispécifique, il est

appelé indicateur écologique. Dans ce cas, la variable diagnostique n'est plus la présence, l'absence ou la densité, mais une variable "synthétique" comme par exemple un indice de diversité (BLANDIN, 1986).

II.3. Les indices biologiques

Les gestionnaires ont aujourd'hui un besoin impérieux d'outils d'évaluation de la qualité des systèmes aquatiques pour :

- évaluer la qualité biologique globale des milieux,
- réaliser un suivi à long terme afin de mettre en évidence les évolutions de qualité,
- déceler les perturbations de quelques origines quelles soient.

Ces outils doivent être :

- simples dans leur application pour être utilisés à grande échelle et de manière routinière,
- simples dans leur interprétation afin d'être abordables et susceptibles d'être synthétisés en une seule note numérique voire une seule classe en vue d'établir des cartes de qualité, de hiérarchiser les "points noirs", de mettre en valeur les zones à préserver ...

Malgré leur simplicité, ces outils doivent être également suffisamment :

- représentatifs de la qualité globale du milieu pour être valides,
- fiables pour être reproductibles et comparables,
- précis pour déceler les perturbations et les évolutions de qualité.

Ces caractéristiques, simplicité, fiabilité et représentativité, sont les qualités essentielles que l'on exige de ces outils d'évaluation de la qualité biologique : **les indices biologiques**.

A la mise au point d'indices biologiques valides s'opposent trois contraintes majeures :

1- problème de la reconnaissance des organismes

Les méthodes les plus précises, les méthodes biocénétiques spécialisées (LAFONT et al., 1988) prennent en compte les paramètres de structure d'une communauté où l'espèce constitue la donnée fondamentale. Les relevés sont (semi-) quantitatifs et la détermination à l'espèce concerne un groupe faunistique ou floristique donné.

Ces méthodes nécessitent l'intervention de rares spécialistes, ce qui devient un obstacle majeur pour les applications de routine (DE PAUW et VANHOOREN, 1983).

Pour pallier aux difficultés de détermination, un autre axe de recherche est de mettre au point des méthodes qualitatives globales (LAFONT et al., 1988) qui sont basées sur des relevés seulement qualitatifs et où la détermination est limitée au genre, à la famille voire à la classe, au niveau de plusieurs groupes faunistiques. L'indice Biologique Global Normalisé (AFNOR, 1992), seul indice normalisé en France, dérivé de l'Indice Biologique Global (IBG) (VERNEAUX, 1982) très utilisé par les services gestionnaires, fait partie de ce groupe de méthodes.

Ces méthodes, ne prenant pas en compte les abondances, sont critiquables par leur manque de sensibilité évident vis à vis des faibles pollutions, des aménagements et des perturbations mécaniques (WASSON, 1981).

2- problème de référentiel et de typologie

La diversité des milieux est un obstacle majeur à l'élaboration de classifications et s'oppose à l'établissement de critères biologiques de référence (HYNES, 1961; VERNEAUX,

1984).

En effet, les indices biologiques "mesurent" la qualité d'un écosystème à partir d'un référentiel préalablement établi (liste de taxons indicateurs par exemple) ou d'un niveau typologique préalablement identifié.

De ce fait, le diagnostic est basé sur un peuplement ou une structure potentielle, admise, du milieu considéré.

Or, les référentiels ne sont généralement valides que dans les milieux aquatiques dans lesquels ils ont été établis, et les niveaux typologiques des milieux sont soit non définis, soit lorsqu'ils le sont, imprécis ou délicats à déterminer.

De même, si le référentiel est néanmoins existant et adapté, l'indice peut révéler des phénomènes qui ne sont pas nécessairement des perturbations d'origine anthropique mais des conditions écologiques locales particulières (WASSON, 1981).

Enfin, si l'on veut toutefois établir un référentiel adapté et connaître des populations potentielles exactes, la difficulté réside dans la quasi impossibilité de trouver aujourd'hui des écosystèmes de référence non dégradés (LAFONT et JUGET, 1985; BLANDIN, 1986).

Ce problème de référentiel remet en cause le concept même de qualité; qualité potentielle, qualité théorique ou qualité historique? BLANDIN, 1986 souligne l'ambiguïté posée par l'utilisation de communautés indicatrices ou d'espèces indicatrices. Celles-ci reflètent-elles le niveau typologique, le degré d'altération ou les deux à la fois, mais dans quelle proportion?

3- problème de protocole et d'applicabilité

Le problème de la définition d'un protocole d'échantillonnage convenable et précis se pose avec acuité lorsqu'il s'agit de proposer une version reproductible (VERNEAUX, 1984).

En effet, la variabilité des milieux aquatiques est telle, y compris pour un ensemble de même niveau typologique, que les protocoles d'échantillonnage ne sont souvent correctement adaptés qu'à un nombre restreint d'écosystèmes.

Or, la sensibilité d'un indice ainsi que sa précision dépend le plus souvent du strict respect du protocole proposé.

Cet aspect soulève le problème des limites d'application et de leur clarification pour chacune des méthodes employées (HAWKES, 1979).

II.4. Présentation d'indices biologiques

BLANDIN, 1986, répertorie diverses catégories d'organismes utilisées par les chercheurs pour apprécier la qualité des écosystèmes aquatiques : bactéries, actinomycètes, algues dont le phytoplancton, macrophytes (bryophytes et phanérogames), protozoaires, turbellariés (Plathelminthes), nématodes, rotifères, oligochètes (Annélides), mollusques, hydracariens (Arthropodes), zooplancton, macroinvertébrés (surtout benthiques), poissons et oiseaux.

Nous présentons ici trois groupes d'indices utilisés en France, basés sur les macroinvertébrés, les diatomées et les oligochètes.

Lorsqu'une tentative de mise au point d'indice est réalisée, le calcul repose principalement sur le croisement de deux grands concepts écologiques :

1) La diversité : en règle générale, plus le nombre d'espèces est élevé plus le milieu est stable et exempt d'agression extérieure, en revanche, moins le nombre d'espèces est élevé -qui souvent prolifèrent- plus le milieu est instable et soumis à de fortes dégradations.

2) La polluosensibilité : chaque espèce ou groupe systématique est plus ou moins sensible à une agression donnée. La connaissance de cette sensibilité permet de hiérarchiser les taxons face à une pollution et de repérer des espèces ou groupes indicateurs polluo-sensibles et polluo-résistants.

Les Indices Biologiques portant sur les macro-invertébrés

Les macro-invertébrés ont l'avantage d'être peu mobiles, faciles à capturer, ont une durée de vie longue ce qui en fait de bons intégrateurs de pollution, et présentent une large gamme de tolérance à divers degrés de pollution (GOODNIGHT, 1973).

Le principe général de ces méthodes procède de l'élaboration d'indices empiriques caractérisant la qualité et la diversité des macro-invertébrés en place. Le classement des indicateurs est issu de deux séries d'analyses factorielles de la distribution des familles dans des stations pas ou peu dégradées puis diversement altérées du rithron au potamon.

En France, la technique la plus développée fut celle des **indices biotiques (IB)** introduite par VERNEAUX et TUFFERY en 1967 dont l'inspiration provenait d'une procédure utilisée en Angleterre (WOODIWISS, 1964).

Cette méthode fut considérée par beaucoup comme l'exemple d'une mise au point réussie d'une méthode pratique de bioévaluation, et son application à une grande échelle par de nombreux services gestionnaires a permis d'en apprécier peu à peu les inconvénients (WASSON, 1981).

Les scientifiques ont été incités à rechercher alors des procédures plus satisfaisantes. VERNEAUX et ses collaborateurs ont proposé en 1976, l'**Indice de Qualité Biologique Global (IQBG)** (VERNEAUX et al., 1982), pour déboucher ensuite sur l'**Indice Biologique Global (IBG)** (VERNEAUX et al., 1982). Ce dernier fut la première méthode biologique à faire l'objet d'une normalisation expérimentale en 1985 (IBG, AFNOR, 1985, NFT 90.350), puis, après quelques modifications, d'une normalisation définitive en 1992 sous le nom d'**Indice Biologique Global Normalisé (IBGN)** (AFNOR, 1992, NFT 90.350).

La comparaison successive des méthodes mises au point permet d'apprécier les progrès effectués grâce à des échanges permanents entre la recherche fondamentale et le domaine des applications; elle permet aussi de mesurer l'importance des difficultés qui subsistent (BLANDIN, 1986).

Par rapport à l'IB initial, l'IBG rend mieux compte de la qualité réelle des grands cours d'eau et des torrents. La qualité des premiers était sous-estimée par l'IB tandis que celle des seconds était surestimée. De plus, pour les situations intermédiaires, l'IBG décèle mieux les altérations légères ou les conditions naturelles peu favorables à la faune (MONNOT, 1982).

Ces indices biologiques basés sur les macro-invertébrés sont abordables, peu coûteux et généralisables, conditions *sine qua non* d'un bon indice. Ils sont globaux et présentent de ce fait un intérêt au niveau des suivis de qualité; VERNEAUX en 1984, définit l'IBG comme une expression synthétique de la qualité biologique globale d'une station toutes causes confondues. L'IBG n'est donc pas seulement un indice de qualité des eaux mais également un intégrateur du potentiel habitat.

Toutefois, l'IBG, appartenant aux *Méthodes Qualitatives Simplifiées* (qui n'utilise pas la détermination à l'espèce), reste une méthode peu précise dont le champ d'application reste à délimiter avec précision et dont les résultats sont parfois délicats à interpréter.

Les Indices Biologiques portant sur les diatomées

Dès 1908, KOLWITZ & MARSSON ont proposé une liste de diatomées indicatrices dans leur système de saprobie. Puis, WIDERKHER (1966) sur la Fecht, et de PIERRE (1968) sur la Meurthe ont tenté d'évaluer la qualité de l'eau à partir des diatomées dans les cours d'eau.

Les travaux de COSTE (1978), puis de DESCY (1979-80), ont permis de mettre au point une méthode fondée sur les groupements écologiques résultant d'analyses statistiques

multivariées et débouchent en 1982 sur l'**Indice de polluosensibilité Spécifique (IPS)** (COSTE, 1982).

Cette méthode a l'avantage d'être basée sur des prélèvements simples et rapides s'appliquant à tous les milieux aquatiques et ce, quelques soient les substrats présents. Ceci explique notamment le choix de cet indice par l'Agence de l'eau Artois-Picardie pour le suivi général de ses cours d'eau, souvent canalisés, et mal adaptés au protocole de l'Indice Biologique Global (IBG).

Faisant partie des "Méthodes Biocénétiques Spécialisées", l'IDS est précis et les résultats servant au calcul de l'indice donnent de nombreuses informations. Mais, ces méthodes utilisant l'espèce nécessitent l'intervention de spécialistes, ce qui limite alors singulièrement leurs applications.

En vue d'une simplification de l'indice de DESCY, RUMEAU et COSTE (1988) travaillent sur un indice générique (au genre) nommé **Indice Diatomique Générique (IDG)**.

Les Indices Biologiques portant sur les oligochètes

Les oligochètes dulçaquicoles semblent être de bons descripteurs de la matière organique des eaux et de la contamination des sédiments en métaux lourds (LAFONT, 1989). Ce dernier point donne aux oligochètes en tant que descripteurs une dimension nouvelle par rapport aux autres indices.

D'autre part, les oligochètes présentent une forte euryécie, ce qui relie les différents bassins versants par des affinités faunistiques élevées. Cette caractéristique est précieuse lorsque l'on considère les difficultés de mise au point d'indices liées aux problèmes de typologie et de référentiel cités précédemment.

Ces qualités ont permis de proposer des méthodes d'appréciation de l'impact d'effluents contaminants dans les cours d'eau : l'**Indice Oligochète Biologie des Sédiments (IOBS)** pour les sédiments fins et l'**Indice Oligochète des Sédiments Grossiers (IOSG)** pour les sédiments grossiers, LAFONT, 1984, 1989; LAFONT & JUGET, 1988; LAFONT et al., 1988; LAFONT & ROSSO, 1991).

Comme pour les indices diatomiques, le principal obstacle à la généralisation des indices oligochètes est la reconnaissance des organismes à l'espèce.

CONCLUSION

Malgré la floraison de méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux (LAFONT et al., 1988), les efforts de recherche à mener pour la mise au point d'indices sont encore considérables.

Par exemple, au niveau des eaux stagnantes, il n'existe pas encore de méthode de large portée.

Pour les autres milieux, lorsque des méthodes existent, elles sont généralement expérimentales et évolutives en ce qui concerne leur sensibilité, leur fiabilité, leur applicabilité et leur simplification.

Aucun indice ne répond aujourd'hui à ces quatre critères mais il n'est peut être pas judicieux de rechercher la méthode unique et universelle, l'indice idéal n'existant probablement pas (SLEPUKHINA, 1984).

Afin de trouver des alternatives à ces impasses méthodologiques, plusieurs solutions pourraient être considérées :

☛ Référentiel variable

Pour chaque grand groupe d'écosystème, pourrait être utilisé un protocole d'échantillonnage fixe tandis que le référentiel serait variable dans un premier temps en fonction des grands bassins versants et dans un second temps en fonction d'une typologie plus précise. VERNEAUX, 1984, l'évoque : l'idéal serait de proposer des échelles indiciaires différentes par type écologique, encore se heurte-t-on aux problème épineux de détermination des types (BLANDIN, 1986) qui ne sont pas par exemple pour les cours d'eau, ordonnés de façon claire.

☛ Indices complémentaires

Une Méthode Qualitative Globale et une Méthode Biocénétique Spécialisée pourraient être utilisées simultanément et systématiquement.

Les Méthodes Qualitatives Globales sont bien adaptées aux enquêtes et aux études rapides (DEPIEREUX et FAYTMANS, 1985) et intègrent bien les limitations sévères répercutées sur tous les organismes vivants. En revanche, elles répondent mal aux altérations limitées des structures de population (MAC INTYRE, 1986).

Les Méthodes Biocénétiques Spécialisées travaillent à l'échelle d'une communauté donnée et sur des substrats comparables (indices diatomiques et oligochètes notamment) et permettent de détecter des changements plus subtils de la qualité des eaux et des sédiments.

Il n'est donc pas inutile de recueillir simultanément ces deux types d'information qui se complètent mutuellement (LAFONT et al., 1988).

☛ Jeu d'indices variés

A l'instar des grilles de qualité multiusages utilisées en physico-chimie, pourrait être mis à la disposition de l'utilisateur un grand nombre d'indices qui seraient choisis et utilisés en fonction des objectifs établis : type de pollution à déceler, caractéristiques du milieu aquatique, indice de qualité globaux ou indice spécifiques d'une perturbation, compartiment à caractériser, objectif de suivi ou objectif de gestion, ...

Afin d'avancer dans la problématique des indices biologiques, il convient d'élargir le débat :

- ⇒ en considérant, et en intégrant, la complémentarité des approches et des disciplines,
- ⇒ en prenant en compte les besoins des gestionnaires qui seront les futurs utilisateurs,
- ⇒ et en définissant des domaines d'application précis de chaque méthode, ce qui ne remet pas en cause leur validité mais au contraire permet de leur donner une valeur et une signification précise.

Par ailleurs, la mise au point de ces indices conduit à aborder de nombreuses questions d'ordre fondamental touchant à la recherche scientifique dont les avancées limitées dans ces domaines ne permettent pas une approche rapide et aisée de la problématique des indices.

En effet, si l'on considère l'Écologie, cette discipline scientifique est mal représentée dans la plupart des pays industrialisés et plus particulièrement en France où l'ensemble des chiffres touchant aux crédits, postes, unités de recherche, ..., montrent combien cette discipline est délaissée (JOUVENTIN, 1991, RAMADE 1992).

Dans le vaste ensemble de la Biologie, de nécessaires progrès sont à réaliser au niveau de la taxonomie, de la biocénétique et de l'écologie (VERNEAUX, 1984) et aussi au niveau de la systématique simplifiée, de la typologie, de la dynamique des populations et des capacités indicatrices de chaque organisme ou communauté.

En ce qui concerne la physico-chimie, ce sont essentiellement les résultats des recherches sur la spéciation, les dynamiques de transformation des composés et les techniques analytiques touchant aux faibles concentrations qui sont attendus.

Enfin, il ne faut pas oublier les disciplines qui utilisent à la fois les connaissances en biologie et en chimie et qui sont essentielles pour déboucher sur des indices biologiques applicables, il s'agit principalement de l'écotoxicologie qui doit à l'aide d'autres disciplines comme la biologie cellulaire et la physiologie, aider à la compréhension des phénomènes de seuils de toxicité, de bioaccumulation, de bioassimilation, d'effets synergiques, etc...

Une fois le diagnostic de l'état présent établi à l'aide d'indice(s), il est alors nécessaire de prévoir l'évolution probable du milieu.

Ceci implique la connaissance des traits fonctionnels majeurs des écosystèmes considérés et de la dynamique qui en découle (BLANDIN, 1986).

On dépasse alors ici la notion classique d'indicateurs biologiques pour considérer les **descripteurs de fonctionnement** (BOURNAUD et AMOROS, 1984), données essentielles pour une gestion à long terme des écosystèmes aquatiques.

En conclusion, l'évaluation de la qualité des écosystèmes a depuis longtemps été un souci des gestionnaires dans le mesure où ces milieux, lorsqu'ils étaient dégradés, pouvaient être la source de préjudices notamment sanitaires ou économiques.

Les méthodes physico-chimiques ont été largement mises à contribution en apportant un grand nombre d'informations et d'éléments de diagnostic.

Toutefois, l'ensemble de la communauté scientifique considère aujourd'hui que chaque milieu doit être abordé à l'aide d'une vision globale reposant sur des diagnostics écologiques. Ces diagnostics intègrent à la fois les caractéristiques physico-chimiques et les dynamiques biologiques, deux pôles intimement liés et indissociables.

Cependant, cette même communauté scientifique est confronté au défi de devoir fournir aux gestionnaires les éléments de compréhension des dynamiques des écosystèmes aquatiques reposant sur les communautés vivantes.

Le défi repose à la fois sur des données fondamentales à la fois sur la forme de ces données qui devra être suffisamment simple et précise pour être transformable en outils d'évaluation adaptés et généralisables.

REFERENCES

- AFNOR, 1985. Essais des eaux : détermination de l'indice biologique global (IBG). T90-350, 85, 447, 6p.
- AFNOR, 1992. Essais des eaux : détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). T90-350, 92, 9p.
- BLANDIN, P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, 17, 4, 215-307.
- BOURNAUD, M & AMOROS, C., 1984. Des indicateurs biologiques aux descripteurs de fonctionnement : quelques exemples dans un système fluvial. *Bull. Ecol.*, 15, 1, 57-66.
- COSTE, M., 1978. Sur l'utilisation des diatomées benthiques pour l'appréciation de la qualité biologique des eaux courantes. Thèse, Faculté des sciences et des techniques de l'Université de Franche Comté, 143 p + 11.
- DE PAUW, N. et VANHOOREN, G., 1983. Method for biological quality assesement of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100, 153-168.
- DEPIEREUX, E. et FAYTMANS, E., 1985. Modification progressive de la structure des peuplements d'invertébrés benthiques en fonction de la qualité de l'eau de l'Ourthe et de la Lesse (Meuse belge). *Acta Oecologica, Oecol. Applic.*, 6, 2, 81-98.
- DESCY, J.-P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Edwigia*, 64, 305-323.

- DESCY, J.-P., 1980. Utilisation des algues benthiques comme indicateur biologique de la qualité des eaux courantes. *Poll. des eaux cont.*, PESSON.P, Ed. : Gauthier Villars, pp 169-194.
- GOODNIGHT, C. J., 1973. The use of aquatic macroinvertebrates as indicator of stream pollution. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, n° 92, vol 1, pp1-13.
- HAWKES, H. A., 1979. Invertebrates as indicators of River water quality. In JAMES A. and EVISON L. eds. 1979. Biological indicators of water quality, chap. 2, pp. 46.
- HYNES, H. B. N., 1961. The invertebrates fauna of a welsh mountain stream. *Arch. Hydrobiol.*, 57, 344-388.
- ISERENTANT, R. et DE SLOOVER, J., 1976. Le concept de bioindicateur. *Mém. Soc. Roy.Bot. Belg.*, 7, 15-24.
- JOUVENTIN, P., 1991. Pourquoi un débat sur la politique scientifique en écologie? *Bulletin d'Ecologie*, 22, 2, 253-256.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M., 1908. Okologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.*, 26, 505-519.
- KOLWITZ, R. & MARSSON, M., 1909. Okologie des tierischen saprobien. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 2, 126-152.
- LAFONT, M., 1984. Oligochaete communities as biological descriptors of pollution in the fine sediments of rivers, *Hydrobiologia*, 115, 127-129.
- LAFONT, M., 1989. Utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. Thèse, Université Claude Bernard, Lyon I, 309 p+ annexes.
- LAFONT, M. et JUGET, J., 1985. Les oligochètes de quelques lacs français : propositions en vue de leur utilisation pratique pour apprécier l'état biologique des sédiments profonds. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22, 3019-3023.
- LAFONT, M. et JUGET, J., 1988. Les Oligochètes : utilisation pratique. In CHAMPIAT et LARPENT (Eds), *Microbiologie et biologie des eaux*, Masson Paris, 255-259.
- LAFONT, M. & ROSSO, A., 1991. Impact des métaux lourds sur les peuplements d'oligochètes. Résultats préliminaires. *Annls l'Institut F.A. Forel*, n° spécial, 3è CILEF; pp 26-29.
- LAFONT M., COSTE M., WASSON J.-G. & FAESSEL B., 1988. Comparaison de quatre indices biologiques pour apprécier l'impact de la pollution des cours d'eau français. *Le Naturaliste Canadien*, 115, 77-87.
- LASCOMBE, C., 1992. Les méthodes d'évaluation de la qualité des milieux aquatiques superficiels. *Tribune de l'eau*, 555, 1, 18-29.
- MAC INTYRE, A. D., 1986. Biological effects and pollution assesment. *Wat. Sci. Tech.*, 18, 155-160.
- MONNOT, A., 1982. Indice biologique de la qualité générale des cours d'eau (I.B.G.). Exemple d'application de la méthode. *Ann. Sc. Univ. Franche-Comté*, Biol. Anim., 4, 3.
- PIERRE, J. F., 1968. Etude hydrobiologique de la Meurthe. Contribution à l'écologie des populations algales. *Bull. Acad. Soc. Lorraine Sci.*, Vol 7, pp261-412.
- RAMADE F., 1992. Déclaration de la Société Française d'Ecologie. Lettre de la Société Française d'Ecologie. n°2, Novembre 1992.
- RUMEAU A. et COSTE M., 1988. Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce. Pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 309, 1-69.
- SLEPUKHINA, T. D., 1984. Comparison of different methods of water quality evaluation by means of Oligochaetes. *Hydrobiologia*, 115, 183-186.
- VERNEAUX, J. et coll., 1982. Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). *Ann. Sc. Univ. Franche-Comté*, 4, 3, 11-19.
- VERNEAUX J., 1984. Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bulletin d'Ecologie*, 15, 1, 47-55.
- VERNEAUX, J., FAESSEL B. et MALESIEUX G., 1976. Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. Ministère de l'Agriculture, CTGREF, 14p.
- VERNEAUX J. et TUFFERY G., 1967. Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices Biotiques. *Ann. Sc. Univ. Besançon*, 3, 79-89.
- WASSON, J.-G., 1981. Méthodes biologiques d'appréciation de la qualité des eaux courantes. In *Ecologie appliquée, indicateurs biologiques et techniques d'étude*. Journées d'étude, Grenoble, 13-14 novembre 1980, Association Franç. des ingén. Ecologues, Mainvilliers, 92-109.
- WIDERKEHR, L. P., WERNER, R. G & REMY, P., 1966. Etude hydrobiologique de la Fecht (Haut-Rhin), SAEP Colmar, 86 p.
- WOODIWISS, F. S., 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem. Ind.*, 14, 443-447.

UN INTÉGRATEUR PHYSICO-CHIMIQUE : LE SÉDIMENT

G. ROFÈS
CEMAGREF

Résumé

Cette note présente une synthèse des principaux facteurs à l'origine des échanges entre l'eau et les sédiments, se rapportant à des phénomènes physiques, chimiques et biologiques. Le caractère intégrateur du sédiment est mis en évidence à travers quelques paramètres caractéristiques de la matière organique, du phosphore, des micropolluants métalliques. Les tableaux concernant les éléments majeurs offrent un éventail des valeurs dans différents types de milieux aquatiques tenant compte du contexte géologique pour certains d'entre eux.

I - INTRODUCTION

Les sédiments sont constitués de matériaux détritiques minéraux et organiques issus de l'érosion des bassins versants (origine allochtone), auxquels s'ajoutent les apports liés aux activités humaines. D'autres apports, internes aux milieux aquatiques (origine autochtone), proviennent des zones rivulaires, des dépôts planctoniques, etc....

Les matériaux transitent principalement par charriage (roulement, saltation) pour les plus grossiers (sables grossiers, graviers, galets), en suspension pour les plus fins (sables fins, limons, argiles).

La mise en place des sédiments fins dépend de la morphologie et des conditions hydrodynamiques des milieux de dépôt.

Les sédiments fins jouent un rôle important vis-à-vis du milieu aquatique et des cycles biogéochimiques (C, N, P, S). Ils fixent en même temps les polluants qui transitent dans la colonne d'eau et les restituent à plus ou moins long terme, y compris après arrêt des sources de pollution.

Les processus diagénétiques internes au sédiment induisent secondairement une nouvelle répartition des éléments naturels et polluants (fertilisants, métaux, composés de synthèse organique, etc.....) et notamment :

- en solution dans l'eau interstitielle,
- adsorbés sur les fines particules minérales et organiques,
- fixés aux hydroxydes de fer et manganèse.

L'étude physico-chimique des sédiments et de leur contamination revient à connaître les conditions dans lesquelles ceux-ci évoluent par des mesures "in situ" et à examiner les composants des phases solide et liquide (eau interstitielle).

II - PRINCIPAUX FACTEURS D'ECHANGE ENTRE L'EAU ET LES SEDIMENTS

La mobilité des éléments fixés par les sédiments dépend de réactions dues à des effets physiques, chimiques ou biologiques (LEE, 1970 ; FÖRSTNER, 1987 ; DESPREAUX, 1990 ; ENELL et LÖFGREN, 1988), intervenant en surface et dans les couches sous-jacentes.

1 - Facteurs physico-chimiques

1.1 - Les effets hydrodynamiques : sont à l'origine de remises en suspension et de mélanges eau-sédiment occasionnés lors des crues, les vidanges de retenues, le trafic fluvial, les courants provoqués par le vent en milieux lacustres ou lagunaires (HOLDREN et ARMSTRONG, 1980 ; LICK, 1982 ; HAKANSON et JANSSON, 1983). C'est ainsi qu'en périodes de crue les taux de matières en suspension peuvent atteindre plusieurs g/l et dans le cas des vidanges de retenues, plusieurs dizaines de g/l.

1.2 - L'adsorption : peut être de type physique ou chimique.

L'adsorption physique s'effectue en surface des particules par adsorption d'ions (tels que PO_4^{3-}) sur des particules chargées électriquement. Elle peut être très rapide et réversible (désorption) par changement de concentration du milieu liquide.

L'adsorption chimique est moins rapide et partiellement réversible, aux mêmes conditions de pH et potentiel redox (BOSTRÖM et al., 1982).

L'adsorption est caractérisée par des grandeurs cinétiques et thermodynamiques également appelées caractéristiques d'équilibre. Les processus en jeu peuvent être décrits (HOLTAN et al., 1988) selon l'équation de base :

$$S = f(C)$$

où S = quantité d'élément adsorbé

C = concentration de l'élément en solution

Cette équation a été reprise sous différentes formes pour exprimer les isothermes d'adsorption de type Langmuir et Freundlich.

La capacité d'adsorption d'un sédiment est fortement influencée par sa composition minérale, organique, et la finesse des particules.

Les hydroxydes de fer et d'aluminium, les carbonates (calcite, aragonite), les minéraux argileux, la matière organique ont une grande affinité pour les phosphates (ENELL et LÖFGREN, 1988).

La capacité à fixer les métaux s'établit préférentiellement comme suit : oxydes de manganèse > substances humiques > hydroxydes de fer > minéraux argileux (FÖRSTNER, 1982).

1.3 - La température : son élévation accroît l'activité bactérienne consommatrice d'oxygène (présent dans l'eau interstitielle) et l'abaissement du potentiel redox. Celui-ci influe

sur les cycles biogéochimiques entraînant dans le cas du phosphore sa libération après réduction de Fe^{3+} (milieux oxiques) en Fe^{2+} (milieux anoxiques) et permet à HOLDREN et ARMSTRONG (1980) de mentionner la température comme un facteur majeur favorisant le relargage du phosphore.

1.4 - Le pH : l'augmentation du pH intervient généralement dans la colonne d'eau en période de forte production primaire. A pH élevé ($\geq 9,5$) la coprécipitation de PO_4^{3-} avec les carbonates est effective. Dans les sédiments, l'élévation du pH diminue en particulier le pouvoir de rétention du phosphore par les hydroxydes de fer et d'aluminium et favorise le relargage, notamment à pH 9-9,5 (ANDERSEN, 1975 ; BOSTRÖM, 1984).

L'élévation du pH et de l'oxygène de l'eau amènent la formation d'hydroxydes métalliques, carbonates et autres précipités, sources d'apports aux sédiments en métaux lourds par coprécipitation. L'abaissement du pH (et du potentiel redox) facilite leur solubilité, mobilité et biodisponibilité (FÖRSTNER, 1982, 1987).

1.5 - Le potentiel redox : figure parmi les facteurs essentiels contrôlant les échanges eau-sédiment (MORTIMER, 1941, 1971 ; HOLDREN et ARMSTRONG, 1980 ; BOSTRÖM et al., 1982 ; GOLTERMAN, 1984 ; SALOMONS, 1985 ; FÖRSTNER, 1987).

La présence d'un gradient redox très marqué entre la couche oxydée de surface et les couches réductrices sous-jacentes détermine une zone critique à l'interface des deux zones, contrôlant les échanges des composés de l'azote, du phosphore et des métaux.

Le phosphore, adsorbé par les hydroxydes de fer (Fe^{3+}) dans la couche oxydée, reprend la forme soluble dans les couches réductrices après réduction de Fe^{3+} en Fe^{2+} en présence de faibles valeurs du potentiel redox (Eh à pH 7 < 200 mv).

La présence de sulfures dans les couches réductrices forme des sulfures métalliques avec des métaux de transition (Mn, Fe, Co, Ni), déplaçant l'équilibre vers la phase solide. Avec d'autres métaux (Cu, Ag, Zn, Cd, Pb), les complexes formés accroissent au contraire les concentrations dans l'eau interstitielle (SALOMONS et al., 1987).

1.6 - La diffusion moléculaire : représente l'un des principaux facteurs d'échange entre les sédiments et la colonne d'eau (BÖSTROM et al., 1982 ; HAKANSON et JANSSON, 1983 ; ENELL et LÖFGREN, 1988).

Le flux de diffusion est déterminé par le gradient de concentration existant entre l'eau interstitielle (plus concentrée) et l'eau surnageante (moins concentrée), le relargage étant d'autant élevé que le gradient est plus important.

L'application de la première loi de Fick aux sédiments, pouvant dans certains cas être considérés comme des liquides contenant de fortes concentrations en solides (DAVISON, 1982), permet le calcul des flux à l'interface eau-sédiment (KROM et BERNER, 1980 ; ENELL et LÖFGREN, 1988 ; CARIGNAN et LEAN, 1991). Celui-ci peut s'exprimer par la relation :

$$\text{Flux} = - \alpha D_s (dC/dZ)$$

où α = porosité du sédiment

D_s = coefficient de diffusion

$dC/dZ =$ gradient de concentration dans l'eau interstitielle

L'utilisation de membranes à dialyse (CARIGNAN et al., 1985 ; ENELL et LÖFGREN, 1988) et de cloches benthiques intégratrices de phénomènes de diffusion et d'activité biologique (SONZOGNI et al., 1977 ; GÄCHTER et MEYER, 1990 ; GRENZ et al., 1991) est courante pour l'estimation des flux.

ENELL et LÖFGREN (1988) observent pour le phosphore dans divers milieux (lacs, estuaires, mer Baltique) des valeurs de flux comprises entre 1,3 et 62 $\text{mgP}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$.

Des études menées en milieux très pollués (ex. la Seine, amont et aval du rejet de station d'épuration d'Achères) indiquent pour le phosphore (phosphore inorganique non apatitique) des flux très élevés compris entre 0,2 et 214,8 $\text{mgP}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{j}^{-1}$ (GAULTIER et al., 1992).

2 - L'activité biologique.

L'activité microbienne conduit à la dégradation de la matière organique productrice de sels minéraux, adsorbés et dissous, et de gaz (N_2 , CO_2 , CH_4). Les bulles de gaz ainsi formées s'échappent en entraînant des particules et des substances dissoutes vers la colonne d'eau (BOSTRÖM et al., 1988).

La bioturbation, très peu étudiée, due aux invertébrés favorise la pénétration de l'oxygène, augmente l'épaisseur et la surface de la couche oxydée. Cette activité est généralement signalée comme étant favorable aux échanges entre l'eau interstitielle et l'eau surnageante (BOSTRÖM et al., 1982, 1988 ; FÖRSTNER, 1987). Elle accroît le relargage du phosphore (HOLDREN et ARMSTRONG, 1980) et celui des micropolluants (de 4 à 6 fois) par comparaison avec des sédiments non remaniés (SALOMONS, 1985).

III - CARACTERE INTEGRATEUR DU SEDIMENT : QUELQUES PARAMETRES CARACTERISTIQUES

L'étude des sédiments et de leur contamination revient à rechercher les conditions environnementales dans lesquelles ces milieux évoluent (température, pH, oxydo-réduction, etc...) et à effectuer l'analyse d'échantillons pour l'obtention de données interprétatives.

Les résultats présentés ci-après sont issus de recherches menées sur les sédiments de cours d'eau (RIV), retenues (RET), étangs (E), lacs (L) dans lesquels les opérations d'échantillonnage (CTGREF, 1980 ; ROFES et SAVARY, 1981) des premiers centimètres de sédiment et d'analyse ont été menées selon les mêmes protocoles.

Ces résultats ne sont pas représentatifs des données concernant les couches sous-jacentes sujettes à évolution et donc à une variabilité spatiale.

Dans le cas des cours d'eau et des retenues il a été tenu compte de l'environnement géologique sédimentaire (S), cristallin-cristallophyllien (C), sans distinction pour les lacs et étangs.

1 - Principaux composants physiques et chimiques

L'étude de la phase solide et de l'eau interstitielle des sédiments repose sur des méthodes de séparation telles que la centrifugation, le pressage, l'utilisation de membranes à dialyse (BOSTRÖM et al., 1982 ; HAKANSON et JANSSON, 1983 ; ENELL et LÖFGREN, 1988).

La méthode employée est la centrifugation (17 000 g) en milieu réfrigéré. Seules les opérations de pressage sont menées en boîte à gants et atmosphère d'azote pour le dosage de PO_4^{3-} .

1.1 - La matière organique

L'abondance et la nature de la matière organique diffère selon les milieux et les aires de dépôt (rivulaires, cuvettes lacustres, etc...). L'origine influe sur la composition, essentiellement des lignines, protéines, carbohydrates, lipides, composés phénoliques.

La dégradation bactérienne de cette matière organique conduit à une minéralisation partielle (sels dissous, produits gazeux) et la production de divers composés tels que des acides humiques, acides fulviques, etc... (GJESSING, 1976 ; HATCHER et SPIKER, 1988 ; BAKER, 1991).

1.11 - Le carbone organique

Le carbone des substances humiques représente une bonne part du carbone organique total. La composition élémentaire serait la suivante (HAKANSON et JANSSON, 1983 ; BAKER, 1991) : C = 45-60 %, O = 35-40 %, H = 3-5 %, N = 3-5 %, P = 0,5 %, S = 0,5 %.

Les substances humiques jouent un rôle important dans la rétention d'ions minéraux et de métaux présents dans l'eau interstitielle (BUFFLE, 1977) selon diverses réactions : échange d'ions, adsorption, complexation, coagulation, peptisation.

Le tableau ci-après rend compte des valeurs du carbone organique obtenues à l'aide d'un analyseur de carbone (LECO CR12) dans divers milieux, correspondant à des teneurs faibles (F < 25%) moyennes (M 25-75 %), élevées (E > 75 %), cette répartition étant applicable aux tableaux suivants.

Carbone organique	Cours d'eau		Retenues		Etangs	Lacs
	S	C	S	C		
Nombre de mesures	128	14	22	19	41	73
Valeurs minimales	0,4	1,0	1,0	4,4	0,7	1,3
" 25 %	2,0	2,2	1,4	4,9	3,0	4,3
" 50 %	3,1	2,7	2,7	6,0	4,1	9,6
" 75 %	4,5	4,1	2,9	6,4	6,3	14,6
Valeurs maximales	10,2	8,2	3,8	9,1	12,3	36,7

S = Sédimentaire

C = Cristallin

Tableau 1 - Répartition des teneurs en carbone organique (en % du poids sec).

Les valeurs très élevées observées en lac s'expliquent par l'abondance de matières humiques de ces milieux.

En Seine, les taux de carbone organique augmentent de 4,5 à 14 % entre l'amont et l'aval du rejet de STEP d'Achères.

1.12 - L'azote

La dégradation de la matière organique aboutissant à la formation d'azote minéral et produits carbonés s'effectue dans des proportions variables.

Le rapport C/N fréquemment utilisé pour caractériser la matière organique peut donner lieu à diverses interprétations selon les teneurs en ces éléments et les milieux de prélèvement.

Dans les sols, des valeurs très élevées correspondent par exemple à de la matière organique fraîche, non humifiée et à minéralisation lente (DOMMERMUES et MANGENOT, 1970 ; DUCHAUFOUR, 1983). En milieu lacustre, les valeurs de ce rapport comprises entre 10 et 20, sont pour HAKANSON et JANSSON (1983) plus spécifiques de l'humus. Dans les cuvettes lacustres, les valeurs plutôt faibles (5-6), correspondent essentiellement à des dépôts planctoniques (GOLTERMAN, 1975 ; HAKANSON et JANSSON, 1983).

DAMIANI (1974) , KEMP (1977) proposent une origine allochtone des apports organiques ayant un rapport C/N supérieur à 10 (production macrophytique), une origine autochtone (sédimentation planctonique) pour les valeurs supérieures à 10.

Des valeurs élevées de ce rapport, observées dans les zones rivulaires riches en macrophytes, le plus souvent supérieures à 10, et plus faibles dans les cuvettes lacustres, sont rapportées dans les études menées sur les lacs jurassiens (CEMAGREF, 1985, 1987 ; VERNEAUX et al., 1991).

Le tableau suivant rend compte des teneurs en azote Kjeldahl des sédiments et met en évidence la progression des valeurs observées à 50 % des effectifs, entre cours d'eau, retenues (C), étangs et lacs ces derniers étant les plus riches en matière organique.

Azote Kjeldahl	Cours d'eau		Retenues		Etangs	Lacs
	S	C	S	C		
Nombre de mesures	128	14	22	19	41	73
Valeurs minimales	0,04	0,08	0,14	0,45	0,16	0,15
" 25 %	0,19	0,19	0,19	0,53	0,35	0,39
" 50 %	0,28	0,22	0,26	0,58	0,44	0,79
" 75 %	0,39	0,31	0,27	0,69	0,61	1,22
Valeurs maximales	1,10	0,59	0,29	0,84	1,11	1,93

S = Sédimentaire C = Cristallin

Tableau 2 - Répartition des teneurs en Azote (en % du poids sec).

La minéralisation de l'azote produit des sels ammoniacaux adsorbés sur les fines particules et en solution dans l'eau interstitielle. Ils peuvent diffuser vers la colonne d'eau (MORTIMER, 1971), ou fortement contaminer la masse d'eau après remise en suspension des sédiments et atteindre lors des vidanges de retenue des concentrations de 10 à 12 mg/l de NH_4^+ (SRAE Rhône-Alpes-CEMAGREF Lyon, 1984 ; ROFES et al., 1991).

Les concentrations les plus élevées du tableau ci-après ont été observées en cours d'eau (Yerres), retenues (Saint-Hilaire sur l'Isère), étangs (sur le cours de la Somme) fortement pollués.

Dans le cas de la Seine, les valeurs entre l'amont et l'aval du rejet de STEP d'Achères varient très fortement, de 35 à 1 700 mg/l.

NH_4^+	Cours d'eau		Retenues		Étangs	Lacs
	S	C	S	C		
Nombre de mesures	123	14	22	19	41	43
Valeurs minimales	0,02	1,20	1,20	3,30	0,20	0,88
" 25 %	3,02	1,80	6,00	4,80	2,30	2,15
" 50 %	6,40	2,20	13,50	11,70	4,63	3,23
" 75 %	13,11	5,50	30,70	18,10	9,90	7,10
Valeurs maximales	200,0	9,00	79,50	36,10	43,30	12,10

S = Sédimentaire C = Cristallin

Tableau 3 - Répartition des teneurs en NH_4^+ (en mg/l) des eaux interstitielles.

1.2 - Le phosphore

Le phosphore figure parmi les éléments les plus étudiés des milieux aquatiques. L'intérêt résulte du fait qu'il représente un facteur limitant de la production primaire. Son accroissement lié aux activités humaines du bassin versant (lessivage des terres cultivées, rejets domestiques et industriels) provoque les phénomènes rapides d'eutrophisation (VOLLENWEIDER, 1968 ; BOSTRÖM et al., 1982 ; HAKANSON et JANSSON, 1983 ; GOLTERMAN, 1984).

La répartition du phosphore entre les phases du sédiment est dépendante de la nature de celui-ci et des facteurs d'échange présentés ci-dessus.

BOSTRÖM et al. (1982) mentionnent pour les sédiments lacustres des valeurs de phosphore total (Ptot) comprises entre 713 et 4 700 mg/kg. HAMENCE (1967) établit une distinction entre milieux pollués (cours d'eau, estuaires, lacs) où les teneurs en Ptot varient entre 0,95 et 1,47 % et les mêmes milieux non pollués, entre 0,15 et 0,36 % (P_2O_5).

Phosphore total	Cours d'eau		Retenues		Etangs	Lacs
	S	C	S	C		
Nombre de mesures	120	14	15	15	38	73
Valeurs minimales	0,02	0,09	0,14	0,22	0,04	0,02
" 25 %	0,22	0,13	0,16	0,31	0,12	0,06
" 50 %	0,29	0,16	0,19	0,34	0,17	0,15
" 75 %	0,52	0,21	0,21	0,65	0,27	0,23
Valeurs maximales	4,92	0,26	0,28	1,10	0,88	0,67

S = Sédimentaire C = Cristallin

Tableau 4 - Répartition des teneurs en phosphore total (en P₂O₅ et en % du poids sec).

Les plus fortes teneurs en PO₄³⁻ (eaux interstitielles) du tableau ci-après concernent, comme dans le cas du P_{tot}, les cours d'eau (S) en aval d'agglomérations, certains étangs (cas des étangs situés sur le cours de la Somme).

PO ₄ ³⁻	Cours d'eau		Retenues		Etangs	Lacs
	S	C	S	C		
Nombre de mesures	122	14	22	18	39	28
Valeurs minimales	0,03	0,12	0,12	0,12	0,10	0,03
" 25 %	0,20	0,30	0,40	0,24	0,78	0,08
" 50 %	0,50	0,60	0,64	0,40	1,99	0,10
" 75 %	1,26	1,20	1,05	1,99	8,10	0,40
Valeurs maximales	29,00	6,10	2,55	5,70	51,90	3,89

S = Sédimentaire C = Cristallin

Tableau 5 - Répartition des teneurs en PO₄³⁻ (en mg/l) des eaux interstitielles.

2 - Les métaux

L'intérêt principal porté à l'étude des métaux est motivé en particulier par le caractère de toxicité présenté par ces éléments.

Celui-ci varie avec l'élément considéré et dépend des liaisons existantes avec les divers composants du sédiment (matière organique, argiles, carbonates, hydroxydes de fer et de manganèse), de leur présence en solution dans les eaux interstitielles et pour certains de leur degré d'oxydation (fonction du pH et oxydo-réduction du milieu), CrO₄⁻ étant par exemple plus toxique que Cr³⁺ (HAKANSON, 1983).

L'étude de la contamination des sédiments repose donc sur la recherche des métaux dans les différents composants de sédiment ou sur les échantillons bruts.

L'appréciation des niveaux de contamination tient compte des valeurs naturelles et de l'incidence de la nature des sédiments (composition, texture) sur la variabilité des concentrations en métaux.

Les résultats présentés dans le tableau suivant se rapportent à des séries d'observations indépendantes mais échantillonnées et analysées selon des protocoles pratiquement identiques :

- Série sédiments "Référence" : prélèvements dans des secteurs du Bassin Parisien non influencés ou faiblement influencés par les activités humaines ;
- Série sédiments "Seine-Normandie" : étude de caractérisation du niveau de contamination de divers cours d'eau du Bassin Parisien (Oise, Armançon, Essonne, Loing, Yerres, Seine) ;
- Série sédiments "Inventaire" : campagne de l'Inventaire National des Pollutions 1980 pour les six Agences de l'Eau.

	Concentrations moyennes en mg/kg						
	Cd	Cu	Pb	Zn	Hg	Ni	Cr
REFERENCE	2	17	40	54	0,13	24	30
SEINE-NORMANDIE	0,4	20	46	147	0,24	32	22
INVENTAIRE	0,2	16	29	86	0,09		22

Tableau 6 : Sédiments valeurs référence : concentrations moyennes des séries observées et reconstituées.

Pour plus de détails, on se reportera à l'étude CEMAGREF portant sur la contamination des sédiments par les métaux (BELAMIE, 1990).

IV - CONCLUSION

Les sédiments ont un rôle d'accumulation des éléments en provenance de la colonne d'eau et sont considérés à ce titre comme indicateurs de pollution. Ils ont également un rôle actif dans la contamination des eaux, en raison des phénomènes diagénétiques modifiant la répartition entre composants particulaires et l'eau interstitielle, et des échanges avec la colonne d'eau qui pourront être facilités par de nombreux facteurs tels que l'adsorption-désorption, la température, le pH, l'oxydo-réduction, la diffusion, l'activité biologique.

La connaissance des composantes physico-chimiques et leur quantification apportent un éclairage sur la répartition et l'abondance de celles-ci, selon les types de milieux, la géologie du bassin versant.

Une esquisse de répartition des concentrations (faible, moyenne, élevée) est proposée pour les éléments majeurs, l'effet des apports polluants s'ajoutant aux concentrations les plus élevées.

Dans le cas des métaux, les teneurs rapportées sont afférentes à des valeurs naturelles issues de milieux considérés comme peu ou pas influencés par les activités humaines.

Remerciements

L'auteur remercie ses collègues R. BELAMIE, B. MONTUELLE, J.L. ROULIER pour leurs précieuses indications et Ch. JOUBERT pour le travail de secrétariat.

Auteurs cités

- ANDERSEN J.M., 1975 - Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments. Arch. Hydrobiol., 76 (4), pp 411-419.
- BAKER R.A., 1991 - Organic substances and sediments in water. Vol. 1. Lewis Publishers Inc, 392 p.
- BELAMIE R., 1990 - Méthodologie d'étude de la contamination des sédiments par les métaux. Rapport CEMAGREF, 68 p.
- BOSTRÖM B., JANSSON M., FORSBERG C., 1982 - Phosphorus release from lake sediments. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergerbn. Limnol., 18; pp. 5-59.
- BOSTRÖM B., 1984 - Potential mobility of phosphorus in different types of lake sediment. Inst. Revue ges. Hydrobiol., 69 (4), pp. 457-474.
- BOSTRÖM B., ANDERSEN J.M., FLEISCHER S., JANSSON M., 1988 - Exchange of phosphorus across the sediment water interface. Hydrobiologia, 170, pp. 229-244.
- BUFFLE J.A.E., 1977 - Les substances humiques et leurs interactions avec les ions minéraux. T.S.M. L'eau, Janvier 1977, pp. 3-10.
- CARIGAN R., RAPIN F., TESSIER A., 1985 - Sediment porewater sampling for metal analysis : a comparison of techniques. Geochimi. and Cosmochimi., Acta, 49, pp. 2493-2497.
- CARIGNAN R. , LEAN D.R.S., 1991 - Regeneration of dissolved substances in a seasonally anoxic lake : the relative importance of processes occurring in the water column and in the sediments. Limnol. Oceanogr., 36 (43), pp. 683-707.
- CEMAGREF in SRAE Franche-Comté, 1985-1987 - Monographies des lacs du Jura (Maclu, Etival, Ilay, Bonlieu, Chalais). SRAE Fr. Comté ed., Besançon.
- CTGREF, 1980 - Etude des sédiments. Méthodes de prélèvements et d'analyse. Rapport n° 47, 50 p.

- DAMIANI V., 1974 - Distribution of organic carbon and organic nitrogen in the surface sediments of Isole Borromee Basin (Lago Maggiore). Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 31, pp. 45-60.
- DAVISON W., 1982 - Transport of iron and manganese in relation to the shapes of their concentration-depth profiles. Hydrobiologia, 92, pp. 463-481.
- DESPREAUX M., 1990 - Le phosphore et l'azote dans les sédiments du fleuve Charente. Variations saisonnières et mobilité potentielle. Thèse Université Cl. Bernard Lyon I. CEMAGREF Ressources en eau n° 2, 227 p.
- DOMMERGUES Y., MANGENOT F., 1970 - Ecologie microbienne du sol. Masson Ed., Paris, 796 p.
- DUCHAUFOUR Ph., SOUCHIER B., 1983 - Pédogénèse et classification (1); Masson Ed., Paris, 491 p.
- ENELL M., LÖFGREN S., 1988 - Phosphorus in interstitial water : methods and dynamics. Hydrobiologia, 170, pp. 103-132.
- FÖRSTNER U., 1982 - Accumulative phases for heavy metals in limnic sediments. Hydrobiologia, 91, pp. 269-284.
- FÖRSTNER U., 1987 - Sediment associated contaminants-an overview of scientific bases for developing remedial options. Hydrobiologia, 149 pp. 221-246.
- GÄCHTER R., MEYER S., 1990 - Mechanisms controlling fluxes of nutrients across the sediment/water interface in a eutrophic lake. In Sediments : chemistry and toxicity of in place pollutants. Baudo R., Giezy J.P., Muntan H. Ed., Publishers Inc., pp 131-162.
- GAULTIER V., ROFES G., HAMELIN G., MOTTE B., 1992 - Qualité des sédiments en aval de Paris en relation avec la station d'épuration d'Achères. Charge et mobilité du phosphore. Rapport PIREN-SEINE, 46 p.
- GJESSING E.T., 1976 - Physical and chemical characteristics of aquatic humus. Ann. Arbor. Science, 120 p.
- GOLTERMAN H.L., 1975 - Physiological Liminology. Elsevier Sci. Publ. Co., Amsterdam/Oxford/New-York, 489 p.
- GOLTERMAN H.L., 1984 - Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwater. Verh. Internat. Verein. Limnol., 22, pp. 23-59.
- GRENZ C., MOUTIN T., PICOT B., MASSE H., 1991 - Comparaison de deux méthodes de mesure de flux de nutriments à l'interface eau-sédiment : méthode des peepers et méthode des chambres benthiques. C.R. Acad. Sci. Paris, 313 (III), pp. 239-244.
- HAKANSON L., JANSSON M., 1983 - Principles of lake sedimentology. SPRINGER-VERLAG, 316 p.

- HAMENCE J.H., 1967 - The composition of muds from rivers, estuaires and lades. *J. Assoc. Publ. Analyst.*, 5, pp. 88-100.
- HATCHER P.G., SPIKER E.C., 1988 - Selective degradation of plant biomolecule. In humic substances and their role in the environment. Frimmel F.H. and Christman R. Ed., John Wiley and Sons, pp. 59-74.
- HOLDREN G.C., ARMSTRONG D.E., 1980 - Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. *Environ. Sci. Technol.*, 14, pp. 79-87.
- HOLTAN H., KAMP-NIELSEN L., STUANES A.O., 1988 - Phosphorus in soil, water and sediment : an overview. *Hydrobiologia*, 170, pp. 19-34.
- KEMP A.L., THOMAS R.L., WONG H.K.T. and JOHNSTON L.M., 1977 - Nitrogen and C/N ratios in the sediment of Lakes Superior, Huron, St-Clair, Erie and Ontario. *Can. J. Earth. Sci.*, 14, pp. 2402-2413.
- KROM M.D., BERNER R.A., 1980 - The diffusion coefficients of sulfate, ammonium and phosphate ions in anoxic marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (2), pp. 327-337.
- LEE F., 1970 - Factors affecting the transfer of materials between water and sediments. The University of Wisconsin. Literature review n° 1, pp. 1-50.
- LICK W., 1982 - Entrainment, deposition and transport of fine-grained sediments in lakes. *Hydrobiologia*, 91, pp. 31-40.
- MORTIMER C.H., 1941 - The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *I. J. Ecol.*, 29, pp. 280-329.
- MORTIMER C.H., 1971 - Chemical exchanges between sediments and water in the great lakes. Speculations on probable regulatory mechanisms. *Limnol. Oceanogr.*, 16 (2), pp. 387-404.
- ROFES G., SAVARY M., 1981 - Description d'un nouveau modèle de carottier pour sédiments fins. *Bull. Franc. Piscicult.*, 283, pp. 102-113.
- ROFES G., TROCHERIE F., GARAT O., VALLON M., CARDINAL H., 1991 - Caractérisation des sédiments des retenues pour la prévision des risques écotoxicologiques liés aux vidanges. *Rev. Sci. de l'eau*, 4, pp. 65-82.
- SALOMONS W., 1985 - Sediments and water quality. *Environmental Technology Letters*, 6, pp. 315-326.
- SALOMONS W., ROOIJ N.M., KERDIJK H., BRIL J., 1987 - Sediments as a source for contaminants ? *Hydrobiologia*, 149, pp. 13-30.
- SONZOGNI W.C., LARSEN D.P., MALVEG. K.W., SCHULDT M., 1977 - Use of large submerged chambers to measure sediment-water interactions. *Water Research*, 11, pp. 461-464.

SRAE Rhône-Alpes, CEMAGREF Lyon, 1984 - Etude de suivi de la vidange des retenues de Beauvoir et St-Hilaire sur la Basse-Isère. Rapport, 53 p.

VERNEAUX J., VIDONNE A., REMY F., GUYARD A., 1991 - Particules organiques et rapport C/N des sédiments des lacs du Jura. *Annls. Limnol.*, 27 (2), pp. 175-190.

VOLLENWEIDER R.A., 1968 - Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Rep. OECD, DAS/SCI/68.27, Paris, 192 p..

EXEMPLE D'OUTIL INFORMATIQUE D'AIDE A LA GESTION INTÉGRÉE DE LA RESSOURCE EN EAU : LE LOGICIEL AGIRE*

J. RIETJENS
EDF

1. INTRODUCTION

Alors qu'avec la nouvelle loi sur l'eau du 3 janvier 1992, le cadre législatif oriente les différents acteurs de l'eau vers des procédures de concertation, on constate le manque d'outils opérationnels pour la mise en place localement de telles démarches. Ce n'est pas une tâche aisée dans la mesure où les relations entre les usagers sont souvent conflictuelles, notamment en situation de pénurie. Cette démarche implique le choix de "priorités", choix qui passe par :

- la définition d'objectifs de qualité pour le milieu aquatique
- un inventaire des besoins des différents usagers de l'eau
- une concertation entre les acteurs locaux et la définition d'une règle de partage de la ressource.

La sensibilisation des différents acteurs aux besoins des uns et des autres, étape indispensable pour mener à bien le dialogue, requiert un effort en matière de communication.

Dans un tel domaine, le recours aux outils informatiques, associés à des bases de données suffisamment riches, devient une aide précieuse, d'autant que les technologies disponibles aujourd'hui, tant dans les domaines des outils de simulation ou des Systèmes d'Information Géographique (SIG), permettent de concevoir des systèmes informatiques adaptés à la problématique de la gestion intégrée d'un bassin versant.

Dans ce contexte, la Direction des Etudes et Recherches (DER) d'EDF développe depuis 1991 un outil informatique d'Aide à la Gestion Intégrée de la Ressource en Eau : le logiciel AGIRE. La première version de ce logiciel (version 1.0) est aujourd'hui achevée : il s'agit d'une version 1D-permanent-mensuel.

Le produit élaboré se présente comme un outil de concertation et de communication, permettant à l'utilisateur de visualiser les conséquences, à la fois sur le milieu aquatique et sur la satisfaction des usagers, de différents scénarios d'aménagement et de gestion du bassin. Ces scénarios peuvent porter :

* texte présenté au colloque d'Hydroécologie sur la Gestion de l'eau, 31 mai et 1 juin 1994 Paris

- sur le niveau de développement ou d'équipement des usages agricoles, industriels ou domestiques,
- sur les schémas de circulation d'eau (lâchers de barrages amont, transferts d'eau entre rivières,...),
- sur des exigences environnementales (débits minimum admissibles ou débits de crise par exemple),
- sur les aléas climatiques.

Son objectif est de permettre de choisir entre des options d'aménagement du bassin, dans le cadre de gestions à long terme, telles que celles qui pourraient être menées dans les politiques d'aménagement des SAGE par exemple.

Cet outil informatique, qui fonctionne sur station de travail, est bâti autour :

- d'un outil de simulation reposant sur une bibliothèque de modèles numériques,
- d'un outil de visualisation développé à partir du système d'information géographique ARC INFO.

Une première application sur deux rivières du sud-ouest de la France (le Gave de Pau et l'Echez, deux affluents de l'Adour), réalisée dans le cadre d'une convention entre EDF-DER, l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, le Ministère de l'Environnement et l'Institution Interdépartementale pour l'Aménagement Hydraulique du Bassin de l'Adour, est actuellement en cours de test à l'Agence de l'Eau Adour-Garonne.

2. L'OUTIL DE SIMULATION

L'outil de simulation repose :

- sur une base de données spatio-temporelles
- sur une bibliothèque de modèles numériques.

2.1 La base de données spatio-temporelle

La base de données contient à la fois :

- des *grandeurs relatives à la description du système physique*, comme des données de surfaces de bassins versants, la longueur ou la pente des tronçons de rivière, les données météorologiques ou les débits .
- des *données liées aux activités humaines* telles que :
 - pour l'usage agricole, les données issues du Recensement Général Agricole (surfaces irriguées, types de culture, nombre de têtes de bétail, etc...) ainsi que des grandeurs données par différents organismes agricoles comme les ventes annuelles d'engrais par département...,
 - pour l'usage domestique, les données sur la population, ainsi que les données relatives aux stations d'épuration (capacité, rendement,...)
 - pour l'usage industriel, les données liées aux consommations en eau (importance, origine), aux installations de prétraitement, au rythme de fonctionnement des entreprises...

La liste de ces données n'est pas exhaustive; elle se justifie par les besoins des modèles de calcul qui sont utilisés pour estimer les demandes et rejets en eaux des différents usagers.

La constitution de cette base de données a mis en exergue le problème de la disponibilité et de la fiabilité des informations. La tâche n'est pas aisée dans la mesure où, en France, de nombreux intervenants se partagent encore la gestion et le contrôle de la ressource en eau. De multiples organismes ou administrations sont présents dans ce domaine, chacun possédant sa propre dynamique et ses propres bases de données. Lorsque qu'un paramètre est suivi par plusieurs organismes, la plus grosse difficulté est de déterminer les sources les plus fiables. Mais souvent, c'est le manque de données qui pose problème et qui nécessite le lancement de programmes de mesure appropriés. Précisons que cette problématique conditionne la fiabilité de l'outil de simulation, dont les hypothèses simplificatrices ne peuvent pas toujours être choisies à bon escient, faute de données appropriées.

2.2 L'outil de simulation

2.2.1 La bibliothèque de modèles

L'outil de simulation est constitué d'une bibliothèque de programmes numériques développés en FORTRAN qui s'enchaînent de façon modulaire. Cette bibliothèque est appelée à s'enrichir en fonction des problèmes rencontrés localement. Le logiciel AGIRE version 1.0 comprend aujourd'hui (figure 1) :

- un modèle hydrologique (calcul de la répartition longitudinale du débit)
- un modèle hydraulique (calcul des vitesses et profondeur en fonction du débit)
- un modèle d'estimation des besoins et rejets en eau pour l'irrigation
- un modèle d'estimation des besoins et rejets en eau pour l'industrie et l'eau potable (quantitatif et qualitatif)
(rapports à paraître)
- un modèle thermique (GOSSE, 1990)
- un modèle de calcul des flux en nitrates liés aux pratiques agricoles sur un bassin versant (d'après GENG, 1988)
- un modèle d'azote en rivière
- un modèle bactériologique en rivière
- un modèle de qualité d'habitat piscicole pour la truite Fario (SABATON et MIQUEL, 1993)
- un modèle d'estimation de la satisfaction pour les activités récréatives baignade et kayak.

2.2.2 L'intervention de l'utilisateur

Les modèles développés permettent de reproduire les logiques d'actions de l'homme sur la ressource en eau, de les modifier et ainsi d'analyser l'impact des activités humaines sur le milieu naturel.

Cette analyse se fait par secteur d'activités et par actions. Un secteur d'activité génère des actions qui satisfont, ou sont la conséquence, de besoins. Ces actions se traduisent par des pressions sur la ressource en eau, tant du point de vue quantitatif que qualitatif. Elles peuvent également conduire, par l'intermédiaire du vecteur eau, à des pressions sur d'autres secteurs d'activités, pouvant aller jusqu'à la situation de conflit d'usages.

Les actions sur la ressource en eau prises en compte dans le logiciel AGIRE sont liées :

- d'une part aux prélèvements en eau (rivière, nappe, retenue)
- d'autre part aux rejets en rivière, tant sur le plan quantitatif que qualitatif.

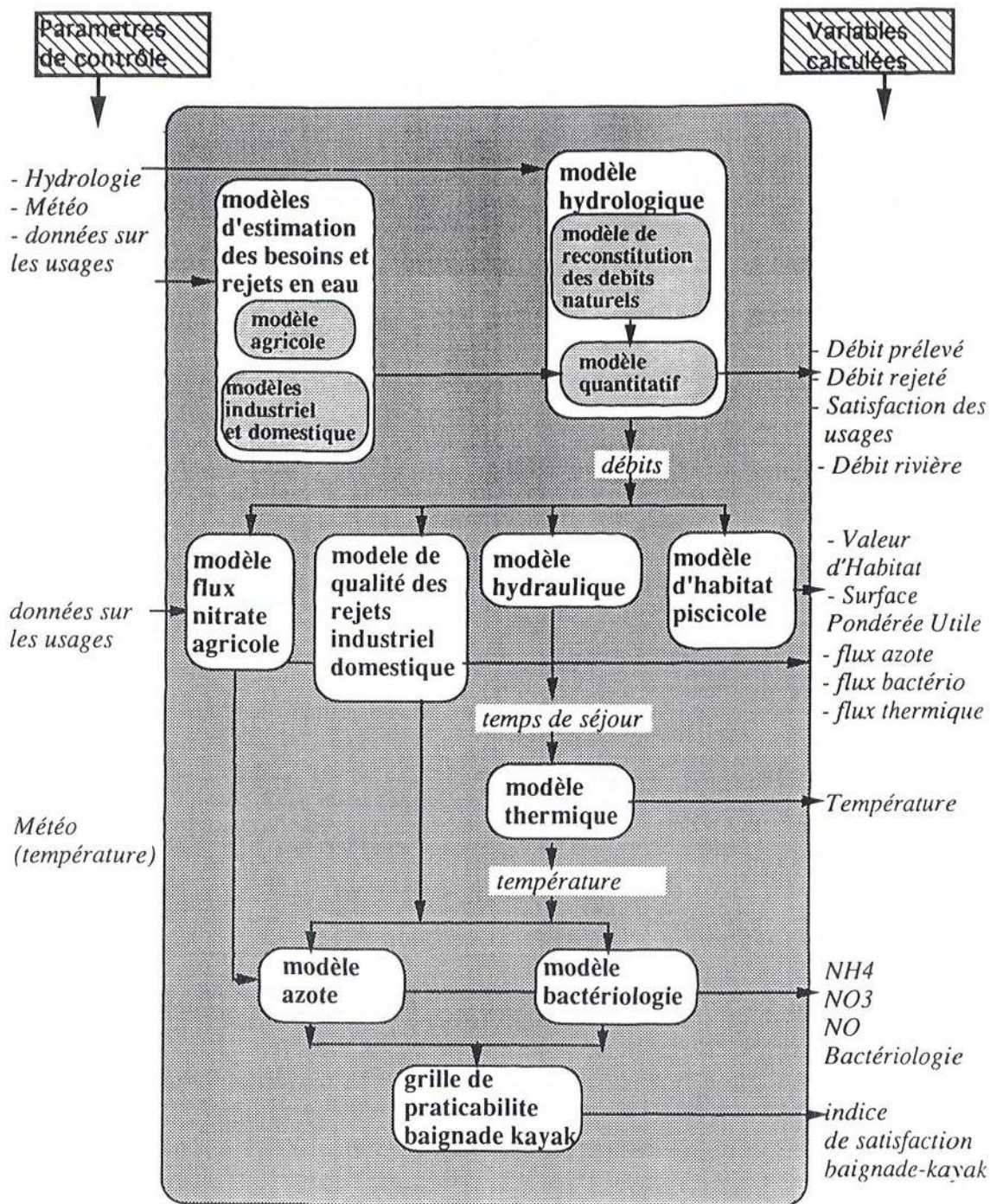


figure 1 : Organisation des modèles dans l'outil de simulation

L'analyse des relations secteurs d'activité - actions montre que certains secteurs d'activité, tels les secteurs domestiques et industriels, présentent des interactions si fortes qu'il faut bien les identifier pour faire ressortir les facteurs de causalité de chacune des actions.

Le couplage réalisé dans AGIRE entre les modèles de simulation de l'activité humaine, dont la réponse est donnée sous forme de flux entrants ou sortants en rivière, et les modèles de simulation de la rivière, consiste alors à relier les pressions exercées par ces activités aux compartiments de l'écosystème concerné (hydrologie, qualité d'eau, habitat piscicole). Ceci doit permettre d'analyser :

- d'une part les impacts des pressions sur le milieu naturel, tant du point de vue spatial que temporel,
- d'autre part les actions de contrôle par secteur d'activité.

L'utilisateur va donc agir sur les flux échangés (figure 2) en modifiant les descripteurs de :

- *l'usage domestique* : les prélèvements pour la production d'eau potable ont lieu en rivière ou en nappe; les rejets d'eau usées se font en partie en rivière, qu'ils soient épurés ou non. Dans ce cas, la variable de contrôle est le nombre d'habitants, les caractéristiques de la population (permanente, saisonnière, agglomérée, éparse), le degré d'équipement en stations d'épuration, et le niveau de fonctionnement de ces stations. La qualité des rejets est calculée pour l'azote et la bactériologie.

- *l'usage industriel* : l'utilisateur peut jouer sur les sources d'alimentation en eau (nappe, rivière, réseau d'eau potable), sur les équipements de prétraitement, le raccordement éventuel à des stations. Le modèle prend en compte l'impact de la pollution azotée et thermique induite par l'usage industriel.

- *l'usage agricole* : les paramètres de contrôle des volumes d'eau prélevés en rivière ou en nappe sont les données relatives à l'importance des surfaces irriguées, le type d'irrigation, le type de cultures. Les flux polluants en nitrates d'origine agricole sont déterminés en fonction des caractéristiques de l'élevage (type d'animaux, nombre de têtes de bétail) et par les apports en engrais chimiques.

L'utilisateur a la possibilité de rajouter de nouveaux éléments tels que des usines ou des stations d'épuration, et de créer des connections entre usines, stations, villes.

Il peut également imposer, en des points particuliers qu'il choisit, des débits minimums en rivière en deçà desquels tout prélèvement d'eau est interdit, ou encore simuler d'éventuels lâchers de barrages amont ou des transferts d'eau entre rivières.

2.2.3 Fonctionnement de l'outil

Une fois les scénarios sur les usages ou sur la gestion du bassin ainsi définis, le fonctionnement global de l'outil de simulation peut être décrit de la façon suivante (figure 3) :

A partir d'un scénario météorologique connu, un premier modèle reconstitue, sur un ou plusieurs cycles annuels, les débits dits "pseudo-naturels" du cours d'eau, qui seraient les débits de la rivière ne subissant, dans le secteur de modélisation, aucun prélèvement ni rejet lié aux activités humaines. Ces calculs sont menés en chaque tronçon élémentaire (ou maille, d'une longueur moyenne égale au kilomètre) de la rivière. En parallèle, et en fonction du même scénario météorologique, on calcule, pour un état donné des usages, les besoins en eau "souhaités" pour chacun des usages dits actifs vis-à-vis de la ressource, à savoir l'usage agricole, l'usage industriel, l'usage eau potable.

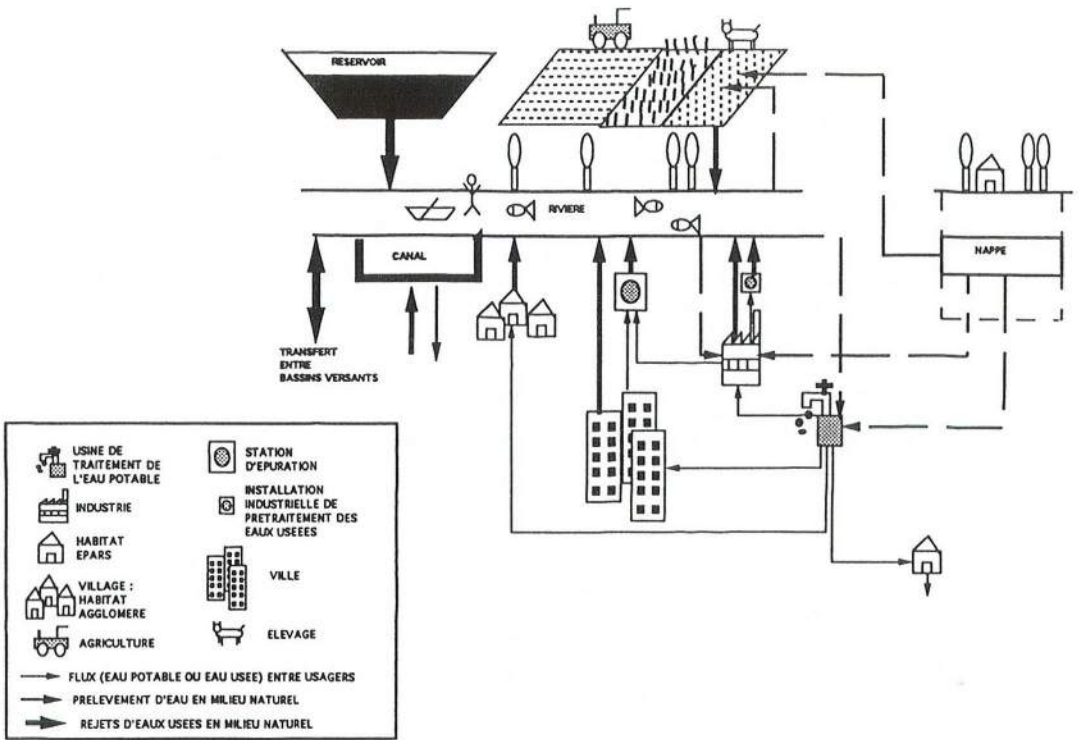


Figure 2 : Les flux échangés entre le milieu naturel et les usagers : schéma de principe

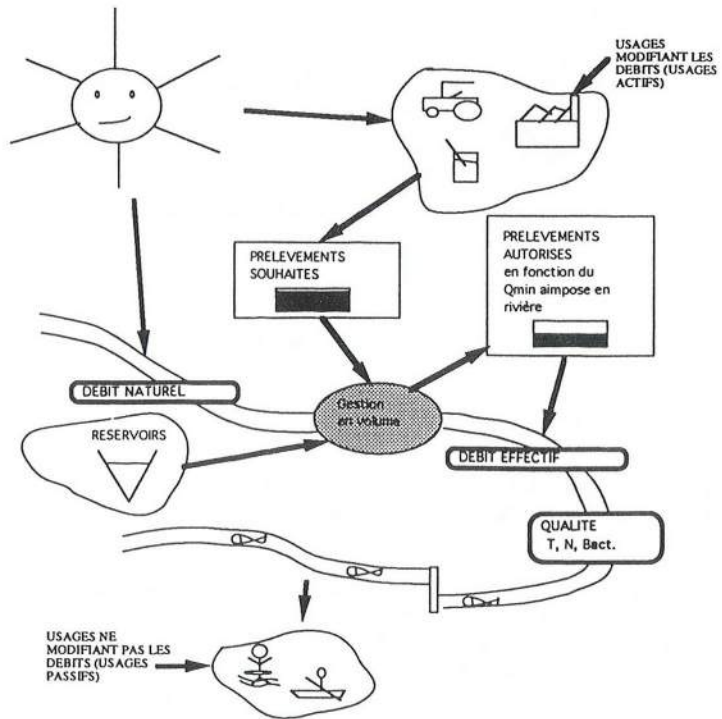


Figure 3 : Schéma conceptuel de l'outil de simulation

Sont également pris en compte, à ce niveau, les scénarios de gestion du type soutien d'étiage.

Un module de "gestion en volume" permet alors de comparer l'eau disponible dans le cours d'eau et les besoins des différents usagers. En fonction d'un ou de plusieurs débits minimums imposés dans la rivière (débit de salubrité dont on choisit la valeur en n'importe quel point), ceux-ci peuvent être totalement ou partiellement satisfaits. Deux types de réponses sont obtenus à ce stade : les débits effectivement prélevés et rejetés par les différents usagers et qui, par comparaison avec la demande, donnent le degré de satisfaction de l'usage, et les débits "réels" en rivière, c'est-à-dire découlant de ce niveau d'activité humaine.

Il est alors possible de calculer :

- l'hydraulique du cours d'eau (vitesse et hauteur d'eau moyennées sur des tronçons donnés)
- les variables retenues pour décrire la qualité d'eau, en tenant compte de la qualité des rejets.
- la qualité piscicole de la rivière.

En final, et sur la base des calculs précédents, il est possible de donner une note de "praticabilité" pour les activités récréatives telles que la baignade ou le kayak, en se basant sur les grilles d'autorisation élaborées par l'Administration.

Dans la version 1.0 d'AGIRE, le pas de temps est égal au mois. Ce choix de l'échelle de temps résulte du souci de limiter le temps de calcul afin de satisfaire la contrainte de convivialité imposée à l'outil. Cette contrainte implique également une simplification, par rapport à l'existant, de la représentation de certaines variables de calcul. Cependant, les progrès des nouveaux calculateurs devraient nous permettre à court terme, de descendre à une échelle temporelle plus fine.

Enfin, une des caractéristiques d'AGIRE est de donner une description spatiale, à l'échelle d'une rivière, des conséquences d'une gestion ou d'un scénario d'aménagement du bassin. AGIRE en effet prend en compte l'impact successif des prélèvements et des rejets depuis l'amont du cours d'eau jusqu'à l'aval. Ceci permet par exemple d'étudier l'impact sur la ressource de la distribution géographique des différents usagers. Cet aspect n'est pas neutre en terme d'intérêt collectif, puisque les résultats seront tout à fait différents dans une situation où, par exemple, on trouve sur une rivière de moyenne hydraulicité, des zones de cultures irriguées à faible valeur ajoutée et fortement consommatrices d'eau à l'amont de zones de cultures à forte valeur ajoutée mais faiblement consommatrices d'eau que dans la configuration inverse.

3. L'OUTIL DE VISUALISATION

L'outil de visualisation est construit à partir du système d'information géographique ARC INFO. Il est constitué d'une base de données géographiques et d'une interface utilisateur reposant sur un modèle conceptuel de fonctionnalités.

3.1 La base de données cartographique

La complexité du site d'étude est décomposée en couverture (ou thème), chaque couverture étant porteuse d'une information - géographique (position de l'objet dans l'espace) - topologique (position relative des différents objets) - descriptive (valeurs des grandeurs caractéristiques issues de la base de données précédente ou valeurs des variables de calcul attachées à cette couverture).

La version 1.0 d'AGIRE distingue les couvertures :

- villes
- réseau hydrographique local
- noms des villes
- noms des rivières
- point kilométrique
- tronçons de rivière étudiés
- agriculture
- industries
- collectivités
- stations d'épuration
- stations de traitement d'eau potable (alimentées par la rivière)

Nous avons utilisé le principe de la segmentation dynamique pour décrire la rivière, ce qui permet de lui attacher une notion de mesure (point kilométrique ou PK). Cette mesure étant définie, tout événement sur la rivière peut être décrit par son PK. Les points de prélèvement et de rejet sont alors définis comme autant d'événements ponctuels, tandis que les variables hydrauliques et de qualité, calculées maille par maille, sont identifiées comme des événements linéaires.

Les bases numériques de données géographiques nécessaires à l'outil n'étant pas disponibles sur le marché français au moment de la réalisation du prototype d'AGIRE, toutes les cartes nécessaires à la visualisation sur la zone d'application Gave de Pau-Echez (réseau hydrographique, secteurs hydrographiques, villes, barrages, usines, etc..) ont été digitalisées et mises en forme manuellement.

3.2 L'interface utilisateur

L'outil de visualisation confère au logiciel AGIRE sa convivialité. Cette interface permet à l'utilisateur de "piloter" l'outil de simulation de façon transparente en :

- construisant le scénario de simulation (choix de l'aléa météorologique, choix d'un scénario sur les usages, choix d'un scénario de gestion)
- en définissant ses sorties graphiques (cartes, graphes, extension géographique, pas de temps)
- en utilisant différentes fonctionnalités (choix des échelles, zoom,...)
- en accédant par simple action sur la souris à des informations relatives aux usages ou à la rivière.

L'écran est partagé en quatre zones de travail (figure 4) :

- une barre de menus déroulants permettant l'accès aux différentes fonctionnalités de l'outil
- un écran pour la représentation cartographique de la zone d'étude
- un écran pour la représentation graphique temporelle
- un écran pour la représentation graphique spatiale.

La visualisation des variables de calcul liées à la rivière se fait pour un pas de temps donné. S'affichent alors en même temps sur l'écran :

- la carte de la zone d'étude avec une représentation de la variable calculée à l'aide d'une échelle de couleur;

Scenario : sce_76
Debits (m3/s)

Annee : 1976

Mois : Juin

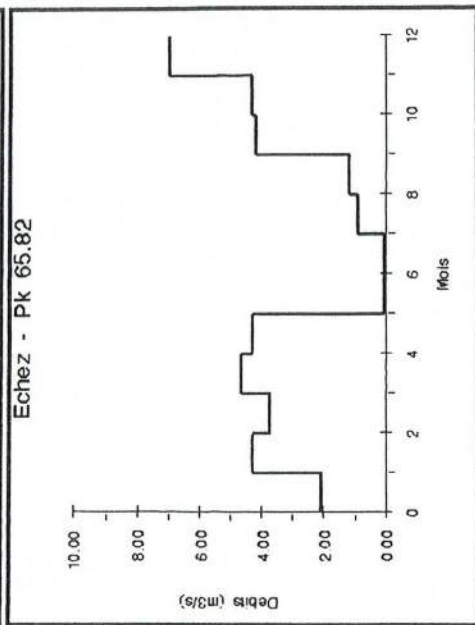
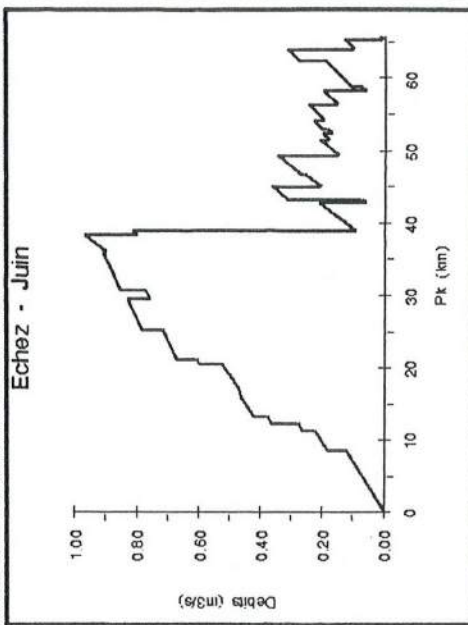
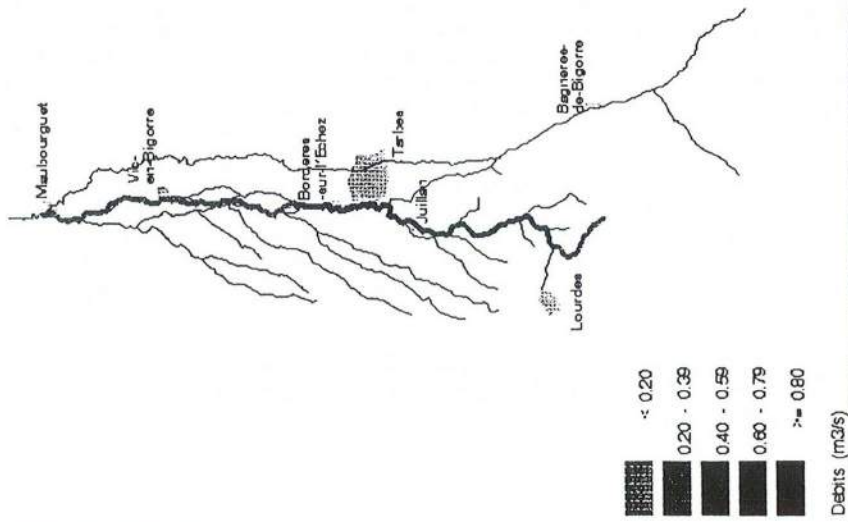


Figure 4 Interface utilisateur du logiciel AGIRE: exemple d'un écran de visualisation des résultats de simulation

- un graphe (X,Y) représentant l'évolution de la variable sélectionnée en fonction du point kilométrique de la rivière;
- un graphe (X,T) représentant l'évolution de la variable sélectionnée à l'exutoire de la rivière et sur une période annuelle. Il suffit, pour tracer ce graphe en un point quelconque de la rivière, de cliquer à partir de la carte sur le point souhaité.

Pour obtenir une information sur un usage quelconque, il suffit de cliquer sur l'icône qui le symbolise. Différentes fonctionnalités permettent à l'utilisateur de changer de pas de temps, de choisir une ou plusieurs variables de calcul, de zoomer sur un graphe ou la carte, de modifier les échelles, de sauvegarder un style de représentation, de consulter les tableaux de résultats, etc...

4. APPLICATION AU GAVE DE PAU ET A L'Echez

4.1 Le site d'étude

Une première application a été faite sur deux rivières du sud-ouest de la France, le Gave de Pau et l' Echez, situées dans le bassin de l'Adour

Il s'agit d'une région qui connaît épisodiquement de graves problèmes de pénurie en eau, liés essentiellement à une forte demande en eau d'irrigation. Le site d'étude retenu offre en fait un paysage très contrasté, tant d'un point de vue hydraulité que d'un point de vue utilisation du bassin versant.

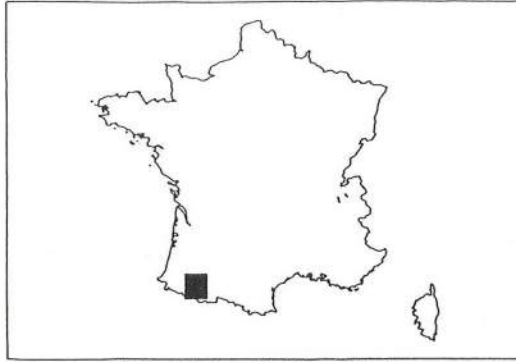
Sur le tronçon étudié (Pierrefitte-Pau), le Gave de Pau ne connaît pas de problèmes de pénurie en eau : son régime hydraulique, fortement influencé par les équipements hydroélectriques amont, présente un module moyen en période d'étiage au Pont-de-Rhieulès de l'ordre de 20 m³/s. Les besoins en eau pour les usages industriels et domestiques sont prédominants face à une demande agricole pour l'eau d'irrigation relativement faible (les surfaces irriguées ne représentent qu'à peine 3% de la totalité des surfaces cultivées sur le bassin versant étudié, (données issues du Recensement Général Agricole de 1988)). L'activité touristique y est importante, notamment autour de la région de Lourdes. La pratique du kayak est très développée sur le Gave de Pau.

Le développement de l'irrigation sur le bassin versant de l'Echez est par contre fortement avancé puisque les surfaces irriguées représentent près du quart de la totalité des surfaces exploitées. L'Echez, avec un module moyen en période estivale de l'ordre de 2 m³/s à Maubourguet, à la confluence avec l'Adour, ne peut pas toujours pourvoir à la demande. Certaines années, des tronçons entiers de l'Echez, dont l'hydraulité est rendue très complexe du fait de la présence de nombreux canaux d'irrigation, peuvent s'assécher totalement.

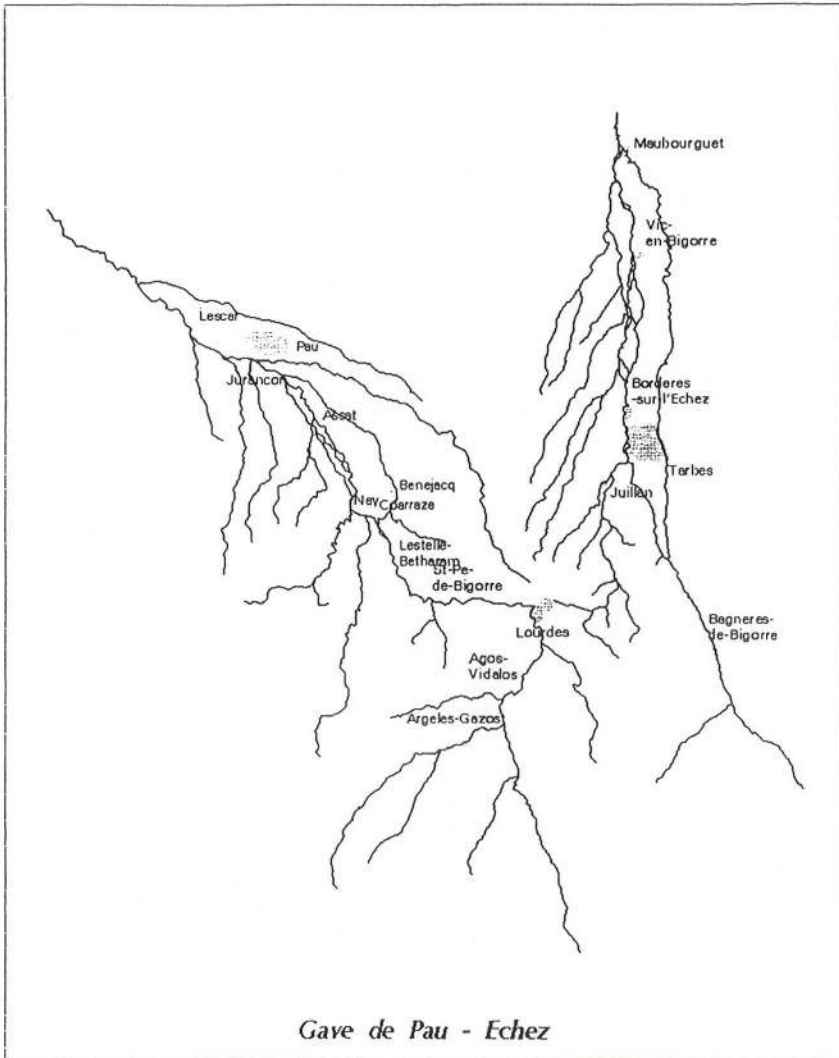
Un projet de transfert d'eau entre le Gave de Pau et l'Echez, hypothèse envisagée il y a quelques années pour les périodes d'étiage afin de combler les déficits en eau de l'Echez et surtout de l'Adour, a été testé.

4.2 Exemples de scénarios

Nous allons illustrer l'utilisation de la version 1.0 du logiciel AGIRE au travers de la comparaison de quelques scénarios de simulation (parmi la multitude envisageable). Ces comparaisons vont permettre de montrer comment une hypothèse sur l'évolution à



Situation de la Zone d'étude Gave de Pau-Echez



Gave de Pau - Echez

Carte de situation du site d'application Gave de Pau-Echez

long terme d'un usage ou sur un schéma de circulation d'eau peut influencer l'état quantitatif ou qualitatif de la rivière ou le degré de satisfaction des usagers du bassin.

Une première simulation, effectuée avec les conditions météorologiques de l'année 1976 et la base de données de référence (état des usages pour l'année 1989), constitue la situation de référence. Toutes les comparaisons sont ensuite faites avec les conditions météorologiques de cette année 76, les résultats étant présentés ici seulement pour le mois de juin.

Les différents scénarios testés sont les suivants :

- multiplication d'un facteur 5 des surfaces irriguées sur l'Echez (à hauteur de la Surface Agricole Utile);
- augmentation du rendement de toutes les stations d'épuration à hauteur de 100%;
- hypothèse d'un transfert d'eau de 3 m³/s entre le Gave de Pau et l'Echez pour les mois de juin, juillet, août et septembre.

4.2.1 scénario sur les surfaces irriguées

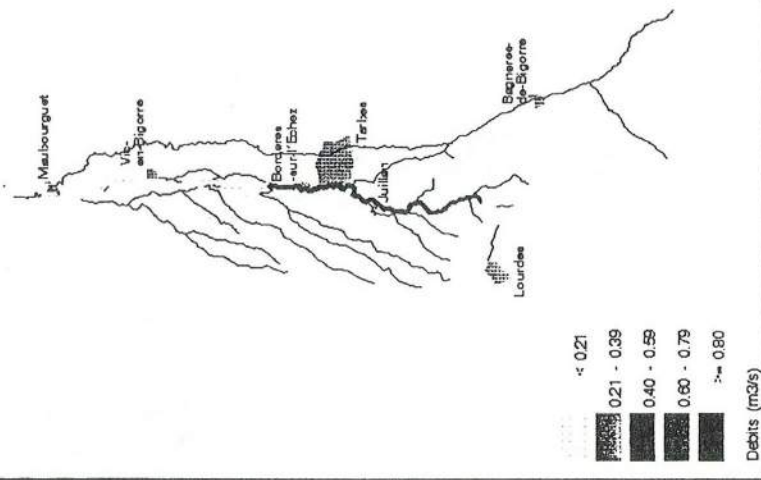
La figure 5, qui présente l'évolution des débits de l'Echez pour le mois de juin 76, met en évidence *l'impact quantitatif d'une hypothèse d'évolution de la demande en eau agricole sur le régime hydraulique de la rivière*. Alors que, dans la situation actuelle et pour un événement climatique particulièrement difficile comme celui de juin 1976, l'Echez connaît déjà des problèmes d'assèchement, on ne peut que constater la dégradation de cet état avec l'hypothèse d'une croissance des surfaces irriguées d'un facteur 5. Un tiers de l'Echez, correspondant à la partie avale supportant l'ensemble des canaux d'irrigation, présente un débit inférieur à 200l/s, ce qui, en tenant compte du degré de précision des modèles, peut être considéré comme un état potentiel d'assèchement total. Il est clair qu'une telle hypothèse de demande en eau n'est pas compatible avec la capacité naturelle de cette rivière.

La figure 6 présente le degré de satisfaction de la demande en eau agricole (calculé, rappelons-le, par comparaison entre la demande en eau d'irrigation et les prélèvements effectivement réalisés, compte-tenu de la ressource disponible). Elle illustre *l'impact d'une hypothèse d'évolution de la demande en eau agricole sur la pratique de cet usage*. On constate que, alors que dans la situation de référence, l'ensemble des secteurs agricoles de l'Echez, à l'exception de deux d'entre eux, avaient un taux de satisfaction supérieur à 80 %, la nouvelle donne sur les surfaces irriguées fait chuter ce taux de façon importante pour la quasi-totalité des secteurs.

4.2.2 scénario sur les stations d'épuration

Ce scénario, où l'on suppose que les stations d'épuration permettent un traitement à 100% des rejets azotés, illustre *l'impact sur la qualité du milieu d'une hypothèse d'évolution d'un usager du bassin*. Cet impact est visualisé sur la figure 7, en prenant pour exemple la concentration ammoniacale. La comparaison entre la situation de référence et celle du scénario permet de bien mettre en évidence le rôle des rejets azotés d'origine urbaine sur le niveau de pollution en rivière. En effet, alors que dans la situation de référence, on observe sur l'Echez une dégradation des concentrations ammoniacales à partir du point de rejet de la ville de Tarbes, l'état de la rivière est fortement amélioré avec les hypothèses de ce nouveau scénario. A l'exception d'un tronçon circonscrit autour de l'agglomération de Vic-En-Bigorre, les concentrations ammoniacales descendent alors en dessous d'un seuil de 0,25 mgN/l.

Scenario : sc_76_5_si Année : 1976 Mois : Juin
 Debits (m3/s)



Scenario : sce_76 Année : 1976 Mois : Juin
 Debits (m3/s)

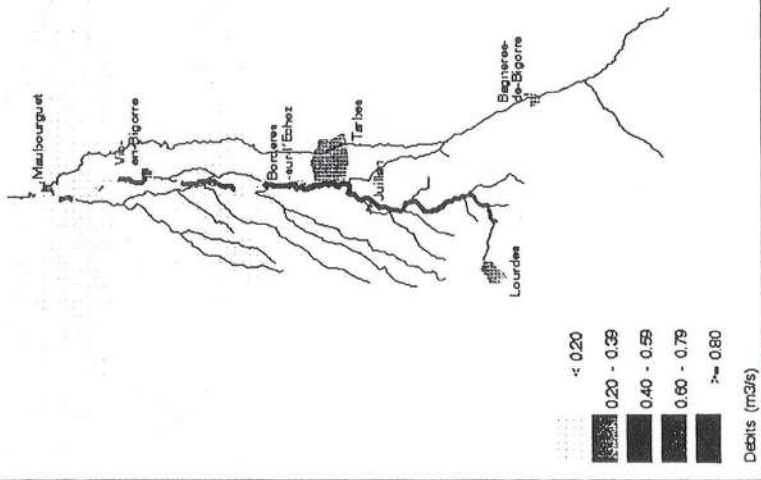
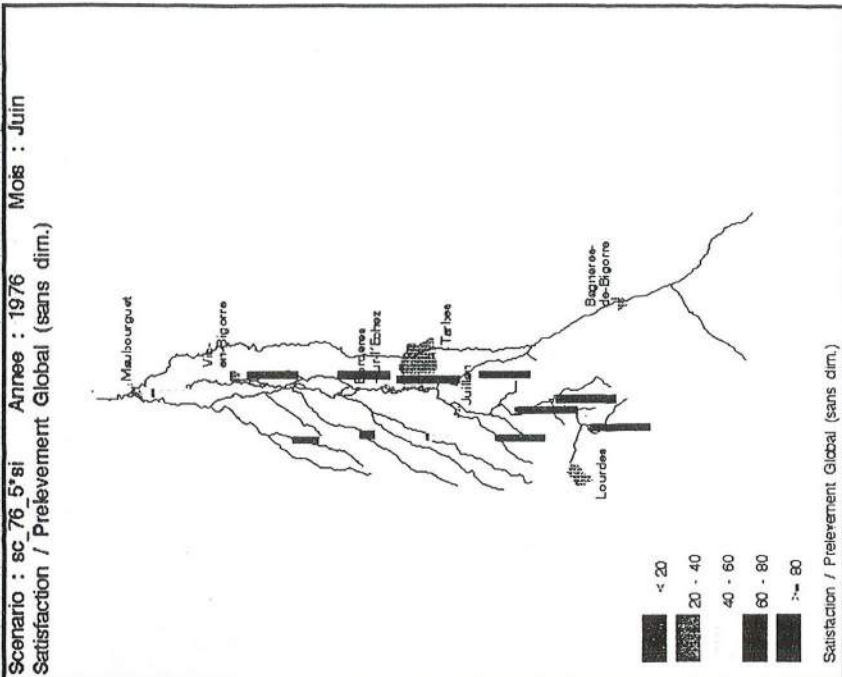


Figure 5 : Comparaison des débits de l'Echez pour le mois de juin 1976 entre :
 - la situation de référence
 - le scénario sur les surfaces irriguées
 (hypothèse d'une multiplication par 5 des surfaces irriguées)

Scenario : sc_76_5'si Année : 1976 Mois : Juin
 Satisfaction / Prelevement Global (sans dim.)



Scenario : sce_76 Année : 1976 Mois : Juin
 Satisfaction / Prelevement Global (sans dim.)

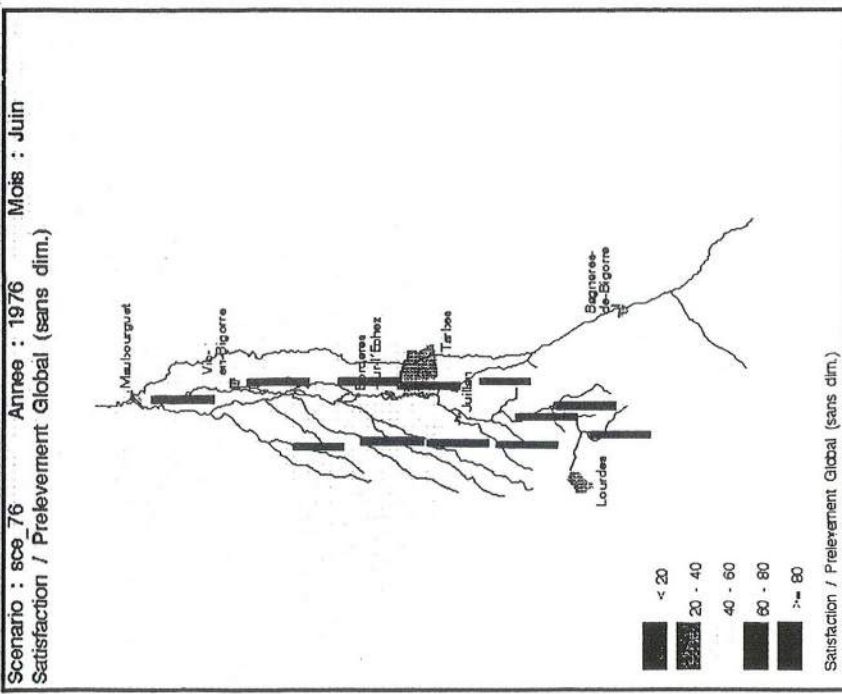


Figure 6 : Comparaison du degré de satisfaction de la demande en eau agricole pour les secteurs du bassin de l'Echez au mois de juin 1976 entre :
 - la situation de référence
 - le scénario sur les surfaces irriguées
 (hypothèse d'une multiplication par 5 des surfaces irriguées)

4.2.3 scénario sur un transfert d'eau entre le Gave de Pau et l'Echez

On suppose ici que l'on impose un transfert d'eau de $3 \text{ m}^3/\text{s}$ entre le Gave de Pau et l'Echez pour les mois de juin, juillet, août et septembre. Le point de départ, choisi arbitrairement, est situé en amont de Lourdes sur le Gave de Pau. Le point d'arrivée sur l'Echez se situe juste avant la traversée de la ville de Tarbes. Ce transfert est matérialisé sur les cartes 8 et 9 par un trait rectiligne.

Les résultats de ce scénario sont illustrés au travers de la variable température en rivière (**impact qualitatif d'un scénario de circulation d'eau sur le milieu aquatique**) et de la variable satisfaction de la demande en eau agricole (**impact d'un scénario de circulation d'eau sur la pratique d'un usage**).

La figure 8 met en évidence l'impact thermique de l'arrivée des eaux plus froides du Gave de Pau dans celles de l'Echez. Au point de confluence, la chute de température est de l'ordre de $1,5^\circ\text{C}$ avec les conditions météorologiques de juin 1976.

Par comparaison avec la situation de référence (voir figure 9), on constate que l'hypothèse de transfert d'eau a permis de mieux satisfaire la demande en eau agricole pour les secteurs situés à l'aval du point d'arrivée supposé du canal. Il est clair que le secteur agricole, dont le degré de satisfaction n'était pas compris dans la tranche 80-100% en situation de référence mais qui est localisé à l'amont du transfert, n'a pas vu sa demande mieux satisfaite.

On peut ainsi multiplier les exemples :

- d'analyse des effets pour un scénario donné (par exemple pour les scénarios proposés, impact du transfert sur la qualité piscicole de la rivière, ou encore impact des stations d'épuration sur la praticabilité de l'activité baignade);
- de scénarios (par exemple impact de l'imposition d'un débit minimum admissible à Vic-en-Bigorre sur le degré de satisfaction de la demande agricole, ou sur la qualité de l'eau de l'Echez).

5. CONCLUSION

La mise au point de la version 1.0 du logiciel AGIRE (AGIRE-1D-permanent-mensuel) a mis l'accent sur l'interfaçage des différents types de systèmes utilisés (modèles, SIG). Outre des disciplines très diverses comme l'hydrologie, la chimie, la modélisation, cet outil a fait largement appel au génie logiciel. Le passage de l'outil "scientifique" à l'outil de "communication" et le manque de données appropriées nous a conduit à faire des arbitrages en simplifiant notamment la représentation de certaines variables de calcul. La lecture des résultats doit donc se faire avec toutes les réserves liées aux limites de fiabilité des modèles utilisés.

Plusieurs projets de développement sont actuellement à l'étude, notamment :

- l'enrichissement de la bibliothèque de programmes par des modèles de :
 - valorisation économique pour l'irrigation
 - dynamique de population de truites
 - gestion des migrants.
- mise au point d'une version 1D - non permanente - journalière
- l'extension du domaine d'application d'AGIRE à l'échelle d'un bassin, ce qui suppose la modélisation couplée des réservoirs et des rivières. Un premier test est envisagé. Ce développement devrait permettre notamment d'étudier l'impact d'un lâcher de barrage sur la qualité de l'eau à l'aval.

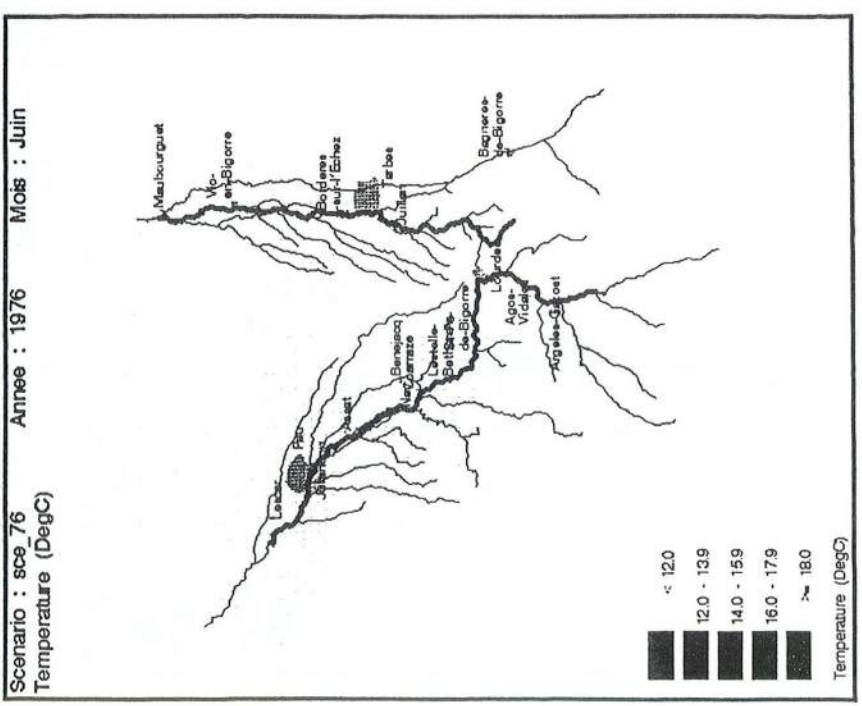
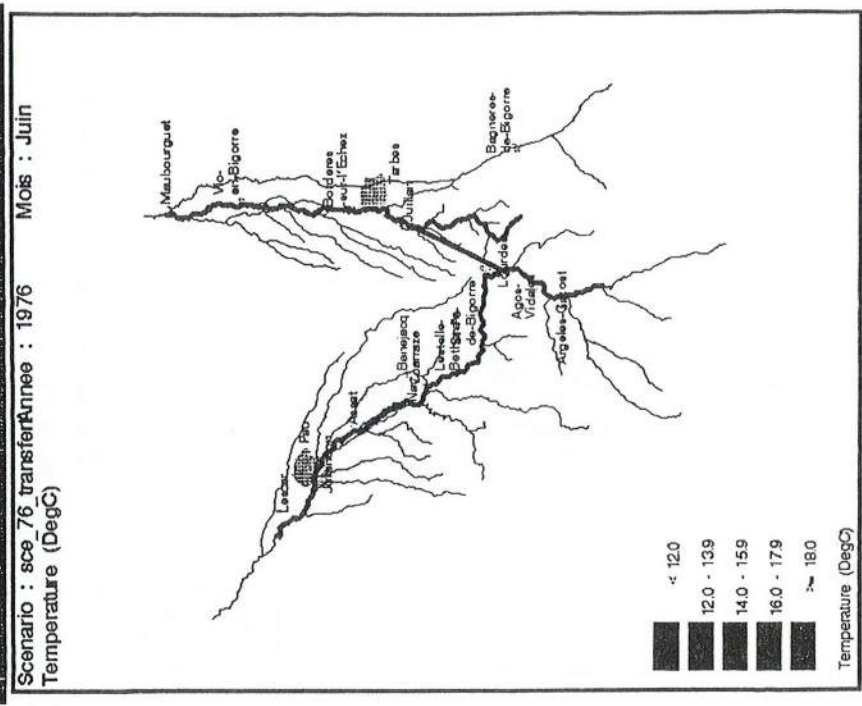
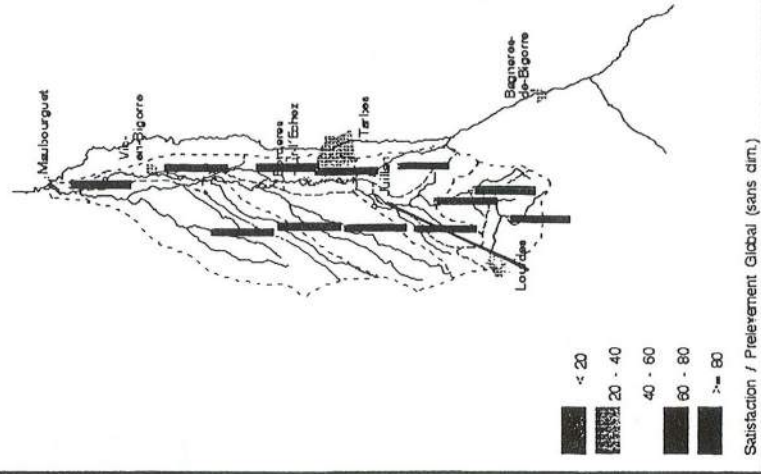


Figure 8 : Comparaison de la température de l'Echez au mois de juin 1976 entre :
 - la situation de référence
 - le scénario de transfert d'eau de 3 m³/s entre le Gave de Pau et l'Echez

Scenario : sce_76_1976
 Mois : Juin
 Satisfaction / Prelevement Global (sans dim.)



Scenario : sce_76_1976
 Mois : Juin
 Satisfaction / Prelevement Global (sans dim.)

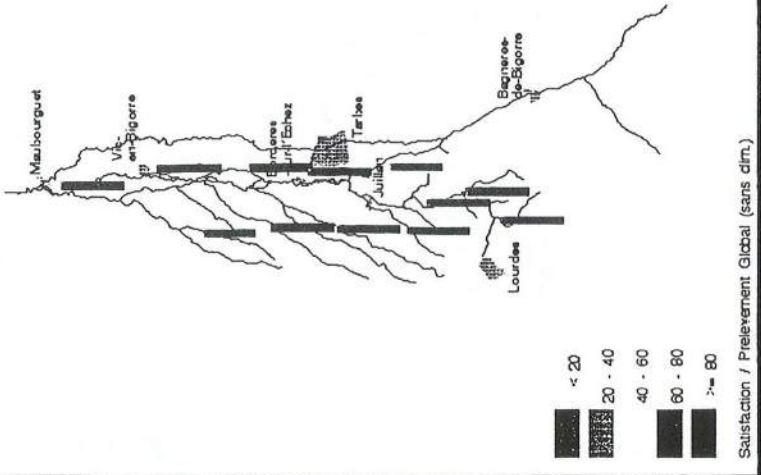


Figure 9 : Comparaison du degré de satisfaction de la demande en eau agricole pour les secteurs du bassin de l'Echez au mois de juin 1976 entre :
 - la situation de référence
 - le scénario de transfert d'eau de 3 m³/s entre le Gave de Pau et l'Echez

Est également à l'étude un projet de présentation de AGIRE sous la forme d'un jeu de simulation, afin de sensibiliser le grand public aux problèmes de gestion de la ressource en eau, et de le convaincre de la nécessité de comprendre les besoins de chacun pour mener à bien le dialogue.

En fait, les voies de développement sont vastes et dépendent des questions qui peuvent être soulevées localement. Grâce à sa "modularité", cet outil doit être un moyen performant pour aider les gestionnaires à définir, au niveau local, leurs stratégies d'aménagement à long terme et à ouvrir le dialogue entre les différents intervenants.

RÉFÉRENCES

- FOURCADE F., QUENTIN F., RIETJENS J., DELCAMBRE J., MANOHA B., 1993: Combining optimized management and préservation of the environment : one example hydroelectricity and irrigation. IEA, VATTENFALL, OECD. International Conference on Hydropower, Energy and the Environment, Stockholm Sweden, 14-16 June 1993.
- GAILHARD J., RIETJENS J., 1994 : LOGICIEL AGIRE - GAVE - ECHEZ - Version 1.0 : Guide d'utilisation. Rapport EDF/DER/HE31/94.007.
- GENG Zhi Qinq, 1988 : Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des nitrates dans un système hydrologique. Thèse de 3 cycle, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 226 pp.
- GOSSE Ph., 1990 : Projet d'aménagement hydroélectrique de la rivière Rizzanèse(Corse) : évaluation de l'impact thermique. Rapport EDF/DER/HE31/90.10
- RIETJENS J., 1993 :Etude Gave de Pau-Echez : mise au point d'un outil d'aide à la gestion intégrée de la ressource en eau : le logiciel AGIRE. Colloque H20 sur la gestion de l'eau, Grenoble, 12 mai 1993.
- RIETJENS J., 1993 : Note de présentation du logiciel AGIRE : Outil d'Aide à la Gestion Intégrée de la Ressource en Eau. Rapport EDF/DER/HE31/93.22.
- RIETJENS J., GAILHARD J., GOSSE Ph., MALATRE K., ROYER T., SALIGNAT O., SABATON C., TRAVADE F., 1994 : Le logiciel AGIRE. Colloque "Mieux gérer l'eau". Hydrotop 94, 12-15 avril 1994, Marseille, France.
- SABATON C., MIQUEL J., 1993 : La méthode des micro-habitats : un outil d'aide au choix d'un débit réservé à l'aval des ouvrages hydroélectriques. Expérience d'Electricité de France. Hydroéco. Appl. (1993) Tome 5, Vol.1, pp. 127-163.

QUALITÉ DES COURS D'EAU : OBJECTIFS ET CONSTAT

Jean-Luc SALLERON
Agence de l'Eau Rhin-Meuse

Résumé

Les approches "objectifs de qualité" visées par les Directives Européennes sont sectorielles.

A l'inverse, l'approche française découlant de la loi de 1964 et mise en oeuvre en 1971 est globale : elle tente de concilier au mieux usages et protection des écosystèmes au niveau de bassins-versant.

L'analyse de cette approche globale permet de distinguer :

- le principe : des qualités minimales suivant les vocations principales des cours d'eau,
- de l'outil : une grille détaillant les critères d'appréciation (novembre 1971).

Si le principe est a priori toujours pertinent, la grille de qualité générale de 1971 (ou certaines grilles qui en dérivent) est par contre devenue insuffisante :

- elle ne prend pas en compte l'évolution des connaissances scientifiques,
- elle ne tient pas compte des textes réglementaires intervenus depuis 1971, notamment des transcriptions des directives d'usages européennes.

De nouveaux systèmes d'évaluation de la qualité des cours d'eau sont en cours de définition ou d'élaboration et constitueront les outils d'une politique d'objectifs de qualité, qui a fait ses preuves et qui mérite d'être consolidée.

Outils d'appréciation : les systèmes actuels d'évaluation de la qualité de l'eau

Approches sectorielles - directives européennes

Les objectifs de qualité visés dans les directives relatives aux rejets de diverses substances dangereuses (de nombreuses substances dangereuses ne sont pas encore "directivées"), concernent essentiellement les zones affectées par des rejets ponctuels. Ils ont souvent le caractère de compromis technico-économiques, ne protégeant pas systématiquement les différents usages ou le milieu aquatique.

Les directives européennes relatives à différents usages (prise d'eau potable en rivière, baignade, directive piscicole) sont longues à établir et la procédure d'application est assez complexe au travers des textes de transcription nationaux, mais aussi du fait de la conception même des directives.

Des critères d'appréciation

Pour permettre de juger de l'état d'un cours d'eau à un moment donné, des critères d'appréciation ont été définis en 1971.

Ces critères ont été regroupés en grandes familles.

En plus du niveau de salinité qui entrave certains usages et est considéré de façon indépendante, une bonne connaissance, au moins, des trois premières familles de critères est indispensable dans tous les cas :

- 1 : température,
- 2 : oxygène dissous et demandes en oxygène,
- 3 : composés azotés indésirables ou potentiellement toxiques : ammonium et nitrates.

Les autres critères définis en 1971 reflètent les connaissances, parfois minces, alors disponibles.

Une méthode d'appréciation (paramètres physico-chimiques classiques).

Les seuils adoptés pour les différents niveaux doivent être respectés le plus souvent possible pour permettre de satisfaire les différentes vocations et usages de l'eau (au moins pendant 90% du temps pour la plupart des critères et 100% du temps pour la teneur en oxygène).

Cette tolérance permet de tenir compte de diverses conditions exceptionnelles (crues, sécheresses et autres épisodes climatiques particuliers, contexte naturel défavorable ...).

C'est le critère le plus pénalisant (déclassant) qui détermine le niveau de qualité.

Enfin, c'est le paramètre le plus pénalisant (dit déclassant) qui détermine le niveau de qualité de l'eau.

Ainsi, lorsque l'on dispose d'une série de résultats sur un point de surveillance, il est possible, à partir de ces règles, de déterminer le niveau de qualité de l'eau. A chaque niveau correspond un code couleur : bleu et vert pour les bonnes qualités, jaune pour la qualité passable et orange pour la qualité médiocre. Les tronçons où la pollution est excessive sont représentés en rouge.

1978 : une nouvelle approche politique et un nouveau contexte technique...

L'objet de la circulaire du 17 mars 1978 fut de réorienter la politique d'objectifs de qualité vers les cartes départementales en ne réservant la procédure par décrets qu'aux opérations "délicates et complexes".

Les cartes départementales constituent un document d'orientation représentant de façon synthétique les objectifs dans le domaine de l'eau. Elles constituent le cadre de l'action des services de l'Etat et des Agences de l'Eau : propositions pour la programmation des investissements, actes administratifs relatifs aux prélèvements et aux rejets, dimensionnement des ouvrages de dépollution, etc.

Un arrêté préfectoral officialise la carte départementale (circulaire du 20 juin 1983).

En ce qui concerne l'aspect technique, l'annexe de la circulaire 1978 prend acte des niveaux décrits dans la circulaire 1971 (qu'elle annule et remplace), puisqu'elle les cite.

Elle n'en reprend cependant pas la description. Au contraire, le paragraphe "critères de qualité" ne fait plus référence qu'aux niveaux des directives CEE (alors tous nouveaux), en particulier "production d'eau alimentaire" (16 juin 1975) et baignade (8 décembre 1975).

La circulaire préconise donc de prendre pour référence, lors du travail technique de préparation des cartes, les niveaux décrits dans ces directives, établissant une correspondance entre les "usages" déjà évoqués en 1971 (dont la "protection de l'environnement"!) et les niveaux décrits dans les directives (A1, A2, A3 et B, et niveaux de la directive "vie piscicole" alors en préparation).

Toute latitude était ainsi, théoriquement, permise pour utiliser, localement, des échelles d'évaluation définies au cas par cas.

En pratique, pour l'élaboration des cartes départementales, cette disposition n'a pas eu pour conséquence l'abandon pur et simple de la "grille 1971", ne serait-ce que parce que le travail était par endroit largement avancé.

Dans certains cas, des compléments ont été apportés à la grille 1971 avec des paramètres et des seuils cités dans les directives CEE pour réaliser le travail technique de préparation de cartes départementales d'objectifs de qualité. On peut regretter en particulier les compléments apportés pour les métaux lourds à partir de la seule directive "eaux brutes pour la fabrication d'eau potable" : la relative tolérance permise pour cet usage ne permet pas une protection suffisante de l'écosystème.

Des échelles d'évaluation départementales officialisées...

Complétées ou non, ce sont des échelles d'évaluation reprenant les niveaux de la "grille 1971" qui figurent à présent dans les arrêtés préfectoraux officialisant les cartes départementales d'objectifs de qualité.

Pour les usages réglementés (au sens des Directives européennes transposées dans le droit français), des objectifs locaux se superposent aux objectifs de qualité.

Calcul des flux admissibles et autorisations de rejet

Les cartes d'objectifs de qualité constituent le cadre et la base réglementaire de l'action des services de l'Etat pour les actes relatifs aux prélèvements et aux rejets, et notamment pour l'instruction des autorisations de rejets :

"...l'arrêté interministériel du 20 novembre 1979 définit le contenu général de l'arrêté préfectoral autorisant le rejet, et notamment le mode d'expression des deux éléments nécessaires à la définition complète d'un rejet, à savoir son débit et le flux des substances susceptibles d'altérer le milieu récepteur..." (circulaire du 4 novembre 1980).

Pour la pollution classique (matières oxydables, azote ammoniacal), le flux admissible est calculé de façon à respecter l'objectif de qualité fixé : on utilise pour cela la grille d'appréciation mise au point en 1971 et un débit d'étiage de référence réputé correspondre aux situations les plus critiques (période de faible dilution du rejet).

Pour les dégradations spécifiques, en l'absence de seuils pertinents dans la grille d'appréciation, en particulier pour les toxiques et le phosphore, on utilise des "valeurs de référence", souvent provisoires, qui n'ont pas le statut de valeurs "objectifs de qualité".

L'application aux autorisations de rejets pose toutefois un certain nombre de difficultés, dont les principales sont les suivantes :

- la circulaire de novembre 1980 encourage à raisonner en termes de concentrations dans le rejet, ce qui aboutit à ne pas tenir toujours compte de la dilution et des flux admissibles,
- pour les pollutions permanentes les méthodes d'instruction restent floues et l'application concrète peut différer d'un service à l'autre,
- les périodes les plus critiques ne sont pas mises en évidence et sont toujours supposées se produire à l'étiage ; cela peut conduire à sous-estimer le flux admissible,
- l'impact sur le milieu n'est pas pris en compte pour les pollutions intermittentes et en particulier pour les pollutions urbaines et industrielles par temps de pluie.

Difficulté d'évolution du système

Très vite, les insuffisances les plus flagrantes de la grille 1971 ont été relevées par certains auteurs. Ainsi, J.VERNEAUX et G.LEYNAUD proposaient en 1974 d'axer la définition d'objectifs de qualité et l'établissement de constats sur des indices biologiques. Pour les paramètres physico-chimiques, des valeurs de référence tenant compte des différents niveaux typologiques sont citées.

Par la suite, les différentes tentatives de mise à jour ont échoué, tandis que certaines altérations voyaient leur importance croissante confirmée par les réseaux de surveillance existant en France.

Il s'agit en particulier des dégradations suivantes :

- niveaux d'eutrophisation,
- niveaux de pollution par le phosphore et l'azote (total)
- niveaux de pollution par les substances dangereuses : métaux lourds, micropolluants organiques.

La tendance a été, plutôt que de compléter la grille initiale, d'examiner ces dégradations spécifiques séparément, surtout afin de mieux cerner leurs origines et définir les actions adaptées à la lutte contre ces formes de pollution.

Le dispositif de surveillance des eaux superficielles en France : le Réseau National de Bassin

L'estimation du niveau actuel de qualité nécessite de disposer d'un nombre suffisant de résultats de mesures répartis sur l'ensemble de l'année.

Le Réseau National de Bassin (R.N.B.) constitue la base du système de surveillance des eaux superficielles. Depuis 1987, il a pris la suite de l'Inventaire National de la Pollution, réseau national prévu dans la loi de 1964 et mis en place en 1971 et des réseaux complémentaires mis en place ultérieurement.

Les résultats obtenus (environ 400 000 données collectées chaque année sur 1 100 stations de surveillance) permettent d'apprécier, au niveau de chaque station de mesures, la qualité de l'eau et de suivre l'évolution des pollutions rencontrées.

Le coût de fonctionnement du réseau est de l'ordre de 25 millions de francs par an, financement assuré par le Ministère de l'Environnement, les services extérieurs de l'Etat et les Agences de l'Eau.

Pour compléter cette connaissance sur l'état des eaux superficielles, des études sont menées au cas par cas par les différents services de l'Etat, les collectivités locales, le Conseil Supérieur de la Pêche ou les Agences de l'Eau.

- La liste des dégradations des milieux de surface permet de d'appréhender les problèmes incontournables des 78 000 km de rivières françaises de plus d'un mètre de large. Les derniers constats révèlent en particulier :

- Des objectifs de qualité fixés non atteints pour moitié de la longueur des cours d'eau eu égard des seules pollutions de type "classiques" (pourtant les mieux identifiées dès 1971).

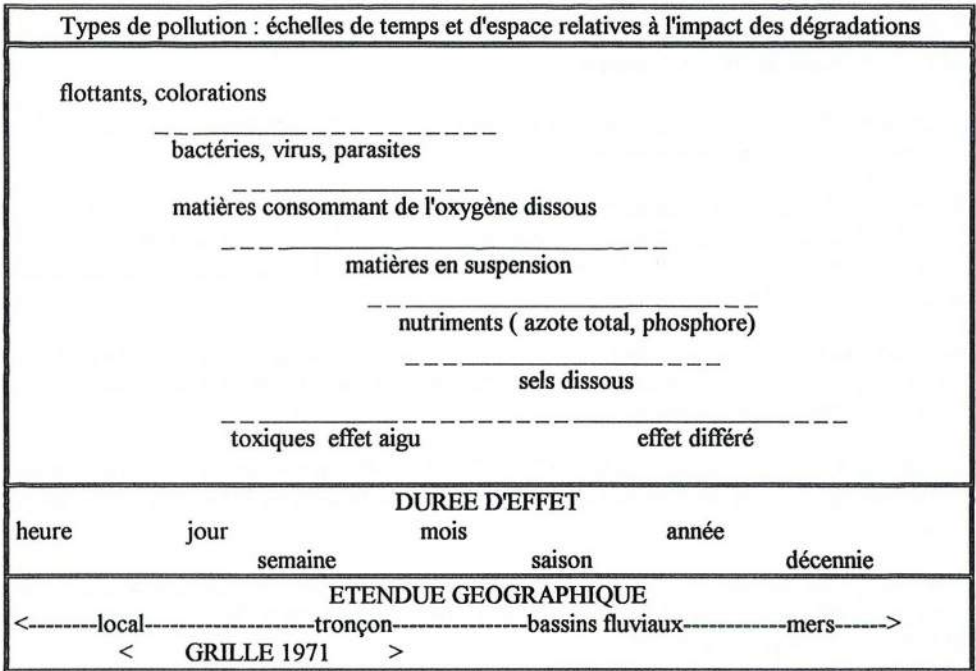
- Des éléments indésirables - azote et phosphore - omniprésents avec de graves conséquences :

- une eau dont la valeur est menacée par la présence de fortes teneurs en nitrates dans de nombreuses zones,
- une eutrophisation galopante dès lors que la pollution classique régresse, et qui influence de plus en plus l'état des grands fleuves.

- Des contaminations par les substances dangereuses, métaux lourds et micropolluants organiques, parfois importantes et de nature à provoquer des nuisances graves : désordres écologiques, limitation d'usages.

- L'étude des résultats montre par ailleurs qu'il est nécessaire de considérer séparément les différents types d'altérations selon les échelles de temps et d'espace de leur impact (durée/effet).

En effet, la définition d'un programme cohérent de lutte et de prévention doit tenir compte de l'échelle à laquelle doivent être menées les actions.



- ⇒ Enfin, à côté des aspects concernant les polluants en circulation dans le milieu, force est de constater que l'état des cours d'eau est également préoccupant en matière de "qualité physique" (habitats), suite à des interventions traumatisantes trop fréquentes et ignorantes du fonctionnement des rivières.

Polluants et dégradations physiques se traduisent par un appauvrissement de la qualité biologique influencée par ces deux grands types de dégradations.

Face à ce constat, la mise au point d'outils techniques permettant une gestion plus efficace de la qualité des cours d'eau est devenue une priorité absolue.

Perspectives concernant la mise au point de systèmes d'évaluation de la qualité des cours d'eau

Principes

Une condition indispensable au succès de ce programme est de s'attacher à définir précisément la terminologie, et au-delà, les principes et concepts qui seront utilisés dans toute cette démarche.

- ⇒ En premier lieu, toute évaluation renvoie à l'obligation de disposer de "références" permettant d'établir un diagnostic.

Or, il existe actuellement de nombreuses "références", en particulier pour la qualité des eaux, et il n'est pas toujours aisé de trouver des définitions claires.

Pour l'eau, par exemple, ces références peuvent :

être, pour un certain nombre de substances naturellement présentes dans les sols et les roches, des concentrations qui correspondent aux niveaux naturels, ou plus exactement celles des milieux non influencés par l'homme ; ces valeurs peuvent être appelées "valeurs naturelles",

être le reflet des connaissances scientifiques, comme, par exemple, une concentration sans effet observé sur un certain nombre d'organismes cibles": c'est une référence scientifique.

avoir un caractère réglementaire : par exemple, les concentrations maximales admissibles dans l'eau potable (CMA) ou d'une façon plus générale dans une denrée alimentaire comme le poisson. Nous les désignerons par le terme de "valeurs réglementaires".

Si ces concentrations sont dépassées, l'autorité compétente peut interdire l'usage ou faire prendre des mesures pour la protection du consommateur. Leur détermination procède soit de la démarche précédente (évaluation scientifique), soit, d'une démarche de protection générale.

avoir un caractère uniquement technique pour servir notamment d'outil de programmation. Ainsi, pour un cours d'eau très pollué, peut-on fixer de façon pragmatique des "objectifs d'assainissement" par étapes.

Les objectifs de qualité d'eau, tels qu'ils sont actuellement appliqués dans les cartes départementales d'objectifs de qualité et les diverses directives européennes ressortent souvent des quatre approches précédentes.

⇒ En second lieu la notion "d'objectif" doit être précisée.

Il est proposé, pour la mise au point de systèmes d'évaluation de la qualité des milieux, de distinguer deux types d'objectifs :

des objectifs ultimes, ou à long terme, qui renvoient à des exigences élevées pouvant paraître, dans l'état actuel des connaissances et surtout au vue de la situation présente, hors de portée pour certains milieux très dégradés. Ces objectifs ultimes constituent des objectifs de référence,

des objectifs "intermédiaires" qui constituent les objectifs réalistes pouvant être atteints à une échéance donnée pour des milieux déterminés, partant de l'état actuel de ces milieux.

Les objectifs de référence ne peuvent être établis à partir des seules valeurs naturelles pour les raisons suivantes :

on admettrait implicitement que l'objectif à long terme serait, pour toutes les substances, une concentration ajoutée nulle. Or, toute production ou utilisation d'une substance conduit inévitablement à une concentration ajoutée dans l'environnement non nulle. En pratique, admettre comme objectif de référence le niveau "zéro pollution" conduit donc à une interdiction de production et d'usage,

on confond souvent moyen de mesure et résultat ce qui entraîne la conséquence suivante :

- non détecté interprété comme "zéro pollution",
- détection d'une substance interprété comme résultat catastrophique.

En pratique, cela tend à encourager le maintien de méthodes de mesures dépassées et n'incite pas à l'amélioration des connaissances.

Il est donc proposé d'appeler objectif de référence la valeur retenue après confrontation des "valeurs de référence", valeurs qui peuvent être résumées de la façon suivante :

- exigences nécessaires à la préservation de l'écosystème,
- aptitude de la ressource à satisfaire les usages actuels et futurs (potentiels) que la rivière peut permettre en fonction de ses caractéristiques "naturelles".

C'est pourquoi il faut tenir à jour pour les principales substances, des valeurs de référence (concentrations maximales sans impact mesurable) pour protéger les différents milieux ou usages, ou sous forme plus globale pour un ensemble de biens ou d'usages, ce qui constituera un objectif de référence.

Ce travail est actuellement très avancé au niveau national et au niveau international, en particulier dans la Commission Internationale pour la Protection du Rhin, à laquelle participe également la C.E.E.

⇒ En plus de cet objectif de référence (qu'on ne pourra pas respecter rapidement en tout point), il faudra disposer d'une échelle d'évaluation des dégradations.

Ce travail est beaucoup moins avancé, mais on s'oriente vers la fixation de deux seuils (en plus de la valeur de référence) :

- le dépassement du premier seuil, appelé valeur de surveillance accrue, nécessitant une surveillance renforcée,
- le dépassement du deuxième seuil, appelé valeur d'intervention (ou d'alerte), nécessitant des interventions immédiates.

Volets couverts par la qualité des cours d'eau

La notion de qualité des cours d'eau recouvre différents volets qui doivent être distingués si l'on veut aboutir à des outils opérationnels :

- les objectifs et la qualité de l'eau doivent couvrir deux types d'exigences : "qualité écologique" de l'eau (protection des écosystèmes) d'une part et aptitude à satisfaire des usages d'autre part,
- les objectifs et la qualité du "milieu physique," au sens habitats (y compris les aspects concernant le régime hydrologique) renvoient essentiellement aux exigences en matière de qualité biologique, mais pas seulement dans la mesure où les caractéristiques du milieu physique ont une influence sur la qualité et la quantité d'eau (cf. "diversité-autoépuration", évacuation et drainage des eaux, etc.).

les objectifs et la qualité biologique portent sur les peuplements aquatiques en place (faune et flore) qui constituent la "réponse" finale aux qualités de l'eau et du milieu physique.

Travaux engagés en matière de qualité des cours d'eau

- ⇒ Le Ministère de l'Environnement et les Agences de l'Eau ont entrepris une étude traitant le compartiment "eau". Ils associent, au sein d'un comité de pilotage, les principaux organismes techniques impliqués dans la gestion des eaux superficielles.

Le système d'évaluation souhaité doit répondre aux critères suivants :

être commun aux six bassins français pour être immédiatement utilisable dans l'ensemble du pays,

constituer l'outil technique d'une politique d'objectifs de qualité fondée sur des concepts et des exigences répondant aux ambitions de la nouvelle loi sur l'eau (articles 2 et 3), tout en assurant une continuité avec l'outil existant,

répondre aux besoins des utilisateurs des grilles d'évaluation et des cartes de qualité des cours d'eau, ce qui implique un système le plus simple possible et adaptable à tous types de cours d'eau et de climats,

pouvoir s'adapter aux progrès des connaissances en acceptant notamment, sans remise en cause du système, l'introduction de nouveaux paramètres.

L'étude fait suite à une enquête menée auprès de différents utilisateurs ; elle prend en compte :

la définition des valeurs de référence pour chaque paramètre retenu d'une part, et des altérations de la qualité de l'eau d'autre part,

la description des "états de la qualité de l'eau" vis-à-vis des différentes fonctions des cours d'eau, dont deux sont jugées prioritaires : l'eau brute pour la fabrication d'eau potable et la fonction biologique.

- ⇒ En ce qui concerne la qualité du milieu physique, l'existant est beaucoup moins opérationnel qu'en matière de qualité d'eau.

Une étude vient d'être engagée par le Ministère de l'Environnement et les Agences de l'Eau. Son but est de faire une première proposition d'objectifs de référence, d'altérations et d'états de la qualité du milieu physique en effectuant un "état de l'art" dans ce domaine.

- ⇒ Enfin, en matière de qualité biologique, il existe des méthodes fondées sur l'examen des peuplements en place. En France, on a surtout utilisé les invertébrés. L'examen conduit à un indice noté sur 20 et donne une image fidèle de la qualité biologique de la rivière: il s'agit de l'Indice Biologique Global qui a fait l'objet d'une normalisation (NF T 90-350).

Afin de mieux apprécier la qualité biologique des cours d'eau, il est nécessaire de disposer de méthodes aussi opérationnelles pour les autres composantes biologiques et en particulier les plantes aquatiques et les poissons.

Conclusion

La France est un des rares pays où, très tôt, une politique d'objectifs de qualité a permis de concilier et d'optimiser actions de dépollution sur les rejets et amélioration du milieu naturel en termes d'aptitude à satisfaire ses fonctions. L'outil de cette politique a été constitué par la grille de qualité mise au point en 1971.

Cette grille mérite aujourd'hui d'être consolidée tant dans ses principes que dans son contenu. C'est l'enjeu des efforts actuellement consacrés, sur le plan technique, par plusieurs partenaires.

Il est souhaitable de mettre rapidement au point et de faire évoluer un système d'évaluation capable de constituer l'outil d'une politique d'objectifs de qualité, elle-même consolidée au travers des dispositions découlant de la nouvelle loi sur l'eau de janvier 1992.

Ce système devra concilier, comme le dit la loi, respect de l'écosystème et préservation des usages. Sa base devra être scientifiquement établie.

Il conviendra également d'aller au-delà de la grille existante, car la prise en compte de la seule "qualité de l'eau" est insuffisante. L'approche eau est incontournable mais partielle ; elle risque d'être mise en échec par d'autres formes de perturbations.

Concrètement, les constats à dresser au niveau des futurs SAGE devront donc porter sur l'analyse du fonctionnement et de la qualité globale des milieux, appréciés au travers d'un examen approfondi des volets **qualité de l'eau**, **qualité du "milieu physique"**, **qualité biologique**, **régime hydrologique**, évalués en regard des principaux usages et vocations que la collectivité attend de l'eau et des milieux.

Références

N. NISBET et J. VERNEAUX, composantes chimiques des eaux courantes, Annales de limnologie, t. 6, fasc. 2, 1970, p. 161-190.

J. VERNEAUX et G. LEYNAUD, note sommaire sur la définition d'objectifs et de critères de la qualité des eaux courantes, Ministère des Affaires Culturelles et de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture et du développement Rural, mai 1974.

DIAGNOSE RAPIDE DES PLANS D'EAU DE LA RÉGION RHÔNE-MÉDITERRANÉE-CORSE

Brigitte VINÇON-LEÏTÉ, Bruno TASSIN
CERGRENE

Résumé

Le suivi approfondi de la qualité d'un plan d'eau représente des coûts importants. L'évaluation de nombreux plans d'eau nécessite la mise au point de méthodes allégées mais efficaces. La méthode de diagnose rapide a été développée à la demande de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse et du Ministère de l'Environnement français afin de permettre à frais limités, une évaluation approchée de l'état trophique d'un plan d'eau. La méthode s'adresse à des plans d'eau sensibles à l'eutrophisation. Un protocole standard de collecte des données a été défini et l'état trophique de chaque site est caractérisé numériquement par des indices correspondant à des paramètres mesurés dans le lac. Depuis 1987 des diagnoses rapides ont été réalisées en vue de tester l'aptitude de la méthode à évaluer l'état trophique des plans d'eau du bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Les résultats de 23 diagnoses sont présentés et analysés. L'intérêt de la méthode apparaît clairement mais ses limites et son domaine d'application sont également indiqués. L'application de la modélisation mathématique, illustrée par l'exemple du lac de Paladru, fournit des informations complémentaires, utiles à l'interprétation des résultats de diagnose.

1 Introduction

La politique de gestion de l'eau en France s'est appuyée durant les trois dernières décennies sur deux lois: (1) la loi de 1964 portant sur les usages économiques de l'eau, établissant le

principe du pollueur-payeur et instituant la création des Agences financières de Bassin et (2) la loi sur la protection de la nature de 1976. Cette approche séparée de la conciliation des usages économiques et de la protection des milieux aquatiques a montré ses limites. La persistance de nombreux problèmes liés à des conflits d'usage et à la dégradation du milieu naturel et les coûts engendrés pour les résoudre ont conduit les gestionnaires et les politiques vers la mise en œuvre d'une gestion coordonnée et globale des milieux aquatiques.

Depuis la loi sur l'eau de janvier 1992, la protection des milieux aquatiques apparaît clairement dans l'organisation de la gestion de l'eau en France. Cette loi institue les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) pour les grands bassins hydrographiques. Au niveau des petits bassins versants, ce sont les SAGE (Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux) qui constituent l'instrument de planification de la gestion intégrée (Greff & Hubert, 1994). Les deux objectifs fréquemment rappelés de ces schémas sont la satisfaction par la concertation de tous les usages et la préservation du milieu naturel que les gestionnaires eux-mêmes reconnaissent comme trop souvent oublié (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1991). La nécessaire prise en compte du milieu aquatique dans sa globalité implique comme préalable une connaissance suffisante de ce milieu. Une telle connaissance est rarement disponible, en tout cas jamais définitivement acquise, et les organismes gestionnaires doivent consentir des efforts importants pour l'étude et le suivi de ces milieux.

Parmi les milieux aquatiques, les écosystèmes lacustres ont une importance socio-économique majeure. Mais ce sont des milieux fragiles pour lesquels l'eutrophisation constitue, dans la plupart des pays industrialisés, l'une des principales menaces de dégradation de la qualité de l'eau.

2 L'eutrophisation

Il n'existe pas de définition unique et quantitative de l'eutrophisation mais plutôt des descriptions qualitatives de ses causes et symptômes. Nous reprendrons les termes de l'OCDE (1982) qui définit l'eutrophisation comme «un enrichissement de l'eau en nutriments, principalement l'azote et le phosphore, qui se traduit par des "blooms" algaux, une croissance exagérée de macrophytes aquatiques, une turbidité élevée de l'eau, une désoxygénation des eaux profondes et, dans certains cas, des odeurs et des goûts désagréables».

L'urbanisation rapide après la seconde guerre mondiale, et l'introduction, dans les années 50 de détergents synthétiques riches en phosphates, ont donné aux effluents un fort pouvoir fertilisant. C'est dans les années 70 que les problèmes dus à l'eutrophisation ont été les plus aigus, touchant des écosystèmes lacustres de grande importance et alarmant l'opinion publique. Aux Etats-Unis par exemple, les lacs *Erié* et *Ontario* étaient considérés comme morts, asphyxiés par la profonde dégradation écologique que l'eutrophisation avait engendrée (Frey, 1990).

Les efforts entrepris pour lutter contre l'eutrophisation ont permis l'amélioration de la qualité de certains écosystèmes lacustres mais l'eutrophisation reste encore une cause de dégradation de la qualité de l'eau très fréquente dans les pays industrialisés comme en témoignent les programmes et directives récents.

La directive européenne de mai 1991, concernant le traitement des eaux urbaines résiduaires, est actuellement en cours de transposition en droit français. Cette directive (Conseil des Communautés Européennes, 1991), qui inclut dans les eaux résiduaires urbaines les eaux de ruissellement, prévoit la définition de zones sensibles, notamment dans le bassin versant des plans d'eau sujets à l'eutrophisation, dans lesquelles les rejets des stations d'épuration au milieu naturel doivent avoir une concentration en phosphore inférieure à 1 mgP/l¹ et le pourcentage minimal de réduction par rapport aux concentrations d'entrée doit être de 80 %.

En 1992, la "Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes" a été établie dans le cadre de l'ECE², avec pour objectifs la prévention, le contrôle et la réduction des apports en nutriments d'origine ponctuelle ou diffuse (ECE-Geneva, 1992).

2.1 Enjeux de la lutte contre l'eutrophisation

L'importance socio-économique des lacs et retenues se situe à différents niveaux et les intérêts en jeu sont nombreux. Ils s'étendent de l'alimentation en eau potable et de la protection des populations contre les crues, à la production d'énergie électrique, l'irrigation, la pêche et aux activités touristiques et sportives ; sans oublier l'aspect purement esthétique et la qualité de la vie apportée par un plan d'eau et son environnement. La ressource en eau que constitue un plan d'eau doit ainsi satisfaire de multiples usages parfois contradictoires. Les effets de l'eutrophisation sur un écosystème lacustre peuvent rendre l'eau impropre à ces nombreux usages, affecter la santé humaine, entraîner des surcoûts lors du processus de production d'eau potable.

L'eutrophisation est ainsi responsable de coûts importants pour la collectivité: en 1988, la France perdait 1,5 à 1,8 milliards de francs, « valeur de la ressource perdue par les agents économiques », mais pas celle du « milieu de vie dégradé » (Bouni *et al.*, 1991).

1. stations d'épuration de plus de 100 000 équivalents-habitants

2. l'ECE (Economic Commission for Europe) dépend des Nations-Unies

2.2 Moyens de contrôle de l'eutrophisation

Le contrôle efficace de l'eutrophisation des lacs et réservoirs passe par le contrôle de la cause principale, l'apport excessif d'éléments nutritifs³. Dans la plupart des cas, le phosphore étant l'élément limitant de la production algale, le contrôle de l'eutrophisation passe par une réduction des apports en phosphore. Les principaux moyens sont les suivants:

- Déphosphatation des eaux usées par traitement chimique: permet de réduire la concentration en phosphore des rejets de station d'épuration de 70 à 80 %.
- Réduction des phosphates dans les lessives: en Suisse, seules les lessives sans phosphates sont autorisées; dans d'autres pays, les mesures sont adoptées localement et de façon moins restrictive.
- Contrôle des activités dans le bassin versant: la limitation des apports en éléments nutritifs dans les plans d'eau peut être assurée par la création de zones protégées avec restriction ou contrôle des activités dans le bassin versant.
- Traitement des affluents: mise en place de bassins de rétention destinés à piéger les particules, traitement physico-chimique ou ajout de composés chimiques pouvant précipiter les phosphates,
- Détournement des eaux usées: la protection de nombreux lacs, en France notamment dans la région Rhône-Alpes (lacs du Bourget, d'Annecy, de Nantua, de Laffrey, de Petichet et de Paladru), en Suède, au Danemark ainsi qu'aux Etats-Unis a été réalisée par le détournement des eaux usées. C'est un moyen efficace quand les apports d'éléments nutritifs proviennent de sources localisées du bassin versant.

3 L'évaluation de l'état trophique d'un plan d'eau

Le contrôle de l'eutrophisation des plans d'eau suppose la définition d'un état trophique à atteindre, qui s'exprime selon des paramètres liés à l'eutrophisation, par exemple concentrations en éléments nutritifs, chlorophylle, transparence,... Il est donc nécessaire de disposer de méthodes permettant d'évaluer l'état trophique des plans d'eau.

3. Nous ne mentionnerons pas ici les techniques destinées à la restauration des plans d'eau

3.1 Les différentes méthodes d'évaluation

Deux types d'approches complémentaires sont généralement utilisées:

- les méthodes physico-chimiques destinées à la caractérisation de la dégradation par ses causes: recherche et dosage des éléments polluants;
- les méthodes biologiques permettant la caractérisation de la dégradation par ses effets sur les communautés biologiques.

Le problème essentiel des analyses sur l'eau est la représentativité spatiale et temporelle de l'échantillon prélevé puisque la masse d'eau est souvent très hétérogène et susceptible d'évoluer rapidement. La deuxième approche se base sur des analyses portant sur des compartiments intégrateurs de l'écosystème tels le sédiment de fond, certains invertébrés,.. et est complémentaire de la première.

3.2 Indices trophiques

L'expression des résultats de ces méthodes sous forme d'indices permet de synthétiser les informations ainsi que le classement des plans d'eau à partir de l'expression des divers aspects de leur état trophique.

De nombreux indicateurs physiques, chimiques et biologiques ont été utilisés. Certains limnologues ont défini des états trophiques basés sur les flux de nutriments entrant dans le lac ou des concentrations en nutriments présents dans le lac tandis que d'autres préfèrent définir des états trophiques basés sur la biologie du lac, telle la production primaire ou la chlorophylle a. Le tableau 1 donne la classification trophique utilisée par l'OCDE.

Paramètres	Phosphore	Chlorophylle a		Transparence	
		moyenne	maximum	moyenne	minimale
Niveau trophique	mg/m^3	mg/m^3	mg/m^3	m	m
Ultra Oligotrophie	≤ 4	≤ 1	≤ 2.5	≥ 12	≥ 6
Oligotrophie	4-10	1-2.5	2.5-8	12-6	6-3
Mésotrophie	10-35	2.5-8	8-25	6-3	3-1.5
Eutrophie	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.55-0.7
Hyper Eutrophie	≥ 100	≥ 25	≥ 75	≤ 1.5	≤ 0.7

Tab. 1 - Classification trophique, d'après (OECD, 1982)

3.2.1 Les différents types d'indices

Classification relative: Pour chaque paramètre de qualité des eaux (phosphore total, azote inorganique, transparence au disque de secchi, chlorophylle a, oxygène et phosphore dissous), le pourcentage de lacs qui dépasse la valeur du paramètre du lac à classer est calculé. Le classement est alors obtenu après addition des pourcentages obtenus pour chaque paramètre (Pacific Northwest Environmental Research Laboratory, 1974). Une telle classification ne permet pas une comparaison des lacs provenant de bases de données distinctes.

Indices multiparamétriques: Le plus connu est le "*Trophic State Index (TSI)*" de Carlson (1977), indice multiparamétrique basé sur une échelle absolue allant de 0 à 100. Il peut se calculer à partir de la transparence estivale au disque de secchi, des concentrations estivales en chlorophylle a et phosphore total. Carlson utilise une régression linéaire pour relier la profondeur de secchi à la concentration en phosphore total et en chlorophylle a. Il fait l'hypothèse qu'une variation des valeurs des paramètres d'un facteur 2 correspond à un changement de niveau trophique, mesuré par une variation du TSI de 10 unités.

Le "*Lake Evaluation Index (LEI)*" (Porcella *et al.*, 1980) est basé sur le TSI de Carlson et permet l'évaluation de l'efficacité des programmes de restauration de la qualité des lacs. L'indice prend en compte les valeurs estivales de transparence au disque de secchi, azote total, chlorophylle a, oxygène dissous et la proportion couverte par les macrophytes.

Indices avec composante subjective: La perception subjective du public est prise en compte par le "*Lake Condition Index (LCI)*" (Burden *et al.*, 1985). Le LCI se base sur neuf paramètres de qualité des eaux, Carbone Organique Total, chlorophylle a, phosphore total, Azote Kjeldahl Total (NTK), oxygène dissous, température, conductivité, pH, transparence au disque de secchi ainsi qu'une composante subjective, fonction de l'usage et de la perception du public évaluée à partir de questionnaires distribués par les associations de pêche et de loisir.

Le système de classification développé par Sefton (Sefton *et al.*, 1985) a pour objectif d'identifier les projets à privilégier et définir des mesures de protection, de restauration ou de gestion. Il prend en compte trois catégories principales de paramètres: la qualité actuelle de l'eau (Indice TSI de Carlson (1977), critère concernant les sédiments, présence de macrophytes), la qualité potentielle (ratio surface du bassin versant/surface du lac, profondeur moyenne, temps de séjour de l'eau dans le lac), et les intérêts du public (droit d'accès du public, prise en compte des différents usages, proximité d'une "zone métropolitaine", unicité du milieu, espèces rares...).

Cependant, tous ces indices sont limités dans leur utilisation en raison du nombre de paramètres qu'il faut mesurer et du coût de leur mise en œuvre. De plus, il n'y a généralement pas de consensus sur ce que pourrait être un indice trophique unique. En général, les indices sont désignés pour des usages spécifiques et pour des lacs régionaux ou locaux.

Il n'existe donc pas d'indice universel et complètement satisfaisant; la grande variété des indices montre les difficultés du problème.

4 La méthode de diagnose rapide

L'évaluation de la qualité d'un plan d'eau représente des coûts importants quelle que soit la taille de ce plan d'eau. C'est ce qui explique que les plans d'eau de faible taille, qui disposent généralement de moyens financiers réduits, sont souvent négligés alors que les grands lacs sont mieux étudiés. L'intérêt local des petits plans d'eau est pourtant important.

4.1 Les plans d'eau de la région Rhône-Alpes

Le problème de l'évaluation de l'état trophique des plans d'eau se pose de façon aiguë dans la région Rhône-Alpes où le nombre de plans d'eau de toutes tailles est très élevé (500 plans d'eau de plus de 50 hectares).

La méthode de *Diagnose rapide* a été mise au point en 1986 à la demande de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse et du Ministère de l'Environnement afin de permettre à *frais limités, une évaluation approchée de l'état trophique d'un plan d'eau, défini comme étant l'état du plan d'eau dû à sa teneur en fertilisants et se traduisant essentiellement par sa production primaire et ses conséquences les plus directes: transparence et concentration en oxygène* (CEMAGREF, 1990).

Les objectifs de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse présentés ci-dessous, sont divers (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1991):

- assurer un suivi pérenne grâce à un réseau de mesures permanent sur le long terme permettant:
 - une connaissance patrimoniale de la qualité des eaux;
 - une base de référence;
 - l'information du public;
- disposer d'une connaissance générale du fonctionnement des plans d'eau;
- avoir une connaissance fine d'un milieu particulier afin d'évaluer:
 - sa compatibilité avec un usage donné;
 - son état de dégradation;

- les mesures à mettre en œuvre pour la restauration ou à l'inverse les problèmes posés par un nouvel aménagement.

La méthode de diagnose rapide s'applique aux plans d'eau naturels ou artificiels, stratifiés durant l'été, de profondeur supérieure à 7 mètres, de variation de niveau modérée, dont le temps de séjour des eaux est supérieur à deux mois et pour lesquels l'eutrophisation est considérée comme étant le principal processus de dégradation de la qualité de l'eau (CEMAGREF, 1990). Elle se traduit par l'attribution à chaque plan d'eau étudié d'une série d'indices correspondant à des paramètres mesurés dans le plan d'eau et indiquant sous forme numérique son niveau trophique. La méthode considère uniquement le plan d'eau et ne s'intéresse pas aux apports en nutriments par le bassin versant. Elle ne fournit donc pas certaines données importantes, susceptibles d'expliquer l'état trophique du plan d'eau et son évolution pluriannuelle (Sas, 1989).

4.2 Les indices trophiques

Les résultats de la diagnose sont exprimés par des indices qui représentent numériquement sur une échelle de valeurs allant de 0 (ultra-oligotrophie) à 100 (hyper-eutrophie) le niveau de trophie du plan d'eau. Ces indices ont été établis (Mouchel, 1986) en s'inspirant de l'approche utilisée à la fin des années 70 au Canada et aux Etats-Unis, notamment par Carlson (1977).

Les indices sont basés sur les relations existant entre les différents paramètres caractérisant l'eutrophisation. Ces relations ont été établies en utilisant une base de données incluant 29 lacs français allant du Léman aux étangs aquitains mais où ne figure aucune retenue. La base de données est très peu homogène au niveau des paramètres mesurés et des fréquences d'échantillonnage. Différentes relations portant sur les logarithmes décimaux des variables ont été étudiées avant d'en arriver à la définition des indices.

L'indice de Carlson est basé sur la profondeur de secchi, paramètre qui peut être influencée par la turbidité non-algale et la couleur du plan d'eau. Pour éviter ce biais, la chlorophylle est le paramètre sur lequel se base la définition des indices "*Diagnose*". Les bornes de l'indice chlorophylle, IT(Chla), sont les mêmes que celles définies par Carlson. L'indice vaut 0 lorsque la concentration en chlorophylle a est de 0.04 $\mu\text{g/l}$ et il vaut 100 lorsque la concentration en chlorophylle a vaut 1186 $\mu\text{g/l}$ (Carlson, 1977). IT(Chla) s'écrit selon l'équation 1. On considère la concentration de chlorophylle estivale dans la zone euphotique définie comme étant la couche d'eau allant de la surface à la profondeur égale à deux fois et demie la profondeur du Secchi.

$$IT(Chla) = 30.56 + 22.59 \log ([Chla]) \quad \text{Chla est exprimée en } \mu\text{g/l.} \quad (1)$$

Cinq autres indices basés sur des relations dont le coefficient de corrélation est supérieur à 0.70 ont été définis. Ils se calculent d'après les mesures de secchi (été), P_{tot} (hiver, moyenne de la colonne d'eau), PO₄ (hiver, moyenne de la colonne d'eau), PO₄ (été, en surface), azote minéral (hiver, moyenne de la colonne d'eau). Ces indices se déduisent de l'indice chlorophylle par des relations de la forme de l'équation 2.

$$\log([Chla]) = \alpha + \beta \log([x]) \quad (2)$$

Les coefficients permettant de calculer directement les valeurs des indices pour les différents paramètres sont présentés dans le tableau 2.

paramètre	a	b
Chl a	30.56	22.59
Secchi	64.22	-41.11
P _{tot} hiver	75.51	21.01
PO ₄ été	92.46	22.16
PO ₄ hiver	66.25	11.97
N _{min} hiver	52.70	20.55

Tab. 2 - Les coefficients des indices

La correspondance entre les valeurs des indices et les niveaux trophiques classiquement utilisés est présentée dans le tableau 3.

indice	niveau trophique
0 à 15	ultra oligotrophie
15 à 35	oligotrophie
35 à 50	mésotrophie
50 à 75	eutrophie
75 à 100	hyper eutrophie

Tab. 3 - Correspondance entre les indices "Diagnose" et les niveaux trophiques

Les indices varient très rapidement pour les faibles valeurs des paramètres (figure 1). Ils atteignent ensuite la valeur maximale de 100 plus ou moins rapidement selon les indices. Certains indices (azote minéral hivernal, orthophosphates hivernaux) ne dépassent pas des valeurs de l'ordre de 70 pour les concentrations maximales rencontrées dans les milieux aquatiques naturels.

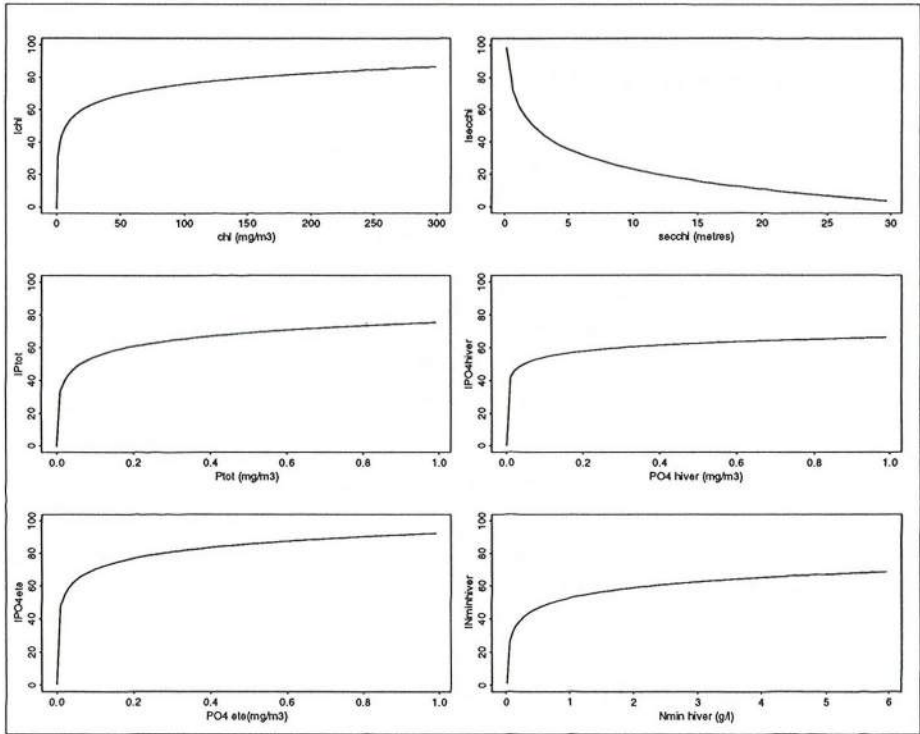


Fig. 1 - Les indices Diagnose

4.2.1 la sensibilité des indices trophiques

Les indices *Diagnose* doivent être suffisamment sensibles pour permettre de distinguer les plans d'eau entre eux et de déceler une évolution éventuelle d'un même plan d'eau entre deux diagnostics. En revanche, la sensibilité des indices ne doit pas être trop importante pour éviter que des concentrations voisines n'aboutissent à des indices très différents.

L'utilisation des logarithmes décimaux pour le calcul des indices et les gammes de concentrations rencontrées posent le problème de la sensibilité des indices, notamment pour le phosphore, la chlorophylle et le secchi.

Pour le phosphore, on se trouve dans une plage de valeurs pour lesquelles l'indice phosphore varie peu (figure 2). Cet indice est donc très peu discriminant. Tous les plans d'eau sont notés avec des indices très voisins. En revanche pour la chlorophylle, on se trouve dans la plage de valeurs pour lesquelles l'indice varie rapidement (figure 3). Ceci est d'autant plus gênant que la chlorophylle est elle-même un paramètre qui varie très rapidement et avec une grande amplitude pendant la saison estivale. L'indice Secchi pose le même problème que l'indice chlorophylle, il varie très rapidement pour les valeurs rencontrées dans les plans d'eau (figure 4).

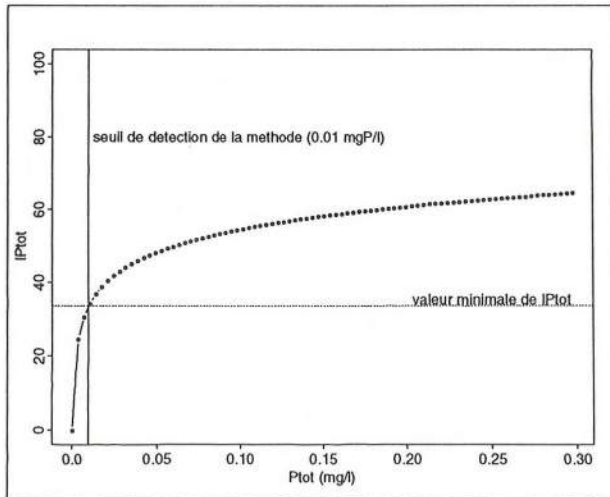


Fig. 2 - Indice Phosphore total hivernal

4.3 L'indice phytoplanctonique (ITP)

Destiné à caractériser l'hydrobiologie de pleine eau l'indice phytoplanctonique (ITP) a été établi par le Cemagref (CEMAGREF, 1990) et est calculé selon l'équation 3.

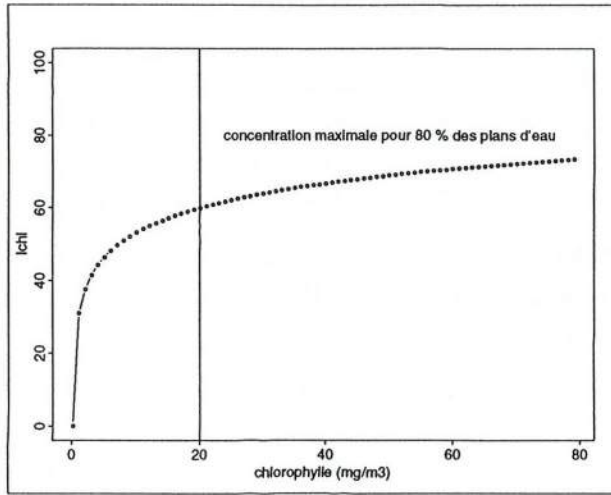


Fig. 3 - *Indice Chlorophylle*

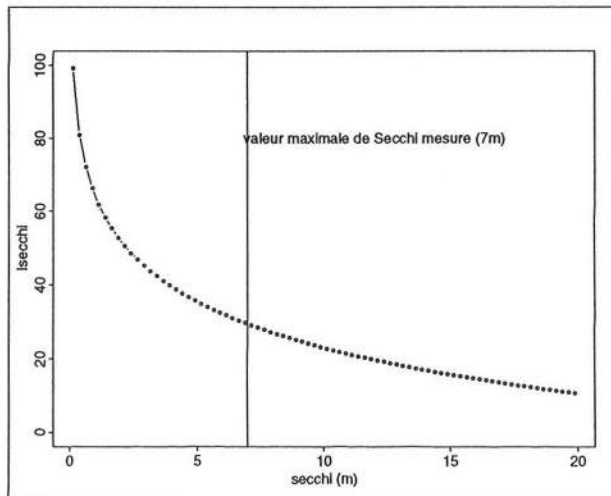


Fig. 4 - *Indice Secchi*

$$ITP = Moyenne\ de\ (B\Sigma Q_i A_j) - 5 \quad (3)$$

Q_i est une note de qualité décroissante variant de 0 à 7 en fonction des groupes rencontrés (tableau 4). A_j représente les classes d'abondance de chacun des groupes. Elles varient de 0 à 5 en fonction du pourcentage d'abondance (tableau 5). B représente la classe de biomasse qui varie de 1 à 3 en fonction des concentrations en chlorophylle a (tableau 6).

Q_i , A_j et B sont calculés pour toutes les campagnes estivales. La moyenne obtenus à partir des différents indices est diminuée de 5 pour obtenir des valeurs comprises entre 0 et 100.

Les variations de l'ITP en fonction de la concentration en chlorophylle et pour différents groupes phytoplanctoniques sont représentées sur la figure 5. La formulation mathématique de l'ITP lui confère la particularité d'être discontinu. Cette croissance par saut peut attribuer des valeurs d'ITP très différentes pour des différences de concentrations de chlorophylle faibles.

Q_i	Groupes phytoplanctoniques
1	Desmidiées
2	Diatomées
3	Chrysophycées
4	Dinophycées
5	Chlorophycées (sauf Desmidiées)
6	Cyanophycées
7	Euglenophycées

Tab. 4 - Notes de qualité phytoplanctonique (Q_i) associées aux différents groupes phytoplanctoniques

A_j	Abondance relative
0	0-10
1	10-30
2	30-50
3	50-70
4	70-90
5	90-100

Tab. 5 - Echelle d'abondance relative (A_j) des différents groupes phytoplanctoniques

B	[Chl a]max. (mg/m^3)
1	<3
1.5	3-8
2	8-20
3	>20

Tab. 6 - Classes de biomasse (B) en fonction de la concentration en chlorophylle

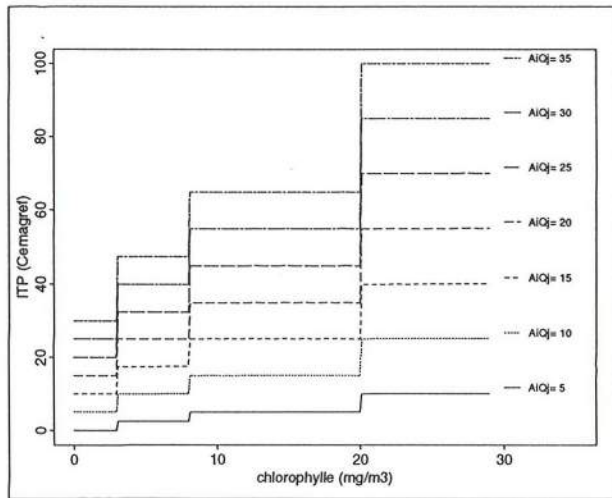


Fig. 5 - Valeurs de l'indice phytoplanctonique (ITP) en fonction de la concentration en chlorophylle et des associations phytoplanctoniques ($0 < A_i Q_j < 35$)

4.4 L'oxygène

L'oxygène constitue un excellent indicateur du fonctionnement d'un plan d'eau à différents titres:

- sur le plan physique, la réoxygénation plus ou moins complète de l'hypolimnion en hiver permet de suivre l'intensité du brassage hivernal et d'évaluer les conditions initiales d'oxygénation dans la colonne d'eau;
- sur le plan biologique:
 - la sursaturation en oxygène dans l'épilimnion pendant la période estivale dépend de l'intensité de la production primaire;
 - la consommation d'oxygène dans l'hypolimnion due en grande partie à la minéralisation du phytoplancton qui sédimente reflète également l'importance de la production primaire dans le plan d'eau.

Dans le cadre d'un suivi de type *diagnose rapide* qui repose sur des campagnes de mesures très espacées dans le temps (3 ou 4 passages dans l'année) et dans l'espace (peu de profondeurs d'échantillonnage), les profils d'oxygène présentent l'intérêt d'être influencés par les événements qui se sont produits auparavant dans la colonne d'eau. Cet effet intégrateur est particulièrement utile pour mieux comprendre le fonctionnement du plan d'eau. De plus, l'utilisation courante de sondes pour mesurer les concentrations d'oxygène permet d'avoir facilement des mesures serrées sur la verticale.

Les profils d'oxygène mesurés lors des diagnostics sont utilisés pour calculer deux indicateurs: (1) **le déficit en oxygène à l'origine** et (2) **la consommation totale d'oxygène**. Ces deux indicateurs visent à caractériser le niveau d'oxygénation de l'hypolimnion et doivent permettre de comparer différents plans d'eau entre eux ainsi que de suivre l'évolution d'un même plan d'eau d'année en année.

Le déficit à l'origine mesure le défaut de réoxygénation des eaux durant la période de mélange par la différence entre la concentration mesurée d'oxygène et la concentration d'oxygène à saturation si le plan d'eau était complètement brassé (Aire A2 sur la figure 6).

La consommation totale se calcule par la différence entre la concentration "maximale" en oxygène mesurée en fin d'hiver et la concentration "minimale" mesurée en automne avant que le brassage n'intervienne (aire A1). Cet estimateur traduit la consommation en oxygène dans l'hypolimnion due à l'activité photosynthétique, c'est à dire la minéralisation de la matière organique produite dans l'épilimnion et qui se minéralise ensuite dans l'hypolimnion en consommant de l'oxygène. La consommation totale s'exprime en mg/l . Divisée par le nombre de jours séparant les deux campagnes (hiver et été), elle devient la consommation totale journalière en $\mu g/l/j$.

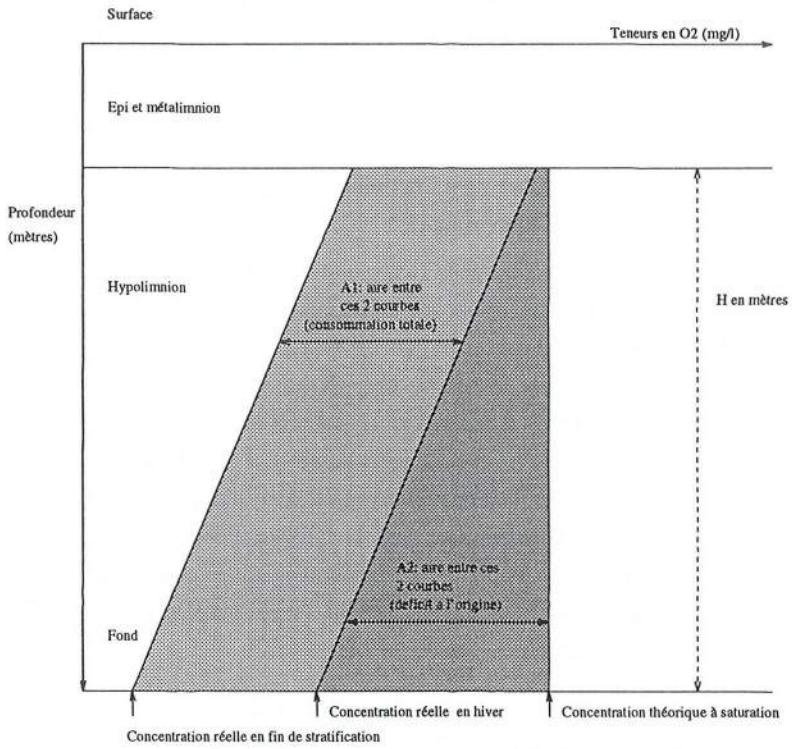


Fig. 6 - Les estimateurs de l'oxygène pour la diagnose, d'après (CEMAGREF, 1990)

4.5 Le protocole de recueil de données

Le protocole de diagnose rapide est exposé dans une note technique du CEMAGREF (CE-MAGREF, 1990). Nous ne présentons ici que ce qui concerne la colonne d'eau.

4.5.1 Les campagnes de mesures

Les plans d'eau ne sont pas suivis chaque année. L'année où a lieu la diagnose, quatre campagnes de mesures sont prévues pour la pleine eau:

- en fin d'hiver, au moment où les conditions d'homogénéité verticale de la colonne d'eau sont le mieux réalisées;
- au printemps, lorsque la production phytoplanctonique est souvent à son maximum;
- en été, afin d'obtenir des données sur la production phytoplanctonique estivale;
- en automne, lorsque la désoxygénation de l'hypolimnion est la plus forte.

Les mesures portant sur la colonne d'eau sont réalisées en zone pélagique sur une seule verticale située au point de profondeur maximale du lac. Les prélèvements d'eau sont effectués aux 4 profondeurs suivantes: (1) en surface, (2) à la base de thermocline, (3) à 1/5^{ème} de la profondeur totale du lac au dessus du fond, (4) à un mètre au dessus du fond.

Un prélèvement appelé *prélèvement intégré* est réalisé à l'aide de la *bouteille Pelletier*⁴ dans la couche euphotique définie comme étant la couche d'eau allant de la surface à la profondeur égale à deux fois et demie la profondeur du Secchi.

4.6 Les paramètres mesurés

- mesure de la transparence de l'eau au disque de Secchi;
- profils de température, d'oxygène dissous, de pH et de conductivité;
- N_{total} , NO_2 , NO_3 , NH_4 , P_{total} , PO_4 , SiO_2 , HCO_3 , Fe;
- sur l'échantillon intégré, mesure de chlorophylle a, COT, COP.

4. Cette bouteille a été mise au point à l'INRA de Thonon-les-Bains par J.P. Pelletier afin de permettre un prélèvement moyenné sur toute la couche d'eau étudiée.

Lors des campagnes de printemps et d'été est réalisé le prélèvement de phytoplancton à l'aide d'un filet Nansen à ouverture de 0.30 m et à mailles de 30 μm . Deux coups de filets sont donnés: (1) vertical, du fond à la surface, (2) horizontal à 2 mètres sous la surface sur une centaine de mètres.

5 Résultats des premières diagnostics dans la région Rhône-Alpes

5.1 Les questions qui se posent

A l'issue de l'étude initiale (Mouchel, 1986), le protocole d'échantillonnage et le calcul des indices ont été mis en œuvre à titre expérimental par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. L'analyse et l'interprétation des données recueillies sur 23 plans d'eau étudiés de 1987 à 1991 doivent permettre d'apporter des éléments de réponse à des questions soulevées lors de la mise au point de la méthode de diagnose rapide.

5.1.1 Validité des paramètres mesurés et des protocoles d'échantillonnage

- Le nombre de campagnes: 4 campagnes dans l'année ne permettent sûrement pas de suivre tous les événements importants qui se produisent dans un plan d'eau. Il est nécessaire de vérifier si les dates de ces 4 campagnes permettent de prendre en compte les phénomènes les plus remarquables du cycle annuel du plan d'eau.
- De même, lors d'une campagne, les points d'échantillonnage dans la colonne d'eau sont au nombre de 4. Il est nécessaire de vérifier s'ils sont correctement placés et si leur nombre est suffisant.
- Les mesures de chlorophylle a et de carbone organique sont effectuées sur des échantillons intégrés sur la zone euphotique définie comme étant la couche d'eau allant de la surface à la profondeur égale à deux fois et demie la profondeur du Secchi (cf §4.5.1). Cette approximation sous-entend une homogénéité complète de la zone euphotique et doit être vérifiée. D'autres approximations de la profondeur de la zone euphotique sont utilisées par d'autres auteurs, par exemple 1.7 fois la profondeur du Secchi (Reynolds, 1984; Sas, 1989).
- Enfin, il est nécessaire de vérifier si, parmi les paramètres retenus, il n'y en pas d'inutiles ou au contraire, si certains paramètres importants n'ont pas été omis.

5.1.2 Validité des relations utilisées pour le calcul des indices

La base de données limnologiques utilisée pour mettre au point le protocole de la méthode et définir les indices inclut des lacs très différents de ceux sur lesquels ont porté les diagnostics rapides réalisées dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse et en revanche ne compte aucune retenue. Il est donc nécessaire de vérifier, pour les plans d'eau de la région Rhône-Méditerranée-Corse, la validité des relations initialement établies, éventuellement de les ajuster.

5.1.3 Définition d'un indice associé à l'oxygène

La base de données utilisée dans l'étude initiale n'a pas permis de définir de relations cohérentes entre l'oxygène et les autres paramètres. Il n'existe donc pas actuellement d'indice caractérisant l'état du plan d'eau par rapport à l'oxygène. Ce paramètre constitue un indicateur important de la qualité de l'eau pour lequel la définition d'un indice a été recherchée.

5.2 Les plans d'eau étudiés

23 plans d'eau, 10 lacs naturels et 13 retenues artificielles, situés dans la région Rhône-Alpes, en Franche-Comté et en Corse (figure 7) ont fait l'objet de diagnose rapide de 1987 à 1991. Les lacs naturels sont en majorité situés dans la région alpine du bassin (Isère, Savoie, Jura) alors que la majorité des retenues se trouve vers le Massif Central (Loire, Ardèche). L'altitude moyenne des retenues est de 602 mètres et celle des lacs (sans compter le lac de Tignes situé à 2100m) est de 680 mètres.

Les caractéristiques morphométriques des plans d'eau sont présentées dans le tableau 7.

5.3 Les valeurs mesurées

Les données ont été recueillies selon le protocole exposé au §4.5. Les distributions de valeurs des paramètres utilisés pour le calcul des indices sont représentées par des boxplots (figure 8) et des histogrammes (figure 9). Les boxplots consistent en une boîte correspondant aux données comprises entre les quartiles inférieur et supérieur, la ligne blanche dans la boîte correspond à la médiane. Les valeurs extrêmes sont indiquées par des traits horizontaux.

La production primaire de tous les plans d'eau étudiés semble limitée par le phosphore puisque les rapports N/P (concentration d'azote minéral hivernal sur orthophosphates hivernaux) sont toujours supérieurs à 7, valeur généralement admise comme seuil de la limitation par le phosphore (OECD, 1982). Seule la retenue de Vesoul (N/P=4) est peut-être limitée par l'azote.

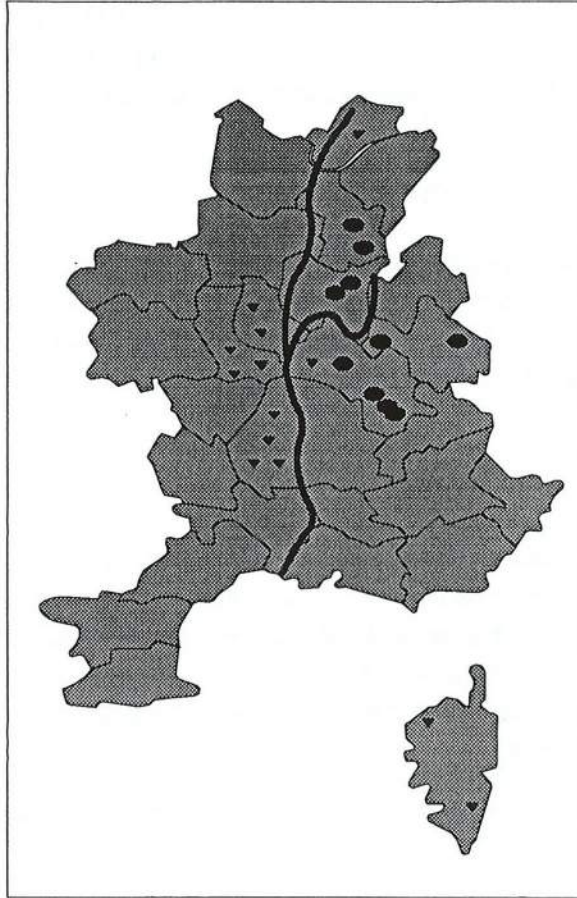


Fig. 7 - Carte des plans d'eau de la diagnose (Région Rhône-Méditerranée-Corse). Les triangles représentent les retenues et les disques les lacs naturels.

Tab. 7 - Morphométrie des plans d'eau étudiés

	Profondeur (mètres)	Volume (m ³)	Surface (10 ⁶ m ²)	Epaisseur moyenne de l'hypolimnion (m)	t _w (an)
Le Bourget	145.00	3.50e+09	42.575	120	7
Nantua	43.00	4.00e+07	1.4	31	0.8
Narlay	40.00	8.20e+06	0.41	27	-
Laffrey	39.00	2.83e+07	1.27	21	2.3
Tignes	36.50	1.00e+06	0.24	23	0.05
Paladru	35.00	9.70e+07	3.9	21	4
Remoray	27.00	-	0.95	14.5	-
Sylans	20.00	4.80e+06	0.5	10	-
Petichet	19.00	8.70e+06	0.86	6	1.2
Pierre Châtel	10.00	-	1.10	3	-
Soulages	34.00	2.60e+06	0.17	28.0	-
Dorlay	33.00	3.00e+06	0.22	26	-
Ternay	26.00	2.30e+06	0.28	16	-
Couzon	35-25	1.80e+06	0.14	16	-
Codole	23.00	6.50e+06	0.80	10	0.5
Joux	21.00	1.10e+06	0.12	12	0.2
Ospedale	20.00	2.87e+06	0.424	8	0.5
Le Cheylard 88	16.00	3.30e+06	0.48	10	0.5
Saint Martial 87	11.50	50e+05	0.13	4	-
Auberives	11.50	-	-	-	-
Devesset 87	11.00	2.60e+06	0.5	6	1
Cublize	10.00	2.00e+06	0.4	5	0.05
Vesoul	2.00	1.68e+06	0.90		-

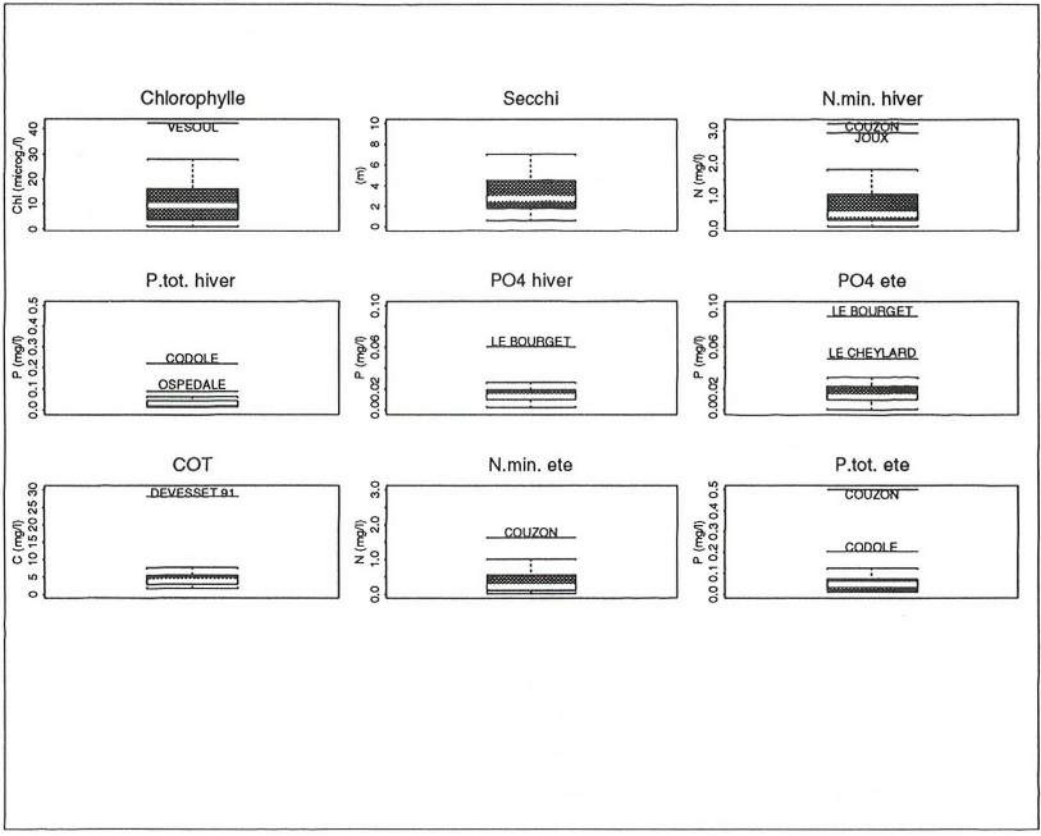


Fig. 8 - Box plot des valeurs mesurées

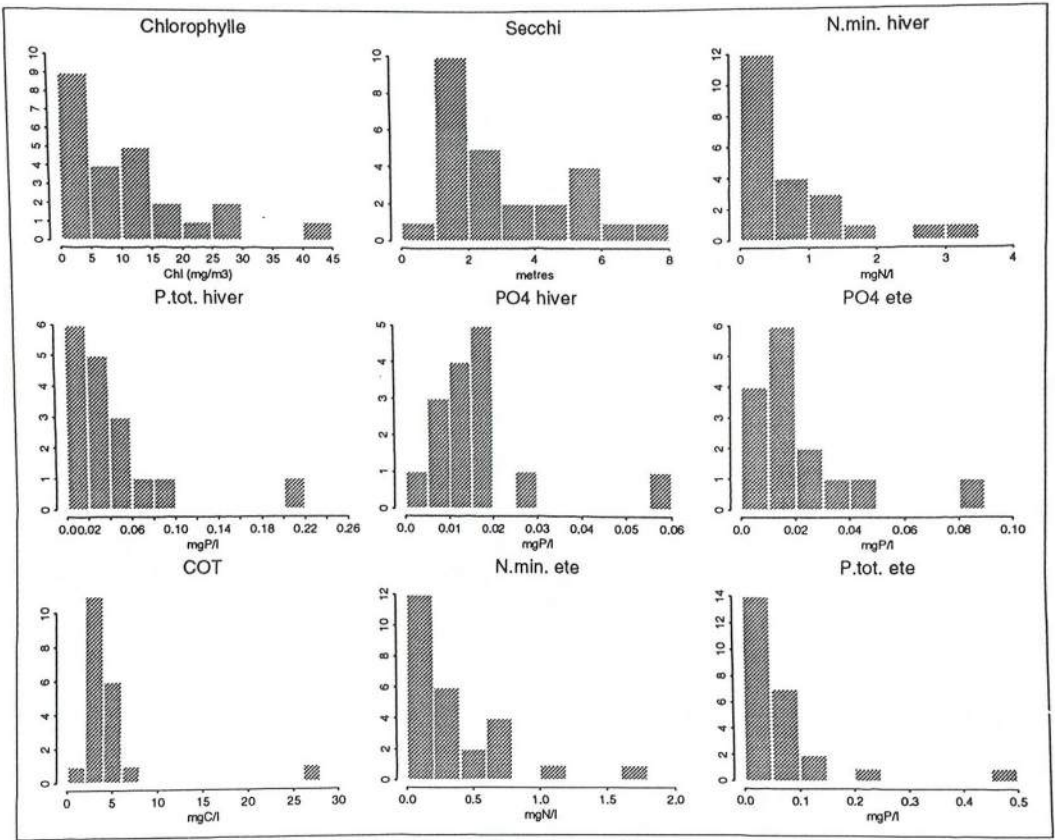


Fig. 9 - Histogrammes des valeurs mesurées

Plans d'eau	Ichl	Isec	Inmin	Iptot	Ipo4e	Ipo4h	moyenne	écart-type	C.V.	ITP
Soulaiges	42.8	46.2	53.0	37.2	49.1	40.5	44.8	5.8	0.13	11
Devesset 87	61.9	51.8	40.3	41.8	50.7	43.7	48.4	8.1	0.19	57
St Martial 87	54.9	55.8	48.9	43.5	50.7	44.7	49.8	5.1	0.10	55
Dorlay	51.7	48.6	55.1	37.2	-	42.3	47.0	7.2	0.15	27
Nantua	50.6	46.2	44.7	41.8	48.1	44.7	46.1	3.0	0.07	51
Sylans	43.3	41.4	41.7	39.8	-	43.7	42.0	1.6	0.04	21.5
Paladru	35.2	35.1	53.3	43.5	-	43.7	42.2	7.5	0.18	13
Le Cheylard 88	58.8	58.9	45.8	50.6	63.4	45.9	53.9	7.5	0.14	62.5
Pierre Chatel	40.8	38.2	40.3	39.8	48.1	-	41.4	3.8	0.09	22
Cublize	62.3	61.0	58.0	47.2	53.8	47.3	55.0	6.7	0.12	43
Joux	63.3	54.2	62.3	47.2	55.5	44.7	54.6	7.6	0.14	32
Le Bourget	42.7	29.3	48.6	49.8	69.3	51.6	48.6	13.0	0.27	15
Narlay	54.5	30.9	35.0	-	22.5	35.3	35.6	11.7	0.33	52
Remoray	46.2	46.8	42.2	-	44.1	43.5	44.6	1.9	0.04	11
Vesoul	67.3	74.1	29.9	-	50.7	45.6	53.5	17.6	0.33	59

Tab. 8 - Valeurs des indices de la diagnose

Plusieurs retenues semblent sévèrement limitées par le phosphore. La moyenne du rapport N/P est de 36 dans les lacs contre 75 dans les retenues (différence statistiquement significative à 90 %).

5.4 Interprétation des résultats

5.4.1 Les indices trophiques

Les indices trophiques sont calculés en reportant les valeurs des paramètres mesurées lors des campagnes de terrain dans les équations présentées au §4.2 (voir tableau 2).

Les gammes de concentration des différents paramètres mesurés sont assez étroites et donnent des valeurs d'indices situant pratiquement tous les plans d'eau étudiés dans les classes mésotrophes et eutrophes.

On peut calculer au moins 5 des 6 indices définis dans la méthode pour 15 des 23 diagnoses réalisées (tableau 8). Les valeurs de ces indices sont très dispersées pour de nombreux plans d'eau (*boxplots* de la figure 10), ce qui pose un problème quant à leur interprétation et à leur utilisation pour caractériser l'état trophique des plans d'eau.

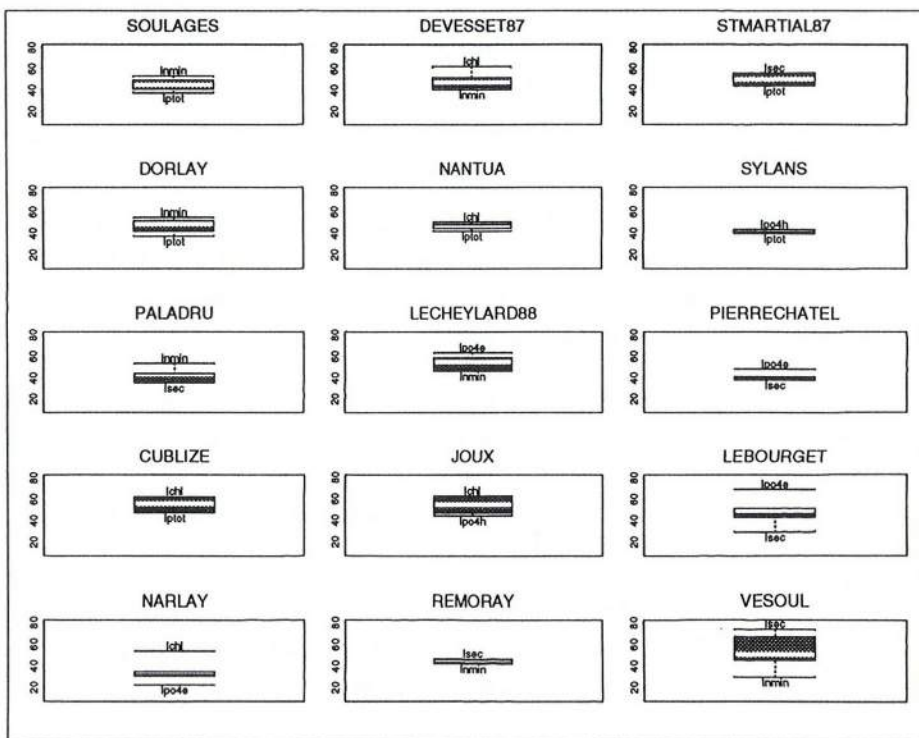


Fig. 10 - Boxplot des valeurs des indices Diagnose pour les plans d'eau étudiés

Les valeurs des ITP pour les plans d'eau de la diagnose sont reportés dans le tableau 8. Il apparaît qu'ils sont nettement inférieurs aux indices trophiques pour plus de 50 % des plans d'eau, ce qui pose un problème supplémentaire d'interprétation et de synthèse des indices.

5.4.2 Oxygène

Relations entre la consommation hypolimnique d'oxygène et les autres paramètres de la diagnose - Les lacs naturels et les retenues ont été réparties en deux groupes car leur comportement hydrodynamique est en général très différent et influence le cycle de l'oxygène.

Nous considérerons ici les valeurs de consommation journalière d'oxygène. La seule relation acceptable entre les logarithmes décimaux des différents paramètres mesurés lors des diagnoses et de la consommation journalière d'oxygène concerne la chlorophylle ($r=0.7$). Les autres relations avec des paramètres de la diagnose sont extrêmement médiocres aussi bien pour les lacs que pour les retenues et ne sont pas exploitables.

Bien que la désoxygénation hypolimnique soit un indicateur important de l'état trophique d'un plan d'eau, il est souvent difficile d'établir des relations claires entre l'état trophique du plan d'eau et la consommation hypolimnique d'oxygène. Le rapport de l'OCDE sur l'eutrophisation des eaux (OECD, 1982) n'aboutissait déjà à aucune conclusion sur cet aspect et recommandait seulement qu'un intérêt urgent y soit porté.

Pour les lacs, la seule variable qui soit bien corrélée avec la consommation journalière en oxygène est la profondeur de l'hypolimnion ($r=-0.85$). Pour les retenues, la relation est moins nette ($r=-0.52$). Dans les deux cas, la corrélation est négative.

Influence des facteurs physiques sur les profils d'oxygène - L'évolution des concentrations d'oxygène est étroitement liée à l'activité photosynthétique du plan d'eau et dépend de son statut trophique. Cependant la mauvaise qualité des relations avec les autres paramètres indicateurs du statut trophique des plans d'eau signale que des facteurs physiques interviennent également sur le cycle annuel de l'oxygène, dont il est nécessaire de quantifier l'importance pour faire la part de ce qui revient aux phénomènes biologiques et aux phénomènes physiques dans l'évolutions des profils d'oxygène.

Les facteurs physiques sont principalement les conditions météorologiques auxquelles le plan d'eau est soumis, ses caractéristiques morphométriques et ses caractéristiques hydrologiques:

- les conditions météorologiques, principalement la vitesse du vent et la température de l'air, influent sur la profondeur de la thermocline et sur le mélange de la colonne d'eau en fin d'hiver;
- la profondeur du plan d'eau a un rôle déterminant sur la profondeur de la thermocline et

donc sur le volume de l'hypolimnion. Plus le volume de l'hypolimnion est grand et plus le stock initial d'oxygène disponible pour la minéralisation de la matière organique qui sédimente est important. En contrepartie, un lac profond nécessitera des conditions de vent fort et de température faible pour que la colonne d'eau soit brassée et donc réoxygénée sur toute sa hauteur;

- les affluents, si leur débit est suffisamment élevé, peuvent constituer des apports d'oxygène importants. Par ailleurs, ils facilitent le brassage de la colonne d'eau. Enfin, s'il existe un soutirage des eaux profondes, il influe sur l'évolution des concentrations d'oxygène dans l'hypolimnion.

Déficit hypolimnique en oxygène par unité de surface - L'influence des caractéristiques morphométriques d'un plan d'eau, et en particulier de la profondeur de l'hypolimnion, sur la consommation d'oxygène dans l'hypolimnion est tout à fait prédominante et ne permet pas d'établir une relation directe entre cette consommation d'oxygène et la production phytoplantonique. En suivant les hypothèses de Hutchinson (1938), on peut tenter de s'affranchir de l'influence morphométrique en exprimant la consommation hypolimnique d'oxygène par unité de surface ($\text{mg O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{jour}^{-1}$), en anglais *Areal hypolimnetic oxygen deficit (AHOD)*, que l'on peut traduire en français *Déficit hypolimnique en oxygène par unité de surface*.

Les relations entre le déficit hypolimnique en oxygène par unité de surface et les autres paramètres de la diagnose ne sont pas satisfaisantes. On observe même dans les retenues des tendances qui vont à l'encontre de ce à quoi l'on s'attend (secchi, orthophosphates et COT).

A nouveau, la seule variable qui présente une corrélation satisfaisante avec l'*AHOD* est la profondeur de l'hypolimnion. Plus l'hypolimnion est profond, plus l'*AHOD* est élevé.

Une régression multiple faisant intervenir la profondeur et la chlorophylle n'améliore pas l'explication de la variance de l'*AHOD*. Le coefficient de corrélation de la régression simple avec la profondeur est de 0.858 alors que le coefficient de corrélation de la régression multiple (tous plans d'eau confondus) est de 0.861.

L'utilisation d'un modèle permettant de décrire l'évolution de la stratification du plan d'eau et de prendre en compte la bathymétrie devrait pouvoir fournir des éléments intéressants pour relier la production primaire et la consommation d'oxygène hypolimnique.

5.5 Problèmes d'interprétation des résultats de *Diagnose*

5.5.1 Dispersion des indices pour un même plan d'eau

Les difficultés d'interprétation des indices lorsqu'ils sont dispersés sont illustrées par les exemples du lac de Narlay et du lac de Paladru.

Le lac de Narlay présente une grande dispersion des valeurs de ses indices (tableau 8) qui vont de 22.5 (oligotrophe) pour les orthophosphates d'été à 54.5 (eutrophe) pour la chlorophylle. La moyenne des indices est de 35.6, indiquant un état plutôt mésotrophe.

La dispersion des indices amène à une analyse plus détaillée des résultats de la diagnose et souligne certains problèmes de mise en œuvre de la méthode:

- le prélèvement destiné au dosage de la chlorophylle a été effectuée à la profondeur où celle-ci est maximale et non moyennée dans la zone euphotique comme le protocole de diagnose le prescrit;
- les concentrations en orthophosphates ($2.4 \mu\text{gP.l}^{-1}$ en hiver et $0.7 \mu\text{gP.l}^{-1}$ en été), bien inférieures à la limite de détection de la méthode analytique couramment utilisée⁵, sont étonnantes et demandent confirmation. Si elles se confirment le rapport N/P dans le lac de Narlay serait de l'ordre de 50, indiquant une très sévère limitation par le phosphore de la production algale.

Les profils d'oxygène (figure 11) fournissent des éléments complémentaires d'interprétation des indices *Diagnose*. Le profil d'oxygène de printemps montre une sursaturation importante, située sous la thermocline et due à une production primaire intense. Le profil d'automne indique une très forte désoxygénation de l'hypolimnion anoxique à partir de 20 mètres de profondeur. L'existence d'une forte production primaire à Narlay semble tout à fait réelle. Comment une telle production primaire a-t-elle lieu alors que la concentration hivernale en orthophosphates indiquée est de $3 \mu\text{gP.l}^{-1}$?

Le lac de Paladru présente également des indices assez dispersés allant de 35, indices basés sur la chlorophylle et le secchi, à 43, indices basés sur le phosphore total et les orthophosphates hivernaux. Les indices *Chlorophylle* et *Secchi* sont en contradiction avec les profils d'oxygène (figure 12) qui indiquent une forte sursaturation d'oxygène sous la thermocline au printemps et une forte désoxygénation de l'hypolimnion en automne. Les profils d'oxygène révèlent un état plutôt eutrophe du lac de Paladru.

5. la limite de détection des orthophosphates de la méthode généralement utilisée (AFNOR, 1986) est de $10 \mu\text{gP.l}^{-1}$

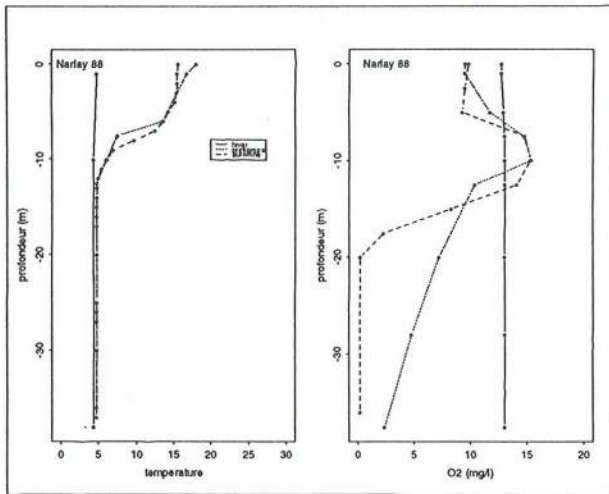


Fig. 11 - Profils de température et d'oxygène dans le lac de Narlay

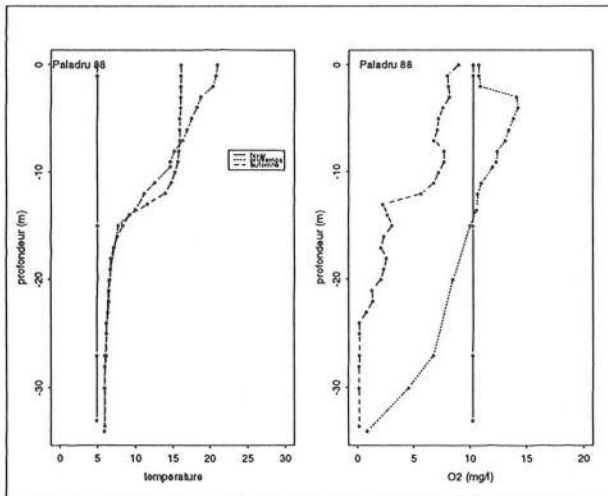


Fig. 12 - Profils de température et d'oxygène dans le lac de Paladru

Les faibles valeurs des indices *Secchi* et *Chlorophylle* sont liées. La campagne de printemps a lieu à une date où le développement algal se produit sous la surface permettant une valeur assez élevée du *Secchi* (4.7 m le 22 juin 1988). La chlorophylle est prélevée sur une couche de 11.5 m de profondeur (2.5 * *Secchi*), plus profonde que la zone euphotique, ce qui cause une dilution importante de la chlorophylle dans le prélèvement intégré.

6 Apport de la modélisation mathématique

Les difficultés d'interprétation des résultats de diagnose pour certains plans d'eau amènent à s'interroger sur l'utilité de la modélisation mathématique pour compléter l'analyse des données disponibles et parvenir à une meilleure compréhension du fonctionnement du plan d'eau.

L'utilité d'un modèle mathématique dans le cadre de la diagnose paraît intéressante à plusieurs titres: (1) tester la cohérence des données entre elles, (2) tester des hypothèses de fonctionnement du plan d'eau et (3) prendre en compte la morphométrie du plan d'eau et la thermique dans le calcul de la consommation hypolimnique d'oxygène.

S'agissant de plans d'eau pour lesquels on dispose de peu de données, recueillies sur une seule année, il n'est pas possible de suivre le schéma classique en modélisation de "calage-vérification" mais plutôt, d'utiliser le modèle, après un calage rudimentaire, comme instrument d'analyse des données recueillies. La faisabilité d'une telle utilisation sera illustrée par l'exemple de l'application de la modélisation au lac de Paladru.

6.1 Le modèle utilisé

Le modèle utilisé est un modèle unidimensionnel vertical dont la structure repose sur le couplage d'un sous-modèle thermique et d'un sous-modèle biogéochimique. La modélisation de la température permet de prendre le comportement physique du système. Une simulation satisfaisante de la température indique que l'influence des principaux mouvements des masses d'eau (*e.g.* entrées-sorties, mouvements convectifs) est correctement représentée. Les variables d'état du modèle sont la température, le phosphore minéral dissous, le phosphore algal particulaire, le phosphore zooplanctonique particulaire et l'oxygène. Pour le sous-modèle biogéochimique, les échanges entre les variables sont représentés sur la figure 13.

Ce modèle développé pour des lacs sub-alpins profonds (Léman (Tassin, 1986) et lac du Bourget (Vinçon-Leite & Tassin, 1994)) décrit le comportement d'écosystèmes lacustres de type méso-eutrophe. L'application de ce modèle à des plans d'eau étudiés par diagnose devrait permettre de mettre en évidence des similitudes ou des différences de comportement et d'en déduire des informations sur le fonctionnement du plan d'eau.

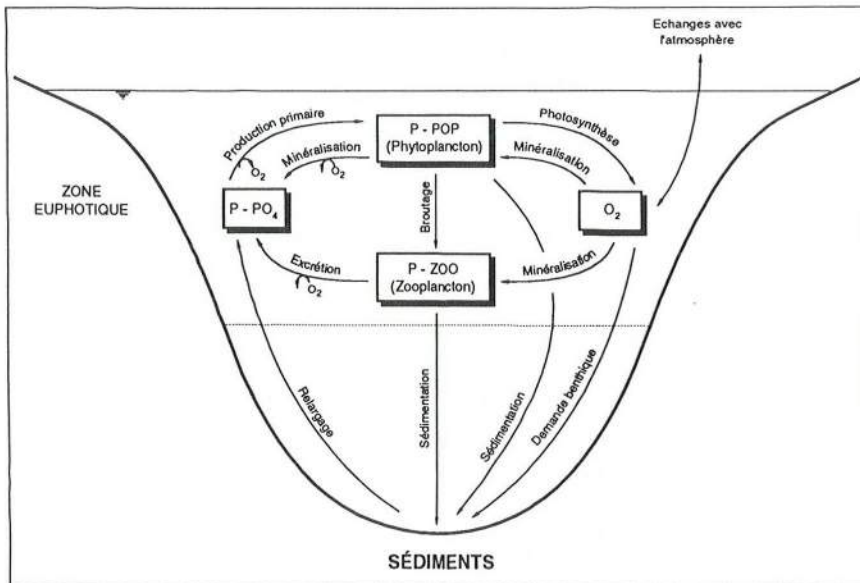


Fig. 13 - Schéma conceptuel du sous-modèle biogéochimique

6.2 Calage du sous-modèle thermique

Une question préliminaire à l'utilisation de la modélisation dans le contexte des diagnostics concerne la possibilité de parvenir à un calage acceptable du sous-modèle thermique avec les données de forçage disponibles car on dispose rarement de toutes les données de forçage nécessaires au modèle: données météorologiques, données hydrologiques, données de secchi permettant le calcul de l'extinction lumineuse.

6.3 Application au lac de Paladru

6.3.1 Le lac de Paladru

Le lac de Paladru est un lac naturel situé en Isère, entre Lyon et Grenoble, à une altitude de 500 mètres. Il se classe parmi les plus importants lacs du Dauphiné et présente un intérêt important pour ses activités touristiques (baignade, voile, ski nautique) et piscicoles. Alimenté par deux cours d'eau, le ruisseau de Courbon et le ruisseau du Pin, le temps de renouvellement des eaux du lac est d'environ quatre ans.

Le bassin versant du lac de Paladru est dominé par des activités agricoles et d'élevage. Un dispositif de soutirage des eaux profondes, mis en place en 1976, a atténué l'eutrophisation du

lac. En 1988, la mise en place d'ouvrages de détournement des eaux usées des 6 principales agglomérations du bassin versant, a permis de ramener les apports en azote et phosphore respectivement à 40 % et 65 % des valeurs de l'année 1981.

Les caractéristiques principales du lac et de son bassin versant se trouvent dans le tableau 9.

superficie du lac	3.9 km ²
superficie du bassin versant	48 km ²
rapport des surfaces	0.081
profondeur maxi	35 m
profondeur moyenne	25 m
volume d'eau	97 10 ⁶ m ³
longueur maxi	5.3 km
largeur maxi	1 km
temps de renouvellement des eaux	environ 4 ans

Tab. 9 - *Caractéristiques du lac de Paladru*

6.3.2 Résultats

Les données de forçage utilisées sont les données météorologiques de Chambéry (année 1988), les débits et concentrations des affluents et émissaires (année 1981 DDA-Isère⁶) et les 4 mesures de transparence de l'eau au disque de secchi de la diagnose.

Les résultats du modèle thermique obtenus avec ces données de forçage sont présentés sur la figure 14 pour les profils aux dates des campagnes de la diagnose et sur la figure 15 pour l'évolution de la température à 2 mètres de profondeur.

Le modèle parvient de manière satisfaisante à représenter la stratification thermique dans le lac de Paladru. L'évolution annuelle de la température de surface est également très bien représentée. On peut estimer que la modélisation du comportement thermique du lac est suffisamment correcte pour permettre d'aborder la modélisation de la production algale.

Pour les orthophosphates, le phosphore particulaire algal et l'oxygène, les résultats sont présentés sur les figures 16 et 17 pour les profils d'orthophosphates et d'oxygène aux dates de la diagnose et sur les figures 18 et 19 pour l'évolution annuelle du phosphore algal et de l'oxygène à 2 mètres de profondeur.

Les profils d'orthophosphates sont correctement représentés aux 4 dates de la diagnose.

6. Direction Départementale de l'Agriculture de l'Isère

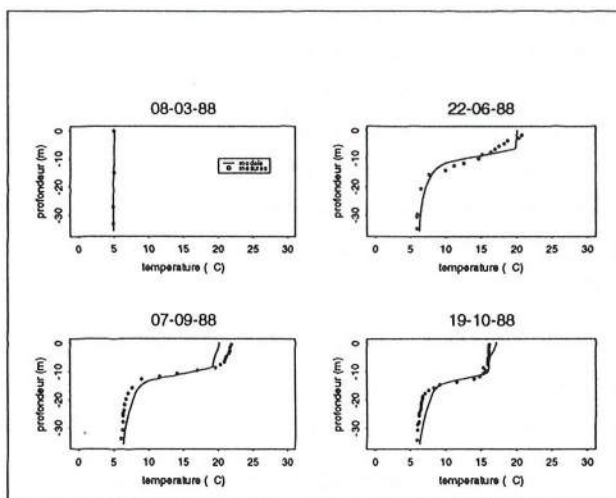


Fig. 14 - Profils de température dans le lac de Paladru - Mesures Diagnose et modèle

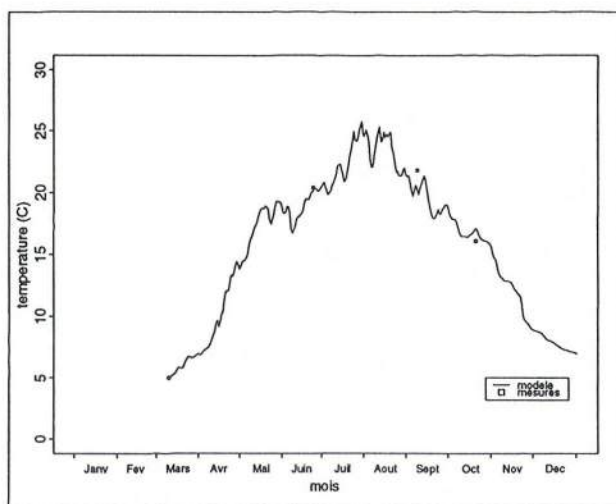


Fig. 15 - Evolution de la température à 2 mètres de profondeur - Mesures Diagnose et modèle

Par contre, pour l'oxygène, la sursaturation sous l'épilimnion n'est pas simulée le 22 juin. La consommation d'oxygène dans l'hypolimnion est sous-estimée en automne. Ce comportement du modèle vis-à-vis de l'oxygène rejoint les indices *Diagnose* qui étaient en contradiction avec les concentrations d'oxygène hypolimnique mesurées. **Pour le modèle**, l'évolution de la concentration en phosphore particulaire algal à 2 mètres sous la surface, au cours de l'année, indique que la première poussée algale a eu lieu plus tôt dans la saison (figure 18). D'après le modèle, les trois campagnes d'été et d'automne de la diagnose ont eu lieu hors des périodes de production algale importante.

Le modèle ne parvient cependant pas à simuler une production algale suffisante pour entraîner la consommation d'oxygène hypolimnique observée. Dans le modèle, la croissance algale est sévèrement limitée par l'absence d'orthophosphates dans l'épilimnion pendant tout l'été.

Comment s'explique dans le lac de Paladru la production primaire à l'origine de la forte désoxygénation de l'hypolimnion? Ni le modèle ni la diagnose ne permettent de répondre à cette question. Par contre, leur utilisation conjointe converge vers cette même interrogation. Compte tenu des efforts importants de dépollution déjà engagés dans ce bassin versant et de leur coûts, et avant d'en entreprendre d'autres, peut-être serait-il utile de se pencher plus en détails sur le fonctionnement biogéochimique de ce lac et sur les facteurs qui y contrôlent la production algale.

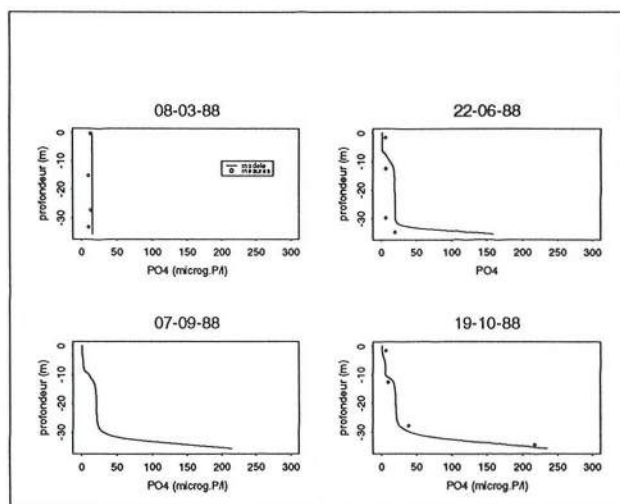


Fig. 16 - Profils d'orthophosphates dans le lac de Paladru - Mesures Diagnose et modèle

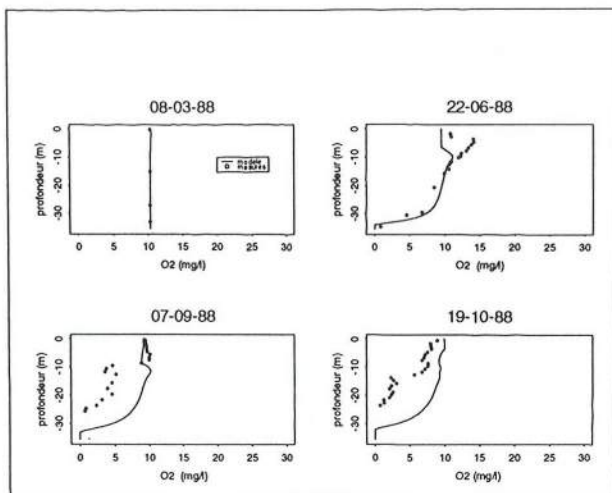


Fig. 17 - Profils d'oxygène dans le lac de Paladru - Mesures Diagnose et modèle

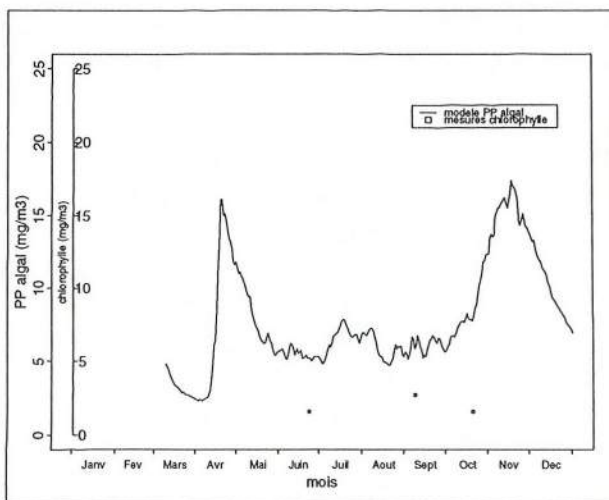


Fig. 18 - Evolution du phosphore algal à 2 mètres de profondeur - Mesures Diagnose de chlorophylle et modèle

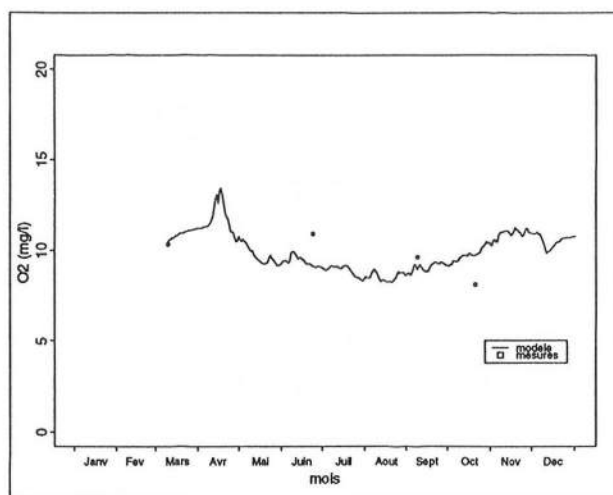


Fig. 19 - Evolution de l'oxygène à 2 mètres de profondeur - Mesures Diagnose et modèle

7 Conclusion

L'analyse des résultats des premières diagnoses indique que la méthode peut être améliorée sur différents points concernant le protocole d'échantillonnage (nombre des campagnes estivales, définition de la profondeur du prélèvement intégré) et l'unicité et la précision des protocoles analytiques à suivre.

D'après les résultats préliminaires du lac de Paladru, la confrontation des données de diagnose avec un modèle mathématique semble très utile dans la recherche d'une meilleure compréhension du fonctionnement des plans d'eau.

Par rapport aux objectifs des Agences de l'Eau présentés au paragraphe 4.1, on peut dire que les deux premiers objectifs de suivi à long terme des plans d'eau et de connaissance générale de leur fonctionnement sont assez correctement atteints par la *Diagnose*. De plus, la méthode permet probablement de cibler des études plus détaillées permettant une connaissance fine de certains aspects du fonctionnement d'un plan d'eau particulier. La *Diagnose* semble donc bien répondre à son objectif d'établir un premier diagnostic.

Il est clair qu'il s'agit d'une méthode "minimale", permettant à un faible coût de disposer d'une vision d'ensemble de l'état trophique des plans d'eau d'une région. Elle ne permet surement pas d'accéder à une connaissance fine du fonctionnement d'un plan d'eau, ni *a fortiori* de prévoir les mesures à mettre en œuvre pour sa restauration. Mais il faut indiquer que le coût d'une diagnose est de l'ordre de 60 kF. Ce chiffre est à comparer avec le coût d'un suivi

approfondi et annuel, par exemple celui du Léman qui est de 900 kF/an. Pour le suivi du seul point central du Léman (SHL2) le coût est de 600 kF/an.

Il faut également comparer le coût d'une diagnose aux coûts de travaux de restauration. Le seul coût de la déphosphatation par une station d'épuration est compris entre 40 kF et 400 kF par tonne de phosphore (Imboden, 1992). Dans le cas d'un ceinturage en région de montagne, comme par exemple pour le lac du Bourget, ces coûts étaient en 1980 de l'ordre de 300 millions de francs pour réduire la charge initiale de 300 tonnes de phosphore total à 150 tonnes (soit environ $2 \cdot 10^6$ F/tonneP). Des travaux complémentaires, actuellement en cours de réalisation et devant permettre de diminuer encore cette charge de 35 tonnes sont chiffrés à 130 millions de francs (Feuvrier & Mistral, 1990).

Remerciements

Ce travail a été réalisé grâce aux données de diagnose fournies par l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse et grâce à son appui financier.

Références

- AFNOR (1986). *Eaux - Méthodes d'essai*. AFNOR - Tour Europe - Paris.
- Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (1991). *Les eaux de Rhône-Méditerranée-Corse*. Lyon.
- Bouni, C., Laurans, Y. & Larré, D. (1991). Détermination pour la collectivité nationale des coûts et dommages de toutes sortes entraînés par l'eutrophisation des eaux. *Etude Inter Agences- Agence de l'Eau Loire-Bretagne*.
- Burden, D., Malone, R. & Geaghan, J. (1985). Development of a condition index for Louisiana lakes. Technical report, .US. EPA - Environmental Protection Agency.
- Carlson, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22:361-369.
- CEMAGREF (1990). Diagnose rapide des plans d'eau, note technique 79. Technical report, CEMAGREF.
- Conseil des Communautés Européennes (1991). Directive sur le Traitement des eaux urbaines résiduaires. *Le Moniteur*.
- ECE-Geneva (1992). Protection of Inland Waters Against Eutrophisation . Technical report.

- Feuvrier, J. & Mistral, R. (1990). Opérations de dépollution du lac du Bourget engagées depuis 1973. *T.S.M.-L'eau*, 7-8:349–352.
- Frey, D. (1990). What is a lake? *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24:1–5.
- Greff, B. & Hubert, G. (1994). Les SAGE: questionnements sur un nouvel outil de gestion. *Journées du DEA STE*.
- Hutchinson, G. E. (1938). On the relation between oxygen deficit and the productivity and typology of lakes. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrogr.*, 36:336–355.
- Imboden, D. (1992). Possibilities and limitations of lake restoration: conclusions for Lake Lugano. *Aquatic Sciences*, 54:380–390.
- Mouchel, J. M. (1986). Essai de définition d'un protocole de diagnose rapide de la qualité des eaux des lacs. Utilisation d'indices trophiques. Technical report, CERGRENE - Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- OECD (1982). *Eutrophication of waters - Monitoring, assessment and control*. OECD, Paris - France.
- Pacific Northwest Environmental Research Laboratory (1974). An approach to a relative trophic index for classifying lakes and reservoirs (a preliminary analysis of national eutrophication survey data collected during the 1972 sampling period), 44p. Technical report, U.S. EPA - Environmental Protection Agency.
- Porcella, D., Peterson, S. & Larsen, D. (1980). Index to evaluate lake restoration. *Journal of environmental engineering division*, dec:1151–1169.
- Reynolds, C. S. (1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sas, H. (1989). *Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, Experiences, Extrapolations*. Academia Verlag Richarz, Sankt Augustin.
- Sefton, D., Little, J. & Clarke, R. (1985). Illinois lake classification system : a management tool for decisionmaker. Technical report, U.S. EPA - Environmental Protection Agency.
- Tassin, B. (1986). *Contribution à la modélisation écologique du lac Léman: Modèles physiques et biogéochimiques du lac*. Thèse de Doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, France.
- Vinçon-Leite, B. & Tassin, B. (1994). Contribution of mathematical modeling to lake ecosystem understanding: Lake Bourget (Savoy, France). *Hydrobiologia*, in press.

LES MOYENS D'ACTION

TRAITEMENTS DES RIVIÈRES ET DES PLANS D'EAU PAR BIOADDITIFS

E. GARNIER-SILLAM, Y. BOUREZGUI, M. HARRY
Laboratoire de Biologie des Sols et des Eaux

A. DUTARTRE
CEMAGREF

Résumé

Pour tenter de remédier aux problèmes croissants causés par l'envasement des plans d'eau et des rivières, qui consécutivement entraîne des difficultés de gestion (diminution de la capacité hydraulique des rivières, envasement des zones de baignades et comblement des bassins d'ornements et de retenues), plusieurs techniques ont été appliquées comme le curage ou l'utilisation de la craie. Mais depuis quelques années, des firmes commercialisent des micro-organismes concentrés conditionnés sous forme liquide ou de poudre et fixés sur un substrat minéral, susceptibles d'améliorer, sous certaines conditions, la qualité de l'eau et de diminuer l'épaisseur des vases dans les plans d'eau.

Dans une première partie, les auteurs exposent la problématique puis présentent les différents constituants qui régissent les interrelations de l'écosystème limnique, susceptibles d'être influencés par un traitement par bioadditif. Dans la perspective de tester l'efficacité de ces produits, les auteurs décrivent dans une seconde partie, le protocole analytique qu'ils utilisent dans le cadre de cette recherche. Les résultats obtenus sous confidentialité mettent néanmoins en évidence que les produits commercialisés, testés sur des sédiments placés en conditions contrôlées, sont différenciés et que leur impact ne peut absolument pas être généralisé.

Introduction

L'envasement des plans d'eau conduit progressivement à son comblement. C'est un phénomène naturel dans l'évolution des milieux aquatiques, d'autant plus prononcé que l'hydrodynamique de ces milieux est faible. Très lent pour les lacs, il peut être rapide pour les petits plans d'eau peu profonds et dépend principalement des apports de matières en suspension. L'origine de l'envasement est donc directement liée à de la production primaire du système aquatique (source autochtone) et au biotope terrestre qui l'entoure (sources allochtones).

L'envasement excessif d'un plan d'eau révèle un dysfonctionnement de l'écosystème aquatique et plus particulièrement du cycle de la matière organique, allant à l'encontre de la remise en circulation rapide d'éléments nutritifs au profit de la stabilisation et de la condensation

des molécules humiques par la voie de l'humification. Les effets dommageables à l'encontre de la vie aquatique et de la collectivité humaine qui résultent de ce dysfonctionnement sont, soit directs sur la qualité des eaux, soit indirects et cumulables au niveau des dépôts vaseux (SALINERES & FAUGERE, 1989).

Compte tenu des problèmes croissants de pollution, l'entretien des systèmes limniques apparaît d'ores et déjà comme une priorité pour de nombreux gestionnaires : en effet, la pression croissante des multiples usages des eaux et des sites, ainsi que la progression de divers processus polluants, obligent à reconsidérer l'ensemble des problématiques de gestion de ces milieux. Les procédés curatifs les plus communément admis pour remédier à l'envasement des plans et cours d'eau font généralement appel à des solutions mécaniques : curage, dragage. Très radicales, parfois les seules solutions viables, ces interventions visant une meilleure hydraulique, sont souvent menées sans considérer la fonction biologique du milieu. Leur mise en oeuvre onéreuse pose, par ailleurs, le problème du devenir des produits extraits. Aussi les recherches sur les techniques de gestion se sont-elles partiellement développées vers des solutions faciles à appliquer, moins coûteuses et présentant, à priori, peu de risques ultérieurs pour l'environnement.

Ainsi depuis quelques années et grâce aux avancées de la biotechnologie, des firmes commercialisent des suspensions bactériennes, sous forme liquide ou fixées sur un substrat minéral, susceptibles d'améliorer, sous certaines conditions, la qualité de l'eau et de diminuer l'épaisseur des vases dans les plans et cours d'eau. En digérant des substrats organiques difficilement biodégradables, ces suspensions doivent rétablir le cycle de la matière organique au sein des milieux lentiques et lotiques.

I. Les sédiments

1. Définition et nature d'un sédiment

On peut définir un sédiment comme une suspension de matières solides et liquides, maintenues sous forme de gel par des liaisons élastiques de nature organique et biologique, dont l'expansion est maintenue par des dégagements gazeux (HONEYMAN & SANTSCHI, 1992).

Les sédiments qui se déposent en milieu aquatique sont de nature et d'origine variées. Un sédiment est composé d'un mélange de particules de différentes taille que l'on classe selon leur granulométrie en sables, limons et argiles. La proportion des matières minérales varie de plus 90% dans les lacs oligotrophes à moins de 20% dans les lacs dystrophes. La matière organique est pour une large partie composée de substances humiques comme dans les sols (SCHNITZER & KHAN, 1972). Ces substances constituent en milieu aquatique entre 50 et 82% du carbone organique dissous, et 10 à 60% du carbone organique total (Carbone organique total = Carbone organique particulaire + Carbone organique dissous) dans les sédiments lacustres (AIKEN *et al.*, 1985). L'azote total représente de 4 à 5% de la matière organique des sédiments. Cependant, l'apport de rejets organiques allochtones peut faire varier

de façon significative la composition de la matière organique des sédiments, notamment le rapport C/N. D'après BALLINGER et Mc KEE (1971), ce rapport peut varier de 23 dans les boues stabilisées à 8 dans les boues fraîches ou d'épuration.

2. *Propriétés des vases organiques*

Propriétés physiques

Les vases organiques engendrent à l'interface eau-sédiment un ralentissement des développements biologiques et des interférences dans les échanges. Leur saturation en eau (70-95% du poids total), leur confèrent une forte imperméabilité et créent alors des conditions réductrices qui freinent par ailleurs les phénomènes de biodégradation. En fonction de la nature minéralogique des particules et des différentes compositions chimiques des constituants (rigidité initiale, viscosité, teneur en matière organique, pourcentage de sables fins...), les travaux de recherche récents du Laboratoire Central d'Hydraulique de France (1982) ont permis d'établir, en réacteurs, des lois hydrodynamiques générales sur les conditions de dépôt des particules fines en suspension dans l'eau, ainsi que leur comportement (décantation, floculation, vitesse de chute, tassement et rhéologie).

Propriétés chimiques

Différents types de liaison existent entre molécules organiques et supports minéraux, cations, oxyhydroxydes et phyllosilicates (BRUCKERT, 1979): des liaisons simples électrostatiques (réaction de simple échange), des liaisons covalentes et de coordination intervenant notamment dans les phénomènes de complexation, ou encore des forces de Van der Waals (adsorption par simple attraction physique). Plus les vases contiennent un taux important de matière organique et notamment de substances humiques (acides fulviques et humiques), plus elles sont susceptibles, de par leurs fortes propriétés complexantes avec les ions minéraux et les argiles, de piéger des polluants (pesticides, métaux lourds) et de comporter des risques pour l'environnement (BUFFLE, 1977). En effet, les acides fulviques et humiques purifiés sont avant tout des anions. Parmi les sites acides, les groupements OH phénoliques sont très réactifs et oxydables lorsque le pH s'élève, de même en présence de cations polyvalents oxydants, pouvant conduire à la formation de complexes. En revanche, les cations monovalents donnent lieu à la formation de sels solubles (humates). La nature et la stabilité des combinaisons organo-métalliques varient donc avec la valence et le rayon ionique des cations. La solubilité des complexes dépend étroitement, comme celle des acides humiques, de l'existence de charges électriques stabilisantes dans le milieu. L'augmentation de la concentration saline du milieu provoque l'abaissement de l'énergie répulsive d'interaction entre les particules, et favorise la coalescence. La répulsion intermoléculaire augmente avec la dissociation des charges acides et est d'autant plus faible que la constante de stabilité des complexe est élevée (ANDREUX, 1979). Par exemple à pH supérieur à 8, l'ion Ca^{++} conduit à des complexes insolubles. Dans tous les cas, un apport excédentaire de cation hydroxylé favorise la cofloculation avec des complexes (rôle que joue un épandage de craie)

3. La matière organique des sédiments

Les apports organiques externes sont fonction des eaux d'alimentation du plan d'eau qui peuvent être très chargées en suspensions minérales et organiques, mais aussi fonction des apports organiques de la végétation arborescente aux alentours. Les apports organiques internes sont les débris des végétaux et des animaux aquatiques, qui meurent et qui sédimentent. Les proportions relatives dérivées de ces différentes formes sont fonction des caractères des bassins versants (roche, végétation), de la morphométrie et de la productivité du plan d'eau.

La matière organique (M.O.) est une substance complexe et difficile à caractériser tant sur le plan physique que chimique. Ce terme désigne un ensemble de substances de nature et de propriétés très variées, subissant sous l'action conjuguée de la microflore et de la faune, une série de décompositions et de transformations selon différents processus. La minéralisation primaire conduit à la formation d'éléments minéraux solubles ou gazeux, l'humification conduit quant à elle à l'élaboration de complexes stables et résistants à l'activité microbienne qui se minéraliseront à leur tour plus lentement.

Lorsqu'une feuille tombe dans l'eau, elle subit une série de dégradations biologiques et mécaniques. Après une phase de lixiviat et de lessivage de leurs composés hydrosolubles, les débris foliaires sont rapidement colonisés par des micro-organismes (bactéries et champignons) et deviennent alors la proie de macroinvertébrés déchiqueteurs. Ces derniers mastiquent et morcellent la M.O. et produisent de fines particules. Elles seront à leur tour filtrées par des invertébrés collecteurs filtreurs (eau) et collecteurs ramasseurs (benthos), et incorporées aux sédiments (ANDERSON & SEDELL, 1979).

La MO se biodégrade en se transformant en composés à petites molécules souvent solubles, à un rythme très variable. Les composés très fermentescibles se solubilisent puis se minéralisent très rapidement (hydrates de carbone, protéines...). Les constituants des membranes végétales se décomposent plus lentement, cependant les hemicelluloses et les celluloses se décomposent plus rapidement que la lignine. Ceux de ces composés simples qui échappent à la minéralisation primaire sont intégrés dans de nouvelles molécules humiques, dont ils constituent les précurseurs (DUCHAUFOR, 1983). Ils se polymérisent sous l'action des polyphénol-oxydases et donnent ainsi naissance aux noyaux plus ou moins sphériques des composés humiques à durée de vie plus longue. Ces composés phénoliques jouent un rôle important dans l'édification des composés humiques dont ils constituent en quelque sorte l'ossature autour de laquelle s'organise l'ensemble de la molécule. Ils ont trois origines principales: tannins et composés phénoliques préexistants dans les cellules, composés phénoliques résultant de la dégradation de la lignine, composés phénoliques de synthèse microbienne (SWIFT, 1989).

L'humification se caractérise principalement par deux processus (BARRIUSO, 1985) une évolution polycondensative qui se traduit par une construction de nouvelles molécules de

plus en plus polymérisées à partir de molécules plus ou moins simplifiées et une stabilisation sur des surfaces minérales (formation de complexes organo-minéraux et organo-argileux).

Les substances humiques constituent un ensemble de composés hétérogènes, généralement définis par rapport à la technique d'extraction utilisée (ANDREUX, 1984) et sont donc divisés arbitrairement en trois entités : les acides fulviques (AF), composés alcalino-solubles et acido-solubles, les acides humiques (AH), composés alcalino-solubles, mais insolubles dans l'acide et l'humine (H), composés inextractibles après attaque acide ou basique.

Comme nous venons de le voir, la composition en matière organique joue un rôle essentiel dans les propriétés des vases organiques et l'état de cette matière, donne des informations quant à son évolution, et aux conditions d'oxygénation du milieu. La connaissance du cycle de la matière organique est donc le préalable indispensable à toute démarche écologique.

II. Activité microbienne et traitement des milieux limniques par bioadditifs

1. Sédiments et activité microbienne

Les sédiments constituent des habitats complexes, offrant de nombreuses niches écologiques facilitant la prolifération de micro-organismes. La couche superficielle du sédiment en raison de sa richesse en matériel organique et de la densité des organismes présents à ce niveau, est la zone privilégiée où s'effectuent de très importants échanges trophiques (ROWE *et al.*, 1975). La participation des micro-organismes dans la production primaire de la matière organique est certes faible, leur rôle principal étant la reminéralisation. Ils sont ainsi capables, dans des conditions appropriées, de cataboliser tous les composés organiques naturels en leur composés d'origine, c'est à dire en CO₂, H₂O et sels inorganiques variés (CHAMPIAT & LARPENT, 1988). Ils opèrent également des transformations sur les composés inorganiques : le carbone, l'azote, le soufre, le fer, le manganèse, le phosphore (ATLAS & BARTHA, 1981). Ainsi, ces organismes, jouent un rôle majeur non seulement par les apports organiques qu'ils engendrent, mais également par les modifications chimiques et structurales qu'ils sont susceptibles d'apporter à la couche superficielle du sédiment (HARGRAVE, 1976).

La composition de la flore bactérienne dépend de nombreux facteurs: oxygène, charges organiques et minérales, pH, turbidité, température. La majorité sont hétérotrophes pour le carbone. La plupart sont saprophytes mais d'autres sont photo ou chimioautotrophes.

Les activités de dégradation de la matière organique par les micro-organismes hétérotrophes déterminent très largement la qualité de l'eau et des sédiments dans les milieux aquatiques. Ceci justifie pleinement les efforts accomplis récemment par la biotechnologie dans l'élaboration de souches bactériennes, capables de contribuer à la dépollution de milieux dégradés et de participer à un rétablissement des cycles biogéochimiques.

Issus directement de recherches biotechnologiques, ces procédés de traitement biologique visent, par introduction dans le milieu aquatique de micro-organismes concentrés

conditionnés sous forme liquide ou de poudre et fixés sur un substrat minéral, à dégrader et à digérer des substrats difficilement biodégradables.

Appliqués initialement aux épurations biologiques en station d'épuration, les firmes commerciales tendent de plus en plus à les étendre aux milieux aquatiques: lacs, étangs, rivières, et même aux sols pollués.

2. Procédés de fabrication des produits utilisés en milieux limniques

En général, trois procédés peuvent être mis en jeu lors de la fabrication de bioadditifs.

La composition de la microflore utilisée peut varier suivant le type de milieu à traiter. Pour la restauration des milieux aquatiques, il s'agit essentiellement de micro-organismes impliqués dans le cycle du carbone et de l'azote et sélectionnés en fonction de leur aptitude à agir individuellement et collectivement pour entamer la dégradation des matières organiques. En fonction d'un problème spécifique, il est bien sûr possible d'adapter ou de renforcer telle ou telle activité en ajoutant des micro-organismes à action dirigée.

La bioactivation

Certains produits induisent l'activation des processus bactériens *in situ*, on ne peut alors parler de bioadditifs mais plutôt de bioactivateurs. Ces produits sont en général des produits calcaires (coccolithes ou maerl) qui offrent des "niches écologiques" où les conditions sont favorables au développement bactérien. On peut également inclure dans ce type de traitement ceux utilisant des enzymes destinées à dégrader des composés complexes et peu biodégradables en composés plus simples assimilables par les bactéries présentes sur le site. Ces enzymes ne présentent évidemment aucune propriété de multiplication et doivent être renouvelées fréquemment.

La bioaugmentation

D'autres produits utilisent des souches bactériennes naturelles sélectionnées selon leur efficacité à dégrader un certain nombre de composés présents dans le milieu à traiter. Ces bactéries sont commercialisées soit sous forme de poudres, souvent obtenues par un procédé de lyophilisation, soit sous forme de suspensions de bactéries en "dormance". Les bactéries doivent dans tous les cas être réactivées quelques heures avant épandage (en général 3 à 6 heures). La réactivation se fait le plus souvent dans de l'eau provenant du milieu à traiter, portée à des températures favorables à la multiplication bactérienne (25- 35 °C), afin de permettre aux spores de germer et de retrouver des concentrations importantes ($> 10^6$ germes / ml).

La sélection des souches bactériennes s'opère en réalisant des cultures successives sur des milieux contenant des concentrations croissantes en substrat de nature aussi proche que possible du produit à dégrader. Dans certains cas de pollution bien spécifique (certains hydrocarbures ou pesticides), les bactéries sont directement sélectionnées à partir du substrat à dégrader. Les souches les plus performantes sont ensuite conservées. Les produits contiennent

en général de 7 à 11 souches bactériennes différentes, mais certains peuvent contenir jusqu'à 83 souches différentes, incluant des bactéries, des levures et des champignons. Les souches naturelles sélectionnées les plus couramment utilisées sont des *Pseudomonas*, des bactéries photosynthétiques, des *Bacillus*, des *Nitrobacter*. Des souches plus spécifiques appartenant aux genres *Aeromonas*, *Streptomyces*, *Actinomyces*, *Micrococcus*, peuvent être utilisées pour lutter contre des polluants xénobiotiques assez courants.

La biofixation

Pour des raisons de coût et d'efficacité, certaines firmes, reprenant les mécanismes d'action de la craie, ont amélioré la technique et développé le procédé de biofixation : les micro-organismes sélectionnés par bioaugmentation sont fixés sur divers supports minéraux. Ce procédé met en jeu à la fois un processus physique de floculation des matières en suspension par le support et une dégradation biologique des matières à traiter par les micro-organismes. Ces supports sont de nature poreuse et sont formés de cristaux, sous forme d'assemblages tridimensionnels de silice et d'alumine contenant des ions alcalino-terreux : sodium, potassium, calcium et magnésium.

La plupart des micro-organismes travaillent mieux en étant fixés sur un support plutôt qu'en milieu libre. De façon naturelle, on constate qu'en milieu libre, les bactéries se rassemblent sous forme de floes (principe des boues activées) ou se fixent sur un support (lits fixés). En fixant les micro-organismes sur des supports adaptés, qui sont ensuite épandus sur les sites à épurer, on les rend aptes immédiatement à agir, sans attendre une fixation naturelle hasardeuse.

3. Résultats attendus

Le marché de la gestion technique des milieux aquatiques est actuellement en plein essor, et dans un contexte de rigueur économique, il est normal que ces techniques apparemment "douces" et d'un coût plus faible que les techniques classiques de dragage, soient examinées avec beaucoup d'intérêt. De plus, le caractère quelque peu "magique" de ces produits (ils permettraient la digestion des vases, sans que les éléments les plus simples produit par cette digestion ne posent de problèmes dans le milieu) renforce la considération que le grand public peut leur porter.

Sur le plan théorique, l'ajout de micro-organismes (champignon + bactéries) peut entraîner, si les conditions physico-chimiques sont favorables:

- un rajeunissement de la microflore,
- une accélération de la minéralisation des matières organiques,
- une meilleure activité des herbiers par relargage de sels nutritifs,

se traduisant globalement par une accélération de l'ensemble du turn over des éléments constitutifs des matières organiques et donc par extension un meilleur équilibre des différentes chaînes trophiques.

En ce qui concerne le support minéral calcique souvent utilisé dans ces traitements, son rôle n'est pas négligeable et doit donc être comparé aux engrais calciques apportés en agriculture:

- floculation des particules argileuses et des matières organiques humifiées, par le calcium qui sert de cation de liaison au complexe argilo-humique (apparition d'une certaine transparence des eaux par charriage des particules en suspension dans le fond)

- apport de sels de calcium échangeables servant de nutriments aux organismes et végétaux présents.

Deux paramètres doivent cependant retenir notre attention, quant aux conditions physico-chimiques d'un sédiment susceptible d'être traité, en particulier, le taux d'oxygénation de la couche épipélique des sédiments (une interface eau-sédiment désoxygénée ne permet pas aux bactéries aérobies d'être revivifiées) et le taux de matière organique des sédiments. En effet, rappelons qu'un sédiment est constitué, sous nos latitudes, de 95 à 85% de particules minérales et de 5 à 15% de matières organiques, et que seule cette partie organique est susceptible d'être dégradée par le traitement. L'espoir de voir disparaître la majeure partie de la vase est donc une fausse information, les bactéries proposées "ne digérant pas la fraction minérale".

III. Plan expérimental

Les efforts actuels des diverses sociétés fabricant ou diffusant des bioadditifs sont essentiellement commerciaux et n'apportent que très peu d'éléments sur les caractéristiques et les réelles possibilités d'action de ces produits dans l'environnement. En effet, les références d'expérimentations ou d'essais, souvent présentées comme prometteuses, sont, en général, difficile à analyser, tant les informations fournies sont imprécises ou incomplètes.

De nombreuses questions subsistent sur ces produits et sur l'intérêt de leur utilisation dans la gestion des milieux aquatiques. Il apparaît indispensable d'y répondre avant de permettre ou de généraliser leur emploi. De plus, il semble nécessaire de mieux définir la gamme des milieux qu'ils sont susceptibles de contribuer à entretenir, pour être capable, à terme, de conseiller efficacement les gestionnaires

Sous la responsabilité de l'Interagence de Bassin, le CEMAGREF de Bordeaux est chargé d'un référentiel de recensement des différents produits commercialisés, des sociétés les produisant et les appliquant, et des sites traités (GOUBAULT DE BRUGIÈRE, 1993; CEMAGREF, 1990) et sur les bases de leurs premières conclusions, le laboratoire de Biologie des Sols et des Eaux de l'Université de Paris Val de Marne a entrepris des expérimentations en laboratoire (BLIN, 1990; SALAS, 1991, BOUREZGUI, 1992; et rapports confidentiels).

Très complexes en milieux naturels, les conditions environnementales se prêtent mal à la mise en évidence des modalités d'action de produits biologiques de traitement des vases et des eaux. Il a donc été préféré d'effectuer des essais en laboratoire avant d'envisager des essais de terrain. Le but de l'utilisation, au laboratoire, de réacteurs soumis à des conditions contrôlées est de faciliter l'interprétation des résultats et l'identification des principaux mécanismes

d'action, plutôt que de reproduire exactement les conditions du milieu naturel. Les objectifs sont de.

- vérifier la réactivité des micro-organismes composant le produit,
- tester l'efficacité du traitement, en réacteurs, par le biais d'un suivi de l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux et des sédiments,
- mesurer l'impact de ce type de traitement sur l'équilibre ultérieur des eaux (en particulier absence de relargage, à partir des sédiments, d'éléments nutritifs dans l'eau pouvant provoquer des nuisances en terme d'eutrophisation).

Tableau 1: Présentation des différents paramètres physiques, chimiques et biologiques proposés pour l'analyse de l'efficacité d'un bioadditif

Paramètres	Eau	Sédiment
1.-Réactivité des micro-organismes par ensemencement		
2. Paramètres physiques		
Epaisseur	-	X
Température	X	-
Conductivité	X	-
3. Paramètres chimiques		
pH	X	X
O2 dissous	X	-
Taux d'Orthophosphates	X	X
Dosage de la M. O.		
Taux M.O.	-	X
Taux de COT	-	X
Teneur de NOT (Kjeldahl)	-	X
Matières humiques		
Composés humiques globaux (Bruckert, 1979)	-	X
Fractionnements granulométriques (Feller, 1979)	-	X
3. Paramètres biologiques		
Echanges gazeux respiratoires (IR, QR)	-	X
Echantillonnage des macro-invertébrés	X	X
Prélèvement et détermination du phytoplancton	X	-
Production primaire		
<i>Nombre et taille des algues</i>	X	-
<i>Biomasse algale</i>	X	-

Échantillonnage des sédiments

Les prélèvements de sédiments, dans un plan d'eau déterminé, sont effectués à l'aide d'un carottier, qui permet l'évacuation de l'eau par le haut afin d'éviter le lessivage du sédiment. Après homogénéisation, les sédiments sont introduits dans des réacteurs plastiques transparents de 20 litres, pour former une couche de 8 à 10 cm d'épaisseur. Les bacs sont alors remplis d'eau provenant du plan d'eau et laissés deux semaines à température ambiante afin de permettre la stabilisation du milieu.

Trois séries de trois réacteurs sont utilisées : une série témoin, une série traitée à la dose préconisée par le distributeur et une série traitée à deux fois la dose. Un réacteur de chaque série est réservé au suivi de l'épaisseur de la vase. Le suivi des paramètres physico-chimiques et biologiques de l'eau et des sédiments est réalisé tout les mois sur une durée de 5 mois. Trois prises d'essais sont homogénéisées pour l'analyse des sédiments par réacteur.

Le tableau 1 synthétise les différents paramètres physiques, chimiques et biologiques qui sont étudiés.

V. Conclusion

Cette synthèse intégrée avec les données de l'enquête, doit constituer un document permettant aux organismes institutionnels, chargés à un titre ou un autre de la gestion des milieux aquatiques, et aux gestionnaires, de mieux cerner les possibilités d'utilisation de ces produits et donc d'être plus pertinent en matière de gestion de l'environnement.

Les premiers résultats obtenus en laboratoire (quatre produits ont été testés) sont très différenciés et font apparaître que:

1°) les conditions de préparation et de stockage des produits sont très dissemblables et ne permettent pas toujours de réactiver les germes bactériens ou fongiques dans des conditions optimales

2°) que l'impact des micro-organismes présente de grandes variations allant d'aucun effet à une bonne accélération des processus de minéralisation

3°) que le relargage des sels nutritifs influencent fortement ou pas du tout la croissance des végétaux présents.

Ces travaux de laboratoire constituent une approche informative quant à l'impact des produits commercialisés, sur des sédiments placés en conditions contrôlées et ne peuvent pas être extrapolés "in extenso" aux conditions naturelles. Ils mettent néanmoins en évidence que les produits proposés sont différenciés et que leur impact ne peut absolument pas être généralisé. Ces études en laboratoire doivent donc être poursuivies afin qu'un "référentiel d'impact" puisse être établi pour les gestionnaires. Cependant, quoi qu'il en soit, le rôle de ces traitements doit être relativisé et être simplement considéré (si les conditions physico-chimiques du sédiment sont favorables) comme un ajout susceptible de redynamiser les équilibres trophiques du milieu et non comme un "digesteur" de vase.

Références

- AIKEN, G. R.; MCKNIGHT, D. M.; WERSHAM, R. L. & MACCARTHY, P. (1985). *Humic substances in soil, sediment and water*, Wiley-interscience publication, New York.
- ANDERSON N.H. & SEDELL J.R. (1979). Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.*, 24, 351-377.
- ANDREUX, F. (1979). Genèse et propriétés des molécules humiques. In M. Bonneau, & B. Souchier (eds), *Pédologie 2: constituants et propriétés du sol*, pp. 197-207. Masson, Paris
- ANDREUX, F. (1984). *Les substances humiques, leur rôle dans le comportement des métaux et des minéraux argileux à l'interface atmosphère-lithosphère*. Centre de Pédologie Biologique, C.N.R.S., Nancy-Vandoeuvre
- ATLAS R.M. & BARTHA R. (1981). *Microbial Ecology: fundamental and applications*. Addison-Wesley Publishing Company, Massachusetts
- BALLINGER, D. G. & MCKEE, D. (1971). Chemical characterization of bottom sediments; *Journal WPCF*, 42, 216-227.
- BARRIUSO, E. (1985). *Caractérisation des fractions organo-minérales et des constituants d'un sol de pelouse subalpine*. Thèse de doctorat ès Sciences, Nancy
- BLIN, F. (1991). *Influence de traitement d'ordre biotique (bactéries et oligochètes) et abiotique (carbonate de calcium) sur les sédiments de rivière. Cas de la rivière Morbras, Val de Marne*. DEA Science et Techniques de l'Environnement, Université Paris XII
- BOUREZGUI, Y. (1992). *Impact, en réacteurs, d'un traitement par bioadditif, sur l'évolution de la matière organique d'un sédiment lacustre*. D.E.A. Sciences et Techniques de l'environnement, Université Paris XII
- BRUCKERT, S. (1979). Analyse des complexes organo-minéraux des sols. In M. BONNEAU, & B. SOUCHIER (eds), *Pédologie 2: constituants et propriétés du sol*, pp. 197-207. Masson, Paris .
- BUFFLE, J. A. E. (1977). Les substances humiques et leurs interactions avec les ions minéraux. *TSM L'eau*, 3-10
- CEMAGREF (1990). Essais en laboratoire d'un bioadditif (Aquakalon+) destiné à l'élimination des sédiments organiques des plans d'eaux. Division Qualité des eaux, étude n°42, Bordeaux.
- CHAMPIAT, D. & LARPENT, J.P. (1988). *Biologie des eaux, méthodes et techniques*. Masson, Paris.
- DUCHAUFOR, P. (1983). *Pédologie I; Pédogenèse et classification*, 3ème édition, Masson, Paris
- FELLER, C. (1979). Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique des sols: application aux sols tropicaux à textures grossières, très pauvres en humus. *Cah. ORSTOM, sér. Pédol.*, XVII, 339-346.

- GOUBAULT DE BRUGIERE, O. (1993). *Le traitement des sédiments in situ dans les milieux naturels*, DESS, Université de Lille
- HARGRAVE, B.T. (1976). The central role of invertebrate faeces in sediment decomposition. In J.M. ANDERSON & A. McFAYDEN (eds), *The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes*, pp. 301-321. Blackwell, Oxford.
- HONEYMAN, B.D. & SANTSCHI, P. H. (1992). The role of particles and colloids in the transport of radionuclides and trace metals in the oceans. In J. BUFFLE & H. P. VAN LEEUWEN (eds), *Environmental particles*, pp. 379-425. Lewis Publishers, Boca Raton.
- LABORATOIRE CENTRAL D'HYDRAULIQUE DE FRANCE (1982). *Problèmes d'environnement*, Rapport d'activités
- ROWE, G.T.; CLIFFORD, C.H.; SMITH, K.L. & HAMILTON P.L. (1975). Benthic nutrient regeneration and its coupling to primary productivity in coastal waters. *Nature*, 255, 215-217.
- SALAS, B. (1991). *Impact d'un traitement par des bactéries sur les paramètres physiques, chimiques et biologiques du bassin du Lormoy (ESSONNE)*. D.E.A. Science et Techniques de l'environnement, Université Paris XII.
- SALINERES, J.B. & FAUGERE, J. (1989). *Recherche sur l'appréciation et le mécanisme des pollutions organiques ; les procédés biologiques de restauration et de réhabilitation des milieux aquatiques*. Laboratoire Municipal de Bordeaux
- SCHNITZER, M. & KHAN, S. U. (1972). *Humic substances in the environment*. Dekker M., (ed), New York
- SWIFT, R. S. (1989). Molecular weight, size, shape, and charge characteristics of humic substances; some basic considerations. In M.H.B. HAYES, P. MACCARTHY, R.L. MALCOLM & R. S SWIFT (eds), *Humic substances II, in search of structure*, pp. 449-467. Wiley-interscience publication, New York.

DES ILÔTS DE SURVIE POUR LES POISSONS !

Jean KRIER
SIAAP-CRITER

Résumé : *Les orages de Juin 1990 et Mai 1992 de par leurs caractéristiques particulières, ont provoqué d'importantes mortalités piscicoles en Seine.*

L'analyse de la situation pour ces épisodes montre d'importants rejets d'eaux résiduaires non traitées au niveau des sites de Clichy et La Briche.

La modélisation de cette situation a permis de dresser un bilan oxygène de la qualité de la Seine pendant les périodes critiques et amené le SIAAP à réfléchir sur les solutions d'urgence à mettre en oeuvre pour remédier à ce problème. Le concept d'îlot de survie est né, et des essais d'insufflation d'oxygène pur ont été lancés pour vérifier la faisabilité de l'entreprise.

Les résultats positifs obtenus auprès des sociétés LINDE et l'AIR LIQUIDE ont conforté le SIAAP dans ses intentions d'équiper la partie aval de PARIS jusqu'à l'écluse de Bougival en systèmes complets d'oxygénation.

Les deux marchés d'équipement attribués à l'entreprise LINDE connaissent un certain retard dans leur réalisation de part les difficultés de tous ordres qu'ils ont suscités en particulier au niveau des implantations des unités de stockage d'oxygène liquide.

Fort heureusement cette année le danger d'anoxie pour la Seine ne s'est pas présenté, et la mise en place progressive des installations devrait permettre de faire face aux orages de l'été prochain.

1. INTRODUCTION

Au cours d'événements pluvieux singuliers comme ceux qui se sont produits en Juin 1990 et Mai 1992, les capacités actuelles de transport des eaux usées ou de traitement des stations d'épuration peuvent être saturées. On est alors amené à déverser dans les cours d'eaux des volumes importants d'eaux non traitées, qui dans certaines conditions (étiage, température élevée), dépassent souvent de loin les possibilités d'auto-épuration du fleuve.

Les mortalités piscicoles résultent des conditions d'anoxie ainsi créées.

Le nouveau schéma directeur d'assainissement de l'agglomération Parisienne proposé par le SIAAP, prévoit pour l'horizon 2015 une action préventive à long terme de réduction des volumes d'eaux brutes rejetés par la mise en oeuvre d'un certain nombre d'ouvrages de dépollution, ainsi qu'une action curative à court terme de sauvegarde pendant les épisodes critiques de la vie piscicole.

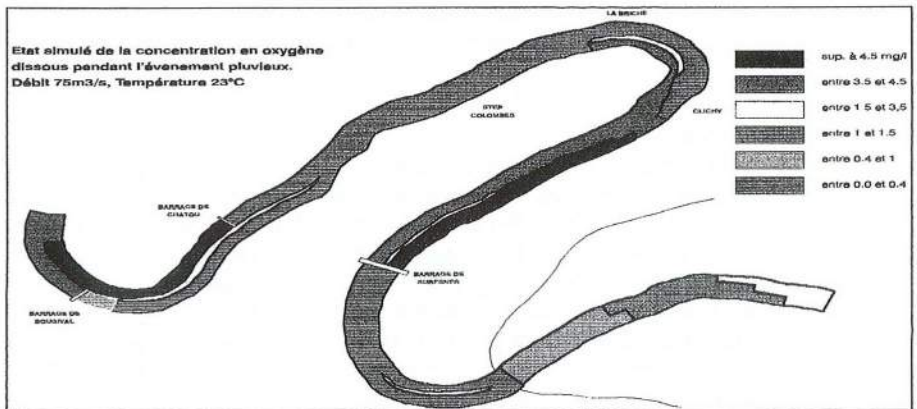
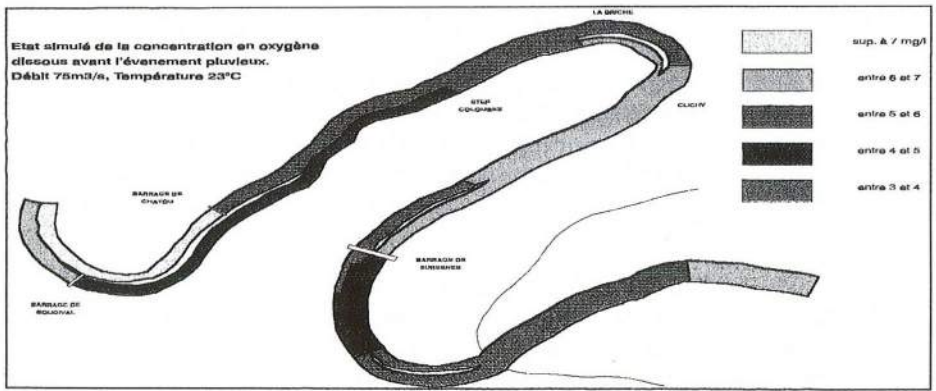
La création d'îlots de survie en Seine s'inscrit dans cet objectif.

2. ETAT DE LA SITUATION

Différents modèles de simulation peuvent permettre de rendre compte de l'impact des rejets d'origine pluviale sur le milieu naturel, et de dresser une cartographie de la concentration en oxygène dissous de la Seine pour tous les cas de figure.

Le modèle développé par HYDRATEC permet en particulier de simuler l'événement pluvieux de juin 1990, qui servira de base de calcul à la projection des futures installations d'oxygénation. Rappelons que les caractéristiques de cet événement sont des déversements pluviaux générés par une pluie généralisée de fréquence décennale dans la Seine en étiage quinquennal (débit 75 m³/s), pour une température de 23 °C.

Les figures ci-après permettent selon ce modèle, de comparer de Paris intra muros à l'écluse de Bougival, l'état de qualité de la Seine avant et après l'épisode pluvieux.



Si l'on admet comme critiques pour la survie piscicole, des concentrations en oxygène inférieures ou égales à 1,5 mg/l, on peut remarquer que la zone viable pour les poissons se limite au parcours Suresnes - Clichy.

Les mortalités piscicoles depuis quelques années, sont principalement observées dans les zones d'anoxie ainsi matérialisées.

C'est la conjonction des trois facteurs, orages, étiage et température élevée, qui concourt à transformer des accidents ponctuels en catastrophe écologique.

3. LES CAUSES

C'est l'usine de Clichy par laquelle transitent les émissaires Clichy-Achères branche de Bezons et branche d'Argenteuil, qui est la source polluante la plus importante en cas de déversement.

Le débit de ces déversements pour des épisodes pluvieux de nature orageuse peut atteindre des valeurs très importantes (près de 100 m³/s en débit de pointe pour l'orage de Mai 1992).

La nature des déversements est à caractère "eaux résiduaires urbaines", avec une gamme de concentrations pour certains paramètres pouvant aller du simple au double, voire au triple de celle d'une eau résiduaire classique, les maxima en concentration étant généralement associés aux pointes de débit.

Schématiquement on peut admettre que le flux polluant est caractérisé par deux fractions :

Premièrement, une fraction dissoute dont la partie facilement biodégradable peut constituer un point de départ à une consommation d'autant plus rapide de l'oxygène présent, que la biomasse consommatrice est apportée par la pollution elle-même. La partie moins facilement dégradable, également transportée à la vitesse du courant, contribue par sa cinétique plus faible d'élimination, à créer l'anoxie très en aval de la source .

Deuxièmement, une fraction solide sous forme de M.E.S qui constituent une part importante de la pollution. La bonne aptitude à la décantation de ces M.E.S, favorise la formation de dépôts qui participent par leur dégradation lente, à une certaine rémanence du phénomène bien au delà de l'arrêt des déversements.

Dans le bief Suresnes - Bougival, les déversements de l'émissaire Saint-Denis Achères à La Briche, ainsi que ceux des ouvrages pluviaux départementaux répartis le long du parcours, contribuent à précipiter le phénomène.

L'ensemble des rejets à l'intérieur de Paris est responsable du secteur anoxique qui s'étale du centre de Paris jusqu'au barrage de Suresnes.

4. LES SOLUTIONS

L'examen de cette situation a amené le SIAAP à réfléchir sur les solutions possibles devant dépasser le cadre de projets utopiques.

Différentes applications à l'étranger de oxygène pur, comme remède à des problèmes locaux d'environnement, ont servi d'exemples pour définir les modalités d'adaptation de systèmes similaires au cas particulier de la Seine.

Dans un premier temps, différentes solutions proposées par les fournisseurs d'oxygène, furent testées sur les canaux de rejet de la station d'épuration d'Achères afin d'en évaluer les performances.

Les résultats des essais permirent d'établir les bases préalables d'un appel d'offres, dont l'objet était la réalisation et la mise en place d'une unité pilote capable de dissoudre environ 300 kg d'oxygène à l'heure pendant la période critique, sans risques de perturbations pour la navigation ou les riverains.

Le but de l'opération étant d'apporter environ 3 mg/l à une partie du fleuve représentant environ 1/3 du débit d'étiage (soit approximativement 90 000 m³/h).

La réalité de l'îlot de survie virtuel ainsi créé restait à vérifier.

C'est ce qui fut entrepris au cours de l'année 1992 avec les deux candidats retenus .

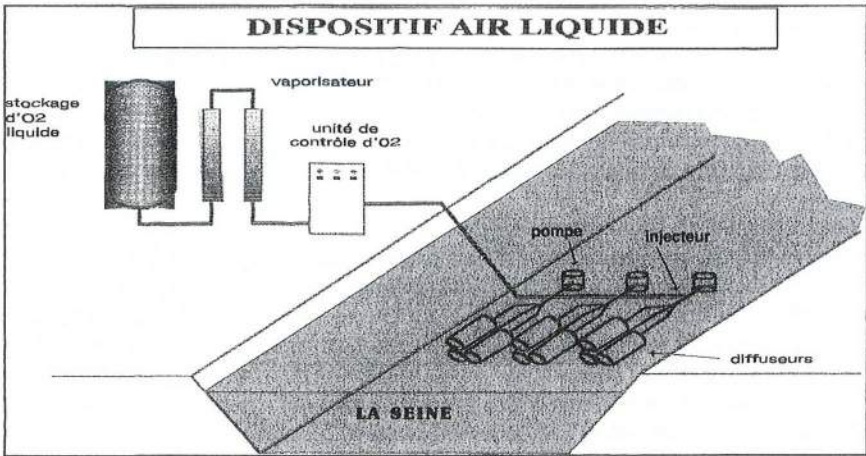
5. DESCRIPTIF DES INSTALLATIONS

Deux systèmes fondamentalement très différents de par la technique utilisée, répondaient aux spécifications du cahier des charges, l'un commercialisé par la société LINDE gaz industriels, l'autre par la société AIR LIQUIDE.

5_1 Le prototype AIR LIQUIDE

AIR LIQUIDE a retenu la solution du radeau flottant, porteur du système d'insufflation d'oxygène VENTOXAL.

Le schéma du dispositif est présenté sur la figure ci-dessous.



C'est un appareil composé de trois modules de base type VENTOXAL.

Chaque module comprend une alimentation par pompe immergée de 44 kW de puissance, et d'un débit de 900 Nm³/h.

Le passage à travers un venturi qui reçoit l'injection d'oxygène crée une émulsion gaz /eau sous forme de fines bulles, qui permet de réaliser la plus grande partie du transfert d'oxygène.

Le flux est ensuite dirigé sur trois réacteurs tuyaux par l'intermédiaire de trois éjecteurs, et permet ainsi la création d'un courant secondaire (environ trois fois le débit de pompage).

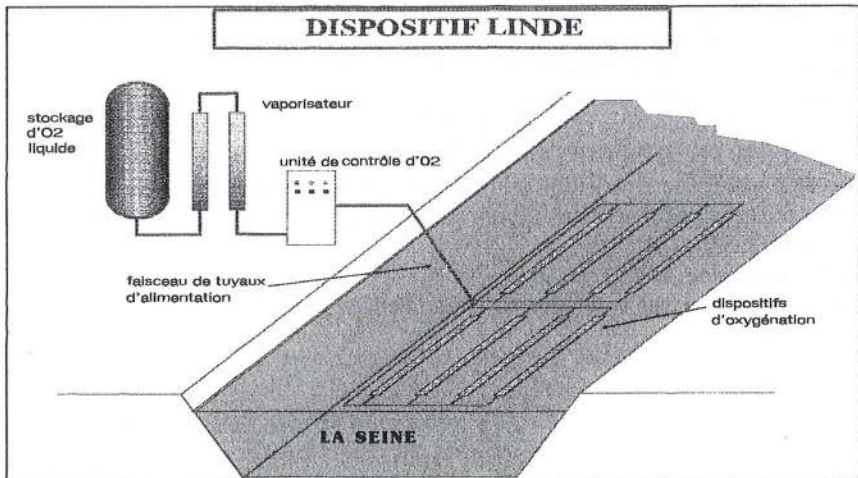
L'ensemble porte le débit d'eau de Seine traité à 2700 m³/h, et la quantité d'oxygène injectée à environ 900 Nm³/h, soit approximativement 1200 kg/h.

Un stockage fixe de 50 000 l d'oxygène liquide avec évaporateur assure l'alimentation de l'ensemble avec une autonomie d'environ 48 Heures.

5_2 Le prototype LINDE

LINDE gaz industriels a développé la technique d'injection par tuyaux perforés commercialisée sous le nom de SOLVOX B.

Le schéma de principe est présenté ci-dessous.



L'ensemble d'insufflation est réalisé avec 8 cadres de 8m de long par 3m de large, et disposé sur le fond du fleuve.

Chaque cadre est constitué de 162 m de tuyau SOLVOX B et pèse 7200 kg.

Le débit nominal d'injection est de 500 Nm³/h soit environ 650 kg/h, pour une pression de service de 6 bars .

Le stockage fixe a la même capacité que celui d'AIR LIQUIDE, c'est à dire 50 000 l .

6. LES ESSAIS

6_1 Protocole d'expérience

Les installations AIR LIQUIDE et LINDE ont été inaugurées officiellement au cours du mois de juillet 1992, et les essais ont pu commencer immédiatement.

La prise en compte de certaines difficultés liées aux caractéristiques du milieu à analyser, nous a donc conduits à adopter pour ces essais un protocole d'expérience en deux phases :

Le premier jour est consacré au témoin. Le matin et l'après-midi afin de tenir compte de l'ensoleillement, des mesures d'oxygène sont effectuées à 1,5 m de profondeur tous les 300 m environ en descendant la Seine.

A chaque point kilométrique particulier, trois mesures transversales sont pratiquées, l'une à environ 50 m du bord de la rive gauche, l'autre à une distance équivalente de la rive droite, et la dernière au milieu de la Seine.

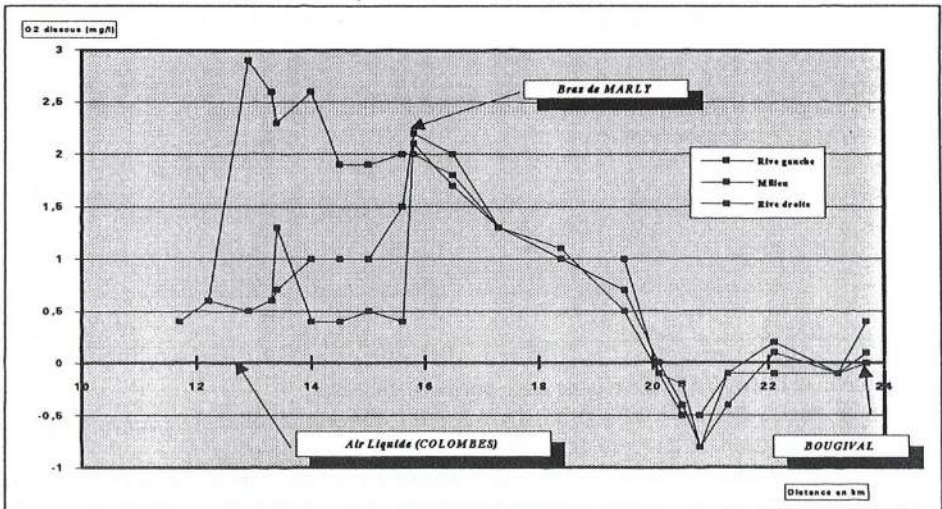
Le second jour est consacré à l'essai. Les installations sont déclenchées une vingtaine d'heures auparavant et des mesures identiques à celles du témoin sont effectuées.

6_2 Les résultats

De l'ensemble des mesures obtenues, nous avons extrait pour chacun des participants, une courbe caractéristique du protocole d'expérience décrit plus haut.

6_2_1 Résultats AIR LIQUIDE

Les courbes présentées ci-dessous synthétisent les deux journées de mesures consacrées à l'essai du 6 Octobre 1992, après 24 Heures de fonctionnement de l'installation d'oxygénation.



Ces courbes sont la représentation graphique pour chaque point de mesure de la différence entre la mesure d'oxygène témoin et la mesure de l'essai, en fonction de la distance sur le parcours Colombes / Bougival.

Les trois courbes concernent les contrôles effectués rive gauche, rive droite, et au milieu de la Seine.

L'analyse de ce graphique conduit à établir des distinctions d'interprétation selon les courbes :

1° La courbe rive gauche confirme l'existence d'un gain d'oxygène de 2,5 à 3 mg/l dans le prolongement du flux d'oxygénation, qui va en décroissant de l'aval direct de l'installation jusqu'à l'annulation complète au km 20 dans le bras de Marly.

2° La courbe représentative des mesures pratiquées au milieu de la Seine, marque au contraire une croissance des taux d'oxygène de Colombes jusqu'à l'entrée dans le bras de Marly, indiquant une diffusion progressive transversale de l'oxygène de la rive gauche vers la rive droite.

3° Enfin la rive droite jusqu'au niveau du bras de Marly n'est pas touchée par la vague d'oxygénation, la diffusion transversale n'ayant pas atteint la rive opposée en ce point.

A partir de la pointe du bras de Marly, les 3 courbes sont pratiquement confondues, car à cet endroit la nappe oxygénée couvre la totalité en largeur du bras de Marly et il n'y a plus de distinction possible entre les rives et le milieu du fleuve.

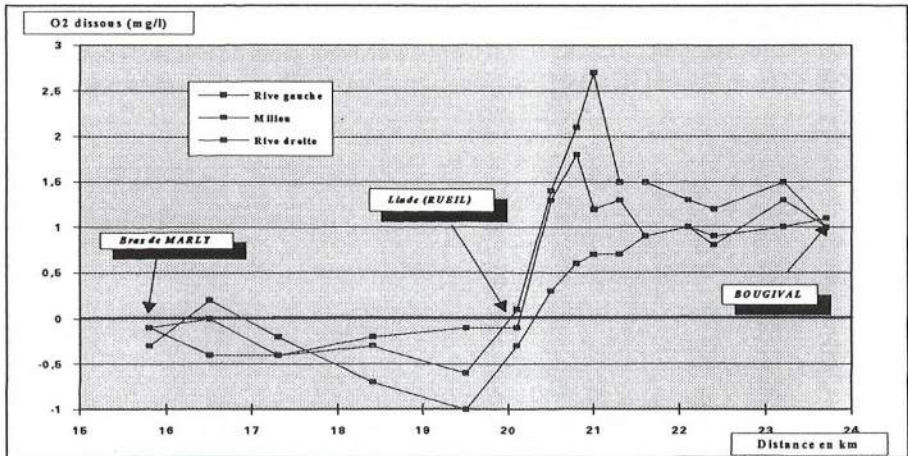
Deux phénomènes expliquent la diminution progressive de l'oxygène au cours de la phase d'essai, d'une part la diffusion dans la masse d'eau qui correspond à une dilution, et d'autre part la respiration endogène du milieu.

La respiration endogène au cours de la phase témoin a pu être évaluée à environ 0,2 mg/l et par km, alors qu'au cours de la phase d'essai, la perte globale est d'environ 0,5 mg/l et par km, ce qui permet de déduire la perte par diffusion à environ 0,3 mg/l et par km.

Le gain d'oxygène s'annule à une distance d'environ 7 kms du point d'insufflation, ce qui pourrait correspondre à la pointe extrême de l'îlot de survie et indiquer une vitesse de cheminement proche de 300 m/h qui est du même ordre de grandeur que celle évaluée pour la Seine à cette période.

6 2 2 Résultats LINDE

Sur l'ensemble des données recueillies, nous avons choisi les essais du 25 et 26 Août 1992 dont la représentation graphique ci-dessous illustre le protocole d'expérience de base.



La durée de l'insufflation d'oxygène a été portée à 16 heures.

Comme dans le cas d'AIR LIQUIDE, il y a lieu de distinguer l'évolution de l'oxygène dissous en fonction de la position du point de mesure.

1° Pour la rive gauche, l'augmentation est maximale à 1 km du point d'injection (2 à 2,5 mg/l), puis semble se stabiliser jusqu'à l'écluse de Bougival entre 1 et 1,5 mg/l. Par rapport à la rive droite et au milieu du fleuve, la rive gauche conserve un gain légèrement supérieur jusqu'à l'écluse de Bougival.

2° Au milieu du bras, l'oxygène suit sensiblement la même évolution que pour la rive gauche avec cependant une pointe maximale moins marquée.

3° En rive droite, l'augmentation progressive de l'oxygène correspond à sa diffusion latérale à partir de la rive gauche, où se trouve le point d'insufflation. Par rapport aux valeurs du milieu du bras de Marly, la masse d'eau devient homogène en concentration à environ 2 kms de la station LINDE.

L'influence sur la concentration en oxygène du dispositif LINDE s'étend donc sur environ 4 kms, du point d'insufflation jusqu'à l'écluse de Bougival. La proximité du barrage ne permet pas de vérifier la limite de l'îlot de survie que l'on peut espérer d'après ces résultats, bien supérieure à cette distance.

Les fluctuations importantes des courbes témoin en oxygène dissous, établies au cours de nos essais, n'ont pas permis de déterminer de façon précise une vitesse de consommation liée à la respiration endogène sur ce parcours.

L'impact des rejets permanents d'une part et des rejets pluviaux localisés d'autre part, est certainement très important sur ce circuit où le débit d'eau est environ le tiers du débit global du fleuve. Il peut permettre d'expliquer la consommation rapide de l'oxygène sur les premiers kilomètres.

7. LE CHOIX DU SIAAP

A l'issue de ces essais, le SIAAP a lancé deux appels d'offre, le premier pour le stockage de l'oxygène liquide, le second pour les dispositifs d'insufflation répartis sur douze sites entre PARIS et BOUGIVAL.

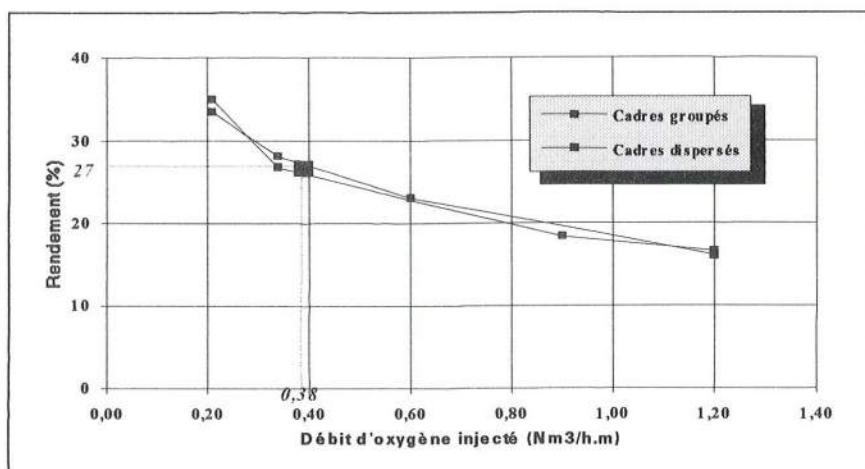
Après examen des candidatures, le choix s'est porté pour les deux marchés vers la société LINDE pour des raisons de simplicité technologique et d'exploitation.

Pour tenir compte des résultats des essais, nous avons préféré retenir le rendement d'oxygénation de 20 % comme base de dimensionnement, ce qui a conduit la société LINDE à doubler ses dispositifs d'insufflation par rapport au prototype de RUEIL.

Pour répondre à différentes questions soulevées au cours de l'étude, le CRITER a été amené à recréer en modèle réduit le schéma d'écoulement de la SEINE pour choisir en particulier parmi deux possibilités, la position des cadres d'insufflation dans le lit du fleuve.

Après comparaison des deux possibilités (cadres groupés ou disposés en série au fil de l'eau), nous avons conclu que ces deux dispositions étaient équivalentes du point de vue rendement d'oxygénation.

Le graphe ci-dessous illustre bien cette conclusion et nous permet de vérifier que le régime de fonctionnement normal est bien en accord avec le rendement d'oxygénation choisi pour la base de calcul.



8. LA MISE EN PLACE DES INSTALLATIONS

L'équipement complet des sites devait être réalisé avant la fin du mois de Juin 1993 afin de pallier aux risques éventuels d'anoxie associés à la pluviométrie future.

Malheureusement, n'ayant pas su appréhender assez clairement les difficultés de tous ordres auxquelles nous avons été confrontés, le projet a pris dans son ensemble un certain retard.

Le problème essentiel est lié au stockage à terre de l'oxygène liquide.

Un bidon de 50 000 l de capacité occupant avec ses évaporateurs et le matériel annexe associé une surface au sol d'environ 400 m² est assez mal perçu par les populations riveraines.

L'implantation de nos installations sur les sites dont la localisation avait fait l'objet d'une préétude, nécessite l'accord d'un grand nombre de participants (propriétaire, mairie, département, région...) et

l'instruction d'un nombre non moins important de dossiers afin d'obtenir les autorisations nécessaires à la mise en route du chantier.

C'est pourquoi à ce jour (septembre 1993), seules 7 à 8 installations sont en voie de réalisation.

9 . CONCLUSIONS

Les essais pilote réalisés en 1992 ont permis sans conteste de concrétiser la notion "d'îlots de survie". Les résultats confirment comme nous l'espérions la formation à partir de dispositifs d'insufflation à l'oxygène pur, d'une plage oxygénée dont la diffusion transversale est assez lente pour garder des concentrations compatibles avec une survie piscicole sur plusieurs kilomètres.

Toutefois, ces mesures réalisées en période de temps sec ne sont pas représentatives de la situation en période d'orage dont les paramètres ont servi de base de dimensionnement aux futures installations d'oxygénation.

En effet, il y a tout lieu de penser que pendant la phase critique, la taille de l'îlot est sensiblement diminuée du fait de l'accroissement de la vitesse de consommation de l'oxygène liée à l'assimilation bactérienne de la pollution.

Un réseau de surveillance de la teneur en oxygène de la Seine installé au cours de l'été 1993, permettra entre autres, d'assurer la gestion des îlots de survie.

Les conditions météorologiques de l'été 1993 n'ont heureusement pas provoqué de situations analogues à celles que l'on a connues ces dernières années, et n'auraient pas par conséquent nécessité l'intervention de nos installations.

Malheureusement, l'entreprise d'implantation qui s'avère à l'expérience plus difficile que prévue, ne nous permet pas d'espérer l'achèvement du projet global au cours de cette année.

BIBLIOGRAPHIE :

Hydratec : Etude de recherche de sites pour l'oxygénation de la Seine par temps de pluie

AMÉNAGEMENT ET ENTRETIEN RÉGULIER DES RIVIÈRES : QUELLES TECHNIQUES, POUR QUELS OBJECTIFS ?

Françoise GROSS
Société RIVIÈRE-ENVIRONNEMENT

Résumé

Les méthodes d'aménagement de rivière ont évolué au fil du temps en fonction des apports de la technique et en fonction du développement d'usages (loisirs, protection du milieu naturel, paysage, etc..) qui ont imposé des objectifs nouveaux de gestion.

Un aménagement de rivière ne peut être dissocié du programme d'entretien régulier ultérieur qui sera mis en place avec le budget et les financements correspondants.

Des perspectives de création d'emplois existent dans ce domaine. Des formations spécifiques sont à mettre en place.

1. Les méthodes d'aménagement ont évolué en fonction de l'évolution socio-économique

Depuis des siècles, l'homme a façonné les rivières selon ses besoins.

Autrefois (début du siècle) utilisées comme moyen de déplacement, source d'énergie, ressource directe pour la vie domestique, etc..., les rivières faisaient l'objet d'un entretien régulier réalisé de façon manuelle.

Puis, les deux guerres, la déprise agricole ont provoqué un dépeuplement important des campagnes. L'entretien n'a plus été effectué.

Mais, parallèlement, les rivières ayant leur propre dynamique (régie par des paramètres physiques, biologiques), ont continué à évoluer.

Progressivement, les modes d'occupation du sol ont changé (années 60-70) : prairies remplacées par cultures céréalières, moulin transformé en résidence secondaire, remembrement modifiant les temps de réponse au niveau des bassins versants.

Les exigences des riverains vis à vis de la rivière ont donc changé : les inondations n'étaient plus admissibles car elles engendraient des pertes économiques importantes.

Les techniciens devaient trouver des solutions pour remédier à ces problèmes. La réponse technique, dans les années 50-60, vue uniquement sous l'angle hydraulique, fut le curage des rivières, leur recalibrage-reprofilage pour évacuer le plus rapidement possible vers l'aval les hautes eaux.

Des voix se sont élevées contre ces techniques trop drastiques qui faisaient disparaître arbres, poissons, paysage.

Au début des années 70, quelques personnes (techniciens, scientifiques, naturalistes), ont commencé à réfléchir ensemble, bien qu'étant d'horizons différents, pour concevoir des études plus globales, et faire réaliser des travaux moins agressifs pour le milieu.

Les travaux sont alors qualifiés de "restauration".

Pendant une dizaine d'années, les esprits évoluent ; les concepts de milieu naturel, de qualité de vie prennent plus d'importance ; les associations de protection de la nature, les pêcheurs prennent plus de poids ; leurs idées et desiderata sont un peu plus écoutés.

Les données scientifiques en écologie commencent à être plus abondantes. Certains techniciens commencent à penser que la rivière est peut-être plus qu'un tuyau qui écoule de l'eau !

Les rivières qui ont subi des recalibrages évoluent fortement, tant au niveau physique que biologique mettant en évidence qu'entre la réalité terrain et les concepts théoriques, la distance est parfois importante et qu'il est difficile de vouloir traduire, par une simple formule mathématique, un système complexe.

Dans le début des années 80, les Ministères de l'Environnement et de l'Agriculture associent leurs compétences pour publier différents documents présentant de nouveaux concepts et les nouvelles techniques à mettre en oeuvre.

Des sessions de formation continue sont organisées dans différentes régions. On insiste sur les aspects : concertation avec l'ensemble des acteurs, connaissance à partir d'observations terrain des paramètres descripteurs du milieu qu'ils soient physiques, mais aussi biologiques.

Des chantiers de nettoyage de cours d'eau par des bénévoles sont organisés en Bretagne par le biais des associations de pêche.

On restaure les rivières par des méthodes "douces".

A la fin des années 80, comme leurs collègues nord-américains, les scientifiques français commencent à mettre en évidence les rôles très importants joués par les milieux rivulaires.

Des équipes de chercheurs de disciplines différentes (géographes, géomorphologues, botanistes, zoologistes) se constituent, pour mieux appréhender le fonctionnement physique et biologique des cours d'eau dans l'espace et dans le temps

L'ensemble de ces recherches et réflexions permet la publication en 1992 de la loi sur l'eau dans laquelle :

- les rivières sont présentées comme des "systèmes",
- la gestion équilibrée de la ressource passe par la préservation des écosystèmes aquatiques et des zones humides,
- les programmes d'aménagement doivent être établis au niveau d'entités géographiques cohérentes pour répondre à des objectifs élaborés dans le cadre de schémas directeurs.

Une grande évolution s'est donc produite en 20 ans, tant au niveau des mentalités que des techniques.

2. Actuellement, où en est-on ? Quelles sont les réalités terrain ? Quelles sont les perspectives ?

2.1. Un réseau hydrographique vaste, au régime juridique complexe

Deux catégories juridiques de cours d'eau existent en France :

- les cours d'eau domaniaux (= Domaine Public Fluvial) dont le linéaire global est d'environ 17 000 km.

Ils sont divisés en deux catégories :

- domaniaux, inscrits à la nomenclature des voies navigables. L'Etat (Ministère des transports) doit en assurer l'entretien pour permettre la navigation (travaux sur lit mineur et sur ouvrages de navigation).

- domaniaux, rayés de la nomenclature des voies navigables mais maintenus dans le DPF. L'Etat (Ministère de l'Environnement) est tenu de faire les travaux nécessaires au maintien de la capacité naturelle d'écoulement de ces cours d'eau.

- les cours d'eau non domaniaux, dont le linéaire total est estimé à 260 000 km.

Le linéaire de cours d'eau appartenant à des propriétaires privés est donc 15 fois plus important que la DPF.

Le code rural précise que ce sont les propriétaires qui sont tenus de faire l'entretien régulier.

Ces obligations d'entretien n'étant la plupart du temps plus respectées par les riverains, faute de moyens, ce sont les Collectivités qui doivent s'y substituer et constituer des Maîtrises d'ouvrage.

Pour faire réaliser les travaux de restauration, les Maîtres d'ouvrage peuvent bénéficier de subventions publiques (pouvant aller jusqu'à 80% du montant total HT des travaux).

Ces subventions permettent donc d'entretenir des propriétés privées qui restent, après les travaux, inaccessible au public alors qu'une partie de ses impôts a servi à payer ces aménagements.

Il y a, à ce niveau, une réflexion à mener et des actions à mettre en place.

Rappelons qu'un article de la loi pêche (juin 1984) stipule qu'en cas d'utilisation de fonds publics, l'accès aux berges et au lit de la rivière sera ouvert aux pêcheurs. Mais le décret d'application de cet article n'est pas encore sorti.

Dans le cadre de remembrement ou de révision du plan d'occupation du sol, des dispositions peuvent être élaborées pour que la Collectivité acquiert les bordures de cours d'eau.

Mais là aussi, attention à ne pas créer des secteurs n'appartenant à personne, sinon on risque de retomber dans des problèmes liés à l'absence de gestion.

Certains Maîtres d'ouvrage ont rédigé des conventions avec les propriétaires riverains pour qu'un accès tout public soit possible en bordure de cours d'eau.

Cela implique ensuite une éducation de ce public pour qu'il respecte la propriété d'autrui et que le Maître d'ouvrage contracte les assurances adéquates s'il veut créer des sentiers de randonnées.

2.2. Des quantités d'intervenants à tous niveaux

Il faut souligner la multiplicité des intervenants dans le domaine de la gestion des rivières que ce soit, en ce qui concerne l'Etat, depuis l'échelon ministériel (une dizaine de Ministères concernés!), jusqu'à l'échelon local.

Sans oublier que la décentralisation a permis que se développent au sein des Départements différents services susceptibles de donner des conseils techniques et d'instruire des dossiers de demande de subventions.

Les Agences de l'Eau jouent un rôle prépondérant dans les opérations d'aménagement et d'entretien régulier des rivières.

Le Conseil Supérieur de la Pêche et les associations agréées de pêche et de protection des milieux aquatiques apportent également leurs concours technique et financier dans ces opérations.

N'oublions pas que d'autres acteurs interviennent à d'autres niveaux ; citons par ex : les Régions, les associations de protection de la nature, canoë-kayak, randonneurs, les bureaux d'études, les entreprises, etc..

Face à cette multiplicité d'intervenants, les Présidents de Syndicat sont parfois un peu déroutés! à qui s'adresser ? pourquoi les informations provenant des uns et d'autres n'apparaissent-elles pas toujours cohérentes, en particulier au niveau technique et financier ?

* D'où l'importance majeure de faire des documents d'information bien conçus (plaquette technique, memento pour Maître d'ouvrage), organiser des journées de formation où les différents acteurs peuvent se rencontrer, échanger leurs questionnements.

* Important aussi qu'au sein de chaque Département, de chaque Région, une cohérence soit recherchée au niveau des différents services ; ceci pouvant par ex se matérialiser par des conventions signées entre Départements et Agences de l'Eau pour harmoniser les politiques vis à vis de l'eau et de la restauration des cours d'eau.

2.3. Des problèmes financiers pour subventionner l'entretien régulier

Il faut bien avoir présent à l'esprit que l'aménagement des rivières se décompose en deux phases : les *travaux de restauration* (intervention ponctuelle qui a pour objet de remettre en état la rivière après de nombreuses années d'abandon) puis, les *travaux d'entretien régulier* (= maintenance de la rivière).

L'entretien régulier est une opération à prévoir chaque année afin de pérenniser les premiers investissements.

Trouver des subventions pour les travaux de restauration est relativement facile ; ce sont des opérations "classiques". Par contre, l'entretien régulier est, dans certains départements, beaucoup plus difficile à financer.

Les conseils municipaux des communes adhérentes aux Syndicats ne sont pas toujours d'accord pour continuer à subventionner des travaux chez des particuliers ; les Régions, les Départements hésitent à s'engager dans ce genre d'actions. Les Agences de l'Eau ont chacune leur politique.

Engager une opération de restauration, sans être assuré qu'il y aura derrière un programme régulier d'entretien ne devrait plus se faire, car c'est pousser les Collectivités dans des impasses techniques et financières.

En effet, dans certains cas, des Collectivités ont pris des emprunts très lourds par rapport à leurs budgets communaux pour financer les travaux de restauration. Par la suite, aucun entretien n'a été fait. Au bout de 10 ans, la rivière revient dans l'état avant travaux ou même parfois pire ; la Collectivité a encore 10 ans d'emprunts à rembourser et il faudrait qu'elle refasse un emprunt pour recommencer des travaux importants !

2.4. Des solutions techniques , du matériel adaptés restent encore à inventer, des formations complémentaires au niveau des entreprises seraient à mettre en place

Prévoir les travaux en lots séparés permettraient d'avoir plus de latitude pour choisir les entreprises. Il s'agit, le plus souvent, de travaux forestiers. Les entreprises de travaux publics ne sont pas toujours les mieux placées pour réaliser ce type de travail !

Afin d'améliorer la qualité dans la réalisation des travaux, il serait également indispensable que les Maîtres d'oeuvre prennent la peine de concevoir des cahiers des charges détaillés, adaptés à chaque cas de rivière à traiter.

Les travaux d'entretien régulier peuvent être réalisés avec des outils de travaux forestiers plus légers que ceux nécessaires aux travaux de restauration. Des adaptations seraient souvent nécessaires en fonction de la hauteur des berges, de la fragilité, de la portance des terrains.

Que faire des souches, des rémanents (restes de coupe sans intérêt économique, ni utilisables en bois de chauffage) ? les broyeur ont souvent des ouvertures trop étroites pour accepter certains diamètres de bois.

Des formations spécifiques pourraient être organisées pour les entreprises qui souhaitent se spécialiser en entretien de cours d'eau car ces travaux nécessitent des compétences particulières (par ex : connaissance des arbres et de leurs réactions à la coupe qui sont bien différentes de celles d'arbres de boisement classique en terrain plat, sans forte hydromorphie).

2.5. Des perspectives au niveau des outils de programmation, de la création d'emplois, et des directives européennes

- les *SAGE* pourront être des outils de programmation fort intéressants ; la communication suivante fera le point sur ce sujet.

- poste de *technicien rivière*

Certains Maîtres d'ouvrage, en particulier dans tout le bassin Seine-Normandie, sous l'impulsion de l'Agence de l'Eau, se sont lancés depuis longtemps dans une politique d'entretien régulier.

Ceci passe le plus souvent par la création d'emplois de technicien-rivière (= garde-rivière) pour assurer un suivi de la rivière et recréer un dialogue avec les riverains.

On compte actuellement en France plus d'une centaine de personnes employées sur ce type de poste avec des profils et des rôles bien différents selon leurs employeurs.

Les techniciens-rivière se sont regroupés au sein d'une association : l'Association-Rivière qui publie un bulletin de liaison qui leur permet, en particulier, d'être au courant des dernières publications, stages et colloques relatifs à leur profession.

- les emplois verts

Le Gouvernement a décidé en janvier 1994 de dégager un crédit spécifique pour la création d'emplois dans le domaine de la protection de l'environnement ; budget géré par les services déconcentrés régionaux du Ministère de l'Environnement (DIREN).

Ces aides sont destinées à des associations et aux collectivités territoriales ; elles portent sur l'acquisition de matériel, la formation et le recrutement de l'encadrement.

Les domaines plus particulièrement visés par le Gouvernement sont : l'entretien des rivières, la préservation des habitats naturels, de la faune et de la flore sauvages.

Les projets sont également subventionnés par les Régions ; un partenariat est demandé aux établissements publics sous tutelle du Ministère de l'Environnement (Agence de l'Eau, ONF, CSP, etc..).

Cette mesure pourra être bien valorisée si les aspects formation /encadrement sont pris en compte correctement dès le départ.

- mesures agri-environnementales

Dans le cadre du règlement CEE 2078/92 : programme agri-environnement, deux types d'opérations peuvent intéresser les aménagements de rivières : opération de protection des eaux et opérations de protection et de gestion de la faune et de la flore.

L'intérêt de l'application de ces mesures est à étudier tout particulièrement dans le cas de parcelles agricoles soumises à forte érosion qui nécessiterait pour leur protection la réalisation de travaux souvent coûteux (parfois plus que le prix actuel des terrains) et dont l'efficacité n'est pas toujours évidente.

Laisser les cours d'eau à fond mobile évoluer librement, s'il n'y a pas d'enjeux au niveau de la sécurité humaine, est sans aucun doute une variante à étudier attentivement, en prévoyant une reconversion des terres en herbages ou un retrait à long terme avec possibilité de boisement qui permettrait la reconstitution d'une ripisylve.

Dans le cadre de cette réflexion, notre Société, associée à l'Institut pour le Développement Forestier, est en train d'élaborer à la demande de la DIREN Midi-Pyrénées un cahier des charges type sur les méthodes de replantation d'espèces ligneuses en bordure de cours d'eau.

Ainsi, il n'existe pas "une" technique valable dans tous les cas de figures, mais toute une palette à adapter en fonction des caractéristiques du milieu, des objectifs de gestion à définir par tronçon et à synthétiser sous forme d'un schéma directeur en concertation étroite avec les usagers.

Par ailleurs, des perspectives s'ouvrent tant au niveau de techniques nouvelles (comme le génie biologique par ex) que d'emplois.

Références bibliographiques

Rives et rivières, des milieux fragiles, à protéger - Fondation Roi Baudouin. auteur : G.Verniers. Namur - 1985.

Aménagement et entretien des rivières en milieu rural : méthodes d'étude et techniques de travaux. Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne. auteur : G. Lalanne-Berdouitcq - 1985.

Les plantes aquatiques : milieu aquatique, entretien, désherbage - 2^oed 1987 - ACTA (Association de Coordination Technique Agricole - Paris)

Gestion des bordures de cours d'eau - Evolution, fonctions et intérêts des ripisylves - auteur : Société RIVIERE-ENVIRONNEMENT - 1988 - diffusion : Ministère de l'Environnement-Direction de l'eau.

Les plantations d'alignement le long des routes, canaux, chemins et allées - 1988 - auteurs : C.Bourgerly, D.Castaner - Institut pour le Développement Forestier (Paris).

Entretien des petits cours d'eau : guide pratique - auteur : Parc Naturel Régional Normandie -Maine - 1990.

Mesures de génie biologique dans l'aménagement des rives : méthodes et exemples dans le canton de Berne - 1990 - Direction des Travaux Publics du canton de Berne - Office des Ponts et Chaussées.

Le cours d'eau : conservation, entretien et aménagement - auteur : B.Lachat - Conseil de l'Europe - Série aménagement et gestion n°2 - 1991.

Fleuves, sources de vie - auteur : M.Coulet. Diffusion : Ministère de l'Environnement.- 1991-

Entretien de rivières - 8 fiches techniques. Agence de l'Eau Rhin-Meuse -mai 1993-

Votre capital-Rivière. auteur : M.COULET. Diffusion : Ministère de l'Environnement - Direction de l'Eau. 1993.

La végétation au service de la restauration des berges de rivières.
Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. 1993 .

Au bord de la rivière, des arbres à entretenir. Agence de l'Eau Seine-Normandie. 1993.

Entre terre et rivière - des zones humides à préserver. auteur : GIREA
(Namur). Diffusion : Agence de l'Eau Seine-Normandie/Délégation Champagne-
Ardenne-Meuse. décembre 1993.

Vidéotheque

"L'architecture naturelle des rivières, un atout pour l'aménageur" 1987. 20 mn.
CEMAGREF. AESN.

"Les protections de berge". 1987.20 mn. Agences de l'Eau.

"La gestion de la ripisylve". 1989. 21 mn. Ministère de l'Environnement,
CEMAGREF, Société RIVIERE- ENVIRONNEMENT

"Rivière, milieu vivant". 1991. 26 mn. AESN, Université de Namur.

"Entre terre et rivière". 1993. 17 mn. AESN, Université de Namur.

LES SAGE : QUESTIONNEMENTS SUR UN NOUVEL OUTIL DE GESTION

Bénédicte GREFF, Gilles HUBERT
CERGRENE

Résumé

Soucieux de faciliter l'application au niveau local des principes édictés par la loi du 3 janvier 1992 (gestion équilibrée de la ressource en eau...), le législateur a défini une procédure particulière à l'échelle du bassin versant: le schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE). Considérée comme une innovation administrative, cette procédure comporte deux aspects complémentaires: elle est outil de concertation entre les acteurs au moment de son élaboration et outil de planification lors de sa mise en oeuvre. Que pouvons-nous dire, au vu de l'état d'avancement de la procédure, sur ses capacités à rendre opérationnelle la notion de gestion intégrée? Tel est l'objet de cet article.

Introduction

L'eau constitue un élément fondamental du développement de notre société. Les objectifs et les moyens de la gestion de cette ressource ont de tous temps évolué en fonction des besoins exprimés. Ils se sont traduits par la recherche et le développement d'outils techniques, juridiques et institutionnels adaptés.

Ces dernières décennies, de nouveaux enjeux liés à l'eau sont apparus, suscitant l'émergence de concepts tels que la gestion globale ou la gestion intégrée. Ceux-ci ont trouvé leur concrétisation dans différents textes de loi et dans de nouvelles procédures. La loi du 3 janvier 1992 est la traduction la plus récente de cette évolution. Elle institue les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) à l'échelle des grands bassins hydrographiques et donne la possibilité de mettre en oeuvre des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) au niveau de bassins versants de quelques milliers de km².

Le SAGE constitue, en théorie, l'instrument opérationnel de la gestion intégrée. Notre propos ici est de présenter ce nouvel outil de gestion et de nous interroger sur ses potentialités.

Trois parties composent cet article. Il nous est apparu important, en premier lieu, de définir le cadre général de la gestion des hydrosystèmes en France. Les SAGE feront ensuite l'objet d'une présentation théorique. Enfin, après une analyse des nouveautés apportées par cette procédure, on développera les questions clés posées par sa mise en oeuvre en s'appuyant sur des projets de SAGE en cours.

I. La gestion des hydrosystèmes

I.1 - Objectifs et moyens

La gestion des hydrosystèmes peut être définie comme l'ensemble des politiques et des réalisations, organisées au sein d'un processus de décisions et d'actions, assurant l'évolution d'un milieu porteur de ressources en fonction d'objectifs formalisés ou non (définition adaptée de L. Mermet, 1990 et O. Godard, 1980). La formulation des objectifs et la définition des moyens sont évidemment primordiales pour identifier le processus de gestion que l'on va mettre en œuvre et les acteurs concernés.

En matière d'objectifs, deux points de vue prévalent actuellement qui, formulés schématiquement, sont les suivants : priorité donnée à la satisfaction des usages, priorité à la préservation des milieux. Ils peuvent être illustrés par les positions de divers auteurs. Ainsi pour F. Valiron (1984), "l'objectif d'une gestion globale des eaux est d'agir pour satisfaire l'ensemble des besoins en limitant la concurrence et en préservant au maximum le milieu naturel et l'environnement à un coût minimum pour la société". Selon JG. Wasson (1992), la mise en place d'un "processus de gestion écologique intégrée des rivières" se caractérise par la "(ré)-intégration des activités humaines dans les équilibres naturels". On retrouve cette opinion chez M. Coulet (1993) ainsi que chez C. Amoros et GE. Petts (1993) pour lesquels "une gestion idéale des cours d'eau impliquerait une utilisation de la ressource sans détérioration du fonctionnement naturel de l'hydrosystème". La loi du 3 janvier 1992 concilie théoriquement ces différentes approches.

L'analyse des moyens de gestion mis en œuvre n'a pas fait l'objet de nombreux travaux. Dans ce domaine, on peut se référer à L. Mermet (1991) qui distingue deux types de gestion : "l'envirocratie", approche limitée constituée d'expertises et de mesures technico-administratives, et "la gestion intégrée" dont nous retiendrons deux caractéristiques. Il s'agit d'une part, de la mise en œuvre d'un processus de décision qui assurerait par la négociation l'intégration des intérêts et des points de vue des acteurs tout en "favorisant leur engagement dans une gestion commune", et d'autre part, du développement de projets techniques et économiques allant dans le sens de l'environnement: technologies propres, prise en compte du fonctionnement des milieux, interventions douces en rivières. (Cacas, 1984 et Wolff, 1991).

Le processus de gestion proprement dit fait intervenir, dans une démarche autorégulée, les acteurs qui se rapportent aux différentes activités constituant la gestion (utilisation des ressources et du milieu, actions d'aménagement et d'entretien, réglementation, incitation économique, concertation, connaissance du milieu, prestations intellectuelles et techniques) et aux outils qu'ils utilisent. Ainsi, une opération de gestion peut être décrite fonctionnellement par une partie ou par l'ensemble de la succession des étapes suivantes (présentation adaptée de B. Chocat, 1992):

l'identification de la demande des usagers (besoins, désirs) et de la puissance publique (notion d'intérêt général) et le transfert de cette demande auprès du gestionnaire;

le choix des grandes orientations de gestion dans le respect des principes de la loi, ce qui inclut des phases de représentation du système (milieux, usages), de diagnostic, de concertation, de conception de scénarios, de sélection de solutions;

la traduction de ces orientations en termes d'actions concrètes à entreprendre (ex: définition de travaux d'aménagement et d'entretien, de réglementations, d'actions de sensibilisation, ...);

la réalisation de ces actions;

l'évaluation du résultat obtenu en termes d'impacts sur le fonctionnement du milieu et l'évolution des usages, le suivi du processus de gestion qui comprend sa réorientation en fonction des résultats et de la modification de la demande.

Le suivi de l'intégralité du processus présenté ci-dessus peut-être considéré comme l'une des conditions nécessaires à une gestion "intégrée" des cours d'eau. L'un des moyens utilisé actuellement pour encadrer le déroulement des opérations de gestion est la procédure qui réunit des aspects réglementaires, financiers, humains et techniques.

I.2 - Le rôle spécifique des procédures

Définie par des textes législatifs et réglementaires, la procédure permet au gestionnaire de disposer d'un cadre pour organiser acteurs et outils au cours des étapes d'un projet. On regroupe sous ce terme des opérations très différentes les unes des autres à l'égard des acteurs concernés, des moyens mis en oeuvre, des objectifs affichés (amélioration de la qualité de l'eau et/ou du milieu; maintien et/ou développement d'usages; protection et/ou valorisation du milieu). Citons par exemple les cartes départementales d'objectifs de qualité, les plans d'exposition aux risques d'inondation, les arrêtés de biotopes,... (L. Duport, 1990 et GRAIE, à paraître).

Nombreuses sont les procédures, mais elles ne concernent en général qu'une partie seulement du processus de gestion développé plus haut et restent sectorielles. Parmi les procédures les plus complètes, il faut citer le schéma départemental de vocation piscicole et halieutique, le parc naturel régional, le contrat de rivière. Néanmoins, il a été ressenti comme nécessaire au moment de l'élaboration de la loi du 3 janvier 1992 de créer un nouvel instrument de gestion locale de l'eau, les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux. Les SAGE constituent des outils de diagnostic et de concertation dans leur phase d'élaboration et des outils de planification et de suivi lors de mise en oeuvre.

II. Les SAGE: la théorie

II.1 - Les textes juridiques, le guide méthodologique

Un bref rappel des principes de gestion édictés par la loi du 3 janvier 1992 s'impose en premier lieu. Respectivement, les articles 1 et 2 font de l'eau le patrimoine commun de la nation et définissent les objectifs d'une gestion équilibrée de la ressource en eau (préservation des écosystèmes, conciliation des usages). Les articles 3 et 5 définissent de nouveaux outils de gestion : les SDAGE, obligatoirement mis en oeuvre à l'échelle des grands bassins hydrographiques et les SAGE qui sont d'initiative locale et n'ont pas l'obligation de couvrir à terme tout le territoire.

Les modalités de la procédure SAGE sont spécifiées par le décret n°92-1042 du 24 septembre 1992 et la circulaire d'application du 15 octobre 1992 destinée aux services déconcentrés de l'Etat.

Un guide méthodologique a été élaboré en 1992 par un groupe de travail inter-bassins composé de représentants du Ministère de l'Environnement, des Directions Régionales de l'Environnement (DIREN), des Agences de l'Eau, du Conseil Supérieur de la Pêche (CSP). Il constitue un document d'aide à l'élaboration des SAGE, destiné aux services extérieurs de l'état, aux collectivités territoriales, aux usagers et aux associations. Chaque Agence de l'Eau est chargée de la diffusion du document sur son bassin.

Le groupe de travail inter-bassins participe également à l'élaboration de spécifications cartographiques (symboles, légendes,..) du document final SAGE, qui donneront lieu à un arrêté ministériel.

II.2 - Les grandes caractéristiques d'un SAGE

Le SAGE consiste en l'organisation dans le partenariat le plus grand de la gestion de l'eau (...) au lieu le plus petit ayant un sens hydraulique, à savoir le bassin versant (Malandain,1993). Son élaboration "doit conduire, à partir de l'analyse de l'existant en termes d'usages et de fonctionnement du milieu aquatique, à la définition d'une stratégie globale établie collectivement et à sa traduction en termes d'orientations de gestion et de programmes d'actions" (circulaire du 15-10-92). Trois grands principes président à cette élaboration: le périmètre, la Commission Locale de l'Eau, l'échelle temporelle.

II.2.1 - Le périmètre

Que le SDAGE ait prédéterminé un territoire ou non, la définition du périmètre devra s'appuyer sur une cohérence physique (écosystémique, hydrographique: bassin versant ou sous-bassin versant de rivière côtière ou non, de plan d'eau, aquifère captif,...) et une cohérence socio-économique (identité, découpage administratif, structures locales,...). Ces deux principes devront être conciliés. La taille opérationnelle est de l'ordre de 1000 à 2000 km².

Il est à noter que, même à terme, les SAGE n'ont pas pour obligation de couvrir la totalité du territoire français (contrairement aux SDAGE).

II.2.2 - La Commission Locale de l'Eau (CLE)

La commission locale de l'eau, "noyau opérationnel" de la concertation, est une assemblée délibérante constituée par les acteurs locaux dans le domaine de l'eau, qui ne dispose pas en propre de moyens de financement ni de capacité de maîtrise d'ouvrage. Elle a pour mission d'élaborer le SAGE (en s'appuyant sur la concertation entre les parties), de rechercher les moyens et les financements, d'organiser la mise en oeuvre du schéma.

Les 20 à 50 membres-représentants qui la composent se répartissent en trois collèges: les collectivités territoriales (50% de la CLE), les usagers (25%), l'administration et ses établissements publics (25%). Le président est un élu, il s'appuie sur un secrétariat administratif et un secrétariat technique (organe d'expertise de la CLE chargé de l'élaboration des cahiers des charges d'étude).

Le guide méthodologique préconise, afin de faciliter la concertation, de définir également certaines fonctions particulières au sein de la CLE: l'animateur et le bureau exécutif (qui suit les études). De même, il est conseillé de créer des commissions spécialisées extérieures à la CLE afin d'élargir la concertation pour des portions de territoire ou des sujets précis.

Les conditions financières de fonctionnement de la CLE ainsi que les appuis techniques dont elles disposeront ne sont pas définis par les textes et seront donc variables selon les cas.

II.2.3 - L'échelle temporelle

Les "prescriptions du SAGE doivent pouvoir s'appliquer dans un horizon de 10 ans et également déboucher sur des règles et des recommandations opérationnelles pour le court et moyen termes".

III.2 - Les grandes étapes d'un SAGE

III.1.1 - La phase préliminaire

Débouchant sur la définition du périmètre et la constitution de la CLE, cette phase peut se décomposer en deux étapes d'émergence et d'instruction.

Un projet est dit en phase d'**émergence** tant qu'il n'existe pas de dossier préliminaire constitué. Il peut être caractérisé par les initiatives à l'origine du projet (volonté institutionnelle ou locale, intensité et extension de cette volonté,...) les conditions et le type d'actions entreprises pour formaliser la demande et aboutir à la constitution d'un dossier préliminaire (études réalisées, mise à disposition de compétences techniques, financement, sensibilisation,...).

Les étapes de la phase d'**instruction**, définies par les textes juridiques, sont les suivantes: dossier préliminaire réceptionné par le service instructeur, consultation des collectivités, consultation du Comité de Bassin, arrêté de périmètre, arrêté de constitution de la CLE.

III.1.2 - L'élaboration et l'approbation du schéma

Les six étapes suivantes, explicitées par le guide méthodologique, sont rappelées par la circulaire:

L'**état des lieux** permet de collecter de façon exhaustive les données (scientifiques et techniques pertinentes, légales et réglementaires, relatives aux acteurs).

Leur synthèse se fait lors du **diagnostic global** au cours duquel on met également en relation milieux et usages en termes de satisfaction des usages, potentialité des milieux, comportement des acteurs, afin de hiérarchiser objectifs et enjeux.

Lors de la séquence **tendances et scénarios**, la CLE dégage les grandes tendances d'évolution des usages et des milieux et construit des scénarios visualisant clairement les objectifs sectoriels, les enjeux collectifs concernés et les risques encourus.

La séquence **choix de la stratégie** concerne la détermination et la formalisation des objectifs que la CLE se donne, l'évaluation des scénarios en fonction de ces objectifs et la sélection du scénario retenu.

Le vocable **produits du SAGE** désigne les sorties concrètes du SAGE: les objectifs définis, les règles collectives établies (règles d'usage et de protection des milieux, règles de conception des aménagements, de gestion et de comportement), les programmes d'action à lancer (exemples: opérations de dépollution, modernisation des réseaux de mesure, conventions signées avec certains usagers locaux,...), un dispositif de suivi (dont le tableau de bord), des actions de sensibilisation et d'information.

La **validation des choix** vérifie la cohérence des dispositions vis-à-vis d'autres documents, et notamment vis-à-vis du SDAGE.

La procédure d'approbation du SAGE intéresse successivement les collectivités locales, le Comité de Bassin et tous les acteurs locaux par le biais d'une enquête publique. Après modification éventuelle du projet en fonction des avis recueillis, l'arrêté d'approbation du SAGE est pris par le préfet et le document est diffusé.

III.1.3 - La mise en oeuvre et le suivi

La phase d'application du SAGE concerne les projets et travaux entrepris, la mise en oeuvre des procédures et des actions de sensibilisation, l'application des réglementations. Les principaux acteurs impliqués dans cette phase sont:

- . pour l'aspect réalisation des travaux, les maîtres d'ouvrage locaux (propriétaires, collectivités territoriales, établissements publics compétents,...);
- . pour l'aspect réglementation, les services extérieurs de l'Etat chargés des actions de police (DDE, DDAF, DDASS,...);
- . pour l'aspect prise en compte des orientations dans la politique locale de développement, les usagers et les collectivités.

La Commission Locale de l'Eau perdurera durant cette phase et jouera un rôle important de suivi de mise en oeuvre. Ses missions seront "de diffuser les nouveaux enjeux et objectifs collectifs, d'établir un bilan annuel (des opérations), d'assurer le suivi des résultats obtenus, des politiques d'aménagement de l'espace et des relations avec les acteurs institutionnels et les acteurs de terrain".

III. Les SAGE: la pratique

III.1 - Etat d'avancement des SAGE à ce jour

Le Ministère de l'Environnement (au niveau central et au niveau des DIREN) et les Agences de l'Eau jouent un rôle majeur dans la dynamique actuelle des SAGE. Les Agences de l'Eau donnent aujourd'hui la priorité (en termes de moyens mis en oeuvre) à l'élaboration des SDAGE des six grands bassins français, dont l'approbation est prévue pour 1995 ou 1996 selon les cas. Ces SDAGE ont notamment un rôle de cohérence à jouer à l'égard des SAGE. ce qui explique pourquoi le développement de ces derniers n'est pas très avancé. Il diffère d'ailleurs totalement entre les bassins, ce qui tient aux stratégies propres développées par chacune des Agences de l'Eau et aux réalités sur le terrain de la phase d'émergence. La position des Agences à l'égard des demandes exprimées est généralement "passive". Sans freiner les initiatives locales (sauf si le caractère exclusivement politique du projet apparaît clairement), elle ne les suscite généralement pas. Certains cas particuliers profitent néanmoins du soutien des Agences, notamment lorsqu'ils sont sous-tendus par des enjeux majeurs de gestion de l'eau, lorsqu'ils succèdent à des procédures de gestion antérieure réussie ou encore

lorsqu'ils sont portés par des structures locales fortes déjà en place (Région, Département, Syndicat Mixte,...). Le tableau ci-dessous présente l'état d'avancement des SAGE en novembre 1993 pour les différents bassins, sachant que les informations figurant dans la colonne "volonté institutionnelle et/ou locale" dépendent grandement de la crédibilité accordée par les Agences de l'Eau aux demandes qui leurs sont formulées.

Les demandes relativement nombreuses émanant du niveau local montrent que la mise en place de la procédure correspond à une réelle attente des associations et des collectivités locales, voire des services extérieurs de l'Etat (DDAF, DDE).

Bassin	phase d'émergence		phase d'instruction			
	volonté institutionnelle et/ou locale	dossier préliminaire constitué	consultation collectivités terr. achevée	consultation comité de bassin	arrêté de délimitation périmètre pris	arrêté de constitution de CLE pris
Adour-Garonne	7					
Artois-Picardie	3	1	1	1		
Loire-Bretagne	15	5	3			
Rhin-Meuse	3	1	1	1		
Rhône-Méditerranée-Corse	9	4	4	4	2	2
Seine-Normandie	12					

source: Ministère de l'Environnement, novembre 1993

La plupart des projets en sont à la phase d'émergence. On constate une diversité importante pour ce qui est des initiatives à l'origine du projet (volonté institutionnelle ou volonté locale) et des surfaces concernées (10000 km² pour le SAGE Vienne, 1000 km² pour le SAGE Orge). Les caractéristiques communes à ces projets sont l'existence préalable d'études générales sur le périmètre ou leur prise en charge au moment de la phase d'émergence (ex: études pré-SAGE menées sur l'Agoût par le Conseil Général du Tarn et l'Agence de l'Eau Adour-Garonne), et l'existence de structures et procédures de gestion antérieures (schéma d'aménagement des eaux sur la Vienne, contrats de rivière sur l'Audomarois ou la Drôme, existence de syndicats mixtes,...).

III.2 - Les nouveautés apportées

Le SAGE doit être l'outil d'*application locale des principes de gestion équilibrée* développés par la loi sur l'eau. A ce titre il doit assurer, par la définition d'orientations de gestion, la préservation du fonctionnement écologique du milieu au même titre que la conciliation des usages.

La nécessité de *mettre en oeuvre une gestion globale* de tous les milieux liés à l'eau (zones humides, eaux superficielles et souterraines,...) apparaît dans le guide méthodologique qui suggère d'établir un état des lieux exhaustif du milieu et des usages. L'arrêté cartographique, qui imposera à terme la représentation d'un certain nombre de données d'état des lieux, de diagnostic,... jugées indispensables, permettra d'assurer la prise en compte de tous ces aspects (SIEE, 1993). Notons que la gestion est définie comme la combinaison de tous les actes d'aménagement, de restauration, d'utilisation et de protection des milieux aquatiques (Agence de l'Eau Adour-Garonne, 1992).

Dès son approbation, le schéma disposera d'un *poids juridique important* puisqu'il sera opposable aux administrations, c'est à dire que toutes les décisions administratives dans le domaine de l'eau devront lui être "compatibles". Les collectivités locales sont également soumises à cette obligation, l'autorité préfectorale étant tenue, en cas de non-respect, à les déférer devant le tribunal administratif (Agences de l'eau, 1993). La définition de la "compatibilité" est juridiquement incertaine et donc sujette à interprétation; on considère qu'une décision est compatible au schéma lorsqu'elle n'est pas interdite par celui-ci (la jurisprudence dans ce domaine est donnée par la procédure Plan d'Occupation des Sols).

Lors de son élaboration, le SAGE doit réintégrer les procédures de fixation d'objectifs existant antérieurement (Schémas de Vocation Piscicole, Cartes d'Objectifs de Qualité,...) et tenir compte des procédures en cours (Plans d'Occupation des Sols, règlements liés à des usages particuliers,...). Le SAGE, en assurant la cohérence des politiques en place, constitue ainsi un "*méta-outil*". En outre, parmi les actions programmées par le schéma pourra figurer la mise en oeuvre de procédures réglementaires telles que par exemple l'élaboration d'un plan d'exposition aux risques, la création de réserves naturelles,... Le but recherché est de coordonner tous ces instruments afin d'en améliorer l'efficacité. Les contrats de rivière réalisés dans le cadre d'un SAGE pourront par exemple devenir des instruments privilégiés de réalisation de travaux, l'engagement contractuel de toutes les parties ayant fait preuve d'efficacité par le passé.

Parmi les principales conditions d'élaboration d'un SAGE figurent la *décentralisation des décisions de gestion* et la nécessité d'une *initiative locale*. En permettant à la gestion de s'exercer dans un cadre délocalisé avec la création des Commissions Locales de l'Eau, petit parlement à l'échelle du bassin, le SAGE prend en quelque sorte la suite du contrat de rivière (qui a évolué depuis 1981 d'une procédure initiée par le Ministère de l'Environnement à une procédure initiée et financée localement (Billet, 1992)). De plus, si la motivation locale n'est pas à l'origine d'une volonté de réaliser un SAGE, elle doit obligatoirement être recherchée par les initiateurs du projet (le guide méthodologique fait apparaître cette donnée comme indispensable). Enfin, le fait de confier la maîtrise d'ouvrage aux collectivités locales et à leurs groupements permet une réelle implication de ceux-ci dans la réalisation du schéma. Ainsi, le SAGE contribue à assurer "l'appropriation par les citoyens de la gestion de l'eau" (Malandain,1993).

La Commission Locale de l'Eau est l'organe d'élaboration du SAGE, le lieu d'expression de toutes les parties concernées. La réunion des représentants des collectivités locales, de l'Etat, des usagers et des associations doit faciliter la *concertation entre toutes les parties* et, en principe, assurer la prise en considération de tous les usages.

Le SAGE permet de *dépasser la vision à court terme* des aménagements, afin de prendre en compte la dynamique des processus naturels concernés et la politique d'aménagement du territoire (Agence de l'Eau RMC, 1992). Par ailleurs, le suivi de la mise en oeuvre du schéma par la CLE est une garantie pour la *gestion perenne* de l'hydrosystème.

III.3 - Quelques remarques concernant la phase d'émergence

Un bon déroulement de cette phase initiale semble très important. En effet, elle conditionne grandement la suite des opérations, notamment en ce qui concerne l'engagement des acteurs locaux et la garantie d'un consensus réellement général autour du projet et ce, face à des contraintes institutionnelles, financières et techniques relativement fortes.

III.3.1 - Des moyens financiers, techniques et humains à mobiliser

Les demandes initiales réceptionnées par les services de l'Etat et par les Agences peuvent prendre plusieurs formes: simple lettre émanant d'associations ou d'élus, dossier plus ou moins étayé de considérations techniques, institutionnelles,... Or pour être recevable, la demande relative à la réalisation d'un SAGE doit répondre à des caractéristiques précises et s'appuyer sur un solide argumentaire, ce qui demande une bonne information des acteurs susceptibles d'élaborer une telle proposition. Cette remarque prend toute son importance pour la réalisation proprement dite du dossier préliminaire qui nécessite d'une part, la mise en oeuvre de connaissances techniques relativement avancées et de connaissances socio-institutionnelles précises pouvant aller jusqu'à la réalisation d'études préalables, et d'autre part, la sensibilisation des acteurs locaux et la diffusion de l'information relative à la procédure SAGE afin d'étendre la motivation à tous les acteurs du périmètre concerné et obtenir leur adhésion au lancement du projet. Selon les cas, une aide technique ou administrative (voire la réalisation complète du dossier) pourra être assurée par les services d'une collectivité territoriale, de l'Etat ou de l'Agence de l'Eau. Cette nécessaire formalisation de la demande et du dossier préliminaire, obligeant à passer par des acteurs compétents, contient le risque de favoriser un déséquilibre de forces au sein de la future CLE, notamment si la structure compétente qui s'investit est une collectivité locale très intéressée au SAGE .

III.3.2 - Des conditions préalables informelles

Si la demande doit répondre à des caractéristiques formelles précises, elle doit également vérifier certaines conditions préalables informelles imposées tacitement par les acteurs les plus influents, et tout particulièrement les Agences de l'Eau, détentrices de connaissances techniques et dispensatrices de financements, ainsi que les services de l'Etat chargés d'instruire la procédure.

Deux causes peuvent être avancées. Tout d'abord, les Agences cherchent à rendre la politique de mise en oeuvre des SAGE cohérente avec les autres politiques déjà engagées, le SAGE étant davantage considéré comme l'instrument privilégié du prochain programme d'action des Agences. La mise à disposition ou non de moyens, essentiellement humains, est directement liée à cette position. Ensuite, les acteurs institutionnels souhaitent profiter de l'effet d'exemple des premiers SAGE et ainsi tester la procédure. Dans cette perspective, on comprend que les conditions d'acceptation d'un projet puissent concerner sa faisabilité clairement démontrée (existence d'une structure de gestion antérieure pouvant "porter le projet", implication de personnalités locales motivées, absence de conflits trop sensibles,...).

La position de l'Agence est fondamentale dans le lancement d'un projet puisque l'avis du Comité de Bassin est une condition sine qua non de démarrage. Dans tous les cas, une stratégie commune et si possible transparente 'Agence de l'Eau - Etat et ses services extérieurs' est nécessaire à l'égard des acteurs locaux afin d'éviter le blocage de situations et l'usure des motivations locales.

III.3.3 - Un dossier préliminaire pas nécessairement consensuel

Deux cas de figure peuvent se présenter lors de la phase préliminaire, qui n'offrent pas les mêmes garanties de consensus préalable entre les principaux acteurs locaux de l'eau.

Le premier cas de figure correspond à une prédéfinition formelle du périmètre de SAGE par le SDAGE. Dans ce cas, un simple arrêté préfectoral, sans autre forme de consultation obligatoire, permet d'engager une procédure de SAGE sur le périmètre déjà défini (Comité de Bassin Adour-Garonne, 1994). Cela signifie qu'aucune collectivité territoriale, ni même aucun acteur autre que le Préfet concerné, n'est officiellement impliqué dans cette phase de la procédure. Même si l'on considère que les consultations engagées pour l'élaboration du SDAGE ont été l'occasion de débats, il n'en demeure pas moins vrai que les avis exprimés sont le fait d'acteurs ne représentant pas forcément les intérêts locaux.

Dans le cas où le périmètre de SAGE n'a pas été préidentifié par le SADGE, la procédure suit les étapes classiques de la phase d'instruction du dossier préliminaire (voir III.1.1). Toutes les communes ainsi que les conseils généraux et régionaux sont sollicités pour la détermination du périmètre. L'association des maires peut proposer ses représentants pour le collège des collectivités, mais le choix définitif des membres composant la future CLE revient au préfet. On peut donc s'interroger sur la légitimité que les communes reconnaîtront à leurs représentants. De plus, si la nécessaire approbation du Comité de Bassin permet aux représentants des usagers et des associations de s'exprimer, ceux-ci ne sont que des représentants à l'échelon du grand bassin hydrographique alors que les acteurs locaux concernés ne pourront pas s'exprimer directement sur le contenu du projet.

III.4 - Les questions soulevées par l'élaboration et la mise en oeuvre du schéma

Les réflexions présentées ci-dessous trouvent leur origine dans une analyse comparative des suggestions données par le guide méthodologique et de la situation actuelle en matière de gestion de cours d'eau (contexte socio-institutionnel, outils techniques disponibles, méthodologies existantes en matière d'organisation d'acteurs et de connaissances,...). Certaines questions remettent également en perspective les différentes étapes de la procédure, notamment par rapport aux critères garantissant la mise en oeuvre d'une réelle gestion intégrée.

III.4.1 - Le respect des principes de la loi

Comme tout texte législatif récent, le texte de la loi du 3 janvier 1992 est sujet à interprétation, notamment en ce qui concerne l'importance relative des usages et de la préservation du milieu. Si l'on considère en général que ces deux aspects ont même importance, il est également possible d'interpréter l'énumération par la loi des objectifs de gestion comme une hiérarchisation de ceux-ci, la loi imposant alors de rendre les usages compatibles avec les potentialités du milieu. Or la composition de la CLE, en supposant que celle-ci reflète l'esprit de la loi, ne correspond à aucun de ces deux cas de figure, l'objectif visé ayant davantage été d'engager les structures locales dans la gestion de leur patrimoine.

Dans ce contexte, qui donc sera le porte-parole des milieux aquatiques et qui sera reconnu comme tel? Sans préjuger de la position des autres membres de la CLE, on peut affirmer que les services de l'Etat devraient être d'ardents défenseurs de la loi et que les associations de protection de la nature s'exprimeront en faveur du milieu. En fait, il appartiendra à chacun d'appliquer la philosophie de la loi selon son libre entendement et sa bonne volonté. La loi

sera ce qu'on en fera... On peut déduire de cet état de fait que la réussite des SAGE comme outil d'application de la loi dépend grandement de la sensibilité des acteurs impliqués, de leur volonté de parvenir à un consensus, de la formation des techniciens locaux chargés d'élaborer le projet (au sein de bureaux d'études ou de services techniques) et d'instruire la procédure (services extérieurs de l'Etat).

III.4.2 - L'adaptabilité de la méthode

Déjà à l'heure actuelle, la diversité des cas de SAGE nécessite une relative liberté d'interprétation du guide méthodologique. On peut s'interroger sur la place que doit occuper un document de ce type dans la mise en oeuvre d'une procédure à l'échelle nationale. Sa souplesse correspond-elle à la diversité des cas? répond-il à la demande des utilisateurs? Devra-t-il être complété à l'avenir par la présentation de cas concrets ou par des fiches techniques relatives aux différentes façons d'aborder les étapes d'élaboration et d'application (concertation, traduction des orientations en termes de maîtrise d'ouvrage, modalités de financement,...)?

III.4.3 - L'assurance d'une gestion de proximité

Le SAGE est censé assurer une gestion globale de l'eau à l'échelon local. Or le choix de l'échelle spatiale concernée est fondamental pour définir le type de gestion que l'on souhaite y développer. Ainsi, y a-t-il compatibilité entre le lancement de SAGE à grande échelle et la volonté de mettre en place une gestion de proximité? dans ce cas, comment assurer une bonne représentativité des acteurs, acquérir les connaissances nécessaires et organiser correctement le suivi de la phase d'application? on trouvera une illustration concrète de ces questions dans les problèmes liés à la mise en oeuvre de la Charte Epidor (Dulude, 1992).

III.4.4 - Le fonctionnement de la CLE

Fondamental pour que se pérennise l'implication des acteurs locaux dans la gestion de l'eau, un bon fonctionnement de la concertation au sein de la Commission Locale de l'Eau doit pouvoir s'appuyer sur une animation et des règles du jeu clairement définies. En effet, le mode de concertation doit permettre l'expression de tous au travers de l'existence d'une "tension fonctionnelle" qui, selon L. Mermet, est garante de la prise en compte bien comprise des intérêts et des points de vue de tous (Mermet, 1991). Dans de nombreux cas, on a pu constater que la négociation devient synonyme de révision à la baisse des ambitions affichées au départ (Bady, 1979).

Le choix de l'animateur amène des interrogations. Celui-ci doit-il être membre de la CLE ou au contraire lui être extérieur, voire étranger au territoire concerné (voir l'expérience d'Epidor)? au cours des réunions, doit-il se charger de présenter les sujets de débat en s'appuyant sur des études préalables, faire jouer les acteurs, définir des temps de parole, faire intervenir les techniciens? dans tous les cas de figure, il devra présenter des qualités pédagogiques certaines.

Parmi les règles du jeu à élaborer, importantes sont celles qui concernent le langage adopté par les personnes détenant la compétence technique et chargées de la transmettre (explicitation des études réalisées, des partis pris méthodologiques, des conclusions obtenues). S'agira-t-il d'un langage directement appréhendable par les acteurs, avec par exemple une conscience claire des implications et conséquences des choix de scénarios sur leur sphère d'intervention, ou ce langage nécessitera-t-il une traduction par des experts techniques propres à chaque

grande catégorie d'acteurs? On retrouve ici la définition donnée par J. Ravetz (1992) du rôle des nouveaux experts chargés de "transformer l'évaluation d'incertitudes scientifiques en des estimations fonctionnelles de la qualité des données utiles à la mise en oeuvre de politiques".

Une question importante concerne la représentativité des intérêts et des enjeux au sein de la CLE. Le rôle des "collèges" extérieurs à la CLE (s'ils existent), s'avérera fondamental car ils permettront d'accroître la légitimité des décisions prises au sein de la CLE et de maintenir une relation avec les acteurs proches du terrain. L'organisation de ces "Commissions extra CLE" posera certainement des problèmes de méthodologie et de financement.

Il conviendra également de rechercher le meilleur équilibre entre les parties en jeu au sein de la CLE, compte tenu des contraintes de répartition définies par la loi. Les règles du jeu à définir en matière de concertation permettront peut-être de dépasser les déséquilibres qui seraient occasionnés par certains acteurs possédant des compétences importantes. Par exemple, si les modes de gestion antérieurs peuvent constituer une garantie pour le bon lancement du projet, ils peuvent aussi devenir un handicap pour le bon fonctionnement de la concertation, notamment lorsque, face à des communes isolées disposant de peu de moyens, il existe sur une partie du territoire une structure intercommunale en place bien établie, concentrant moyens et connaissances et ayant développé des capacités de prise en charge de la gestion. Pour ces communes, le SAGE peut dès lors devenir synonyme d'une dépossession de leurs prérogatives.

Un point essentiel concerne les modalités de financement du fonctionnement de la CLE et des études à réaliser durant l'élaboration du SAGE. A ce sujet, on ne dispose pas d'informations précises. La CLE n'ayant pas de ressources propres ni de mission de maîtrise d'ouvrage, quelle sera la structure la plus adaptée pour mobiliser et répartir les financements d'études? Faut-il créer une structure spécifique (par exemple une association loi de 1901) ou attribuer ce rôle à un maître d'ouvrage existant (syndicat mixte, conseil général,...)? Dans ce dernier cas, on peut s'interroger sur l'influence dont disposerait cette structure au sein de la CLE.

III.4.5 - L'organisation des connaissances

Face à l'actuelle absence d'outils d'aide à la décision en matière de gestion intégrée de l'eau, comment organiser au mieux la masse d'informations recueillies pour les rendre utilisables par les décideurs? Deux types de problèmes se posent : d'une part, des problèmes liés à la qualité scientifique et technique intrinsèque aux études et d'autre part, des problèmes liés au transfert de ces informations.

Faut-il collecter immédiatement le maximum de données sur le milieu et les usages, ou les sélectionner en fonction des enjeux et recueillir certaines informations à des moments précis du processus de décision lorsque le besoin s'en fera ressentir?

Comment s'assurer d'une bonne prise en compte des données écologiques dans l'élaboration des scénarios? faut-il proposer un cahier des charges type, ce qui semble trop rigide face à la diversité des cas, ou imposer la présence au sein de l'équipe d'étude de personnes compétentes (hydrobiologistes, géomorphologues,...), ce qui semble trop contraignant? sensibiliser tous les acteurs semble une solution intéressante mais coûteuse en moyens et en temps. Former tous les techniciens en introduisant systématiquement dans leur cursus la dimension environnementale et écologique est une autre solution certainement nécessaire à long terme.

Le transfert des informations a été abordé dans le paragraphe 'fonctionnement de la CLE', mais nous rappelons ici quelques remarques importantes: comment associer, dès l'amont des processus, les membres de la CLE aux choix d'études et aux études elles-mêmes? comment rendre transparents les choix méthodologiques? comment transmettre les résultats?

Parmi les outils développés pour répondre à ces questions, citons les cahiers du GRAIE (à paraître). La poursuite de ce travail ainsi que l'élaboration d'autres outils d'aide à l'organisation des connaissances s'avèrent nécessaires. Pour J. Ravetz (1992), il faudrait chercher à développer une nouvelle sorte de science, "celle qui concerne la recherche liée à la prise de décision".

Très en aval, dans ce même domaine, il sera intéressant également d'étudier l'impact de la mise en forme du document final (texte et cartographie) sur leurs utilisateurs, et tout particulièrement au moment de l'enquête publique prévue au cours de la phase d'approbation: vulgarisation des aspects techniques, compréhension des implications des choix de gestion pour les différents usagers, facilité de consultation,...

III.4.6 - Les modalités de réalisation et de suivi

La traduction des orientations du schéma en projets effectivement mis en oeuvre sera du ressort des collectivités territoriales possédant une capacité de maîtrise d'ouvrage. A cet égard, il convient de rappeler que l'article 7 de la loi du 3 janvier 1992 a institué la possibilité de créer de nouvelles structures adaptées à ce rôle: les Communautés Locales de l'Eau. Le décret explicitant les conditions de leur activité n'a toutefois pas encore paru. Si les structures concernées par cette mise en oeuvre sont clairement définies, de nombreuses inconnues subsistent quant aux modalités de mise en oeuvre et de suivi.

Même s'il incombe au SAGE de définir des règles relatives au type de travaux à effectuer (développement de techniques de génie écologique, interdiction de procéder à des interventions "dures" sur le milieu,...), la qualité des études et de la réalisation effective des projets dépendra grandement des capacités locales des maîtres d'oeuvre et du suivi assuré par le maître d'ouvrage. Comment, face à des exigences de ce type, faire évoluer parallèlement l'offre (savoir-faire local des bureaux d'étude et des entreprises de travaux)? on rejoint à ce niveau le problème de la formation des techniciens et de l'information des décideurs face par exemple au panel des techniques existantes et disponibles. Celles-ci pourraient d'ailleurs faire l'objet d'une diffusion sous la forme par exemple de cahiers techniques. De même, comment "adapter les organisations et les pratiques (maîtrise d'ouvrage, services techniques de l'Etat et des collectivités, voire des Agences de l'Eau) qui sont généralement structurées pour une approche sectorielle des problèmes privilégiant les considérations d'aménagement" (Agence de l'Eau Adour-Garonne, 1992)?

Si le suivi par la Commission Locale de l'Eau de la phase d'application du SAGE semble être un élément important pour les rédacteurs du guide méthodologique, il n'apparaît pourtant pas dans l'article 5 de la loi ou dans les décrets et circulaires d'explicitation de la procédure. Doit-on en conclure que ce suivi n'est pas rendu obligatoire au même titre que les étapes d'élaboration du document? Dans l'affirmative, la garantie d'une bonne mise en oeuvre s'en trouverait limitée.

Conclusion

Bien qu'il existe des procédures et des opérations de gestion antérieures à la loi du 3-1-92 susceptibles de se réclamer de la gestion "intégrée" par certains de leurs aspects, le SAGE peut donc être considéré à bien des égards comme une innovation administrative allant dans le sens d'une institutionnalisation de la gestion intégrée, tant du point de vue de l'organisation des acteurs que de celui de l'organisation des connaissances et des choix d'actions.

Néanmoins de nombreuses inconnues amènent à se poser des questions quant à l'efficacité de ce nouvel outil de gestion. Ces inconnues sont liées d'une part, à l'absence de site pilote suffisamment avancé et donc d'informations de terrain permettant de juger de l'intérêt des textes et susceptibles d'enrichir la démarche et d'autre part, à la non-définition par les textes juridiques ou le guide méthodologique de certains points clés comme par exemple l'organisation des travaux de la CLE.

Il est également important de souligner la lourdeur de la procédure SAGE et le risque, dans le cas où la concertation n'était pas bien menée, de constater dans le temps un essoufflement des dynamiques locales. Il convient donc de toujours s'interroger, face à un problème de gestion spécifique, sur la pertinence à lancer un tel outil. Rappelons qu'il est toujours possible de mettre en place d'autres procédures plus légères, peut-être davantage adaptées à un contexte local particulier et capables d'assurer une gestion locale de qualité.

Seule l'analyse de situations concrètes permettront à la méthodologie d'élaboration et de réalisation des SAGE d'évoluer dans le sens d'une meilleure adéquation de la réalité du terrain à la volonté du législateur, et d'espérer parvenir à une gestion à caractère "intégré". Dans la même optique, une bonne information des gestionnaires locaux est également nécessaire (sensibilisation aux principes de la gestion intégrée, diffusion d'exemples de SAGE).

Le rôle du groupe inter-bassins est ici fondamental puisqu'il lui revient de synthétiser les informations provenant des différents cas de SAGE en cours de réalisation, de modifier en conséquence et de diffuser le guide méthodologique et de contribuer à la rédaction de textes juridiques.

Le rôle d'équipes de recherche travaillant sur ce sujet est également primordial puisque c'est au travers de l'analyse des systèmes de gestion par les différents champs disciplinaires (sciences humaines, sciences naturelles, sciences de l'ingénieur), travaux réalisés si possible dans le cadre d'une méthodologie de suivi commune, que l'on parviendra à une meilleure appréciation des conditions réelles de la mise en oeuvre opérationnelle d'une gestion intégrée.

Bibliographie

Agences de l'Eau, Ministère de l'Environnement (1993), *Aspects juridiques et institutionnels des SDAGE et SAGE, actes du séminaire tenu à Orléans le 2 juin 1993*, Groupe interbassins gestion globale des milieux aquatiques, SDAGE et SAGE.

Agence de l'Eau Adour-Garonne (1992), *Adour-Garonne*, n°55, automne.

Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (1992), *Revue de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse*, n°43, décembre.

Agences de l'Eau, Conseil Supérieur de la Pêche, Ministère de l'Environnement (1992), *Schéma d'aménagement et de gestion des eau. Guide méthodologique*, octobre.

Amoros C., Petts GE (1993), *Le concept d'hydrosystème appliqué à la gestion écologique des fleuves*, Amoros C., Petts GE, *Hydrosystèmes fluviaux*. ed. Masson. pp.257-274.

Bady JP. (1979), *Protection des cours d'eau et domanialité publique fluviale*, thèse, Université Pau et Pays de l'Adour.

Billet P., Zamuth ME (1992), *Les contrats de rivière. outils pratiques de gestion globale fondés en droit?* Actes, l'eau et le droit, les cahiers d'action juridique, n°78, janvier, pp.13-24.

Cacas J. (1984), *L'aménagement des rivières: à la recherche d'une stratégie conciliant lois de la nature et contraintes humaines*, Henry C., Toutain JC, *Milieux Naturels, illustration de quelques réussites*, ed. du CNRS, Presses de l'Ecole Polytechnique, pp.109-129

Chocat B., Cres FN., Hubert G., Le Gauffre P. (1990), *La gestion intégrée des rivières urbaines*. Métropolis "l'eau urbaine", n°92-93, pp. 28-36.

Comité de Bassin Adour-Garonne, Commission Planification (1994), *Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux. Avant-projet*, Agence de l'Eau et DIREN de Bassin Adour-Garonne, février, 74 p.

Coulet Monique(1993) *Donner la parole à la rivière. pour une gestion écologique intégrée*, Annales des Mines, Réalités Industrielles, octobre, pp. 35-38.

Dulude P., Laloi D., Mace S., Pustelnik G., Roy JJ. (1992), *Sommet Vallée Dordogne 92 - Objectif - Méthode - Analyse. Colloque franco-québécois sur l'intégration des technologies modernes à la gestion des poissons dulcicoles et amphihalins. tenu les 1.2.3 juin à Montréal (Québec)*, Actes du colloque non parus à ce jour, 25 p.

Duport L., Organisation et Environnement (1990), *La gestion des rivières*, Les cahiers de l'Environnement n°1 D.E.P.P.R., Ministère de l'Environnement, 256 p.

Godard O. (1980), *Aspects institutionnels de la gestion intégrée des ressources naturelles et de l'environnement*, éd. de la maison de l'homme, série un autre développement, 110 p.

GRAIE, INSA Lyon (à paraître), *Cahiers Techniques du GRAIE pour l'aménagement et la gestion des cours d'eau*, Groupe de Recherche Rhône-Alpes sur les Infrastructures et l'Eau.

Mermet L. (1990), *Vers une gestion écologique des cours d'eau: quels enjeux, quels fondements, quels débats pour une nouvelle politique? rapport au Ministre de l'Environnement* Paris: Applications des Sciences de l'Action (ASCA), 1990, 40 p.

Mermet L. (1991), *Dans quel sens pouvons-nous gérer l'environnement?* Annales des Mines, pp 68-81.

Ravetz J. (1992), *Connaissance utile, ignorance utile?*, Theys J., Kalaora B., *La Terre outragée, les experts sont formels*, janvier, ed. autrement, série Sciences en société, n°1.

SIEE (1993), *Elaboration de la légende des documents cartographiques des SAGE, Rapport provisoire, phases 1 et 2*, Ministère de l'Environnement, Direction de l'Eau, août.

Valiron F. (1984), *La gestion des eaux. Principes - moyens - structures*, Paris: Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 1984, 343 p.

Wasson JG. (1992), *Les orientations fondamentales par bassin: proposition pour une gestion intégrée des écosystèmes d'eau courante. Rapport final*, Lyon: CEMAGREF groupement de Lyon, division biologie des écosystèmes aquatiques, 1992, 32 p.

Wolff JC. (1991), *Enseignements à tirer des échecs des aménagements non intégrés. Cas du bassin de la Marne?* La Houille Blanche, n°7/8, pp.538-547.

ÉTUDES DE CAS

A PROPOS DES DÉFIS DE L'ENVIRONNEMENT ET DES ENJEUX DE L'EAU, AUJOURD'HUI AUTOUR DE L'HYDROSYSTÈME TRANSFRONTALIER DU RHIN SUPÉRIEUR

Lothaire ZILLIOX
IFARE

Résumé

La protection des eaux passe globalement par l'aménagement correct du territoire avec la prévention "active" contre les risques de pollution des eaux, accompagnée d'une gestion adéquate des terres.

La "recherche-action" menée en Alsace depuis plus de 12 ans en coopération avec les collectivités territoriales sur la protection de la nappe phréatique rhénane est conduite dans cette optique.

Sur ce terrain, les scientifiques doivent raisonner sur des cycles d'observation et des durées d'évolution nettement plus longues que le temps de réponse qu'exige l'électeur du décideur politique ou que le permet au producteur (agricole ou industriel) l'équilibre de son budget.

Plan

- 1 Aménagement d'un hydrosystème : Un problème complexe car multirelationnel
- 2 L'hydrosystème rhénan, un espace vulnérable
- 3 De la recherche vers la prise de décision
- 4 La représentation par modèle

Ce texte reprend la communication aux Journées Nationales de la DATAR, Strasbourg 28-29 mars 1994 et au groupe "RHIN-ILL-MODER" du SDAGE au titre du Conseil Scientifique du Comité de Bassin RHIN-MEUSE, Strasbourg 11 avril 1994.

1. Aménagement d'un hydrosystème :

Un problème complexe car multirelationnel

Face à des enjeux qui dépassent les limites territoriales, qui transforment les modes de vie et les certitudes acquises, qui créent des impératifs technologiques, qui conditionnent les politiques d'aménagement du territoire, qui interpellent les collectivités et les institutions, c'est à la **recherche scientifique de transformer** la demande sociale de "meilleure qualité de la vie" en questions d'objectifs et **en termes quantifiables, aux échelles pertinentes** de la perception des systèmes de l'environnement comme des impacts sociaux.

Une telle démarche sera **thématique et systémique, interdisciplinaire et multipartenaire**. Elle reposera sur des avancées de méthodologie mais aussi de communication et de décision, dans la triple optique d'une connaissance mieux partagée, d'une surveillance mieux coordonnée et d'une conduite "commune" des projets. La distinction entre l'écologie ("discipline scientifique") et l'environnement ("objet et champs d'étude") doit être clairement affichée dès le départ : une question d'écologie devient un problème d'environnement dès lors qu'elle est perçue comme résultant de l'action de l'homme.

La "problématique environnementale" a priori vaste, récente pour beaucoup et surtout difficile à cerner, s'inscrit dans un défi de société qui s'accompagne forcément d'un défi scientifique. Globalement elle concerne la "gestion de la biosphère", localement elle relève de "**l'aménagement du territoire**". Sur toute une gamme d'échelles d'observations, le chercheur est alors invité à répondre à des questions du type :

- jusqu'où peut-on modéliser (et gérer) le complexe et l'imprévisible ?
- sait-on maîtriser une situation accidentelle ?
(au plan curatif, préventif, informatif aussi !)
- connaît-on les risques de demain ?
- dans quelle mesure les décideurs doivent-(peuvent-) ils se laisser guider par les constatations des scientifiques ?

En France comme partout en Europe, la démarche impérative d'adaptation de la ressource EAU à la **demande sociale** et à un **développement économique "durable "** est confrontée aujourd'hui à l'augmentation considérable des besoins en eau pour vivre et pour produire et à la restriction des usages dues à de multiples pollutions. En effet, la croissance

régulière des besoins domestiques s'accompagne d'une très forte demande de la part du secteur agricole avec le développement considérable de l'irrigation. Cette forte croissance n'est pas compensée par la **relative stabilité des besoins industriels**, secteur où une demande qualitative forte s'est progressivement ajoutée à la demande quantitative.

Sachant que les nappes phréatiques alluviales (réserves d'eaux souterraines présentes dans toutes les vallées fluviales) constituent à la fois un facteur primordial de permanence d'écosystèmes aquatiques indispensables, et la source d'approvisionnement en eau de qualité réservée aux usages les plus exigeants, il n'est pas étonnant que la sauvegarde d'un tel patrimoine soit porteuse de conflits. Les mises au point qui en résultent sont d'autant plus délicates que la dimension transfrontalière de la "ressource naturelle" nécessite la prise en considération de données territoriales et socio-culturelles différentes selon les régions et pays limitrophes concernés.

Si maîtriser, préserver et gérer la ressource Eau peut se concevoir selon une "logique écologique" ou selon une "logique économique", alors le **progrès**, en plaçant l'Homme et la Nature au centre de la Vie, aboutit à concilier les deux logiques et non pas à les opposer de façon stérile ! Leur rapprochement repose sur une analyse dont émergent les points ci-après :

- tout développement, quelle que soit sa forme, a des conséquences sur les milieux naturels et sur les populations qui le vivent ;
- l'interdisciplinarité est la condition indispensable pour parvenir à une connaissance scientifique des problèmes d'environnement ;
- pour l'action, une démarche rigoureuse (et indépendante de toute attitude émotionnelle) associera chercheurs, aménageurs, décideurs, producteurs et utilisateurs dans un dialogue permanent.

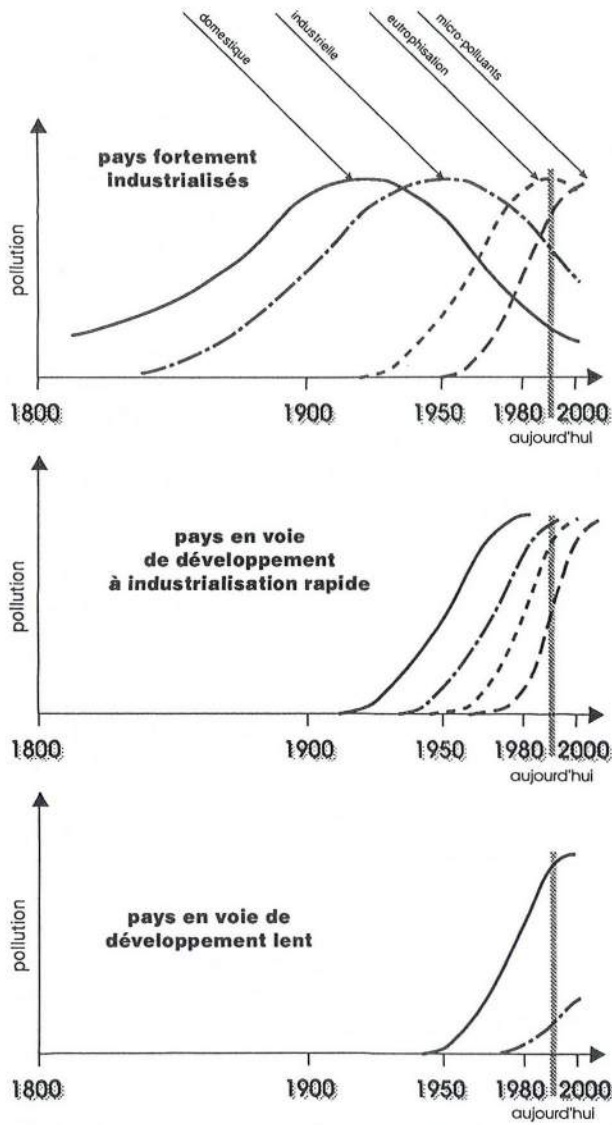
Pour mieux comprendre les équilibres hydrauliques, géochimiques et biologiques qui conditionnent de façon durable le développement social, économique et culturel des bassins et systèmes alluviaux des fleuves ("hydrosystèmes continentaux"), le scientifique doit raisonner sur des cycles d'observation et des durées d'évolution nettement plus longues que le temps de réponse qu'exige l'électeur du décideur politique ou que le permet l'équilibre de son budget au producteur (industriel ou agricole).

Pour aboutir à une "**connaissance raisonnable**" sur des sujets dont la **complexité** défie chacune des spécialités concernées, l'approche interdisciplinaire et multipartenaire prend à contrepied, sur bien des points, les **habitudes de recherche**, les **façons de penser la recherche** et les **pratiques de son évaluation** !

De la recherche à la prise de décision (compte-tenu des objectifs et des délais nécessaires), la **progression** demande quelques changements dans les mentalités, dans les discours et dans les comportements, ainsi que la **solidarité effective** de tous les partenaires.

Cette "solidarité" nous interpelle au-delà de nos frontières comme le suggère cette illustration tirée d'une étude publiée par les Nations Unies et l'OMS en 1989-90 traitant de la qualité des eaux douces dans le monde (cf. **figure 1**).

Succession des problèmes de pollution en fonction du niveau de développement des pays.



(source : "Global Freshwater Quality : a First Assessment": GEMS, UNEP et OMS, Eds. M. Meybeck, D. Chapman, R. Helmer - 1990.)

L. ZILLIOX, 1992

Figure 1

2. L'hydrosystème rhénan, un espace vulnérable

Dans l'exploitation des ressources d'un grand bassin fluvial -privilegié au plan de la quantité d'eau comme c'est le cas du Rhin (cf. figure 2)-, il est indispensable de **considérer la globalité de l'hydrosystème** comprenant l'eau atmosphérique, les eaux de surface, l'eau du sol et les eaux souterraines. Il faut savoir que la dégradation ou la contamination de l'un des "compartiments" de l'hydrosystème aura inévitablement des répercussions sur les autres compartiments. **La protection des eaux passe globalement par l'aménagement correct du territoire** avec la prévention "active" contre les risques de pollution des eaux, accompagnée d'une gestion adéquate des terres.

L'analyse des "**flux de pollution**" résultant des activités humaines doit être complétée par l'examen de plus en plus approfondi, à diverses échelles d'espace et de temps, de l'**accumulation dangereuse de contaminants** dans tous les compartiments de l'écosphère.

En Alsace par exemple, la **nappe phréatique** de la plaine du Rhin Supérieur a été progressivement "**atteinte dans sa santé**" par une pollution multiforme comprenant notamment :

- la pollution "historique" par les chlorures (en provenance du bassin potassique) ;
- la pollution diffuse par les nitrates (contamination résultant principalement du retournement et de la mise en culture de surfaces enherbées ainsi que de pratiques d'irrigation agricole, de développements industriels et urbains) ;
- les contaminations -localisées- par des micropolluants toxiques (métaux lourds, organo-chlorés,...) dont les effets apparaissent avec une intensité croissante dans des captages d'alimentation en eau potable ;
- la menace permanente provenant de l'exploitation du gisement alluvionnaire (exploitation industrielle des granulats, mise en contact directe de la nappe avec l'atmosphère, abandon de gravières avec risque d'enfouissement de déchets divers...).

Une telle succession de perturbations trop rarement jugulées sur des espaces significatifs, est en voie de conduire localement à des **situations quasi irréversibles** de détérioration des ressources et milieux aquatiques.

Cette **notion d'irréversibilité** est en soi complexe car elle relève de critères de classification par familles de polluants, à la fois d'ordre physique (miscibilité totale ou partielle à l'eau, volatilité, ...), d'ordre chimique (nature minérale ou organique, seuil de saturation, ...), d'ordre biologique (taux de dégradation, degré de toxicité, ...). De plus, la "persistance" d'une pollution est une notion liée à la nature et au degré d'intensité de toutes les interrelations, variables en durée, entre compartiments hydrologiques et écosystèmes associés d'un bassin fluvial.

Dans le **bassin du Rhin**, l'eau souterraine contenue dans le "réservoir alluvial", de Bâle à Mayence, constitue la ressource d'eau, la plus importante d'Europe avec près de 300 milliards de m³, prioritairement destinée aux usages les plus nobles (consommation humaine par exemple).

Dans son réservoir souterrain, cette eau est soumise à différents types d'apports de polluants liés à l'activité humaine développée dans la vallée fluviale (apports ponctuels ou

BASSIN DU RHIN
Nappe phréatique du Rhin supérieur
Secteurs de concentrations industrielles

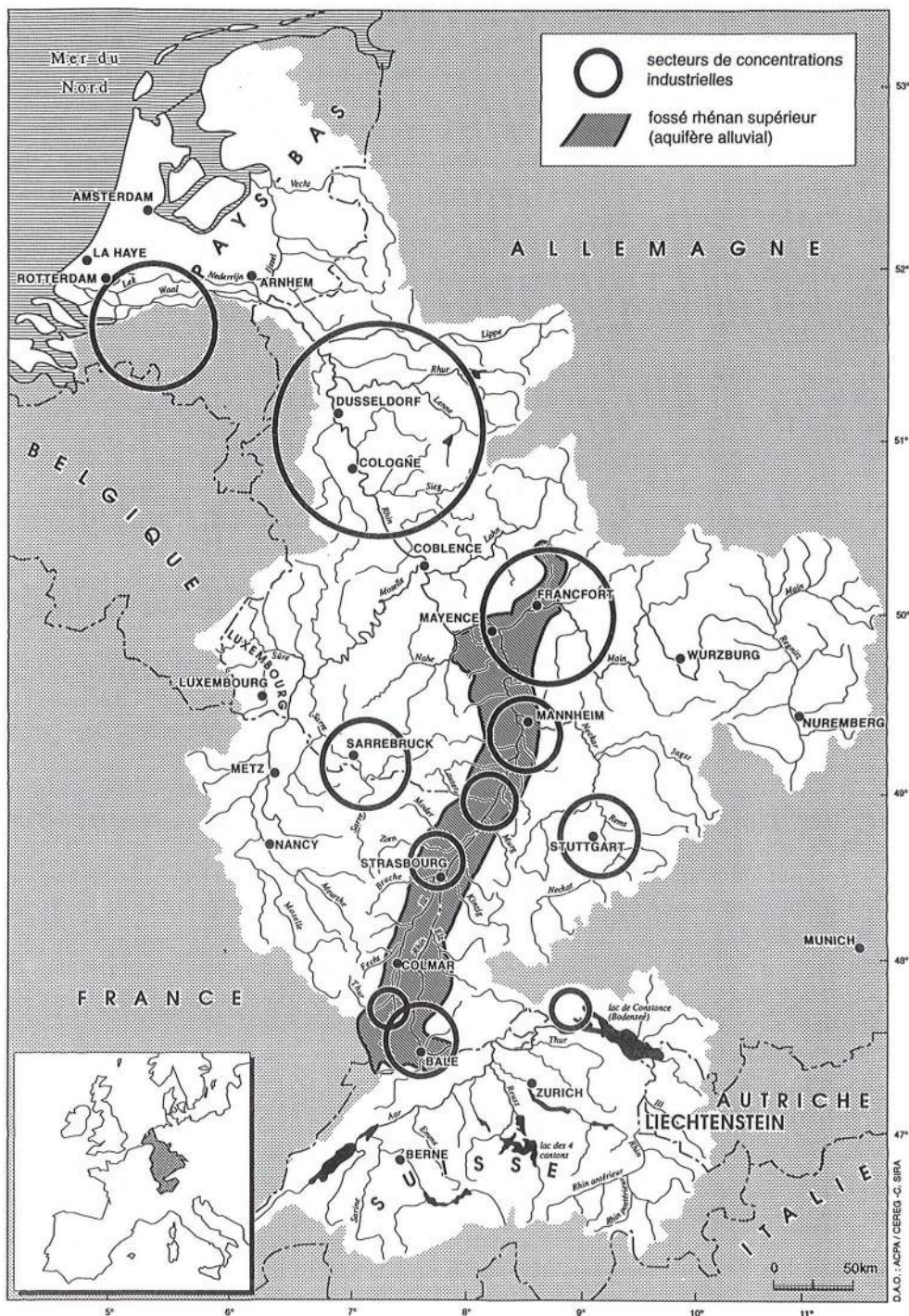


Figure 2

diffus, accidentels ou chroniques, tolérés ou clandestins). Toutes ces perturbations de ce que serait l'état hydrochimique normal de la nappe phréatique rhénane n'ont pas la même importance, mais elles participent à la **détérioration progressive** de la qualité de l'eau, par **effets cumulatifs** (apports pluviaux, ruissellements urbains, effluents industriels, agricoles, ...).

De plus, l'interdépendance forte entre le réseau hydrographique (rivière en surface) et la nappe phréatique ajoute à la **vulnérabilité de l'hydrosystème** (cf. **figure 3a**) : ces échanges d'eau (variables en quantité selon les secteurs, les saisons, l'hydraulicité des rivières et la position relative du toit de la nappe et du fond du lit des cours d'eau) augmentent les risques de contamination de l'aquifère et accélèrent le transport des polluants.

Dans son extension transfrontalière, la morphologie du bassin d'effondrement comblé par l'énorme accumulation d'alluvions du Rhin et de ses affluents supérieurs, ne limite guère la continuité hydrodynamique de l'écoulement des eaux souterraines et révèle le caractère unitaire de cette ressource commune aux pays riverains.

3. De la recherche vers la prise de décision

Du fait de nombreuses actions, réactions et coactions qu'implique le fonctionnement plus ou moins perturbé d'un hydrosystème continental, son étude devra être appréhendée **d'une manière interdisciplinaire**, intégrant les points de vue des sciences de l'homme et de la société avec les démarches des sciences de la matière, de la vie et de la terre, avec les méthodes des sciences pour l'ingénieur et les techniques des sciences de la communication. Aussi, pour une connaissance mieux partagée, une surveillance mieux coordonnée et une conduite "commune" des projets, l'appel à un expert isolé sera définitivement à proscrire dans le contexte transdisciplinaire et l'action multipartenaire.

La conduite de la recherche scientifique a pour but à la fois :

- d'accroître la connaissance par la compréhension approfondie des mécanismes (physiques, chimiques, biologiques) de l'environnement liés à l'eau, et
- d'établir un dialogue permanent entre chercheurs, aménageurs, décideurs et utilisateurs de l'eau, pour savoir comment agir,

En outre il ne faut pas omettre de dire que la science ne donnera généralement pas une réponse définitive, valable une fois pour toutes mais générera la meilleure réponse au temps présent car fondée sur l'approche la plus rigoureuse et indépendante de toute attitude émotionnelle.

Avec l'analyse de processus fonctionnels et d'effets des aménagements (à différentes échelles d'espace et de temps) pour améliorer l'interrelation homme-nature et contrôler l'usage des ressources de l'hydrosystème (cf. **figure 3b**), le parcours du chercheur n'est pas sans obstacles, ni lacunes.

En traçant un parallèle entre l'organisation du milieu aquatique et son exploitation planifiée, on constate qu'il existe souvent encore une discordance entre l'unité physique du système d'une part et la pratique administrative de sa gestion d'autre part. Il transparaît notamment que la notion de solidarité amont-aval se présente comme une nécessité fondamentale -certes négligée très souvent- dans la pratique d'une gestion à l'échelle de l'hydrosystème global.

Représentation d'un hydrosystème continental

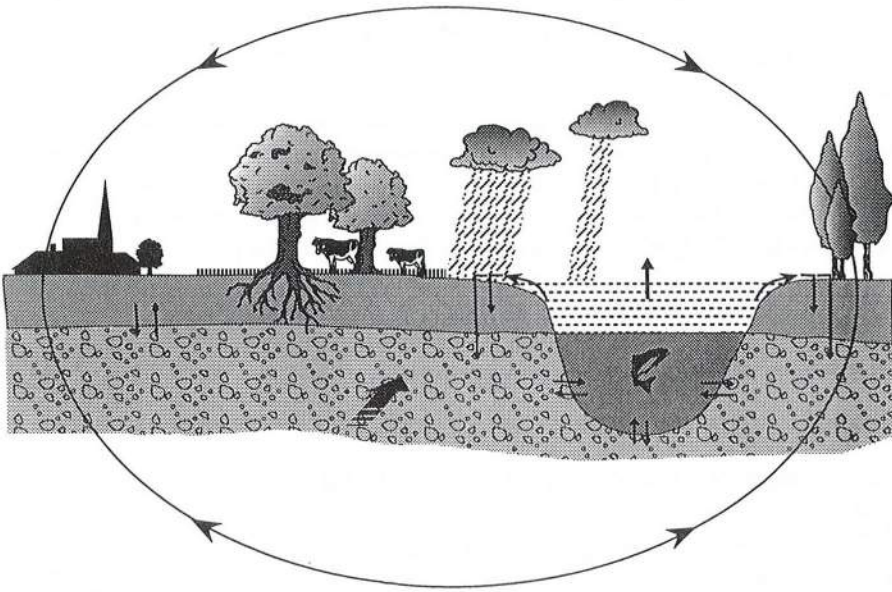


Figure 3a

P.I.R. / Eau -Alsace

Troisième phase (1989 - 1993)

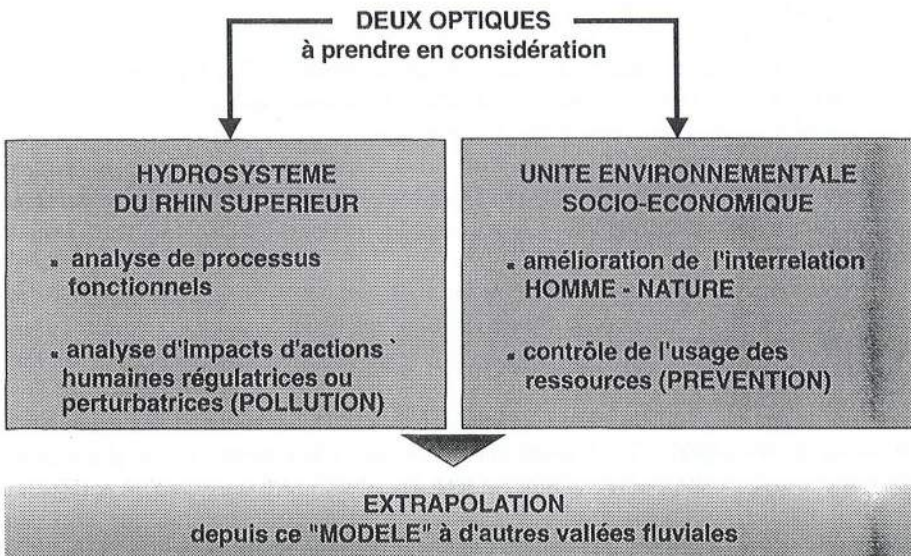


Figure 3b

Figure 3

A ce titre, force est de remarquer que l'applicabilité de concepts de planification et de protection juridique se heurte encore à bon nombre d'obstacles d'ordre scientifique et d'ordre structurel ou institutionnel.

On peut avancer dans ce contexte les points suivants : connaissance encore partielle d'interrelations complexes (exemple du devenir des micro-polluants organiques ou métalliques accumulés dans l'écosystème aquatique), doutes dans la pertinence de scénarios, incohérences administratives, distorsions et vides juridiques, manque d'information des décideurs et des utilisateurs, difficulté de communication entre les différents acteurs.

Au niveau des recherches telles qu'elles sont pratiquées dans le cadre du Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement du CNRS, le découpage méthodique du milieu aquatique en sous-systèmes comprenant chacun soit un ensemble interactif d'un milieu physique et des communautés vivantes (p. ex. un plan d'eau, sa faune et sa flore), soit un ensemble de plusieurs milieux en interaction hydraulique et physico-chimique (p. ex. un aquifère alluvial avec les échanges rivières-nappe) permettra non seulement de mettre en évidence les domaines encore mal maîtrisés mais de développer des modèles de simulation dynamique avec quantification des facteurs. Par ce type d'outils, on note que **la science est en avance sur la planification économique** où subsiste la difficulté d'estimation du coût des dommages résultant pour la plupart de l'intervention humaine.

L'analyse des phénomènes de transport, leur représentation par modèles ainsi que la mise en oeuvre des résultats dans la pratique, au titre de "l'aide à la décision" correspond à la démarche du **PIREN-Eau/Alsace** relative à la protection de la nappe rhénane : l'action de recherche interdisciplinaire et multipartenaire est soutenue (programme pluriannuel 89-93) par le CNRS (Programme "Environnement") et par la Région Alsace.

Au niveau des aménagements, les concepteurs recommanderont, **à la lumière des nouveaux résultats de recherche** disponibles, (l'action des scientifiques sera correctrice) les précautions à prendre pour réduire les impacts négatifs ou pour développer les impacts positifs, sachant qu'il n'y a pas de recette universelle et que, compte-tenu de l'extrême diversité du milieu aquatique, toute connaissance doit être adaptée au cas particulier concerné ainsi qu'à son évolution dans le temps.

Pour les scientifiques, une finalité est de fournir aux techniciens des informations aidant à définir des approches de gestion, dont l'exécution demande par ailleurs la prise en compte de la dimension historique, surtout dans un bassin transfrontalier où la croissance économique et le degré d'urbanisation ainsi que la perception écologique ont suivi une évolution différenciée dans les temps.

L'expérience interdisciplinaire acquise sur l'espace rhénan, dans le cadre de la coopération franco-allemande, a abouti à la mise en place de l'**IFARE** (Institut Franco-Allemand de Recherche sur l'Environnement), structure bipolaire (Strasbourg et Karlsruhe), constituant un **"laboratoire"** d'innovation et d'expérience sur des "champs de l'environnement" définis par référence à une problématique sociale.

Promue dans le cadre du **Contrat de Plan Etat-Région Alsace** (1989-93), la mise en place de l'IFARE à Strasbourg a été décidée par le Comité de Pilotage de l'antenne française. Les membres du Comité représentent les quatre collègues-fondateurs : le CNRS, l'Université

Louis Pasteur (ULP) de Strasbourg, le Conseil Régional d'Alsace et l'Etat français (Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche, et Ministère de l'Environnement). Simultanément, dans une action concertée, l'Université Fridericiana de Karlsruhe et le Land du Bade-Wurtemberg jetaient les bases d'une antenne allemande. La **convention** portant "création et statuts de l'Institut Franco-Allemand de Recherche sur l'Environnement" fut signée à **Strasbourg le 9 décembre 1991**, lors de l'inauguration officielle du siège de l'antenne française installée sur le Campus de Strasbourg-Cronembourg (CNRS-ULP).

L'antenne allemande à Karlsruhe est installée à "l'Institut für Industriebetriebslehre und industrielle Produktion" sous la direction de O. Rentz, Professeur à la Faculté des Sciences économiques de l'Université Fridericiana. La mise au point de stratégies pour la réduction des émissions atmosphériques polluantes pour préserver la qualité de l'air et l'objectif de limiter d'abord, de recycler ensuite, les déchets issus de processus de fabrication en constituent les premiers projets de recherche.

L'antenne française a conçu et organisé son programme scientifique en **Zones-Atelier Franco-Allemandes (ZAFA)** à vocation expérimentale et à participation diversifiable.

Les recherches développées par les six ZAFA en cours relèvent des thématiques suivantes :

- "Fonctionnement d'écosystèmes aquatiques et alluviaux"
- "Protection d'aquifères contre des hydrocarbures infiltrés"
- "Impact de brouillards pollués sur la santé humaine"
- "Environnement et pratiques agricoles - Approches biologique et sociale"
- "Biodégradation en milieu naturel"
- "Aspects juridiques de la protection de l'environnement"

Le développement de l'IFARE réside sûrement dans **l'interactivité thématique structurée en zones-atelier** où le rassemblement des partenaires implique d'abord les hommes (du chercheur à l'utilisateur, du producteur au consommateur), concernés par des "enjeux de l'environnement", définis à partir de **demandes sociales exprimées** de plus en plus à **l'échelle euro-régionale**.

L'ouverture des ZAFA à des scientifiques issus des secteurs publics ou privés de la Recherche, de l'Industrie, de l'Aménagement et de la Gestion, apporte la flexibilité à la conduite de recherches-développement à l'IFARE. La participation conjointe et contractuelle de l'IFP, d'Anjou-Recherche (Groupe Générale des Eaux) et du BURGEAP à la réalisation du **site permanent** (bassin) "*aquifère expérimental contrôlé*" et à la conduite d'études de décontamination de l'eau et des sols est un exemple concret de coopération Université-CNRS-Entreprises.

4. La représentation par modèle

Dans le but d'élaborer des stratégies de protection des milieux aquatiques, la "représentation par modèle" consiste en une démarche selon un **processus itératif qui intègre**, par étapes, des questions posées par la **gestion** de l'hydrosphère, **des recherches expérimentales** au laboratoire et sur le terrain, des possibilités de **résolution mathématiques** et **numériques**, des **analyses de l'adéquation** d'aménagements techniques et de choix socio-économiques.

Tout questionnement relatif à la gestion qualitative de l'hydrosphère, confronté aux potentialités d'expertise risquant d'être suivies de décisions "politiques" malgré les incertitudes encore exprimées par les scientifiques, pourra utilement s'appuyer sur la réflexion suivante : il est illusoire, comme l'ont montré de nombreuses études de cas, de vouloir aboutir à un modèle d'évolution applicable en tout lieu, pour toute forme de pollution et quel que soit le polluant.

Sur ce thème, la réflexion initiale repose sur le constat qu'en matière de propagation des polluants dans l'hydrosphère, les **situations réelles** sont infiniment riches, complexes et interconnectées. Il s'agit, pour affiner l'analyse, d'élaborer des **schémas de représentation** soit de phénomènes en cours d'observation (i), soit de phénomènes pouvant se produire dans le futur (ii), soit de phénomènes retraçant des évolutions du passé (iii).

Dans tous les cas, qu'il s'agisse d'élaborer des "schémas mécaniques" simples, reproduisant des propriétés identifiées du système réel étudié et offrant prise au calcul pour une modélisation quantitative, ou qu'il s'agisse de "déglobaliser" des phénomènes non observables (en travaillant sur **site pilote** par exemple), ou de définir des évolutions de phénomènes quasi "imaginaires", en s'inspirant de processus élémentaires reconnus et d'incertitudes calculées, le côté plus ou moins abstrait des représentations développées entraîne forcément un **appauvrissement du réel**.

La modélisation, considérée comme cet "art" par lequel on doit généralement isoler une partie aussi autonome que possible du réel et, avec le choix d'une échelle d'espace et de temps, n'en retenir que les processus et les grandeurs essentiels, suppose bien **une "construction"** à la fois assez complexe pour rendre compte d'un maximum de faits et assez simple pour pouvoir être traitée "mathématiquement" ; l'opération se traduit en effet par des calculs dont le "coût économique" n'est pas à négliger ni dans le cas d'un modèle mathématique déterministe, ni dans celui d'un modèle stochastique.

Qu'en définitive, le critère d'un bon modèle soit un critère d'optimisation eu égard au but recherché, est aujourd'hui une notion largement partagée. Mais dans l'examen du problème essentiel de l'adéquation entre le modèle et la situation réelle dont il est supposé être la bonne représentation, très souvent les points de vue divergent.

C'est à ce titre que se développent la réflexion et les prises de position relatives aux "ambitions et réalités", aux "contraintes et incertitudes", aux "besoins et limites" de la modélisation, que la démarche de construction soit "physique-explicative" (à partir d'expérimentations) ou "mathématique-prédictive" (se traduisant par des calculs).

Dans un même problème, les deux types de modélisation peuvent intervenir. Des expériences réelles ou simulées fourniront des résultats. La comparaison des deux types de données révélera la validité des modèles (les simulations numériques apportent un complément aux mesures expérimentales).

Ainsi "pensée et gérée", la **modélisation** sera **utile** au double titre de

- l'aide au chercheur, pour "raisonner" sur les phénomènes en **acteur transdisciplinaire** et pour "construire" une représentation "finalisée", compatible avec la réalité (même si elle est amputée de propriétés jugées non pertinentes en fonction de choix d'objectifs, de niveaux d'observation ou encore de contraintes sur les moyens : disponibilité de données, intensité des calculs...);
- l'aide au décideur, par la **mise à disposition d'un outil** praticable et **destiné**, selon le cas, à révéler les mécanismes d'évolution d'une pollution subie, à prendre des mesures pour maîtriser la pollution, ou encore, à **envisager l'aménagement du territoire et la gestion des ressources naturelles** (dont l'eau et les sols en particulier) en minimisant les risques de pollution.

En définitive, le "**modèle utile**" ne va-t-il pas de pair avec une "**représentation hiérarchisée**" des composantes du transfert des polluants et de leur analyse : hiérarchisation des **mécanismes**, hiérarchisation des **méthodes**, mais, hiérarchisation aussi en fonction des problèmes de **gestion** et des réponses à apporter ?

ÉTUDE MÉTHODOLOGIQUE POUR LE CONTRÔLE DES TAUX DE POLLUTION AZOTÉE SOUS CULTURES : APPLICATION AU PÉRIMÈTRE DE VITTEL

Catherine TILLIER
INRA

Résumé

Dans le but de pérenniser la qualité de l'eau minérale de Vittel, le projet de recherche AGREV (AGRICulture Environnement Vittel), lancé en 1989, a décidé de réagir de manière préventive aux pratiques intensives de l'agriculture et de fixer comme contrainte une concentration en nitrate 10 mg/l dans l'eau s'écoulant sous la zone racinaire à l'intérieur du périmètre d'alimentation. Cette contrainte exige de pouvoir mesurer les concentrations en nitrate de l'eau percolant dans les sols avec une très grande précision.

La méthodologie d'étude des flux d'eau et de nitrate est décrite § 3 mais n'apparaîtra pas lors de l'exposé oral. On insistera plus sur les efforts qui sont faits pour améliorer la précision de ces mesures, notamment par l'utilisation de la modélisation, par l'étude de la variabilité spatiale de la concentration en nitrate dans la solution du sol et enfin par la recherche du pas de temps optimal de mesure de ces concentrations.

1. Présentation

La croissance régulière des teneurs en nitrate dans les principaux aquifères du pays est devenu un problème préoccupant. On sait que l'agriculture est principalement responsable de cette augmentation en zone rurale. Dans le cas d'une région comme les Vosges, l'altération des ressources hydrominérales peut avoir de graves répercussions socio-économiques.

En 1989, un programme de recherche AGREV (AGRICulture Environnement Vittel) a vu le jour pour regrouper les connaissances nécessaires à la protection des eaux de Vittel. En effet, ces eaux présentaient un taux de nitrate qui s'accroissait depuis quelques années. L'évolution récente des systèmes de production (retournement des prairies, extension du maïs) paraissait être une des causes importantes de l'accroissement du taux de nitrate dans les nappes exploitées. Le projet AGREV regroupe des chercheurs (BRGM, CEMAGREF, CNRS, INRA) ainsi que des agriculteurs et des industriels.

Dans une première phase (1989-1992), l'AGREV a élaboré un ensemble de propositions techniques et économiques pour répondre à une forte contrainte préventive, à savoir une concentration moyenne annuelle inférieure à 10 mg/l dans l'eau s'écoulant sous la zone racinaire. L'agriculture développée sur le périmètre est désormais à prédominance de blé, luzerne et prairies : la culture du maïs a été supprimée.

Dans seconde phase (1992-1995), l'équipe de recherche a trois préoccupations : (1) élaborer des connaissances complémentaires nécessaires à une plus grande efficacité des changements ;

(2) apporter un soutien scientifique et technique aux agents de développement chargés du conseil auprès des agriculteurs ; (3) évaluer scientifiquement les changements de pratiques culturelles et leurs conséquences.

2. Organisation du projet AGREV

Les travaux de recherche sont structurés en trois rubriques subdivisées en volets :

A - L'eau et le changement des systèmes techniques

Volet 1 : Modélisation de la circulation de l'eau de surface et de subsurface

Objectifs : Modélisation de la circulation de l'eau au niveau du bassin versant. Regroupement de données hydrauliques, tensiométriques, géophysiques et agronomiques sur un bassin versant (Petit Vair).

Volet 2 : Maîtrise des nouveaux systèmes de culture

Objectifs : Evaluation des conditions et des conséquences des changements des systèmes de culture. Fourniture de modèles agronomiques pour les agriculteurs et les agents de développement. Amélioration des modalités des systèmes de cultures pour augmenter leur efficacité (production, pollution).

Volet 3 : Maîtrise des systèmes d'élevage

Objectifs : Analyses des changements de pratiques sur les troupeaux et expérimentation de nouvelles pratiques (efficacité sur la composition des déjections animales et sur la qualité des produits animaux)

B - Conditions et conséquences du changement dans les exploitations

Volet 4 : Modélisation et simulation des transformations dans les exploitations

Objectifs : Etude de l'évolution économique et financière des changements des systèmes de production et des conditions d'adoption des nouvelles pratiques. Mise en place des critères de gestion et d'évaluation des nouveaux systèmes.

C - Changement de la société locale et de l'organisation du territoire

Volet 5 : Analyse socio-technique et économique du changement de l'activité agricole locale, consécutif aux changements des systèmes de production

Objectifs : Analyse des conditions sociales du changement : analyse des stratégies des acteurs dans la gestion locale du changement.

Volet 6 : Organisation du territoire et construction d'une base de données relationnelles couplée à un Système d'Information Géographique pour simuler l'évolution du système agraire.

Objectifs : Organisation/aménagement du périmètre d'alimentation pour une réduction maximale des risques de lixiviation des nitrates par modification des structures agraires, des affectations et des utilisations.

Une thèse débutée en mars 1992 s'insère dans le Volet 1 du projet. L'un de ses objectifs est de contrôler *in situ* la concentration en nitrate des eaux qui percolent dans les sols après modifications des pratiques culturales. Le seuil de 10 mg/l exige de pouvoir mesurer les concentrations en nitrate avec une précision adéquate.

3. Etude des flux de nitrate sous cultures

La détermination de l'évolution du lessivage des nitrates nécessite la connaissance des flux d'eau et des flux de nitrate.

3.1. Sites expérimentaux

Le périmètre de protection de la nappe hydrothermale est un plateau d'environ 4800 ha, dont 3600 sont agricoles. Sur ce périmètre les eaux qui s'infiltrent sont susceptibles de rencontrer trois formations géologiques : deux formations du Muschelkalk supérieur (couches à Cératites et Dolomie de Vittel) avec au sommet la Lettenkohle. Sur ces trois formations, huit unités de sol ont été définies. Notons que la Dolomie est la roche la plus représentée sur le périmètre.

Une étude menée en 1990-91 par TILLIER révèle une circulation de l'eau principalement verticale sur Dolomie mais de fortes pluies ou des épisodes pluvieux prolongés provoquent la formation d'une nappe "perchée" temporaire car toute l'eau ne peut s'écouler verticalement ; sur calcaire à Cératites, l'écoulement latéral prédomine mais une partie de l'eau qui circule latéralement peut rejoindre des zones d'infiltrations préférentielles.

Quatre sites expérimentaux ont été choisis : trois sur Dolomie de Vittel (deux sous blé d'hiver et un sous prairie temporaire) et un sur calcaire à Cératites sous luzerne.

3.2. Détermination des flux d'eau dans les sols

L'écoulement de l'eau en milieu non saturé peut être décrit par trois variables : (1) la teneur en eau θ du sol mesurée dans notre étude par sonde à neutrons et comprise entre une humidité minimale et une humidité à saturation ; (2) le potentiel total de l'eau h du sol mesuré par tensiométrie et qui reflète l'état de saturation ou de non saturation du sol ; (3) la conductivité hydraulique K qui traduit l'aptitude du sol à transmettre l'eau qu'il contient en fonction de son état de saturation.

Des relations complexes existent entre ces trois variables. La première, $h(\theta)$, exprime l'aptitude d'un sol à retenir l'eau. Elle est obtenue à partir de données de terrain et de laboratoire. La seconde, $K(\theta)$, traduit la capacité du sol à laisser passer l'eau en fonction de son état de saturation. Elle est déterminée par calage à partir de la courbe $h(\theta)$ et nécessite une bonne connaissance de la conductivité à saturation K_{sat} .

Une relation dynamique couplée à une relation de continuité (conservation des masses) permet de décrire tout écoulement d'eau, qui, sous le contrôle de la conductivité, est proportionnel et de sens contraire au gradient de potentiel (loi de Darcy). Un terme puits correspond à l'absorption d'eau par les racines (§ 3.3.2.).

Les quatre sites expérimentaux sont équipés de tensiomètres et de tubes d'accès de sonde à neutrons. La conductivité à saturation sera mesurée en laboratoire, à l'aide d'un perméamètre.

3.3. Détermination des flux d'azote dans les sols

Les nitrates du sol sont soumis à des processus de lessivage mais peuvent aussi être prélevés par les plantes ou subir des transformations biochimiques.

3.3.1. Lessivage des nitrates

Le transfert d'une substance soluble dans l'eau du sol résulte de la superposition de plusieurs processus : (1) diffusion moléculaire/dispersion mécanique sous l'influence des gradients de concentrations et de l'hétérogénéité du champ de vitesse, regroupées dans un terme de dispersion hydrodynamique apparente ; (2) convection, c'est à dire entraînement du soluté par le déplacement de l'eau.

La dispersion hydrodynamique apparente est estimable à partir des données de terrain par calage à l'aide d'un outil numérique sur des concentrations mesurées. Les flux d'eau étant déterminés (§ 3.1.), il suffit de connaître les concentrations pour estimer les transferts de nitrate par convection. Les concentrations en nitrate sont mesurées dans la solution prélevée par des bougies poreuses installées à différentes profondeurs (entre 20 cm et 1 m).

3.3.2. Prélèvement par les plantes

Le prélèvement d'eau et de nitrate est fonction de la colonisation du sol par les racines, de la transpiration et de la croissance du couvert végétal et enfin des quantités d'eau et d'azote disponibles.

Pour l'eau, le flux maximum d'absorption est déterminé à partir de l'évapotranspiration potentielle Penman selon des relations empiriques pour les différents stades de croissance.

L'absorption d'eau est fonction de cette valeur limite, de la densité racinaire et d'une fonction stress hydrique qui varie selon la teneur en eau du sol.

Pour l'azote, une fonction de demande potentielle donne l'évolution du flux d'absorption au cours de la croissance et en condition de non limitation en nitrate. L'absorption réelle est proportionnelle à ce flux et est gérée par une cinétique de type enzymatique selon la quantité de nitrate dans le sol, la densité racinaire et la conductivité à saturation.

Des références bibliographiques fournissent l'ensemble des paramètres et des relations nécessaires à l'estimation du prélèvement d'eau et de nitrate. Il faut cependant connaître les dates des stades de croissance des cultures (germination, 50 % de feuilles visibles, floraison, formation des grains, maturité) ; entre deux stades, la croissance est supposée linéaire. La quantité d'azote apportée sous forme d'engrais doit être connue avec le maximum de précision, ainsi que les quantités exportées de la parcelle agricole au moment de la récolte.

3.3.3. Transformations biochimiques

Les nitrates subissent des processus biochimiques : par souci de simplification, on ne retient que les phénomènes de minéralisation (passage de la forme organique à la forme minérale) et de dénitrification (passage de la forme minérale à la forme gazeuse). Ces deux étapes sont gouvernées par une cinétique d'ordre 1, en fonction de la quantité d'azote organique dans le sol pour la minéralisation et de la concentration en nitrate de la solution du sol pour la dénitrification..

La valeur du coefficient de minéralisation nette peut être estimée à partir de mesures des caractéristiques texturales et chimiques du sol dont la teneur en azote Kjeldahl, la fraction argileuse, la quantité de calcaire total et la densité sèche du sol. La valeur estimée peut être comparée à une valeur calée sur des mesures de concentrations pour plus de précision. La constante de dénitrification ne peut être mesurée que par suivi des dégagements gazeux mais ce suivi qui représente de lourdes investigations ne sera pas fait.

En résumé, une variation de concentration en nitrate dans la solution du sol résulte d'un effet de dispersion, d'un transport convectif, du prélèvement par les racines et enfin de l'apparition ou de la disparition par transformation biochimique.

3.4. Détermination des flux de chaleur dans les sols

Les transformations biochimiques sont fortement influencées par la température du sol. Son évolution est fonction de la conduction thermique qui concerne l'ensemble du sol et de la convection thermique qui concerne uniquement la chaleur sensible à l'eau. Le transfert de chaleur est décrit selon le principe de conservation de la chaleur.

La chaleur volumique spécifique (conduction) et la conductivité thermique (conductivité) peuvent être estimées à partir de données texturales du sol, à savoir la fraction argileuse et la teneur en matière organique du sol.

4. Recherche d'une précision optimale

La quantification des processus décrits plus haut est réalisée en laboratoire ou sur le terrain avec parfois l'aide de références bibliographiques. Les flux de nitrate peuvent être estimés avec plus de précision par l'utilisation d'un modèle numérique, par la prise en compte de la variabilité spatiale de la concentration en nitrate de la solution du sol et par la recherche du pas de temps optimal de mesure de cette concentration.

4.1. Modélisation

L'exploitation des chroniques de mesures fournit une estimation approximative de l'évolution temporelle des stocks d'azote dans le sol. Elle suppose un suivi de longue durée sans perspectives de prévisions. La modélisation permet d'extrapoler les valeurs de flux entre les mesures expérimentales et peut constituer un outil de prévision.

Le modèle PERNEAU (PERcolation des Nitrates et de l'EAU) développé à l'IMF de Strasbourg permet de quantifier à un pas de temps journalier les flux hydriques et nitriques percolant dans la zone non saturée du sol (MARTELAT, 1993). Il intègre les différents processus de transfert décrits plus haut. Il se décompose en trois sous-modèles de base décrivant la pénétration de l'eau dans le sol (loi de Darcy-Richards, § 3.2.), le transfert des nitrates (loi de convection-dispersion, § 3.3.1.) et l'évolution des températures (loi de transfert de chaleur, § 3.4.). Les équations décrivant ces transferts sont couplés à différents termes "puits" et "source" qui représentent les phénomènes microbiologiques (§ 3.3.3.) et l'absorption racinaire (§ 3.3.2.).

4.2. Variabilité spatiale de la concentration en nitrate de la solution du sol

L'objectif général des travaux étant de calculer une concentration moyenne sous culture, il faut éviter que les valeurs servant au calcul de cette moyenne soient corrélées. Le variogramme (VOLTZ, 1986) nous permet de connaître la distance entre les bougies nécessaire et suffisante (portée) pour que les concentrations mesurées dans ces bougies soient indépendantes les unes des autres. Les couples de bougies sont réparties par classe de distance, le pas de discrétisation retenu étant de 1 m. Pour chaque classe de distance, on calcule la variance de la différence de concentration entre bougies d'un même couple.

Un des quatre sites suivis est équipé d'un grand nombre de bougies poreuses à environ 80 cm de profondeur, sous la zone racinaire. Des variogrammes ont été réalisés pour quatre dates (9 et 19 novembre, 8 et 10 décembre 1993). Entre ces deux groupes de dates, une augmentation globale de la variance est notée, ce qui signifie que le milieu devient plus hétérogène. L'ajustement d'un modèle exponentiel sur les variogrammes expérimentaux fournit une valeur de portée ainsi que la précision liée à son calcul. Pour les trois premières dates, les portées ne sont pas significativement différentes ; la valeur de portée qui paraît la plus probable est celle trouvée à la date du 08.12.93, c'est à dire entre 8 et 12 m.

4.3. Recherche du pas de temps optimal de mesures

Les flux d'eau et de nitrate sont estimés à partir de mesures ponctuelles de débit d'eau et de concentration en nitrate de la solution du sol. La recherche de la meilleure fréquence d'échantillonnage des flux d'eau et d'azote a pour objectif d'améliorer la précision de la quantification, tout en ayant le souci de ne pas imposer des prélèvements et des analyses superflues.

Les travaux théoriques sur la recherche du pas de temps optimal de mesures ont débuté par une étude menée par SEJOURNE en 1993. En l'absence de données suffisantes sur le site de Vittel, les données disponibles sur deux autres sites gérés par le CEMAGREF ont été traitées. Ces deux sites sont drainés ce qui permet un accès direct aux valeurs de débits et de concentrations en nitrate à des pas de temps fins. L'étude des fréquences d'échantillonnage des débits et des concentrations a été réalisée principalement par traitement du signal par la transformée de Fourier. La transformée de Fourier permet de connaître la fréquence d'échantillonnage à partir de laquelle un signal peut être reconstitué sans perte d'information.

Les débits de drainage sont mesurés à un pas de temps horaire. Les spectres de Fourier indiquent que des mesures toutes les 2.5 heures, en 1988-89, ou toutes les 5 heures, en 1990-91, sont suffisantes. Par contre, les mesures de concentrations toutes les 8 heures se révèlent insuffisantes et ne permettent pas de trouver la meilleure fréquence d'échantillonnage.

L'utilisation de la transformée de Fourier doit être améliorée pour mieux cerner les apports et les limites de ce type d'outil. L'application à Vittel sera réalisée prochainement : un préleveur automatique de bougies poreuses a été installé en février 1994 ; il permet le prélèvement automatique journalier de 12 bougies dans sa première version (24 bougies ensuite). Le traitement par la théorie de Fourier nous indiquera si une fréquence d'échantillonnage existe ou si les prélèvements doivent être asservis aux données tensiométriques ou pluviométriques.

Références

MARTELAT A. (1993). Estimation des flux hydriques et nitriques dans les sols agricoles - Approche spatiale à plusieurs échelles dans la plaine du Rhin supérieur. *Thèse Sciences et Techniques de l'Eau Université Louis Pasteur de Strasbourg*. 188p.

SEJOURNE C. (1993). Raisonnement d'un échantillonnage à l'aide du traitement du signal - Etude méthodologique à l'exutoire de réseaux de drainage - Conditions d'application en sols non drainés. *DUT Mesures physiques Université Paris XI*. 39p.

TILLIER C. (1991). Rôle du sol dans l'écoulement de l'eau - Cas du périmètre d'alimentation de la source Vittel. *DEA Sciences et Techniques de l'Environnement Université Paris XII*. 35p.

VOLTZ M. (1986). Variabilité spatiale des propriétés physiques du sol en milieu alluvial - Essai de cartographie quantitative des paramètres hydrodynamiques. *Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Montpellier*. 198p

LISTE DES AUTEURS

BARRAQUÉ B.
CNRS-LATTS
ENPC, Central IV
93167 NOISY-LE-GRAND Cédex

BOUCHY J.-M.
Laboratoire de Biologie des Sols et des
Eaux
Université Paris XII
Avenue du Général-Leclerc
94000 CRÉTEIL

BOUREZGUI Y
Laboratoire de Biologie des Sols et des
Eaux
UFR Science et Technologies
Université Paris XII, Val-de-Marne
Avenue du Général-Leclerc
94000 CRÉTEIL

CORDEIRO-NETTO O.
CERGRENE
La Courtine
93167 NOISY-LE-GRAND Cédex

DUTARTRE A.
CEMAGREF
50, avenue de Verdin
GAZINET
33610 CESTAS

GARNIER-SILLAM E.
Laboratoire de Biologie des Sols et
des Eaux
UFR Science et Technologies
Université Paris XII, Val-de-Marne
Avenue du Général-Leclerc
94000 CRÉTEIL

GARNIER-ZARLI E.
Laboratoire de Biologie des Sols et
des Eaux
Université Paris XII
Avenue du Général-Leclerc
94000 CRÉTEIL

GREFF B.
CERGRENE
La Courtine
93167 NOISY-LE-GRAND Cédex

GROSS F.
Société RIVIÈRE-ENVIRONNEMENT
4, rue Francis-Martin
33000 BORDEAUX

HARRY M.
Laboratoire de Biologie des Sols et
des Eaux
UFR Science et Technologies
Université Paris XII, Val-de-Marne
Avenue du Général-Leclerc
94000 CRÉTEIL

HUBERT G.
CERGRENE
La Courtine
93167 NOISY-LE-GRAND Cédex

KRIER J.
SIAAP-CRITER
82, avenue Kléber
92700 COLOMBES

LE COZ C.
CERGRENE-ENGREF
La Courtine
93167 NOISY-LE-GRAND Cédex

MICHALLAND B.
CERGRENE
La Courtine
93167 NOISY-LE-GRAND Cédex

MONNIER A.
Conseil Supérieur de la Pêche
Délégation de Bretagne-
Basse Normandie
84, rue de Rennes
35510 CESSON-SÉVIGNÉ

RIETJENS J.
EDF, direction des Études et Recherches
Département Environnement
6, quai Watier
78400 CHATOU

ROFÈS G.
CEMAGREF, division Qualité des eaux
3 bis, quai Chauveau
69336 LYON Cédex 09

SALLERON J.-L.
Agence de l'eau Rhin-Meuse
BP 19
57161 MOULINS-LES-METZ

TASSIN B.
CERGRENE-ENGREF
La Courtine
93167 NOISY-LE-GRAND Cédex

TILLIER C.
INRA, Science du Sol
Route de Saint-Cyr
78026 VERSAILLES Cédex

TORTEROTOT J.-P.
CERGRENE-ENGREF
La Courtine
93167 NOISY-LE-GRAND Cédex

VINÇON-LEÏTÉ B.
CERGRENE-ENGREF
La Courtine
93167 NOISY-LE-GRAND Cédex

ZILLIOX L.
Université Louis-Pasteur de Strasbourg
Institut de Mécanique des fluides -
URA 854
IFARE - Pôle de recherche
Environnement « Continental »

ACHEVÉ D'IMPRIMER
SUR LES PRESSES DE
L'IMPRIMERIE CHIRAT
42540 ST-JUST-LA-PENDUE
EN DÉCEMBRE 1994
DÉPÔT LÉGAL 1994 N° 9589