

Le golfe du Lion

Un observatoire de l'environnement en Méditerranée

A. Monaco, W. Ludwig,
M. Provansal, B. Picon,
coordinateurs

Le golfe du Lion

Un observatoire de l'environnement en Méditerranée

A. Monaco, W. Ludwig,
M. Provansal, B. Picon,
coordinateurs

Éditions Quæ
c/o Inra, RD 10, F – 78026 Versailles Cedex

Collection *Update Sciences & Technologies*

La mise à l'épreuve. Le transfert des connaissances scientifiques en questions
Christophe Albaladejo, Philippe Geslin, Danièle Magda, Pascal Salembier, coord.
2009, 280 p.

Contaminations métalliques des agrosystèmes et écosystèmes péri-industriels
Philippe Cambier, Christian Schwartz, Folkert van Oort, coord.
2009, 308 p.

Conceptual basis, formalisations and parameterization of the STICS crop model
Nadine Brisson, Marie Launay, Bruno Mary, Nicolas Beaudoin, editors
2008, 304 p.

Les nouvelles ruralités à l'horizon 2030
Olivier Mora, coord.
2008, 112 p.

L'élevage en mouvement. Flexibilité et adaptation des exploitations d'herbivores
Benoît Dedieu, Eduardo Chia, Bernadette Leclerc, Charles-Henri Moulin, Muriel Tichit,
éditeurs
2008, 296 p.

Sommaire

Introduction. De l'exploration au développement durable des milieux aquatiques.....	9
André Monaco, Wolfgang Ludwig	

Partie I

Les fleuves : source et ressource

Chapitre 1. La Têt en Roussillon. Ce que l'eau d'un fleuve enseigne sur son bassin et ses habitants.....	19
Wolfgang Ludwig, Javier García-Esteves, André Monaco	
Chapitre 2. Les événements hydroclimatiques dans le golfe du Lion. Variabilité des échanges terre-mer.....	31
François Bourrin, Xavier Durrieu de Madron, Jean-Claude Aloïsi, André Monaco, Gérard Jeanty	
Chapitre 3. Gestion collective de l'eau de la Lentilla : enjeux contemporains et enseignements du passé.....	43
Jeanne Riaux, Audrey Richard-Ferroudji	
Chapitre 4. Végétation méditerranéenne et cycle de l'eau	63
Serge Rambal, Florent Mouillot, Jean-Pierre Ratte	
Chapitre 5. Gestion intégrée des ressources en eau : limites et perspectives des outils prototypes développés sur le bassin versant de l'Hérault	79
Nathalie Courtois, Sandra Lanini, Vincent Petit, Jean-Daniel Rinaudo	
Chapitre 6. Évolution des apports en nutriments du Rhône à la Méditerranée.....	91
Patrick Rimbault, Nicole Garcia, Michel Fornier, Michel Lafont	

Chapitre 7. Les radionucléides, marqueurs des apports solides du Rhône à la mer Méditerranée	105
Mireille Arnaud, Sabine Charmasson, Frédérique Eyrolle	

Partie II

Les zones humides : une interface convoitée

Chapitre 8. Évolution de la végétation aquatique et gestion de l'eau en Camargue, entre 1980 et 2000.....	123
Jean-Christophe Aznar, Alain Dervieux, Patrick Grillas	
Chapitre 9. Environnement, risques et développement durable. Les processus de construction sociale des politiques publiques à partir de l'exemple de la Camargue et de l'étang de Berre.....	135
Bernard Picon	
Chapitre 10. Salinisation de l'eau souterraine en Camargue	151
Christine Vallet-Coulomb, Olivier Radakovitch, Véronique de Montety, Daniel Hermitte, Corinne Sonzogni, Patrick Ollivier, Maxence Paul	
Chapitre 11. Entre terre et mer : la lagune de Salses-Leucate, un « lac marin »	167
Roselyne Buscail, Florence Vouvé, Raymonde Lecomte-Finiger, Philippe Lenfant, Jérémy Pastor, Mohamed Abdullah, Raphaël Certain	
Chapitre 12. Entre terre et mer : le point sur une situation critique pour l'anguille européenne	183
Pierre Sasal, Catherine da Silva, Géraldine Fazio	
Chapitre 13. Des indicateurs d'apprentissage institutionnel pour une gestion durable et participative des territoires littoraux.....	195
Hélène Rey-Valette, Olivier Dedieu, Marion Réau, Pierre Valarié	
Chapitre 14. Gestion intégrée de l'étang de Berre : des études opérationnelles pour sa réhabilitation	213
Philippe Picon, Guillaume Bernard	

Partie III

La zone côtière : variabilité et vulnérabilité

Chapitre 15. La zone côtière du golfe du Lion : zone test des changements environnementaux globaux et régionaux.....	235
André Monaco, Mireille Provansal, Wolfgang Ludwig, Serge Heussner, Jacques Carbonne	

Chapitre 16. Le golfe du Lion, poumon de la circulation méditerranéenne	257
Claude Estournal, Patrick Marsaleix, Francis Auclair, Caroline Ulses, Marine Herrmann	
Chapitre 17. Impact des événements extrêmes et du chalutage sur les bilans de matière et de carbone dans le golfe du Lion	269
Xavier Durrieu de Madron, Bénédicte Ferré	
Chapitre 18. Les métaux lourds dans le golfe du Lion : voies de contamination	277
Wolfgang Ludwig, Vincent Roussiez, André Monaco, Jean-Luc Probst	
Chapitre 19. Des organismes « sentinelles » pour la surveillance de la qualité chimique des eaux littorales	289
Bruno Andral	
Chapitre 20. Apports sédimentaires du Rhône à la mer. Variabilité séculaire et impacts des aménagements	301
Mireille Provansal, François Sabatier, Guillaume Raccasi, Grégoire Maillet, Christelle Antonelli, Jules Fleury	
Chapitre 21. Modélisation de l'impact du changement climatique sur l'érosion des dunes. Cas pilote du nord du golfe de Beauduc (Camargue).....	315
François Sabatier	
Conclusion. De la terre à la mer : épilogue et perspectives	323
André Monaco, Wolfgang Ludwig, Pierre Serrat	
Liste des équipes participant au programme Orme	331
Liste des auteurs	333

Remerciements

Sans les appuis de nombreuses structures, cet ouvrage n'aurait pu voir le jour. Le Programme environnement, vie et société (PEVS), puis le département EDD (Environnement et développement durable), devenu aujourd'hui l'Institut de l'écologie et de l'environnement (Inee) du Cnrs, ont reconnu et encouragé de manière récurrente, depuis 10 ans, le programme Orme et la zone atelier du golfe du Lion. Par ailleurs, plusieurs organismes de recherche nationaux, à travers les soutiens institutionnels et incitatifs, ont permis aux équipes d'avoir accès à divers moyens en équipements, allocations de recherche et fonctionnement courant. On citera le Cnrs (départements OA et SHS), le MESR à travers les universités, mais aussi l'Ore-Resyst, l'IRSN, l'EPHE, le BRGM, l'Ifremer, l'IRD, l'Inra et le Cemagref.

Les auteurs sont reconnaissants aux régions Languedoc-Roussillon et Paca, au Cedralmar (programme Syscolag), à Météo France, à la CNR, à l'Epshom, au Pam, aux Chambres d'agriculture, qui ont contribué au soutien des équipes à travers des instruments, des bourses ou l'accès à des données précieuses. Notre gratitude s'adresse également aux établissements publics : Agence de l'eau RMC, Diren de bassin Rhône, Symadrem et Communauté d'agglomération Perpignan-Méditerranée, qui ont contribué au maintien de la zone atelier et, en retour, ont bénéficié des données acquises dans ce cadre de recherche.

Le golfe du Lion a été, et continue à être, chantier ou atelier occasionnel pour de nombreux programmes nationaux et européens auxquels on doit une base de données variées et des soutiens financiers importants. En retour, ces programmes ont bénéficié de l'organisation et de la fédération des chercheurs autour de la zone atelier. On citera au plan national : le Pnec, le Patom (Lefe), l'ANR, les programmes Gicc et Liteau du Meeddat, Carma, Extrema, et au plan européen et international : Adios, Remotrans, Eurostrataform, Hermes, Sesame.

Nos remerciements vont aussi à la Station biologique de la Tour du Valat ainsi qu'à la Réserve nationale de Camargue pour leur participation aux travaux sur le terrain. Nos recherches ont été l'occasion de contacts fructueux avec les gestionnaires, opérationnels et acteurs. S'agissant de l'espace « littoral », on ne saurait oublier l'aide des professionnels des étangs de Salses-Leucate, de Thau, de Berre et de la Camargue.

Le comité de pilotage d'Orme est composé de représentants du Cnrs-EDD (devenu Inee), de l'Ifremer, du BRGM, de l'Agence de l'eau RMC et de la région Languedoc-Roussillon. Nous espérons qu'ils apprécieront de voir la matérialisation des efforts de tous et l'intérêt des échanges entre chercheurs et gestionnaires.

Le séminaire du programme Orme, qui s'est tenu en juin 2007 sur le site d'Agropolis à Montpellier et auquel ont participé les représentants et chercheurs d'autres laboratoires, a été l'occasion d'échanges fructueux ayant constitué un préalable aux choix thématiques de cet ouvrage.

Les auteurs remercient vivement Pierre Chevallier, directeur de l'Institut languedocien de recherche sur l'eau et l'environnement à Montpellier, pour avoir accepté la relecture scientifique de la totalité de l'ouvrage et la validation de son contenu. Ses remarques et conseils pertinents ont contribué à la qualité des écrits.

L'édition d'un ouvrage collectif est une tâche longue et difficile ; les auteurs ont apprécié le concours de notre collègue Pierre Serrat dans cette dernière phase de préparation et de coordination.

Nous sommes reconnaissants à Mmes Nadine Zakhia-Rozis et Joëlle Veltz-Pautré des éditions Quæ, pour l'énorme travail de relecture et de mise en conformité de toutes les contributions, afin de présenter cet ouvrage dans des conditions qui, nous l'espérons, satisferont les lecteurs dans leur diversité.

La réalisation de l'ouvrage a bénéficié du concours financier du Cnrs-EDD (devenu Inee), de l'Agence de l'eau et de l'IRSN.

Introduction

De l'exploration au développement durable des milieux aquatiques

ANDRÉ MONACO, WOLFGANG LUDWIG

De l'exploration à une perspective de recherche globale

Les recherches sur les milieux aquatiques, particulièrement en océanographie, ont été monodisciplinaires et le plus souvent menées sur des terrains nationaux. Elles ont eu, parfois, un caractère appliqué qui correspondait à une demande d'expertise, au moment où tant les industriels que les politiques étaient tournés vers la recherche et l'exploitation des ressources minérales et vivantes (pétroles, nodules polymétalliques, granulats, récifs artificiels, aquaculture) et du patrimoine (agriculture, aménagement des fleuves et du littoral). Dans les années 1960-1970, soucieux de découvertes dans un univers encore peu exploré, les chercheurs en sciences dites « exactes », voire « naturelles », avaient peu de préoccupations environnementales.

Dix à vingt ans plus tard, une première révolution intervient ; les chercheurs se tournent vers une vision plus globale affichée dans les programmes internationaux comme le Programme international géosphère biosphère (PIGB), mis en place par le Conseil international pour la science. L'objectif de ce programme concerne le changement global et prévoit de « décrire et comprendre :

- les processus physiques, chimiques et biologiques interactifs qui régulent le système Terre,
- les changements qui affectent ce système,
- et la manière par laquelle ils sont influencés par l'action de l'homme ».

À travers cette définition, nombre d'éléments et de concepts nouveaux apparaissent : l'emprise globale des connaissances scientifiques à acquérir, la notion de système

environnemental, la nécessaire pluridisciplinarité de la recherche et le rôle des activités humaines.

C'est dans ce cadre que se sont développés : l'Expérience mondiale sur la circulation océanique WOCE (*World Ocean Circulation Experiment*), le Programme mondial de recherche sur le climat (PMRC) et les recherches sur les flux océaniques globaux JGOFS (*Joint Global Ocean Fluxes Study*) axées sur la dynamique d'éléments comme le carbone, l'azote et le phosphore. Mais, jusque-là, pas de réelle interdisciplinarité allant jusqu'aux sciences humaines ; les objets de recherche sont vus comme des systèmes naturels. Les eaux côtières restent déconnectées des bassins versants alors que ceux-ci fournissent une grande partie des matières nécessaires à la production biologique. Ici, en amont du système, les chercheurs, traditionnellement liés aux disciplines telles que l'hydrologie et la pédologie, s'orientent de préférence vers les processus biogéochimiques des sols et non vers ceux de la zone côtière.

Avec l'apparition du programme international LOICZ (*Land Ocean Interactions in the Coastal Zone*) au milieu des années 1990, et son équivalent européen ELOISE (*European Land Ocean Interaction Studies*), la vision commence à changer. Pour la première fois, la définition de la zone côtière ne se limite plus exclusivement aux eaux marines, mais inclut également la frange continentale. Une grande partie de la population mondiale vit dans cette frange et contrôle donc largement les échanges de matières entre la terre et la mer. Avec le changement global et les modifications de la dynamique des populations, c'est un vaste domaine des écosystèmes aquatiques qui risque d'être perturbé.

Le golfe du Lion a « vécu » cette évolution de la recherche scientifique. Après son exploration dans les différents champs disciplinaires, biologiques, géologiques, chimiques et physiques, il a été le premier chantier du programme JGOFS-France soutenu par le Cnrs (1985-1987), par ailleurs focalisé sur le domaine côtier ou marge continentale. Ce premier programme Écomarge (Écosystèmes de marges continentales) qui fédérait, autour de cette zone, de nombreuses équipes françaises, a été le point de départ de collaborations internationales, avec des programmes équivalents sur d'autres systèmes de marges océaniques et avec des programmes européens, dont MTP-Mater (*Mediterranean Targeted Project – Mass Transfer and Ecosystem Response*) (1996-2000), étendu à l'ensemble de la Méditerranée, celle-ci étant considérée comme une mer régionale.

De l'écosystème à l'anthroposystème

Les années 1990-2000 sont celles des sciences de l'environnement ; ce dernier est alors « vu sous le double aspect des ressources et des pollutions, ce qui veut dire que les équilibres naturels qui sont à l'origine des ressources et à la base du développement social et humain, sont considérés comme mis en péril par les activités humaines à tous les niveaux, mondial, national et local. »

Si l'environnement est apparu dès les années 1970 comme un patrimoine à transmettre aux générations futures, c'est en 1987 qu'une définition du développement durable est proposée (rapport Brundtland), sous l'égide des Nations unies, par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement, présidée par la ministre norvégienne de l'Environnement. Cette définition est reprise au Sommet de la Terre, à Rio de Janeiro, en 1992 : « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs ». Il faudra attendre le

Sommet de Johannesburg, en 2002, pour que s'affirment l'universalité des principes du développement durable et le soutien de l'Organisation des Nations unies, instance représentative pour favoriser le développement durable. Un traité sur la conservation des ressources naturelles et la biodiversité est ratifié. Ses points cruciaux concernent le changement climatique, la pollution et l'exploitation, qui sont à l'origine de la perturbation des écosystèmes. Ces considérations environnementales vont amener à des notions de qualité, de valeur des ressources et de leur gestion pour en assurer le maintien ou la restauration. Dans ce contexte, l'eau va devenir un déterminant. Désormais, le grand public y est sensibilisé et, si en 2002, seuls 9 % des Français savent ce que l'expression « développement durable » veut dire, ils sont 40 % en 2007. À travers ce concept de développement durable, l'interdisciplinarité entre sciences de la société et sciences de la nature avance.

Cette nouvelle vision politique et médiatique de la planète a des répercussions sur la recherche, ce qui se traduit en quelques mots clés bien connus par les chercheurs : transdisciplinarité allant jusqu'aux sciences humaines, opérationnalité de la recherche, délimitations géographiques et dimension spatiale pour se rapprocher des territoires et périmètres d'action des politiques publiques, etc. Autrement dit, l'homme devient partie intégrante de l'écosystème, renforçant ainsi la nécessité de l'approche systémique. D'où l'injonction faite au chercheur – dans les institutions internationales et nationales qui guident les programmes de recherche – de répondre, par son activité, à la demande sociétale.

Ainsi, des dispositifs internationaux vont naître et engager la communauté scientifique dans des thèmes associés au développement durable. Le chercheur va s'intéresser de manière plus nette au système côtier, non déconnecté de son pendant continental où se concentrent les activités humaines. Le GIWA (*Global International Water Assessment*, <<http://www.giwa.net>>), initiative menée en juillet 1999 par le Pnu pour évaluer de manière intégrée les eaux internationales, définit 66 sous-régions de référence dont la Méditerranée (révision de la convention de Barcelone). Le LME (*Large Marine EcoSystems*, <<http://www.lme.noaa.gov>>), coordonné par diverses agences intergouvernementales, s'adresse plus directement aux grands écosystèmes marins englobant la partie aval des bassins fluviaux. À l'échelle européenne, la Commission européenne et l'Agence spatiale s'engagent dans la surveillance environnementale à travers le GMES (*Global Monitoring for Environment and Security*) où la France est présente. Ce programme concerne la gestion des milieux océaniques, atmosphériques et continentaux, les ressources en eau et les risques naturels et industriels.

L'approche des systèmes côtiers ne peut être dissociée de celle de la ressource et de la qualité des eaux. En effet, à côté de l'aspect dynamique du système, comment oublier que sur les 25 mégacités de plus de 9 millions d'habitants existant actuellement dans le monde, 15 sont situées sur la côte ! Aussi, à la suite des conférences de Dublin (26-31 janvier 1992) et de Rio de Janeiro (3-14 juin 1992), le Forum mondial de l'eau de La Haye (17-22 mars 2000) a abouti à un plan d'action qui se réfère à la Gestion intégrée des ressources en eau ou Gire (en anglais IWRM ou *Integrated Water Resources Management*). En Europe, cette notion de gestion intégrée s'est formalisée dans la Directive cadre européenne sur l'eau (DCE) adoptée en octobre 2000. L'objectif de la DCE est d'atteindre, d'ici 2015, le bon état écologique et chimique de tous les milieux aquatiques naturels, et ainsi, de réduire la vulnérabilité de leurs populations.

La Gestion intégrée des zones côtières (GIZC) représente une autre initiative internationale ayant comme cadre le développement durable. Elle a fait l'objet, en mai 2002, d'une recommandation du Parlement et du Conseil européens, recommandation dont la mise en œuvre en France a été décidée par le Comité interministériel de la mer en avril 2003. On y recommande à la fois une approche globale et régionale « traitant simultanément terre et mer, [...] un périmètre pertinent, les enjeux définissant le territoire, [...] une concertation entre acteurs pour gérer l'interaction mer-terre, [...] une mise en œuvre des règles de gestion par une structure opérationnelle, [...] des systèmes de diffusion au public des informations relatives à leurs zones côtières... ». Sur la base de la convention de Barcelone (février 1976, modifiée en juin 1995), un protocole spécifique à la gestion intégrée des zones côtières de la Méditerranée vient d'être signé (janvier 2008). L'Union pour la Méditerranée, organisation intergouvernementale, à vocation régionale, relance une approche globale dans un processus de partenariat euro-méditerranéen. Dans le domaine concerné, l'une des priorités est « la dépollution de la Méditerranée, y compris des régions côtières et des zones marines protégées, en particulier dans le secteur de l'eau et des déchets ».

Au Centre national de la recherche scientifique, la réflexion stratégique de 2001-2002 et le contrat d'action pluriannuel (2002-2005) insistent sur les « enjeux sociaux » et les différentes formes de valorisation qui accompagnent la diffusion des connaissances vers les gestionnaires (<<http://www.cnrs.fr/fr/organisme/strategie.htm>>). Dans le domaine plus précis de l'environnement, ils recommandaient : l'interdisciplinarité, la surveillance systématique et sur le long terme, le besoin urgent d'outils pour prévoir et gérer l'impact de l'homme, les enjeux de la recherche concernant les ressources en eau, la pollution et l'impact du changement climatique. Ils prévoyaient la mise en place de nouveaux moyens d'observation ainsi que l'amélioration des moyens de l'Institut national des sciences de l'univers (Insu) et des zones ateliers du Programme environnement, vie et sociétés (PEVS). En 2003, le département « Environnement et développement durable » remplace le PEVS, mais le concept d'« anthroposystème » est lancé pour signifier que l'homme fait partie intégrante de l'écosystème et figure parmi les facteurs qui contrôlent sa variabilité. « Les interactions sociétés-nature sont étudiées par une approche intégrée et systémique à long terme, et dans une perspective de développement durable » (Lévêque *et al.*, 2003).

La réflexion sur la réponse du scientifique à la demande sociétale demeure à l'ordre du jour dans la plupart des programmes de recherche interorganismes, ainsi que dans les programmes plus appliqués soutenus par le ministère de l'Écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire, tels que le Gicc (Gestion et impacts du changement climatique) (<<http://www.ecologie.gouv.fr/GICC.html>>) ou Liteau sur la gestion du littoral. Des instruments sont en place : systèmes d'observations *in situ* ou spatiaux, zones ateliers (ZA), observatoires de recherche sur l'environnement (Ore), systèmes intégrés modèles-observations comme, par exemple, Mercator pour la prévision océanique opérationnelle. Les recommandations portent sur le besoin de développer des systèmes intégrés de gestion de l'environnement, la nécessité d'aller vers le préopérational et d'organiser des réponses cohérentes. Pour cela, la promotion de la recherche scientifique et technique ne va pas sans une coordination institutionnelle des entités nationales, régionales et locales, ni sans une coopération internationale qui peut prendre la forme de réseaux.

Cela est encore plus vrai en 2007 où la Commission européenne et l'Onerc (Observatoire national sur les effets du changement climatique ; <<http://www.ecologie.gouv.fr/Adaptation-au-changement.html>>), ainsi que la plupart des ministères, engagent à passer rapidement à des stratégies d'adaptation et d'atténuation dont il faut évaluer le coût. Dans le livre vert de la Commission européenne (juin 2007), la vulnérabilité particulière de l'Europe méridionale et de la Méditerranée est reconnue (<<http://ec.europa.eu/environment/climat/adaptation>>). Définie par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Giec) comme une action préventive d'« ajustement des systèmes naturels et humains face à un environnement changeant », l'adaptation suppose, au préalable, une bonne identification des impacts. En adoptant l'approche intégrée d'un système à dimension régionale, le bilan des recherches sur la ZA Orme, dans le golfe du Lion, peut contribuer à identifier les vulnérabilités de la zone vis-à-vis de l'impact du changement climatique et humain en Méditerranée et à anticiper la réflexion sur les mesures possibles d'adaptation. Des deux régions administratives concernées, Paca et Languedoc-Roussillon, cette dernière n'est-elle pas la première région française pour sa croissance démographique ?

Approche intégrée d'un anthroposystème méditerranéen

Comme le dit B. Picon (chapitre 9 de cet ouvrage), on construit « l'objet environnemental » à travers une démarche scientifique interdisciplinaire, à l'interface des sciences du milieu et des sciences humaines. Cette démarche entre dans la logique des systèmes complexes. C'est dans ce contexte général que l'Observatoire régional méditerranéen de l'environnement (Orme) est mis en œuvre sur le golfe du Lion, d'abord comme projet en réponse à un appel d'offres du Programme environnement, vie et sociétés (PEVS) du Cnrs, en 1999. Cet appel d'offres stipule que l'environnement « est l'ensemble des systèmes naturels ou artificialisés dans lesquels l'homme intervient ou est intervenu, soit en les exploitant soit en les aménageant ». Il est proposé d'appeler « anthroposystèmes » ces systèmes d'interactions sociétés-milieux. L'accent est mis sur l'échelle régionale mais sans perdre de vue l'aspect global des thématiques, celles-ci pouvant porter sur les « problèmes associés aux hydrosystèmes (bassins versants), zones côtières, espaces ruraux, etc. » Il s'agit, dans l'esprit du concept de développement durable, d'analyser et de comprendre l'évolution de ces anthroposystèmes, de construire des outils (modélisation, instrumentation, moyens pratiques de gestion et transmission des connaissances), dans une démarche à la fois rétrospective (20 à 100 ans) et prospective d'observations à long terme. Cette approche fait référence à la stratégie utilisée dans les *Ilter (International Long-Term Ecosystem Research)*, observatoires internationaux de recherche destinés à enregistrer la signature d'évolutions lentes. En conséquence, les « observatoires des anthroposystèmes sont des lieux privilégiés pour recueillir les informations nécessaires à l'élaboration de modèles de fonctionnement, mener des expériences en vraie grandeur, évaluer les conséquences éventuelles de mesures de gestion ». Ils doivent être de type « systémique », être envisagés dans la durée pour « reconnaître le caractère dynamique, l'évolution et notamment les facteurs climatiques et les usages » (Lévêque *et al.*, 2003).

Les dispositifs d'observation à long terme sont aujourd'hui des actions transversales, placées dans le champ de responsabilité de l'« Institut écologie et environnement » du Cnrs (<http://www.cnrs.fr/inee/>) et figurant dans le plan stratégique « Cnrs 2020 ». Sept zones ateliers (ZA) ont été labellisées, souvent organisées à l'échelle régionale « pour répondre par une démarche scientifique à une demande politique, économique et sociale » (<http://www2.cnrs.fr/presse/journal/3536.htm>). En se focalisant sur le golfe du Lion dans son ensemble (bassin versant et zone côtière), la zone atelier Orme est la seule à s'intéresser au système eau-sédiments dans un *continuum* terre-mer.

À travers la dynamique de l'eau et de la matière (comme objets et ressources), divers compartiments du système sont intégrés et approchés : bassins versants, fleuves dans leur partie aval surtout, zones humides, étangs, littoral et zone côtière. Les données proviennent de recherches antérieures et en cours, effectuées dans le cadre de nombreux programmes nationaux et européens, de travaux expérimentaux et d'enquêtes de terrain, d'outils de modélisation, de plates-formes de mesures *in situ*, de formalisations par des systèmes d'information géographique (Sig). Pour les sciences expérimentales, l'objectif le plus difficile à atteindre aura été la constitution d'un réseau de stations de mesures autonomes en des sites représentatifs, pour les suivis temporels. Cette stratégie a rendu compatible l'observation des tendances à long terme et celle des extrêmes. Dès le début du programme, les conditions météo-climatiques ont offert l'opportunité de plusieurs événements (plongées d'eaux froides, crues et tempêtes), particulièrement ceux de 1999, 2003 et 2004.

La fédération d'équipes autour des objectifs scientifiques de la ZA Orme, les divers soutiens régionaux, nationaux et internationaux (cités dans les différents chapitres de cet ouvrage) ont permis d'équiper de nouvelles plates-formes, d'avoir accès à des réseaux existants et d'engager les équipes de proximité dans les suivis temporels (fig. 1, cf. planche couleur 1). On citera : la plate-forme terre et mer Poem du Cefrem, la station observatoire Opera de l'IRSN (Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire) sur le Rhône en Arles, la station du BRGM (Bureau de recherche géologique et minière) sur l'Hérault. L'observatoire de recherche sur l'environnement Resyst, étudiant la réponse du système deltaïque du Rhône, a été intégré dans la ZA ; une coordination avec la ZABR (Zone atelier du bassin du Rhône) est en cours.

Les recherches couvrent un spectre spatio-temporel large, mais les objectifs de recherche peuvent se résumer en quelques questions clés : quels sont les flux d'eau, de matière et d'éléments qui sont apportés à la zone côtière et quelles quantités sont échangées avec les autres sous-systèmes ? Quel est le rôle du climat, des événements météo-climatiques et des aménagements dans la modification de ces échanges et de la qualité des milieux ? Quelles sont les échelles spatio-temporelles des mécanismes de transfert d'eau et de matière ? Quels sont les facteurs qui déterminent les dynamiques naturelles et sociales du système eau ? Sur la base des données actuelles, est-il possible d'identifier l'évolution physique, biogéochimique et socio-économique du système ? Quelle est l'ampleur des changements observés ? Comment est perçue la pression socio-économique sur les systèmes ? Comment sont gérés les ressources en eau et les milieux aquatiques ?

Outre les aspects liés à la recherche scientifique, l'observatoire Orme-golfe du Lion a deux autres fonctions : pédagogique et de communication. Parmi les actions pédagogiques, on peut citer le projet « Histoire d'eau », adressé aux classes d'enseignement

secondaire, soutenu par le Cnrs dans le cadre de « Passeport pour la science », et par le Rectorat, la région Languedoc-Roussillon (LR), la DRRT et l'Ensa de Montpellier. Le projet « Au fil de la Têt » a intéressé plusieurs collèges et lycées du département des Pyrénées-Orientales, pour effectuer des suivis de la qualité des eaux du fleuve côtier Têt. Orme a également mis en place, à l'université de Perpignan, un cycle de conférences, nommé « Perspectives », qui s'adresse à un large public.

L'observatoire est inséré dans le tissu local, régional, national et international ; il reçoit le soutien de la Communauté d'agglomération Têt-Méditerranée, des régions LR et Paca, et de programmes nationaux et européens.

Un comité de pilotage a été mis en place, il comprend : l'Agence de l'eau, l'Ifremer, le BRGM, la région Languedoc-Roussillon et le Cedralmar (Centre d'études et de promotion des activités lagunaires et maritimes du Roussillon). Mais, pour parvenir véritablement à une gestion intégrée, un nouvel « outil cognitif », qui respecte l'unité physique du système, reste à forger. Comme il est recommandé dans le protocole du Pnu sur la gestion intégrée des zones côtières, de nouvelles formes de concertation entre scientifiques, politiques et gestionnaires, restent à trouver.

Présentation de l'ouvrage

Les systèmes naturels sont dits « complexes », *a fortiori* lorsqu'on y inclut nécessairement l'homme. D'où la difficulté de présenter, à ce stade du programme à long terme, une analyse complète et synthétique, transdisciplinaire et multiéchelle. Nous avons choisi de respecter l'approche par sous-systèmes et de présenter une suite d'« éclairages » à diverses échelles d'espace et de temps, mais, placés tous sur le fil rouge de l'eau et de la matière et des deux déterminants génériques que sont le climat et l'homme (fig. 2, cf. planche couleur 2). Du point de vue du temps, le spectre va du siècle à l'aléa météo-climatique ; du point de vue spatial, l'emprise va de l'ensemble de la zone – pour montrer l'unité du golfe du Lion dans sa fonction d'interface – à quelques kilomètres carrés lorsqu'on se focalise sur la gestion de la ressource en eau où le niveau local est le plus pertinent.

C'est dans un souci de simplification que l'on a choisi de s'adresser surtout aux composantes abiotiques, celles-ci constituant le premier niveau de fonctionnalité des systèmes. En revanche, on a recherché quelques indicateurs biologiques originaux, spécifiques des milieux analysés et témoins de leur état d'évolution.

Au plan des usages, l'accent est mis sur les contaminants, traceurs des pratiques et des technologies mises en œuvre par les sociétés – ici l'industrie, l'agriculture et le tourisme – activités diversement distribuées dans le territoire étudié. Sont également mis en lumière les effets des pratiques gestionnaires. Au total, une identification de la nature des impacts dans une zone méditerranéenne typique et une tentative d'évaluer la vulnérabilité des milieux.

Du point de vue de l'organisation de l'ouvrage, on trouvera une suite de chapitres portant sur trois systèmes et leurs interactions : en première partie, le système fluvial (*Les fleuves : source et ressource*), en deuxième partie, le système estuarien (*Les zones humides : une interface convoitée*), et en troisième partie, le système marin (*La zone côtière : variabilité et vulnérabilité*).

Dans la première partie, trois systèmes bassins versants sont présentés : le Rhône, l'Hérault et la Têt. Ils sont source d'eau et de matière (particules et nutriments), mais aussi de contaminants (métaux, radionucléides). Les flux peuvent être ainsi quantifiés pour parvenir à un bilan. En tant que ressource, ils sont alors regardés sous l'angle du paysage et de la végétation, ou encore de la gestion de l'eau.

Les zones humides et estuariennes, présentées dans la deuxième partie, appartiennent à trois départements et environnements différents, soit, de l'est à l'ouest, l'étang de Berre, le delta du Rhône et la Camargue, la lagune de Thau et l'étang de Salses-Leucate. C'est dans ces systèmes – où l'on trouve une grande diversité des activités humaines et aussi une plus grande facilité d'accès aux diverses méthodes d'investigation – que se réalise la meilleure intégration entre sciences de la nature et sciences économiques et sociales. Ainsi, nous avons considéré : les relations entre biologie et usages, biologie et gestion, biologie et état du milieu, ainsi que les dispositifs institutionnels de gestion intégrée allant jusqu'à la réhabilitation et un modèle socio-économique appliqué aux processus de décision.

La troisième partie est consacrée au domaine marin et à son évolution à long et court terme, sous le double effet du climat méditerranéen et de l'anthropisation, celle-ci étant vue par le degré de contamination par les métaux ou par l'activité de chalutage. Le littoral étant à la confluence du double impact des aménagements (amont et aval) et du changement climatique (élévation du niveau marin), les observations sont focalisées sur le domaine rhodanien, principale source de matériaux. On y considère les nappes d'eau souterraines et l'évolution du delta. Un modèle d'érosion dunaire sous l'effet des tempêtes est proposé.

Le séminaire de restitution, organisé à Agropolis (Montpellier) les 4 et 5 juin 2007, a été l'occasion de présenter une partie des travaux d'Orme. L'invitation faite à d'autres équipes travaillant sur ces thèmes ou sur des thèmes complémentaires a permis d'enrichissantes discussions et la mise en perspective des résultats.

Références bibliographiques

Lévêque Ch., Muxart T., Abbadie L., Weil A., van der Leeuw S., 2003. L'anthroposystème : entité structurelle et fonctionnelle des interactions sociétés-milieus. *In*: Lévêque Ch., van der Leeuw S. (eds), *Quelles natures voulons-nous ?* Elsevier, Paris, pp. 110-129.

Partie I

**Les fleuves :
source et ressource**

Chapitre 1

La Têt en Roussillon. Ce que l'eau d'un fleuve enseigne sur son bassin et ses habitants

WOLFGANG LUDWIG, JAVIER GARCÍA-ESTEVEES, ANDRÉ MONACO

Résumé

La Têt (Pyrénées-Orientales) est un fleuve côtier typique de la Méditerranée. De sa source à l'exutoire, la qualité chimique de son eau enregistre les propriétés de son bassin versant, ses caractéristiques naturelles (nature des roches, climat, morphologie), ainsi que celles liées aux activités humaines (occupation des sols et activités). Les éléments chimiques dissous retracent les apports anthropiques vers le fleuve et peuvent être considérés comme des indicateurs du risque de pollution auquel les eaux sont exposées. Les analyses effectuées tout au long du cours d'eau de la Têt montrent que, actuellement, de nombreux éléments chimiques dans l'eau ont pour origine les activités de l'homme. Les phénomènes anthropiques dominent ainsi la mobilisation de ces éléments par rapport aux processus naturels (altération chimique des roches, apports atmosphériques) ; leurs apports à la mer sont avant tout contrôlés par les activités agricoles et les rejets des eaux usées des villes. Mais le contraire peut aussi être observé, à savoir une réduction des flux naturels due aux activités de l'homme. Cela concerne les éléments nutritifs qui alimentent la productivité biologique dans les eaux et qui peuvent, par l'intermédiaire des blooms algaires, être piégés dans les sédiments d'une retenue artificielle construite sur le fleuve.

Origine des matières dans les fleuves

Pour étudier les phénomènes d'érosion qui modifient nos paysages, les scientifiques s'intéressent aux flux de matières dissoutes et particulières dans les fleuves. En effet, ces flux reflètent la vitesse de l'altération des sols et des roches à l'intérieur des bassins

versants, dans l'hypothèse où ils sont représentatifs dans le temps. Étant très lents, les phénomènes d'érosion sont difficiles à étudier à l'échelle du laboratoire ; les bassins versants des fleuves servent donc, pour les scientifiques, de zones expérimentales naturelles à grande échelle.

Mais l'érosion des roches n'est pas la seule source de matières dans les fleuves (fig. 3). De manière naturelle, certains éléments sont « importés » dans les bassins versants par voie atmosphérique et peuvent ainsi contribuer à la composition chimique des eaux. Les pluies ne sont pas pures et contiennent déjà des minéraux en solution, surtout à proximité de la côte où le sel de mer peut facilement se disperser dans l'atmosphère. Les activités humaines, également, rejettent de plus en plus de matières. D'un côté, l'alimentation et la consommation de produits domestiques apportent des éléments supplémentaires par les eaux usées. D'un autre côté, les productions agricoles et industrielles libèrent, dans la nature, des fertilisants et autres produits phytosanitaires qui se retrouvent par la suite dans les eaux de surface. Ainsi, avant l'industrialisation et l'intensification des pratiques agricoles, la composition de l'eau dans les fleuves dérivait essentiellement de l'érosion

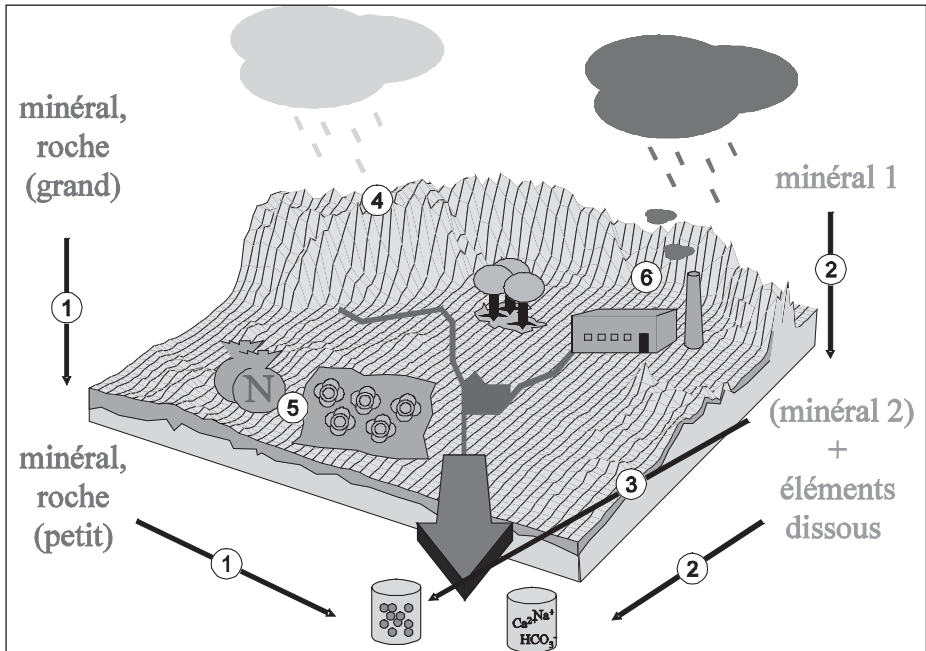


Figure 3. Origine des matières dans les fleuves.

Les matières dans les fleuves sont transportées sous forme particulaire ou dissoute. De manière générale, l'on peut supposer que les particules sont le résultat de l'érosion mécanique dans le bassin (1), tandis que les éléments dissous sont libérés par l'érosion chimique (2). En réalité, il est difficile de séparer les deux phénomènes car la plupart des particules sont issues de l'érosion des sols qui sont eux-mêmes le résultat direct de l'altération chimique des roches (3). D'autres matières sont apportées par l'atmosphère (4) et ne viennent donc pas nécessairement de l'intérieur du bassin versant lui-même. Les formes de pollution les plus fréquentes sont liées aux productions agricoles (5) et aux rejets des eaux usées des villes et des industries (6). La première peut être considérée comme une « pollution diffuse » car son introduction dans les eaux de surface ne se limite pas à un endroit précis, contrairement à la deuxième qui représente une « pollution ponctuelle ». Néanmoins, les productions industrielles peuvent aussi provoquer des pollutions diffuses, notamment par les dépôts atmosphériques.

et d'autres phénomènes naturels. Aujourd'hui, elle reflète de plus en plus la présence de l'homme dans les bassins versants.

De la source à la mer : suivi de la qualité de l'eau

La Têt est étudiée dans la zone atelier Orme, à titre d'exemple des nombreux fleuves côtiers du pourtour de la Méditerranée. Dans une étude pilote (2000-2001), ayant pour objectif de mieux comprendre l'impact des activités humaines sur la qualité de l'eau, la composition de l'eau de la Têt en éléments dissous et particuliers a été suivie, de la source à la mer, par des prélèvements hebdomadaires (fig. 4A, cf. planche couleur 3). Cette étude s'est focalisée sur la composition des principaux anions et cations en phase dissoute, communément appelés les « éléments majeurs ». Ces derniers ne sont pas des polluants *per se*, mais reflétant les apports anthropiques dans le fleuve, ils peuvent être considérés comme des indicateurs du risque de pollution auquel les eaux sont exposées. D'autres études sur l'origine des matières dans les fleuves côtiers de la région Languedoc-Roussillon ont été effectuées sur le bassin versant de l'Hérault (Rabiet *et al.*, 2005 ; Petelet-Giraud et Negrel, 2007), complétant ainsi les résultats de l'étude sur la Têt.

La Têt traverse des zones très contrastées au plan des activités humaines (tableau 1), ce qui facilite l'identification des apports anthropiques. La partie amont de la Têt remonte vers des régions très élevées des Pyrénées où la densité de la population est extrêmement faible. Par conséquent, la composition des eaux est quasi exclusivement contrôlée par des processus naturels. Plus en aval, le climat et le relief deviennent plus doux et permettent la mise en place d'une agriculture intensive (essentiellement arboriculture et viticulture) sur les versants autour du fleuve. À proximité de l'embouchure, le fleuve est sous la forte influence d'une population majoritairement urbaine. Ici, l'agglomération de Perpignan rejette dans la Têt les eaux usées de presque 150 000 habitants, ce qui représente plus de 70 % de la population de l'ensemble de son bassin versant.

Les rejets par les eaux usées

L'impact des rejets de la station d'épuration (Step) sur les eaux de la Têt est bien visible lorsqu'on compare la composition de l'eau à Perpignan (station de prélèvement 5, en abrégé St5) et à Villelongue (St6). Entre ces deux stations, les eaux de la Step se jettent dans le fleuve et provoquent une forte augmentation de la concentration moyenne de certains éléments, parfois avec un facteur supérieur à 2 (tableau 2). Les rejets urbains représentent une source anthropique importante ; la composition chimique du fleuve subit ainsi sa plus forte modification lors de son parcours de l'amont vers l'aval. La caractérisation détaillée de cette source est donc le premier pas dans la recherche des différentes origines de matières dans la Têt.

Les eaux usées de l'agglomération de Perpignan n'ont pas été analysées dans cette étude, mais leur composition peut être déterminée indirectement en faisant la différence des flux aux deux stations, corrigée par les apports qui sont dus à la Basse (dernier affluent qui se jette également dans la Têt entre les deux stations). En connaissant le débit moyen des rejets de la Step (environ $0,44 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), on peut déduire les concentrations moyennes en éléments majeurs dans les eaux usées (tableau 3).

Tableau 1. Caractéristiques du bassin versant de la Têt

Station	BV (km ²)	P (mm)	Q (mm)	Q-th (mm)	Élévation (m)	Pente (degrés)	Nombre d'habitants	A-urb (%)	A-vegnat (%)	A-eau (%)	A-agr1 (%)	A-agr2 (%)	A-agr3 (%)
St 1	56	962	618	692	2 148	11,1	0	0,3	91,1	6,5	2,1	0	0
St 2	370	754	267	450	1 672	17,6	2 438	0,5	91,4	0	5	0,2	2,8
St 3	389	684	230	338	1 135	15,4	13 940	0,3	90,2	0,6	4,9	2,9	1
St 4	170	766	86	300	856	14,5	3 071	0,3	74,5	0,9	9,1	14,9	0,3
St 5	303	678	-133	131	314	5,5	23 424	2,2	64,8	0	4,5	21,3	7,2
St 6	95	630	239	66	76	1,3	146 958	16,2	8,5	0	0	31,4	43,8
St 7	8	475	0	54	9	0,5	16 095	9,9	0	0	0	0	90,1
St 1c	56	962	618	692	2 148	11,1	0	0,3	91,1	6,5	2,1	0	0
St 2c	426	782	313	482	1 735	16,8	2 438	0,5	91,4	0,9	4,6	0,2	2,5
St 3c	815	735	274	413	1 448	16,1	16 378	0,4	90,8	0,7	4,8	1,5	1,8
St 4c	984	740	241	393	1 346	15,8	19 449	0,4	88,0	0,8	5,5	3,8	1,5
St 5c	1 287	726	153	332	1 103	13,4	42 873	0,8	82,5	0,6	5,3	7,9	2,9
St 6c	1 382	719	159	313	1 033	12,6	189 831	1,9	77,5	0,5	4,9	9,5	5,7
St 7c	1 390	718	158	312	1 027	12,5	205 926	1,9	77,0	0,5	4,9	9,5	6,2

Ce tableau donne un aperçu de la variabilité morphologique et climatique des différentes parties du bassin versant de la Têt, ainsi que des pressions anthropiques que l'homme exerce sur l'occupation des sols. L'ensemble des données a été extrait de nombreuses banques de données informatisées à l'aide de systèmes d'information géographique (Sig). BV = superficie du bassin aux stations de prélèvement (les stations St1 à St7 correspondent aux surfaces individuelles et les stations St1c à St7c aux surfaces cumulées). P et Q = respectivement précipitation et écoulement pendant l'année hydrologique 2000-2001. Q-th = écoulement moyen théorique sans tenir compte des prélèvements d'eau (Ludwig *et al.*, 2004) ; l'élévation et la pente sont des moyennes du bassin. A-urb, A-vegnat, A-eau = pourcentages du bassin qui sont respectivement couverts par des surfaces urbaines et industrielles, par de la végétation naturelle et par de l'eau ou des zones humides. A-agr1, A-agr2, A-agr3 = pourcentages des surfaces agricoles qui sont utilisés pour des élevages (agr1), des cultures de fruitiers et des vignes (agr2) et pour d'autres types d'exploitation (agr3). Pour plus d'information, voir García-Esteves *et al.*, (2007).

Ces eaux sont relativement riches en sel (Na, Cl), en azote (NO₃, NH₄) et en phosphore (PO₄), en accord avec leur provenance domestique. En Europe, pour son alimentation, un adulte consomme annuellement environ 60 moles (équivalent de 3,5 kg) de NaCl qu'il rejette par la suite dans les eaux usées (WHO, 1979). Lorsqu'on rapporte la quantité de chlorures rejetés au nombre d'habitants reliés à la station d'épuration de Perpignan, on obtient une valeur d'environ 275 moles par habitant, valeur bien supérieure à ce qui provient seulement de la nourriture. D'autres produits domestiques et sources anthropiques libèrent également du sel, notamment dans l'agglomération de Perpignan où les rejets industriels peuvent être aussi une source de chlorures dans le fleuve. Plus en amont, dans la partie centrale du bassin où la population est beaucoup plus rurale, les rejets de chlorures peuvent être estimés à environ 150 moles par habitant. Cette valeur reflète probablement mieux les rejets qui sont essentiellement d'origine domestique.

Les chiffres dans le tableau 3 ne sont que des moyennes qui ne tiennent pas compte de la variabilité dans le temps et dans l'espace. Les rejets en phosphates, par exemple, ont

Tableau 2. Concentrations moyennes en éléments chimiques (µeq.l⁻¹) de l'amont vers l'aval

Station	St1	St2	St3	St4	St5	St6	St7
Ca	166	456	681	711	1 159	1 405	1 416
Mg	38	106	149	167	295	339	343
Na	68	158	174	183	286	465	477
K	6	15	22	25	45	62	62
NH ₄	0	0	1	4	2	102	83
SiO ₂ *	88	140	151	136	148	160	157
F	1	10	10	10	11	11	11
Cl	33	69	74	88	166	354	357
SO ₄	51	146	156	193	377	474	482
NO ₃	5	17	25	29	61	101	98
HCO ₃	184	523	763	790	1 115	1 295	1 319
PO ₄	0	0	2	2	5	10	8
COD*	194	183	195	243	300	287	296

Les valeurs ont été déterminées en calculant le flux des éléments pendant la période hydrologique 2000-2001, et en le divisant par le débit total pour cette période. L'unité des éléments marqués * est µmole.l⁻¹.

Tableau 3. Composition moyenne des rejets de la Step à Perpignan

Élément	Concentration	Élément	Concentration
Ca (meq.l ⁻¹)	3,56	NH ₄ (meq.l ⁻¹)	1,67
Mg (meq.l ⁻¹)	0,51	NO ₃ (meq.l ⁻¹)	0,68
Na (meq.l ⁻¹)	2,63	DIN* (mmole.l ⁻¹)	2,31
K (meq.l ⁻¹)	0,27	PO ₄ (meq.l ⁻¹)	0,08
Cl (meq.l ⁻¹)	2,89	F (meq.l ⁻¹)	0,01
HCO ₃ (meq.l ⁻¹)	2,57	SiO ₂ (mmole.l ⁻¹)	0,31
SO ₄ (meq.l ⁻¹)	1,05	COD (mmole.l ⁻¹)	0,13

* Dissolved inorganic nitrogen = somme de NO₃ et de NH₄.

suivi une forte diminution depuis le début des années 1990 à cause de la réduction des détergents phosphatés dans les lessives. Les teneurs à l'exutoire, mesurées dans le cadre de cette étude, ne correspondent donc qu'à un cinquième environ de ce qui a été mesuré à la fin des années 1980, période correspondant généralement aux plus fortes teneurs dans les fleuves (Ludwig *et al.*, 2003). Des tendances similaires sont observées pour de nombreux autres fleuves en région méditerranéenne. Les phosphates sont donc un bon exemple pour illustrer l'impact immédiat que peut avoir le changement de comportement humain sur la qualité des eaux de surface.

Les intrants agricoles

Les rejets agricoles sont plus difficiles à détecter et à quantifier que les rejets urbains. Il s'agit ici d'une pollution « diffuse » qui rejoint la Têt aux abords des terrains agricoles. Son introduction dans le fleuve ne peut pas être fixée à un endroit précis comme pour les rejets des Step. Néanmoins, dans le bassin versant de la Têt, l'exploitation agricole intensive – cultures fruitières et vignes pour une grande part – s'est surtout développée à partir des versants bordant la plaine du Roussillon. Ainsi, l'occupation des sols en terrains agricoles augmente considérablement entre les stations Marquixanes (St3) et Rodès (St4). La plupart des affluents ont déjà rejoint le fleuve, et le débit ne change que très peu entre ces deux stations. Mais les flux de matières augmentent considérablement pour certains éléments chimiques, surtout pour ceux qui sont abondants dans les fertilisants (SO_4 , Cl, NO_3 , K, Mg). Cela indique que le changement de la composition de l'eau entre St3 et St4 est essentiellement contrôlé par les apports agricoles.

Plus en aval, à St5, avant que la Step de Perpignan ne déverse ses rejets dans le fleuve, l'eau de la Têt subit également une augmentation considérable des concentrations moyennes (tableau 2). Dans l'hypothèse où les changements de flux entre St4 et St3 reflètent la composition moyenne des apports agricoles, et que la composition des rejets de la Step à Perpignan est représentative des eaux usées en général, il peut être démontré que cette augmentation s'explique parfaitement par un mélange entre apports agricoles et apports urbains. L'augmentation des flux en « éléments agricoles » est d'ailleurs bien corrélée avec les surfaces des exploitations agricoles dans le bassin, confirmant ainsi une contribution spécifique, en tonnes par km^2 de terrain agricole, pour chacun de ces éléments. En moyenne, ces flux sont environ 5 à 10 fois supérieurs aux flux spécifiques naturels, c'est-à-dire aux flux libérés par l'altération chimique des sols et des roches. Ceci souligne le fort impact de l'agriculture sur la composition de l'eau de la Têt. Cet impact est le plus important pour les sulfates, ceux-ci pouvant être libérés à la fois par les fertilisants, mais aussi par les fongicides, fréquemment utilisés dans le traitement des vignes (bouillie bordelaise, CuSO_4).

Impact d'un barrage sur la composition de l'eau

Les activités humaines dans le bassin de la Têt provoquent ainsi une augmentation considérable des charges dissoutes dans le fleuve. Mais à l'inverse, on peut aussi observer une diminution des flux naturels. Cela est généralement une conséquence de la construction des barrages et concerne les « éléments nutritifs » qui sont nécessaires

pour le développement de la faune aquatique. Dans la mesure où les barrages créent des lacs artificiels, avec une eau beaucoup plus calme que dans le reste du fleuve, ils provoquent une forte augmentation de la production primaire – micro et macroalgues – qui « consomme » les éléments nutritifs dissous dans l'eau.

Sur la Têt, un barrage de rétention des eaux a été construit en 1975 à Vinça, entre les stations St3 et St4, afin de réduire les risques d'inondation dans la partie aval, en particulier dans la plaine du Roussillon. Ce barrage retient également des matières en suspension (Serrat *et al.*, 2001) et des éléments nutritifs. Cela est bien visible lorsqu'on compare l'évolution des teneurs en silice (SiO_2) dissoute entre les deux stations (fig. 5). Cet élément est indispensable pour le développement des diatomées. Celles-ci sont les microalgues les plus abondantes dans les eaux de la Têt, elles utilisent la silice pour la construction de leurs squelettes. Pendant la période froide (fin d'automne – début de printemps), quand le barrage est pratiquement vide, les concentrations en SiO_2 dans les deux stations sont identiques. En revanche, pendant la période chaude, le barrage se remplit, et les teneurs en silice à St4 chutent nettement en dessous des teneurs mesurées à St3, ce qui est une conséquence directe de l'utilisation de SiO_2 par la production phytoplanctonique dans la retenue.

Pour l'année d'étude 2000-2001, les flux de silice dissoute ont été réduits d'environ 11 % par le barrage. Par conséquent, cette quantité n'a plus été disponible pour la production primaire dans les eaux côtières, celle-ci dépendant directement des apports par les fleuves. Les apports de la Têt sont faibles, comparés à ceux des grands fleuves comme le Rhône, et il est peu probable que cette réduction ait un effet majeur sur la production primaire en mer. Néanmoins, les barrages sont aujourd'hui nombreux le long de la plupart des fleuves et, pour leur ensemble, la rétention de la silice et d'autres éléments nutritifs peut avoir un effet considérable sur la composition et la productivité des écosystèmes marins. Le changement de la productivité en mer Noire, probablement lié à la réduction des flux en silice dans le Danube, en est l'un des exemples les plus spectaculaires (Humborg *et al.*, 1997).

Comment distinguer les différents apports ?

L'utilisation des éléments majeurs pour quantifier les contributions des différentes sources de matières dissoutes dans les fleuves nécessite la présence de certains éléments « traceurs » qui sont spécifiques pour chaque source. Mais la plupart de ces éléments sont omniprésents, même si leurs proportions peuvent être très variables d'une source à l'autre. Les chlorures (Cl) sont le seul élément pour lequel on peut souvent exclure l'altération des roches comme source principale. La moitié de cet élément sur Terre est aujourd'hui stockée dans l'eau de mer, l'autre moitié se trouve dans des roches évaporitiques. Celles-ci sont le résultat de l'évaporation de grandes quantités d'eau de mer au cours des temps géologiques ; leurs affleurements sont généralement très limités dans l'espace. Si le bassin versant d'un fleuve ne contient pas ce type de roches, les chlorures dans l'eau proviennent alors de sources externes.

La Têt draine surtout des roches métamorphiques et plutoniques anciennes (gneiss, schistes, granites) ; l'existence des évaporites peut être exclue dans le bassin (fig. 4B, cf. planche couleur 3). C'est pourquoi les apports atmosphériques sont la seule source naturelle de chlorures dans la Têt. Lorsqu'on connaît la composition chimique de ces

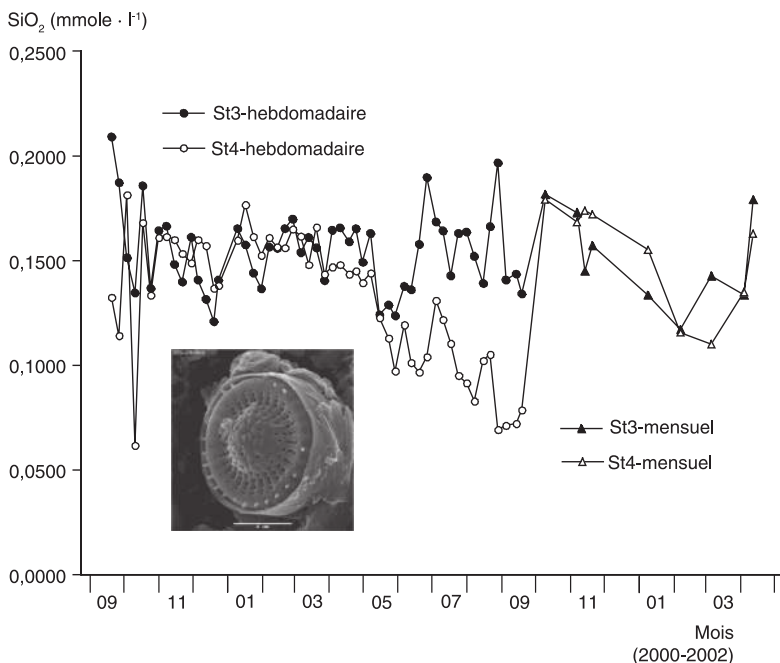


Figure 5. Teneurs en SiO₂ avant et après un barrage.

Les deux courbes montrent les teneurs en silice avant (St3) et après (St4) le barrage de Vinça ; la fréquence de prélèvement était hebdomadaire jusqu'en septembre 2001 et mensuelle jusqu'en avril 2002. Le barrage est rempli à partir du printemps et vidé au début de l'automne, ce qui provoque une « séquestration » de SiO₂ par la production primaire dans la retenue en été (fixation de la silice dissoute dans les squelettes des diatomées qui, après leur mort, sont enfouies dans les sédiments). La photo (réalisée par Javier García-Esteves) montre l'agrandissement d'une diatomée (diamètre de 10 µm environ) photographiée avec un microscope électronique à balayage.

apports, il est possible de soustraire la contribution atmosphérique de la composition de l'eau en se référant aux concentrations de chlorures dans le fleuve :

$$X_{i,c} = X_i - (Cl.R_i)$$

Dans cette équation, X_i et $X_{i,c}$ sont respectivement la concentration moyenne de l'élément i avant et après correction ; Cl correspond à la concentration de cet élément dans le fleuve ; R_i est le rapport entre chaque élément i et les chlorures dans les apports atmosphériques. Dans une approche simplifiée, on peut considérer que les valeurs pour R_i correspondent à celles de l'eau de mer. Cette source fournit une grande partie des éléments qui se trouvent dans les pluies. Mais d'autres phénomènes, comme la pollution atmosphérique et l'interaction des poussières avec l'eau de pluie, influencent également la composition des dépôts atmosphériques ; une approche plus précise doit se baser sur des mesures de la composition des pluies dans les régions étudiées.

Quand la pollution libère également des chlorures dans le fleuve, l'équation ci-dessus ne peut pas être appliquée car elle aboutirait à une surestimation des apports atmosphériques. Il faut d'abord déterminer la contribution en Cl de chaque source de pollution et sa composition moyenne, comme nous l'avons fait pour les rejets urbains et agricoles. On peut alors appliquer le même principe et tenter une correction des apports de pollution, de manière analogue à la correction des apports atmosphériques.

L'exploitation de l'ensemble des données acquises dans cette étude, ainsi que de celles obtenues par ailleurs sur les conditions hydroclimatiques et sur la composition chimique des dépôts atmosphériques (García-Estevés *et al.*, 2007), a permis d'établir un modèle du fonctionnement géochimique de la Têt, de sa source à l'embouchure. Ce modèle distingue cinq sources qui contribuent de manière significative à la charge de matières dissoutes dans le fleuve : les dépôts atmosphériques, l'altération chimique des roches, le salage des routes, la pollution d'origine agricole, les rejets urbains et industriels. Même si son élaboration nécessite certaines simplifications, il se révèle très utile pour estimer l'ordre de grandeur de la contribution des activités humaines à la charge dissoute dans le fleuve.

Les résultats de ce modèle sont illustrés dans la figure 6 (*cf.* planche couleur 4). Ils montrent que dans la partie amont (St1-St3), la composition chimique de l'eau est essentiellement contrôlée par des phénomènes naturels (érosion chimique et apports atmosphériques). Uniquement à la station St2, on note une forte contribution de chlorures, due au salage des routes et déduite par une anomalie du rapport Cl / Na pendant la période froide (fig. 7). Plus en aval, à partir de St4, les fertilisants et autres produits agricoles deviennent de plus en plus importants dans la charge dissoute, avec des apports supplémentaires en SO_4 , NO_3 , K, PO_4 et Mg. Leurs contributions relatives sont maximales à Perpignan (St5) où l'agriculture devient même la source majeure des sulfates dans l'eau. Après l'apport des eaux usées de la ville (St6), la composition de l'eau change à nouveau. Les rejets domestiques et industriels apportent la majorité des chlorures et phosphates qui sont transportés par la Têt à la mer. De même, pour les nitrates et le sodium, cette source représente une contribution très importante aux flux totaux. Lorsqu'on ajoute les flux d'ammonium (NH_4) aux flux de nitrates (à St6, NH_4 est quasi exclusivement issu de la Step), les eaux usées de Perpignan deviennent de loin la source principale de l'exportation d'azote inorganique vers la mer (environ 72 % du flux total).

La silice, les bicarbonates (HCO_3) et le calcium (Ca) se trouvent parmi les rares éléments pour lesquels le transport à l'exutoire (St7) est à peu près représentatif de l'intensité de l'érosion chimique dans le bassin versant. Les deux derniers éléments sont en grande partie libérés par la dissolution des roches carbonatées, qui sont des roches plus facilement altérables que les roches plutoniques et métamorphiques (Meybeck, 2003). Cela explique d'ailleurs pourquoi la contribution de l'érosion aux flux de calcium est maximale à la station St3 ; en effet, à proximité de cette station se trouve un affleurement de roches carbonatées (fig. 4B, *cf.* planche couleur 3). Un autre élément, quasi exclusivement d'origine naturelle dans les eaux de la Têt, est le fluor (F), même si ses concentrations moyennes sont nettement plus faibles que celles de la plupart des autres éléments majeurs (tableau 2). On note qu'à partir de la deuxième station de prélèvement (St2), les teneurs en F augmentent d'un facteur 10 environ, ce qui s'explique par une richesse des roches en spath-fluor (CaF_2) sur les flancs du Canigou. Ce minéral a même été exploité dans des mines, toutes fermées aujourd'hui (les mines d'Escaro par exemple, à proximité de Vernet-les-Bains, fermées en 1962).

La figure 6 (*cf.* planche couleur 4) montre également que le carbone organique dissous (COD) dans la Têt est presque exclusivement d'origine naturelle. Le COD regroupe l'ensemble des composés organiques qui se trouvent dissous dans l'eau, et l'on pourrait s'attendre à une forte contribution des eaux usées au COD. En effet, en été, quand le débit de la Têt est relativement faible, on observe que les teneurs en COD à St6 et St7

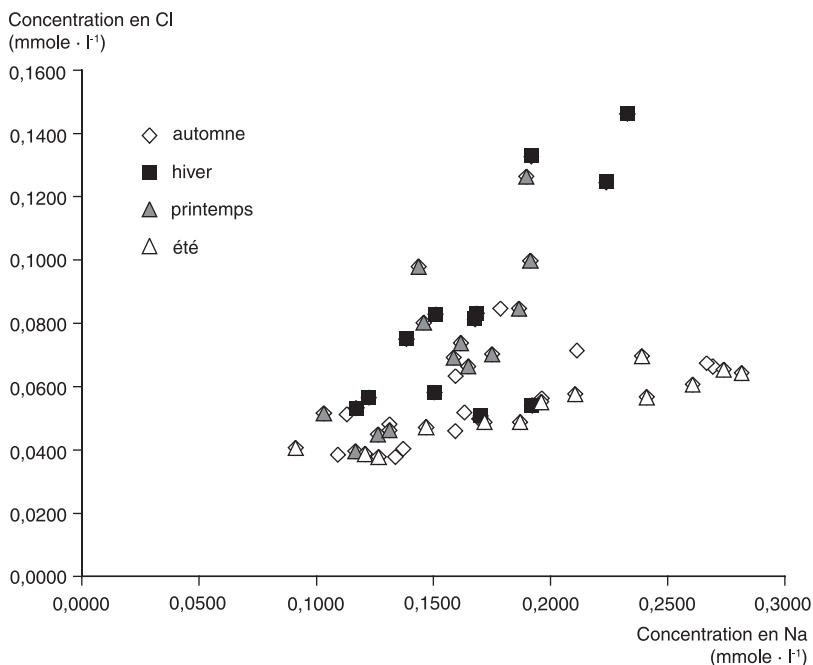


Figure 7. Effet du salage des routes sur les concentrations en NaCl, à St2.

À cette station, le bassin versant est régulièrement enneigé en hiver et la route principale, qui mène vers les centres touristiques de sports d’hiver, doit être dégagée. On peut alors observer que les rapports entre les éléments Cl et Na dans les eaux de la Têt sont nettement plus faibles en été et en automne qu’en hiver et au printemps. Comme le salage des routes devrait augmenter le rapport entre les deux éléments (dans le sel, il est proche de 1), il est fort probable que cet effet soit à l’origine du changement de la composition chimique de l’eau. Une partie du sel reste emmagasinée dans les sols, ce qui explique que, même au printemps, quand la neige a disparu, ces rapports peuvent rester élevés.

sont souvent supérieures à celles de la station St5. Mais ceci a peu d’influence sur les flux, et les eaux usées ne contribuent qu’à 3 % environ au transport total de COD dans le fleuve. La majeure partie du carbone organique dissous est mobilisée par le lessivage des matières organiques dans les sols lors des crues, quand le débit est fort. Chimiquement, ce carbone est relativement inerte, contrairement au COD des eaux usées qui, lui, est facilement minéralisé par l’activité bactérienne dans les Step et dans le fleuve.

Conclusion

Les résultats du suivi de l’eau de la Têt montrent clairement qu’il existe un lien direct entre la composition chimique de l’eau et l’occupation humaine dans les bassins versants. Avec des caractéristiques identiques, un bassin ayant une forte densité de population n’apportera pas les mêmes quantités de matières à la mer qu’un bassin faiblement peuplé. Nous rappelons que l’année d’étude ne représente qu’une image instantanée, et non sur le long terme, des flux moyens dans le fleuve. Néanmoins, plus de 70 % de l’azote inorganique (NO_3 et NH_4) transporté à la mer étaient originaires de la Step de Perpignan. Si l’on ajoute encore les nitrates qui sont issus des fertilisants, la part anthropique dans le flux total atteint quasiment 90 %. Même si les flux peuvent être variables d’une année

à l'autre en fonction des forçages climatiques et anthropiques, ces résultats mettent clairement en évidence que les flux actuels ne sont en rien naturels. La plupart des autres fleuves de la région ont un comportement similaire. L'évolution des écosystèmes côtiers, par leur dépendance des apports fluviaux, ne peut donc pas être déconnectée des changements de l'occupation des sols et des autres activités anthropiques qui se produisent dans les bassins versants. Par conséquent, une gestion des zones côtières, qui s'inscrit dans le concept du développement durable, ne peut se faire qu'en lien direct avec la gestion des terres et de l'eau en amont.

Cependant, l'exemple de la Têt montre aussi que, dans beaucoup de cas, la pollution des eaux est avant tout un phénomène collectif et non simplement le résultat d'un comportement abusif. Dans la mesure où l'on peut démontrer que les quantités d'éléments rejetés sont proportionnelles au nombre d'habitants ou à la superficie des surfaces agricoles, il devient évident que la réduction des apports n'est possible qu'avec l'implication de l'ensemble des hommes qui habitent et qui travaillent dans le bassin. Encore une fois, il faut souligner que la plupart des éléments qui ont été analysés dans cette étude ne sont pas polluants au sens propre du terme, du moins avec les concentrations observées dans le fleuve. Une déduction s'impose : puisque notre consommation alimentaire se traduit par les teneurs en sel mesurées dans le fleuve, des relations similaires pourraient exister pour d'autres substances, comme les produits phytosanitaires ou les médicaments par exemple. Ce sont d'ailleurs ces derniers qui attirent de plus en plus l'intérêt des scientifiques car il s'agit d'une multitude de molécules dont on connaît très peu les impacts sur les écosystèmes aquatiques. Le traitement des eaux usées par les stations d'épuration n'a que peu d'effet, de sorte que la réduction des rejets à la source reste la seule méthode efficace pour réduire leurs teneurs dans les eaux courantes.

Références bibliographiques

García-Esteves J., Ludwig W., Kerhervé P., Probst J.L., Lespinas F., 2007. Predicting the impact of land use on the major element and nutrient fluxes in coastal Mediterranean rivers: the case of the Têt River (Southern France). *Applied Geochemistry*, 22, 230-248.

Humborg C., Ittekkot V., Cociasu A., von Bodungen B., 1997. Effect of Danube river dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 386, 385-388.

Ludwig W., Meybeck M., Abousamra F., 2003. *Riverine transport of water, sediments, and pollutants to the Mediterranean Sea*. Technical Report Series, 141, UNEP / MAP, Athens, 111 p. (<<http://www.unepmap.org>>).

Ludwig W., Serrat P., Cesmat L., García-Esteves J., 2004. Evaluating the impact of the recent temperature increase on the hydrology of the Têt River (Southern France). *J. Hydrology*, 289, 204-221.

Meybeck M., 2003. Global occurrence of major elements in rivers. In: *Treatise on geochemistry, surface and ground water, weathering, and soils*, volume 5, (Drever J.I., ed.), Elsevier, Amsterdam, pp. 207-223.

Petelet-Giraud E., Negrel P., 2007. Geochemical flood deconvolution in a Mediterranean catchment (Hérault, France) by Sr isotopes, major and trace elements. *J. Hydrology*, 337, 224-241, (doi: 10.1016/j.jhydrol.2007.01.037).

Rabiet M., Brissaud F., Seidel J.-L., Pistre S., Elbaz-Poulichet F., 2005. Deciphering the presence of wastewater in a medium-sized Mediterranean catchment using a multitracer approach. *Appl. Geochem.*, 20, 1587-1596.

Serrat P., Ludwig W., Navarro B., Blazi J.-L., 2001. Variabilité spatio-temporelle des flux de matières en suspension d'un fleuve côtier méditerranéen : la Têt (France). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, 333, 389-397.

WHO, 1979. *Sodium, chlorides and conductivity in drinking water*. EURO Reports and Studies, n° 2, Regional office for Europe, Copenhagen, 63 p.

Chapitre 2

Les événements hydroclimatiques dans le golfe du Lion. Variabilité des échanges terre-mer

FRANÇOIS BOURRIN, XAVIER DURRIEU DE MADRON, JEAN-CLAUDE ALOÏSI,
ANDRÉ MONACO, GÉRARD JEANTY

Résumé

Le golfe du Lion, situé en mer Méditerranée nord-occidentale, est largement influencé par les apports liquides et solides (matières en suspension) du Rhône, l'un des plus grands fleuves méditerranéens. Il est également influencé par les apports d'une série de petits fleuves côtiers à caractère torrentiel, mais leur effet sur la dynamique du golfe reste mal connu. Une plate-forme instrumentée a été installée sur l'un de ces fleuves, la Têt, dans les Pyrénées-Orientales, afin d'observer et de mesurer son impact sur la dynamique côtière, particulièrement lors des événements climatiques méditerranéens extrêmes (crues et tempêtes). Il a été mis en évidence que les petits fleuves côtiers forment des dépôts de vase dans la zone côtière. Ces dépôts constituent des enregistrements sédimentaires permettant de retracer l'histoire du fleuve et de son bassin versant, parfois sur plusieurs centaines d'années. Ces enregistrements sont largement influencés par les événements climatiques extrêmes. Les crues forment des couches de vase dont l'analyse permet de dater un événement ou une période, alors que les tempêtes érodent ces dépôts et emportent ce matériel riche en matière organique, mais aussi en polluants, vers le large. La population grandissante sur le littoral augmente les apports de contaminants à la zone côtière, et le nombre de tempêtes extrêmes semble augmenter avec le changement climatique. L'évolution de la frange côtière ne peut alors être surveillée sur le long terme que par un système de mesure en continu et à fréquence régulière.

Les fleuves du golfe du Lion : un régime contrasté

En Méditerranée nord-occidentale, on sait que le golfe du Lion est largement influencé par les apports liquides et solides du Rhône, l'un des fleuves méditerranéens les plus importants avec le Pô en Italie. Mais on connaît moins l'impact des petits fleuves côtiers à caractère torrentiel : du nord au sud, le Vidourle, le Lez, l'Hérault, l'Orb, l'Aude, l'Agly, la Têt et le Tech (fig. 8).

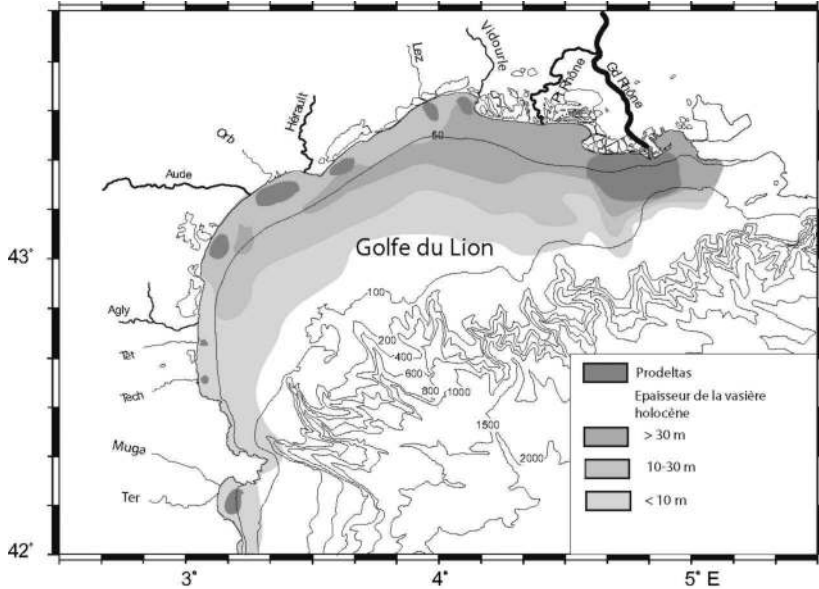


Figure 8. Carte morpho-sédimentaire du golfe du Lion montrant la répartition des prodeltas (zones de dépôt silto-argileux devant les fleuves) et de la vasière holocène sur le plateau (<<http://cefrem.univ-perp.fr>>). Les fleuves côtiers espagnols Muga et Ter, représentés sur la carte au sud de la zone, ne sont pas pris en compte dans les bilans de cette étude.

Le Rhône est soumis à la fois à des crues d'origine océanique – provoquées par les pluies et les vents d'ouest à sud-ouest qui affectent essentiellement les affluents du Rhône supérieur – et à des crues d'origine méditerranéenne – provoquées par les pluies et les vents marins de sud à sud-est qui touchent les affluents méridionaux (cévenols). L'action simultanée de ces deux phénomènes provoque alors une crue généralisée, comme dans le cas de la crue d'octobre 1993. Les fleuves côtiers ont, quant à eux, un régime hydrologique similaire à ceux des oueds (cours d'eau en Afrique du Nord et dans les régions semi-désertiques). Leur débit moyen annuel est très faible, mais il peut temporairement atteindre des valeurs très élevées, lors des crues méditerranéennes provoquées par les précipitations sur les plaines et massifs côtiers, suite aux tempêtes marines de sud à sud-est.

Les apports liquides du Rhône ($55\,812\text{ Mm}^3\cdot\text{an}^{-1}$ en moyenne, de 1920 à 2000) ont un régime saisonnier avec de forts débits en automne – associés aux crues méditerranéennes, et au printemps, pendant la fonte des neiges. Ils ne varient que d'un facteur 2 d'une année sur l'autre avec $74\,955\text{ Mm}^3\cdot\text{an}^{-1}$ pour le maximum en 1977 et $33\,862\text{ Mm}^3\cdot\text{an}^{-1}$ pour le minimum en 1989. En revanche, le débit moyen annuel des petits fleuves côtiers, mesuré

de 1980 à 2000, peut varier jusqu'à un facteur 6 d'une année sur l'autre. Ainsi, il est de $11\,581\text{ Mm}^3\cdot\text{an}^{-1}$ pour le maximum en 1996 – soit 1/5 environ du débit moyen annuel du Rhône – et de $1\,871\text{ Mm}^3\cdot\text{an}^{-1}$ pour le minimum en 1998. Cette distinction vaut également pour ce que l'on appelle les années « sèches » et les années « humides ». Celles-ci ont concerné respectivement 1989 et 1998 pour les fleuves côtiers, 1990 et 1991 pour le Rhône, 1993 et 1996 pour les fleuves côtiers, 1996 et 1999 pour le Rhône.

Cette variabilité interannuelle est d'autant plus importante si l'on considère le débit solide (charge particulaire transportée en suspension) de ces fleuves. Alors que le débit solide moyen annuel du Rhône peut varier d'un facteur 5 à 10, celui de l'ensemble des petits fleuves côtiers peut varier jusqu'à un facteur 40 ; une étude focalisée sur la Têt, pendant la même période (1980-1999), donne une variabilité du débit solide de plus de 300 ! (Ludwig, communication personnelle). En définitive, l'ensemble des fleuves côtiers du Languedoc-Roussillon peut apporter des quantités considérables de sédiments, comme en 1996 où les apports de ces fleuves ont représenté le 1/3 de la charge solide annuelle du Rhône (compilation de données issues de la « banque Hydro »).

Les apports liquides et solides des fleuves côtiers au golfe du Lion ont un caractère torrentiel ; l'essentiel de ces apports se produit lors d'événements intenses et rapides nommés « crues éclairs ». Si l'on prend l'exemple de la Têt, située sur le littoral roussillonnais (fig. 8), sur la période 1980-1999, 78 % de la quantité totale des matières en suspension ont été exportés en seulement 50 jours, soit 5,5 % du temps (Serrat *et al.*, 2001). La seule crue de décembre 1996 a permis d'exporter 24 % du total des flux solides de la Têt sur cette même période. Cette forte discontinuité des apports continentaux entraîne une réponse particulière de la zone côtière, à l'interface terre-mer.

Des unités sédimentaires littorales caractéristiques : les prodeltas

En face de chaque fleuve, la zone littorale développe des unités sédimentaires caractéristiques nommées « prodeltas » (Aloisi et Monaco, 1975). Par opposition à la bande sableuse littorale, ces unités forment des « noyaux » hétérogènes, à la fois sableux et argileux, localisés entre 20 m et 35 m de profondeur. Les prodeltas sont généralisés à toutes les embouchures des fleuves, mais aussi aux « graus » faisant communiquer les lagunes avec la mer (l'étang de Thau par exemple). Ils sont l'expression, en mer ou en milieu lagunaire, d'un apport direct de matériel continental frais et de son stockage dans une zone pourtant soumise aux courants et vagues, forts à cette profondeur. Les mécanismes responsables de la formation de ces dépôts sont à la fois la décharge brutale des alluvions mais aussi la floculation ou l'agrégation des particules, minérales et organiques, au contact de l'eau douce et de l'eau de mer.

Ainsi, ces zones, dites « infralittorales », sont le lieu de stockage temporaire de matériel fin – fraîchement apporté par les fleuves – mais aussi de contaminants organiques et métalliques, produits par les activités humaines dans les bassins versants et fixés aux particules. Ces unités, fonctionnelles de nos jours, contribuent à l'alimentation du plateau continental où s'accumulent, depuis la remontée marine postglaciaire, les sédiments fins holocènes. L'ensemble forme la vasière médiane qui, très développée au large du Rhône, diminue progressivement en puissance dans la direction sud à sud-ouest, dans

le sens de la circulation générale (fig. 8). Ainsi, les prodeltas, puits et sources de matière, jouent un rôle important dans les cycles et les bilans biogéochimiques pour lesquels il faut évaluer les entrées et les sorties, mais aussi les transformations au sein du système.

Largement identifiés sur tout le pourtour méditerranéen, dans une mer sans marée, et suspectés d'être en grande partie contrôlés par les événements météo-hydrologiques, les prodeltas méritent une étude dynamique. Quel est le rôle des événements extrêmes sur ces systèmes fluvio-marins ? Comment agit cette forte variabilité des apports à la mer côtière sur l'enregistrement sédimentaire à moyen et long terme ? Pour répondre à ces questions, une stratégie expérimentale est nécessaire, consistant en un suivi à fréquence régulière d'un système couplé fleuve-littoral, sur une période annuelle, voire pluriannuelle. Le système choisi est celui du fleuve Têt et de son prodelta, localisés à l'extrémité sud du plateau continental du golfe du Lion ; la période d'observation est caractérisée par des événements météo-hydrologiques intenses.

Une stratégie adaptée d'observations et de mesures

La stratégie de suivi automatique, à la fois à terre et en mer (fig. 9), s'inscrit dans le cadre du programme de la zone atelier Orme (Observatoire régional méditerranéen de l'environnement), labellisée par le Cnrs (département Environnement et développement durable, EDD), mais aussi au sein du programme européen Eurostrataform (*European Strata Formation on Continental Margin*). Ce projet s'intéresse à la quantification des apports continentaux et au devenir des sédiments sur les marges continentales et les plaines abyssales.

Au niveau du fleuve Têt, la qualité et la quantité des apports continentaux sont suivies et mesurées à 1 km en amont de l'embouchure, par un préleveur automatique réfrigéré, installé sous un abri sur berge. Cela permet d'échantillonner l'eau du fleuve, une fois par jour en temps normal et avec un pas de temps horaire lorsque le fleuve est en crue (fig. 9A). Les échantillons d'eau sont ensuite analysés en laboratoire afin de mesurer leurs teneurs en matières en suspension, leur contenu en éléments organiques et en différents contaminants métalliques.

Dans la zone littorale, le suivi est assuré par une bouée météo-océanique installée à l'emplacement du prodelta de la Têt, sur des fonds de 28 m (fig. 9B). Cette bouée comprend une partie aérienne pour la mesure des paramètres météorologiques (intensité et direction du vent, pression atmosphérique, humidité relative de l'air), ainsi qu'une sonde multiparamètre mesurant en subsurface la température, la salinité, la turbidité et la teneur en chlorophylle de l'eau de mer. Ces paramètres sont mesurés en continu et transmis par GSM (*Global System for Mobile Communications*) au laboratoire où ils sont validés et stockés. La bouée délimite également une zone d'étude sur le fond où sont déployés des instruments mesurant la vitesse des courants et les caractéristiques de la houle. De plus, des altimètres acoustiques permettent de mesurer les variations du niveau du fond, particulièrement pendant les événements majeurs de crue et de tempête.

Des prélèvements de fond sont réalisés, de manière mensuelle, afin de suivre l'évolution des paramètres physiques (granulométrie) et chimiques (contaminants, matière organique) des sédiments, sous différentes conditions de vagues et de courants. Des mesures de plomb 210 (Pb^{210}) sont effectuées sur ces sédiments afin de déterminer l'âge des dépôts ainsi que les taux d'accumulation ou de mélange. L'expérience

s'est déroulée d'octobre 2003 à octobre 2004, période particulièrement marquée par la succession d'événements extrêmes de crue et de tempête, caractéristiques du climat méditerranéen.

Utilisation du Plomb 210

Le Pb^{210} est un radioélément produit naturellement à la surface de la terre ainsi que dans l'atmosphère à partir de la désintégration de l'uranium 238 (U^{238}). Il s'accumule dans les couches superficielles de l'écorce terrestre (sédiments, sols, alluvions) ainsi que dans les eaux de surface. Il est ensuite transféré à la mer par les fleuves. La période du Pb^{210} , également appelée période de demi-vie – ou période au bout de laquelle la moitié du stock de Pb^{210} initial est désintégrée – est de 22,3 années. La teneur en Pb^{210} dans les sédiments est donc utilisée pour mesurer les taux d'accumulation moderne et l'âge des dépôts sur une période séculaire.

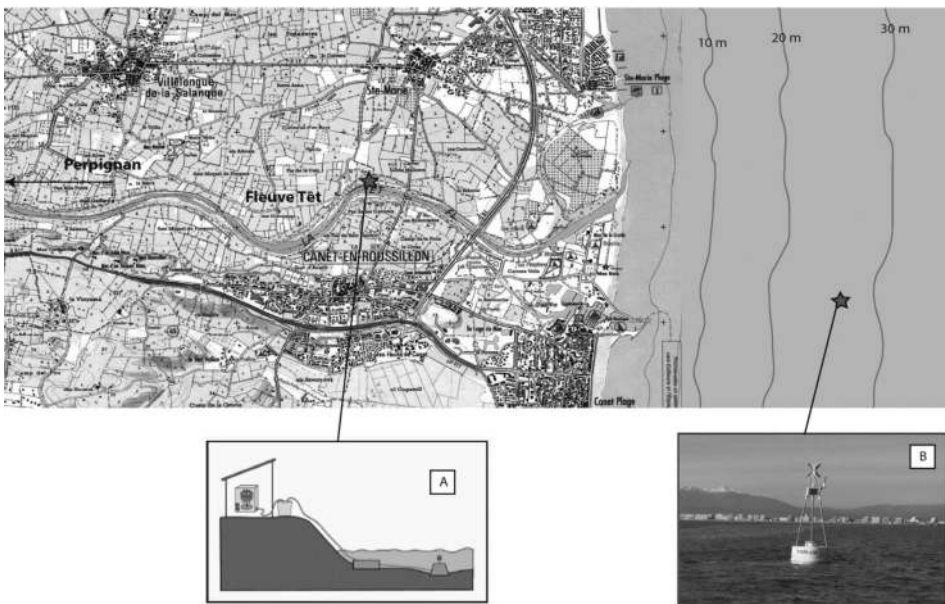


Figure 9. La station de suivi Poem-L2R (Plate-forme d'observation de l'environnement méditerranéen – littoral Languedoc-Roussillon) composée d'un préleveur automatique (A) au niveau de la Têt, couplé à une station littorale équipée d'une bouée météo-océanique (B).

Fonctionnement du système fluvio-marin sous conditions extrêmes

La distinction entre crue océanique et crue méditerranéenne ne peut se faire qu'au niveau du Rhône où le bassin versant, important, peut être affecté par des précipitations d'origine océanique. Au cours de notre expérience, nous n'avons pas observé ce type de conditions. Seules des crues méditerranéennes ont été observées, avec une extension maximale en décembre 2003. L'importance des apports à la zone côtière et la nature des

dépôts se sont révélées fortement variables, selon que la crue est généralisée à l'ensemble des fleuves du golfe du Lion (décembre 2003) ou bien localisée à un ou deux fleuves côtiers (avril-mai 2004). Dans le cas d'une crue généralisée, les dépôts vont se répartir sur l'ensemble de la zone côtière, alors que dans le cas de la crue d'un fleuve côtier, la localisation des dépôts va être fortement dépendante des conditions hydrodynamiques locales, et donc, restreinte à la zone d'embouchure.

Suivi d'événements météo-hydrologiques majeurs

Au cours de la période d'observation, plusieurs événements météo-hydrologiques majeurs ont été suivis :

- des événements de tempête de sud-est associés à des crues (octobre et décembre 2003, avril 2004). Ces événements sont parfois appelés « tempêtes humides » ;
- des événements de tempête non associés à des crues (février-mars 2004), parfois appelés « tempêtes sèches » ;
- des crues qui ne sont pas associées à des tempêtes (mai 2004), mais à la fonte des neiges au printemps.

L'exemple caractéristique d'une situation associant tempête et crue est celui de décembre 2003. Là, une tempête majeure a affecté tout le pourtour de la Méditerranée nord-occidentale ; tous les fleuves du golfe du Lion ont subi une crue exceptionnelle (période de retour de la crue du Rhône évaluée à environ 100 ans) (fig. 10, *cf.* planche couleur 5). Les panaches fluviaux turbides de surface, identifiés par les satellites (fig. 10A), montrent que le transport de matériel s'est effectué tout le long du littoral, depuis l'embouchure du Rhône jusqu'à l'extrémité sud du plateau, prenant la forme d'un « fleuve côtier ». Le modèle hydrodynamique *Symphonie*, qui simule les courants de fond sur l'ensemble du plateau continental (fig. 10B), montre un transport général vers le sud du golfe du Lion et une focalisation dans la zone de transition entre les marges française et espagnole (Ulses, 2005). L'intensité de ces courants suggère qu'une partie des sédiments fins côtiers est remise en mouvement par l'agitation et qu'elle participe à l'exportation de matière et d'éléments hors du système.

Impact des aléas sur la sédimentation infralittorale

À partir d'une analyse séquentielle et géochimique du sédiment, un cycle apport-dépôt-érosion-transport a pu être reconstitué (fig. 11a et b, *cf.* planche couleur 6) (Bourrin *et al.*, 2006). Les modalités de ce cycle dépendent du caractère de la perturbation météo-hydrologique et des conditions hydrodynamiques locales (Guillèn *et al.*, 2006).

Ainsi, lors de l'événement de décembre 2003 (fig. 11b), généralisé à l'ensemble du golfe du Lion, la tempête est intervenue en premier. Elle a eu pour principal impact un remaniement du sédiment sur une épaisseur de 6 cm, marqué par une homogénéisation des teneurs en Pb²¹⁰ (fig. 11a, étape 1). Cette étape est également associée à un lessivage des particules fines entraînées vers le sud-est par les courants de fond. Après la tempête, les crues de l'ensemble des fleuves ont permis le dépôt d'une fine couche de vase, observée au niveau de la bouée (fig. 11a, étapes 2 et 3). Ce matériel frais est caractérisé par la présence d'agrégats de matières organiques et de contaminants métalliques, ainsi que par une activité en plomb 210 nettement plus élevée que dans les niveaux sous-jacents. Le temps de résidence de cette strate nouvellement formée a été évalué

à deux mois, jusqu'à ce qu'une nouvelle « tempête sèche », en février 2004 (fig. 11b), vienne l'éroder (fig. 11a, étape 4) et exporte le matériel fin remis en suspension vers le sud-est. Les événements de crue d'avril-mai 2004 (fig. 11b), localisés au fleuve Têt, n'ont pas permis d'observer de dépôt sur le site de suivi (fig. 11a, étape 5), mais une fine couche de vase a été observée plus près du littoral où le panache fluvial a été contraint par la circulation côtière locale. Cette expérience démontre la rapidité des processus et le caractère immédiat de la réponse à la variabilité régionale et locale du système.

Reconstitution des mécanismes hydrosédimentaires

À partir de ces éléments, nous avons tenté de reconstituer les mécanismes hydrosédimentaires qui caractérisent un système fluvio-marin méditerranéen (fig. 12).

– Les vents marins de secteur sud à sud-est engendrent de fortes houles qui remanient et remobilisent les sédiments fins jusqu'à des profondeurs d'au moins 30 m pendant les événements les plus intenses. Le matériel remis en suspension est dispersé vers le sud / sud-est par les courants de fond.

– Quelques heures plus tard, de fortes précipitations gonflent rapidement les cours d'eau qui transportent alors, en quelques jours voire en quelques heures, des quantités importantes d'alluvions à la zone littorale. Deux mécanismes interviennent dans le dépôt de ce matériel qui va donner lieu à la formation des prodeltas :

(i) Un panache fluvial turbide s'écoule en surface, bien visible sur les photos aériennes ou les images satellites ; il est entraîné par la circulation côtière et sédimente au fur et à mesure de sa propagation.

(ii) Une couche turbide de fond se forme par décharge sédimentaire et floculation, puis s'écoule le long de la plus grande pente.

– Le matériel fraîchement déposé à l'embouchure et dans la zone prodeltaïque peut, lors des tempêtes ultérieures, être remis en suspension et exporté vers la vasière médiane, entre 50 m et 80 m de profondeur, avant d'être exporté définitivement hors du plateau, préférentiellement par les canyons de l'extrémité sud du golfe du Lion (fig. 8) (fig. 10, cf. planche couleur 5).

Les prodeltas sont donc, typiquement, des formations associées aux échanges entre les bassins versants et la mer. Leur variabilité spatiale et temporelle témoigne des changements des conditions climatiques à travers le fonctionnement de l'hydrosystème.

Les prodeltas : témoins des échanges terre-mer

La question de la validité des prodeltas, en tant qu'archives sédimentaires et de l'environnement passé, peut se poser pour le géologue, notamment pour ces constructions moins connues, associées à de petits émissaires. Ainsi, un carottage a été effectué sur le même site du prodelta de la Têt. Il a recoupé l'enregistrement sédimentaire sur environ 1 m. Des mesures de Pb^{210} et des datations au radiocarbone ont permis d'analyser les variations qui concernent les dernières étapes de la construction du prisme littoral (Bourrin *et al.*, 2007).

Les taux de sédimentation moderne, mesurés par le Pb^{210} , sont de l'ordre de $0,07 \text{ cm.an}^{-1}$, donc très faibles comparés à ceux du prodelta du Rhône où les taux d'accumulation peuvent atteindre 20 cm.an^{-1} . La présence de coquilles de gastéropodes

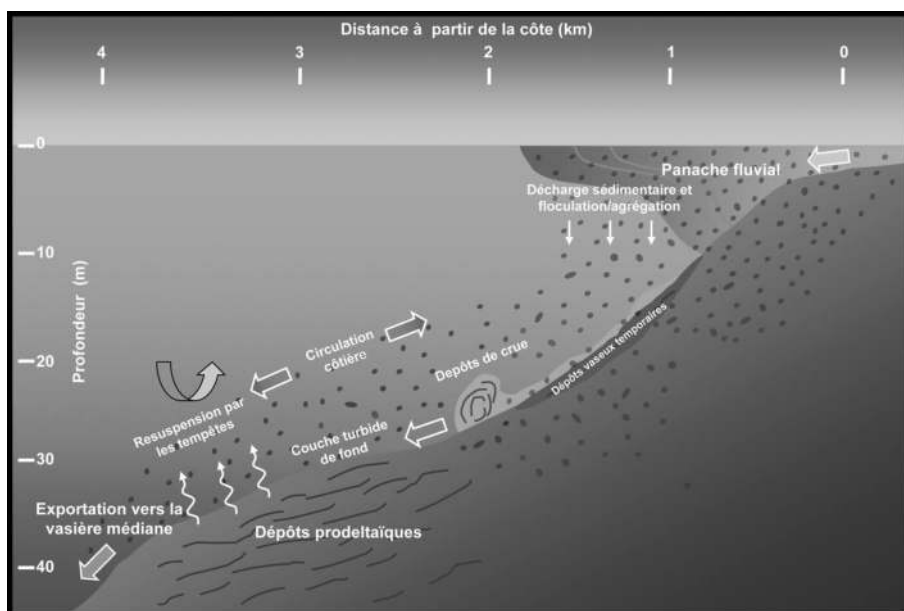


Figure 12. Mécanismes hydrosédimentaires à l'interface terre-mer : succession des phases de dépôt, d'érosion et d'exportation, ce qui justifie la distribution actuelle des unités prodeltaïques (figure redessinée d'après Geyer et Traykovski, 2001).

à différents niveaux de la colonne sédimentaire a permis de reconstituer la chronologie de l'ensemble.

Ainsi, les quinze premiers centimètres, formés de sables fins, de silts (limons) et de vase, sont d'âge séculaire, à $1\ 878 \pm 75$ ans *before present* (BP), comme le confirment les deux datations par le carbone 14 et les fortes teneurs en Pb^{210} (fig. 13). Leur organisation séquentielle et le très bon classement des sables au sommet de la séquence traduisent les conditions énergétiques modernes, dominées par le transport littoral et par un faible apport de matériel frais par le fleuve (Bourrin *et al.*, 2006). Autour de 20 cm de profondeur, un dépôt argileux exprime des apports fins plus importants. Il surmonte une suite de séquences formées de silts, de sables et de vase, dont la datation a fourni un âge de $1\ 607 \pm 91$ ans BP. Cette série est contemporaine de ce que l'on a appelé le « Petit Âge glaciaire » qui couvre une période allant de 1500 à 1900, avec un maximum vers 1700-1800. Cette période aurait été marquée par un nombre plus important d'épisodes de crue et par une érosion des bassins versants – due en grande partie à un défrichement intensif. Ceci a été mis en évidence dans le cas des Alpes et du Rhône (Provansal *et al.*, 2003) mais reste à confirmer pour les Pyrénées. Le dépôt plus important de matériel détritique et la succession granulométrique pourraient traduire ces conditions particulières au niveau du littoral et des prodeltas. L'ensemble repose sur un lit de graviers qui, par comparaison avec les données obtenues sur un site proche et sur la base de relevés sismiques, pourrait avoir un âge d'environ 2 000 ans BP.

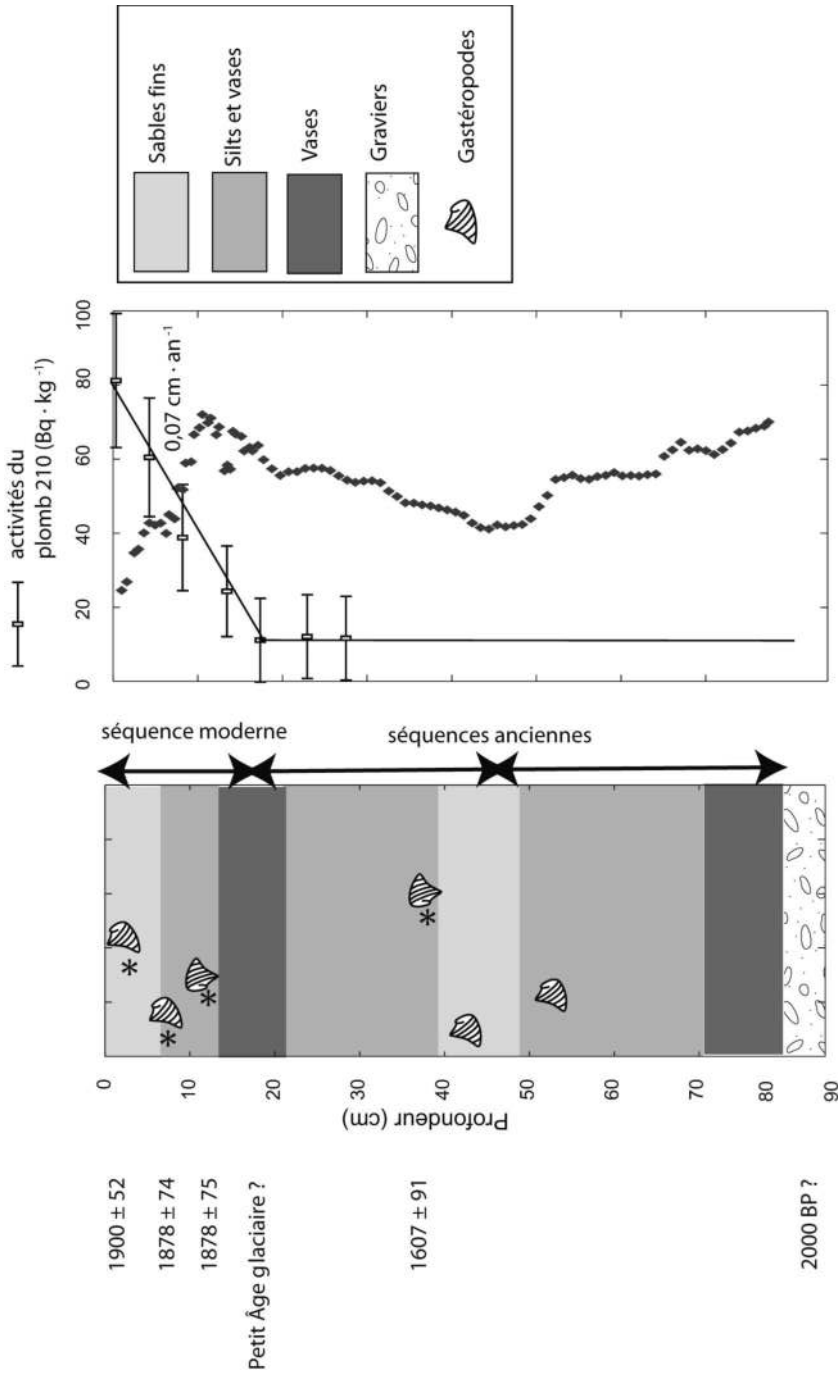


Figure 13. Représentation schématique de la colonne sédimentaire prélevée au niveau du prodelta de la Têt en mai 2005. La succession lithologique, faite d'une alternance de sables et de vases, est comparée aux paramètres granulométriques et radiochimiques correspondants. Le profil de Pb^{210} permet de calculer un taux de sédimentation de $0,07 \text{ cm}\cdot\text{an}^{-1}$.

Datation au radiocarbone ou carbone 14 (C¹⁴)

Le C¹⁴ est un élément radioactif d'origine naturelle. Tout organisme vivant présente la même radioactivité que le gaz carbonique atmosphérique. À sa mort, les échanges gazeux cessent, le C¹⁴ n'est plus renouvelé, sa radioactivité décroît alors lentement, à raison de la moitié tous les 5 568 ans ; c'est la période de demi-vie. Ainsi, si l'on mesure aujourd'hui l'activité C¹⁴ de la coquille d'un organisme marin, on peut, en la comparant à l'activité du carbone moderne, en déduire le temps qui s'est écoulé depuis sa mort, c'est-à-dire son « âge ». Le radiocarbone permet de dater des éléments depuis 30 000 ans, voire 40 000 ans, jusqu'à 1950, date des premiers essais nucléaires dans l'atmosphère, pris comme référence BP (pour *before present*).

Finalement, l'enregistrement sédimentaire pluriséculaire est, ici, condensé sur moins d'un mètre. Ce résultat est à comparer avec les données obtenues sur le prodelta du Rhône où une colonne sédimentaire de 1 m peut représenter le dépôt effectué en moins de 5 ans. Cela exprime les conditions hydrologiques particulières au littoral du Roussillon, faiblement alimenté par des fleuves côtiers, au régime intermittent et fortement soumis à la dynamique des tempêtes de secteur est. Il en résulte des séquences de dépôts prodeltaïques peu développés, probablement interrompues par d'importantes phases érosives. La formation, moderne et assez généralisée, d'une couche de sables fins remaniée sur 10 cm, témoignerait d'une modification récente des conditions d'alimentation de ce secteur. Elle pourrait être liée à la conjonction de plusieurs facteurs, dont une moindre quantité d'apports fins – due surtout aux divers aménagements hydrauliques – et une augmentation de la fréquence des épisodes de tempêtes.

Les prodeltas jouent le rôle de réacteurs qui stockent, transforment et redistribuent continuellement tous les composés naturels et anthropiques introduits par les fleuves dans le domaine côtier. De ce fait, ils jouent un rôle important dans la qualité des eaux littorales, selon les conditions météorologiques et hydrodynamiques ambiantes. Dans un souci de développement durable de la frange côtière, ces zones doivent donc être prises en compte dans le cadre des actions d'aménagement du littoral. Leur fonctionnement étant maintenant relativement bien décrit pour le système Têt-littoral roussillonnais, elles peuvent servir de sites pilotes pour l'étude des rejets urbains en mer. La localisation de ces émissaires et des dépôts auxquels ils donnent lieu devrait être considérée lors de l'implantation de récifs artificiels, afin d'éviter les conflits liés aux usages de l'espace littoral.

Références bibliographiques

Aloïsi J.C., Monaco A., 1975. La sédimentation infralittorale. Les prodeltas nord-méditerranéens. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, 280, 2833-2836.

Bourrin F., Monaco A., Aloïsi J.C., Sanchez-Cabeza J.A., Lofi J., Heussner S., Durrieu de Madron X., Jeanty G., 2007. Late-holocene sedimentary record on a microtidal, low-accumulation prodelta (Têt NW Mediterranean). *Marine Geology*, 243 (1-4), 77-96.

Bourrin F., Durrieu de Madron X., Ludwig W., 2006. Contribution of the study of coastal rivers and associated prodeltas to sediment supply in North Western Mediterranean Sea (Gulf of Lions). *Life and Environment*, 56 (4), 307-314.

Geyer W.R., Traykovski P., 2001. *Wave- and density driven sediment transport*. Ocean sciences decadal committee, National Science Foundation, 91 p.

Guillèn J., Bourrin F., Palanques A., Durrieu de Madron X., Puig P., Buscail R., 2006. Sediment dynamics during wet and dry storm events on the Têt inner shelf (SW Gulf of Lions). *Marine Geology*, 243 (1-4), 129-142.

Provansal M., Vella C., Arnaud-Fassetta G., Sabatier F., Maillet G., 2003. Role of fluvial sediment inputs in the mobility of the Rhône delta coast (France). *Geomorphology*, 4, 271-282.

Serrat P., Ludwig W., Navarro B., Blazi J.-L., 2001. Variabilité spatio-temporelle des flux de matières en suspension d'un fleuve côtier méditerranéen : la Têt (France). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, 333, 389-397.

Ulses C., 2005. *Dynamique océanique et transport de la matière particulaire dans le golfe du Lion : crue, tempête et période hivernale*. Thèse de doctorat, université Paul Sabatier, Toulouse, 247 p.

Chapitre 3

Gestion collective de l'eau de la Lentilla : enjeux contemporains et enseignements du passé

JEANNE RIAUX, AUDREY RICHARD-FERROUDJI

Résumé

La Lentilla, rivière des Pyrénées-Orientales, est la principale ressource en eau de la vallée qu'elle traverse. De régime pluvio-nival, son débit est fort variable et subit des étiages estivaux sévères, une année sur cinq en moyenne. De ce fait, la gestion de cette ressource constitue un enjeu majeur pour les habitants de la vallée, et ce depuis plusieurs siècles. Ce chapitre s'intéresse à la construction historique et aux enjeux contemporains de la gestion collective des eaux de la Lentilla. Comment les habitants de la vallée ont-ils organisé, à travers l'histoire, la gestion d'une quantité d'eau variable et régulièrement insuffisante pour répondre à la demande de tous ? Comment font-ils aujourd'hui ? Quelle est la place des usagers agricoles de l'eau ? Quelles tensions se manifestent alors qu'un projet de réalimentation de la Lentilla est à l'étude et que les politiques nationales font apparaître de nouvelles contraintes de gestion concertée et de prise en compte de l'environnement ? Cette approche par les dimensions sociales et institutionnelles analyse, de manière convergente, les difficultés contemporaines liées à l'exploitation d'une même ressource par différents usagers, ainsi que la construction historique d'une organisation collective mise en œuvre sur la partie aval du bassin.

Introduction

La Lentilla est un affluent de la Têt, fleuve côtier des Pyrénées-Orientales. Dans sa partie amont, cette rivière s'écoule dans une vallée encaissée, sise à l'ombre du massif du Canigou. Après une douzaine de kilomètres, la vallée s'élargit progressivement en

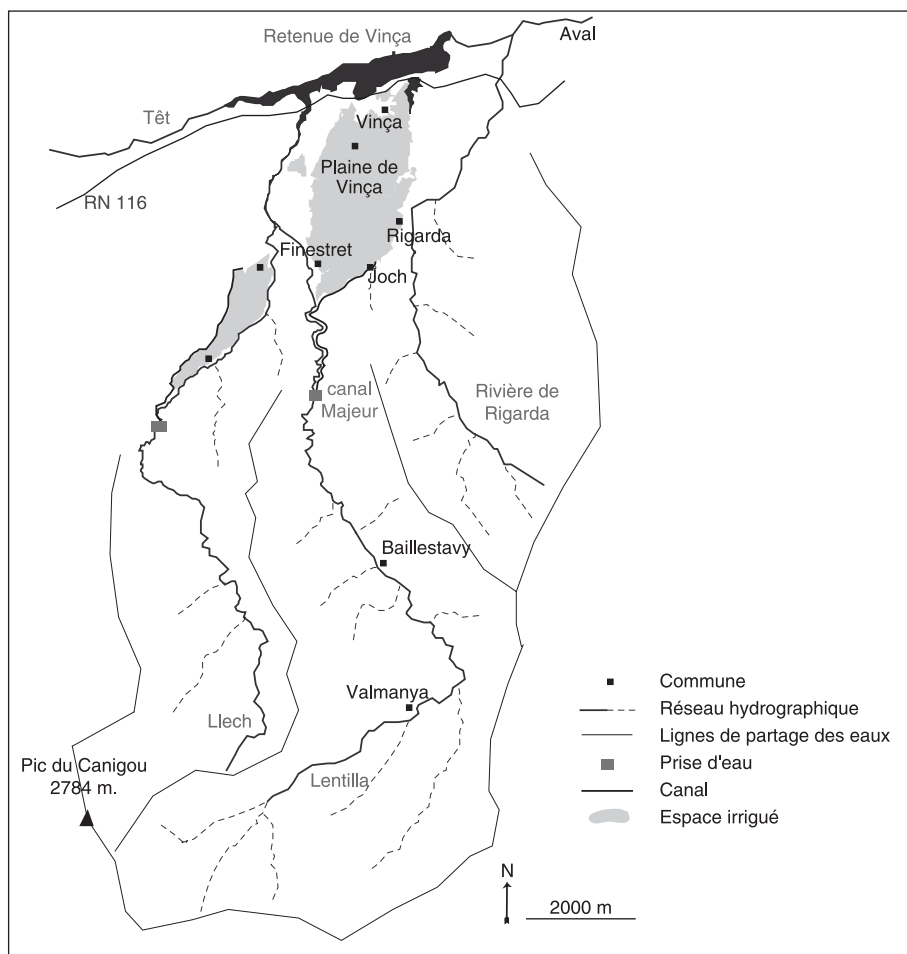


Figure 14. La vallée de la Lentilla et la plaine de Vinça (Riaux, 2006).

amont de Vinça. La Lentilla se jette ensuite dans la Têt, avant d'alimenter la retenue de Vinça où les eaux stockées au printemps serviront, à partir de mai, à l'irrigation de la plaine du Roussillon située en aval. La Lentilla est la principale ressource en eau de la vallée qu'elle traverse. De régime pluvio-nival, son débit est fort variable et subit des étiages estivaux sévères une année sur cinq en moyenne. L'accès à l'eau est fortement dépendant de ces variations. Pour les habitants de la vallée de la Lentilla, la gestion de cette ressource constitue un enjeu majeur, et ce depuis plusieurs siècles (fig. 14).

Comprendre les enjeux de cette gestion fait appel à des connaissances en sciences de la nature et en sciences sociales. En effet, il s'agit d'explicitier des dynamiques naturelles et sociales intriquées par les interactions qui lient les hommes et leur environnement. Ce chapitre aborde la gestion des eaux de la Lentilla sous l'angle des sciences humaines et sociales, en l'inscrivant dans une démarche de dialogue interdisciplinaire, pour l'accompagnement de la gestion d'une ressource naturelle dans le cadre de la zone atelier Orme, observatoire des hydrosystèmes du golfe du Lion et de ses bassins versants.

La première partie repose sur une approche sociohistorique. Une plongée dans l'histoire de l'organisation collective du partage de l'eau et de l'espace irrigué de la plaine de Vinça permettra d'éclairer la situation actuelle. Au cours de sept siècles d'histoire, la mise en œuvre d'une gestion technique et sociale de l'eau a contribué à imprimer la marque de la société sur la nature, celle-ci apparaissant fortement anthropisée sur cette plaine. Réciproquement, les processus naturels ont influencé l'organisation collective des habitants en favorisant la constitution d'un « groupe sociohydraulique ». Cette première partie s'appuie sur une enquête effectuée entre 2003 et 2005, essentiellement à partir des archives des services hydrauliques des Pyrénées-Orientales¹ et des archives des associations impliquées dans la gestion de l'eau, ainsi que sur la lecture de l'espace irrigué et du réseau hydraulique. Cette enquête met en lumière les mises à l'épreuve et adaptations successives de la gestion collective de l'eau de la Lentilla au cours des siècles. Des entretiens avec les gestionnaires actuels du canal ont permis de parcourir l'histoire de l'organisation collective jusqu'aux problématiques contemporaines de la gestion de l'eau.

L'approfondissement de ces problématiques – vues à travers les enjeux actuels de la gestion des eaux de la Lentilla – sera présenté dans la seconde partie. Il s'agit en particulier des questions liées aux exigences actuelles de la politique de l'eau. La directive cadre européenne sur l'eau (DCE / 2000) impose la gestion intégrée et participative de l'eau par bassin hydrographique ainsi que l'atteinte d'un bon état écologique des milieux aquatiques en 2015. Dans la vallée de la Lentilla, cet objectif met en avant les questions relatives à la préservation de la biodiversité dans un bassin versant artificialisé par des siècles d'aménagements hydrauliques, ainsi que les enjeux liés à la prise en compte de l'évolution des usages de l'eau. Ainsi, les politiques supranationales, mais également les conflits entre usagers, viennent mettre en question les légitimités historiquement construites. L'approche de ces problématiques contemporaines repose sur une enquête sociologique menée auprès des différents usagers de l'eau en 2004 et en 2005, ainsi que sur des ateliers de mise en situation de concertation sous forme de jeu mis en œuvre avec des acteurs de l'eau du bassin.

La plaine de Vinça : sept siècles d'histoire d'un « groupe sociohydraulique »

Sur la plaine de Vinça, le paysage illustre d'emblée la longue cohabitation de l'homme et de la nature. Un canal dérive une partie des eaux de la Lentilla vers la plaine de Vinça. Ce canal, appelé rec Majou – ou canal Majeur – parcourt environ deux kilomètres à flanc de montagne, sous les vestiges de terrasses anciennes qui suggèrent une activité agricole abandonnée. Le canal, suivant les courbes de niveaux, traverse quelques parcelles de vignes et d'oliviers avant de déboucher dans le village de Joch. Celui-ci surplombe un vaste espace arboricole de 650 hectares, qui s'étend sur le versant nord du Canigou, descendant progressivement jusqu'au barrage de Vinça. Bien que localement nommée « plaine » de Vinça (traduction littérale mais approximative du terme catalan « pla, plana » qui signifie de manière générique « zone plane »), cette configuration spatiale

¹ Archives départementales des Pyrénées-Orientales, fonds 14 Sp.

est de nature montagnarde². Sur la « plaine de Vinça », le paysage témoigne à la fois de la présence contemporaine de l'irrigation et de son ancrage historique. L'espace irrigué semble, à première vue, entièrement consacré à l'activité agricole, même si l'existence d'anciens moulins et l'étagement des ressources agroécologiques témoignent d'usages complémentaires des ressources du territoire dans le passé.

L'observation de ce paysage soulève la question de l'histoire des interactions homme-nature : comment le paysage a-t-il été façonné par les hommes ? Comment les usages de l'eau ont-ils évolué à travers l'histoire ? Comment le groupe des ayants droit s'est-il structuré et recomposé au cours des siècles en interaction avec son environnement ? Quatre périodes se distinguent dans l'histoire du groupe d'ayants droit à l'eau dérivée par le canal Majeur de la Plaine : sa formation au XIII^e siècle, sa formalisation administrative au début du XIX^e siècle, puis sa mise en conformité avec les réglementations nationales entre les XIX^e et XX^e siècles, et enfin la mise en question contemporaine de ses limites avec l'émergence de nouvelles catégories d'usagers de l'eau.

Les eaux de la Lentilla : l'acte fondateur de 1282

Le Roussillon est connu pour la richesse de ses aménagements hydrauliques, héritage des siècles passés. Les historiens placent au tournant de l'an mil l'essor économique, politique et social, qui a été à l'origine du développement des usages économiques de l'eau (Bonnassie, 1990 ; Caucanas, 1995). À partir du XI^e siècle, seigneurs et abbayes vont octroyer des droits d'eau aux communautés villageoises et impulser la construction d'infrastructures hydrauliques sur leurs territoires. Ces infrastructures sont avant tout destinées à alimenter en eau les moulins dont le nombre croît depuis le IX^e siècle. Mais les communautés villageoises obtiennent le droit d'utiliser l'eau à la sortie des moulins pour arroser leurs terres. À partir de cette époque, l'agriculture irriguée va se développer, jusqu'à devenir un élément central du paysage, de l'organisation sociale des communautés villageoises et de l'économie agricole de la Province.

De cette histoire, peu de documents nous sont parvenus concernant la vallée de la Lentilla. Seul un acte de concession d'eau, datant de 1282 et signé de la main du Seigneur Arnau de Corsavy, atteste des origines de l'aménagement hydraulique de l'aval du bassin de la Lentilla : la plaine de Vinça. « Aux habitants de Vinça, de Joch, Rigarda, Sahorle, Finestret et Villèle, présents et à venir [...] le pouvoir et la licence pleins et indépendants de prendre et conduire l'eau et les eaux de la rivière appelée le Lentylla [...] et de faire un canal pour conduire ladite eau par ledit canal pour leur utilité et leur usage et pour arroser les terres » (extrait de l'acte de concession de 1282). Cet acte constitue un point de départ à l'histoire du groupe d'ayants droit aux eaux de la Lentilla.

Or, au XIII^e siècle, la plaine de Vinça ne constitue pas une entité politique homogène. Cet espace est divisé en deux territoires distincts. L'amont de la plaine, que certains nomment encore de nos jours « la Baronnie de Joch », est placé sous la juridiction des vicomtes de Conflent puis de Cerdagne, tandis qu'à l'aval, Vinça est « ville royale » et le demeure jusqu'à la Révolution. De ce fait, le groupe d'ayants droit, défini par l'acte de concession d'eau, ne repose pas sur une unité sociale, politique ou territoriale préexistante. C'est l'acquisition collective d'un droit d'eau qui fonde le groupe d'ayants droit et

² La situation montagnarde de la plaine de Vinça a des implications d'ordre technique, agronomique, juridique, social et politique, qui sont analysées en détail par Riaux (2006).

ses limites. Ainsi, dès l'origine, ce groupe existe par et pour l'usage d'une partie des eaux de la Lentilla. C'est également à cet effet que le groupe va s'organiser, instituer des règles collectives pour le partage et l'usage du droit de l'eau, contraint par les dynamiques naturelles. Pour cette raison, nous parlons de « groupe sociohydraulique ». À l'origine, ce groupe réunit l'ensemble des membres des communautés villageoises de la plaine de Vinça. Bien qu'une hiérarchie des usages existe, puisque l'eau est attribuée prioritairement aux moulins seigneuriaux, les communautés villageoises bénéficient ensuite de l'eau dérivée par le canal pour « leur utilité et leurs usages et pour arroser les terres », c'est-à-dire les usages domestiques et agricoles. C'est l'appropriation juridique et technique de l'eau qui lie les membres du groupe sociohydraulique, et non l'usage qu'ils font de l'eau. Il s'agissait donc – avant l'heure – d'une gestion répondant aux exigences actuelles de gestion intégrée et non sectorielle des eaux.

Le groupe apparaît homogène vis-à-vis des usages de l'eau, mais la bipartition sociopolitique et territoriale de la plaine de Vinça, qui existait au XIII^e siècle, influence son organisation interne en termes de répartition des eaux et des charges. La Baronnie de Joch à l'amont reçoit l'eau du dimanche matin au mercredi midi, tandis que l'aval la reçoit du mercredi midi au samedi minuit. Les charges d'entretien du canal Majeur de la Plaine sont réparties par moitié entre les deux « sous-groupes ». Ces modalités d'organisation collective, reconnues par l'Administration royale en 1764, constituent les fondements de l'évolution qui aura lieu au cours des siècles et jusqu'aujourd'hui.

La création d'associations syndicales au XIX^e siècle

Aux lendemains de la Révolution, la gestion des eaux va être confiée par l'État aux administrations départementales à travers la promulgation de plusieurs lois, dont celle de floréal an XI, qui impose aux préfets d'organiser les groupements d'usagers de l'eau en associations syndicales dotées de règlements (Haghe, 1998). Sur la plaine de Vinça, la formalisation administrative du groupe sociohydraulique est déjà amorcée à la fin du XVIII^e siècle. Au début du XIX^e siècle, le préfet du département demande aux usagers des eaux du canal Majeur de la Plaine de s'organiser en une association syndicale et de rédiger un règlement d'arrosage. C'est à cette époque que l'organisation du groupe sociohydraulique s'est centrée sur les usages agricoles de l'eau.

Au moment de la rédaction des règlements formalisant le partage de l'eau, Jaubert de Passa (1821) note l'émergence de divergences entre groupes villageois de la moitié amont de la Plaine. L'espace irrigué de la Baronnie de Joch est alors divisé en quatre périmètres syndicaux correspondant aux terroirs villageois de Joch, Finestret, Rigarda et Cassagnes. La gestion de l'eau est donc assurée au sein des groupes villageois, unités sociopolitiques structurées en dehors de l'usage de l'eau. Par ailleurs, au cours du XVIII^e siècle, le Roussillon connaît un essor de la polyculture vivrière reposant en grande partie sur l'agriculture irriguée (prairies artificielles, maraîchage). Les conflits relatifs au partage de l'eau se multiplient : entre irrigants, entre communautés villageoises, ainsi qu'entre irrigants et usiniers (Brunet, 1992). De ce point de vue, comme en témoignent les procès-verbaux de réunions syndicales, la formalisation par écrit des groupes d'ayants droit et des modalités de partage de l'eau est accueillie par les usagers comme une solution aux disputes et aux désordres qui résultent du partage de cette ressource. Le préfet devient garant du bon fonctionnement de l'organisation sociohydraulique, en arbitrant

les litiges à partir des règlements d'arrosage rédigés par les syndic des associations syndicales³.

Sur la plaine de Vinça, les règlements des cinq associations syndicales sont rédigés au début des années 1800. Chaque association est organisée de manière originale en fonction des contraintes qui lui sont propres. Les règles anciennes de répartition de l'eau et des charges d'entretien du canal entre les deux moitiés du groupe sociohydraulique sont conservées. Ainsi l'eau demeure-t-elle répartie la moitié du temps à l'amont et l'autre moitié à l'aval. Les modalités plus complexes de répartition de l'eau entre les quatre associations de l'amont sont fixées par écrit dans un contexte conflictuel. Enfin, outre les règles de répartition de l'eau, la constitution d'associations syndicales institue un mode de fonctionnement spécifique. Chaque association syndicale repose sur un périmètre défini. Au sein de ce périmètre, toutes les parcelles ont un droit d'eau proportionnel à leur surface, notifié par écrit. Tout propriétaire de parcelle est membre de l'association et doit payer une cotisation couvrant les frais d'entretien et de réparation des infrastructures hydrauliques. En contrepartie, chaque propriétaire de parcelle participe au fonctionnement de l'association : élection des syndic chargés d'organiser le bon fonctionnement de l'irrigation, participation aux assemblées générales, vote du budget, etc.

À partir de ce changement institutionnel, le partage de l'eau est effectué entre les terroirs villageois – devenus périmètres syndicaux – et les parcelles de chacun de ces terroirs. C'est-à-dire que désormais, seuls les propriétaires de parcelles situées au sein des périmètres syndicaux ont un droit d'eau. On observe donc au cours du XIX^e siècle une structuration du groupe sociohydraulique autour des usages agricoles de l'eau. Il s'agit également d'une réduction des limites du groupe d'ayants droit. Toutefois, à cette époque, l'agriculture irriguée occupe une place centrale dans l'économie des familles, si bien que le groupe sociohydraulique continue de regrouper la quasi-totalité des habitants de la plaine de Vinça⁴.

Implication des services hydrauliques dans la gestion locale

À partir des années 1850, alors qu'une politique d'aménagement hydraulique et de promotion de l'agriculture irriguée est adoptée à l'échelon national (Haghe, 1998), les responsabilités du préfet dans le domaine de la gestion de l'eau sont déléguées aux services hydrauliques des Ponts et Chaussées, nouvellement créés. Au cours de la seconde moitié du XIX^e siècle, sur la plaine de Vinça, les ingénieurs des Ponts et Chaussées interviennent essentiellement dans la résolution de conflits liés au manque d'eau. En effet, les quantités d'eau mobilisables sont de plus en plus souvent jugées insuffisantes à la conduite d'une « bonne irrigation »⁵. Les demandes d'extension des périmètres des associations syndicales se multiplient, ainsi que les conflits entre irrigants des associations à propos du partage de l'eau. Les ingénieurs des services hydrauliques, sollicités par les syndic des associations, vont préciser les modalités de partage de l'eau. Mais préalablement à toute

³ L'exemple de Prades, à quelques kilomètres en amont de Vinça, montre que les périodes de conflits et de remise en cause des modalités d'organisation communautaire ne sont pas exceptionnelles. Ces préoccupations correspondent à des cycles de changements institutionnels (Ruf, 2001).

⁴ Assier-Andrieu (1980) détaille l'économie agricole et la structuration des communautés villageoises entre les XVIII^e et XX^e siècles.

⁵ En 1858, dans son rapport au préfet, l'ingénieur ordinaire des Ponts et Chaussées de Perpignan explique que l'Administration a fixé « un bon arrosage » à un demi-litre par seconde et par hectare (ADPO 14 Sp 1135).

intervention sur la plaine de Vinça, les agents des services hydrauliques imposent aux syndicats de se conformer à la loi de 1865 sur ces associations. Entre 1870 et 1900, les cinq associations syndicales vont devenir des associations syndicales autorisées (Asa)⁶. Cette évolution se traduit par un renforcement des relations existant entre les syndicats et les agents des services hydrauliques, ainsi que par la quantification du droit d'eau en un débit autorisé de 700 l.s^{-1} , supérieur au débit nécessaire à un « bon arrosage », mais également supérieur au débit d'étiage de la Lentilla. Sur la plaine de Vinça, ces dispositions n'ont pas été modifiées depuis lors : les cinq Asa sont organisées selon les règlements rédigés dans les années 1800, et ce droit d'eau ancien n'a pas été remis en cause jusqu'à nos jours. Un débit réservé du cours d'eau a été fixé à 100 l.s^{-1} en vertu de la « loi pêche » de 1984, mais il n'est que rarement respecté à l'heure actuelle.

Au début du xx^e siècle et jusque récemment, les associations syndicales occupent un rôle prépondérant dans la gestion de l'eau, accompagnées par les services hydrauliques. Les syndicats des Asa de la Plaine sont les interlocuteurs privilégiés des services publics pour la gestion de l'eau, en tant que représentants des tenanciers arrosants. Les agents des services hydrauliques s'appuient sur ces institutions formalisées pour intervenir localement. Cela se traduit en particulier par l'octroi aux Asa de plusieurs subventions qui permettent de consolider le réseau d'irrigation pour améliorer la distribution de l'eau aux parcelles. La dernière étape de ce processus de développement technique a eu lieu dans les années 1980 : un réseau d'irrigation sous pression a été construit sur la Plaine ; il fonctionne parallèlement et avec le même droit d'eau que le réseau de canaux gravitaires qui préexistait.

Cet important changement technique a contribué à modifier profondément l'organisation du groupe d'usagers de l'eau agricole. Cela s'illustre dans l'organisation territoriale du partage de l'eau effectué par ce nouveau réseau de canalisations : l'eau est partagée en trois parts attribuées successivement à trois secteurs qui ne correspondent plus aux périmètres des associations syndicales. Ce changement est également illustré par une nouvelle organisation de la répartition : les arboriculteurs sont en majorité desservis en eau par le réseau sous pression, tandis que les « particuliers » (membres des Asa mais n'exerçant pas d'activité agricole) utilisent majoritairement l'eau du réseau gravitaire. Enfin, l'organisation administrative et financière, rendue nécessaire pour l'obtention des subventions et des crédits bancaires, ainsi que pour la conduite des travaux, est entièrement portée par l'Asa de Vinça. Les quatre autres Asa n'ont plus qu'un rôle mineur dans la gestion des infrastructures hydrauliques.

Pourtant, l'organisation sociohydraulique demeure caractérisée par l'absence d'une autorité centralisée à l'échelle du groupe d'ayants droit, puisque chaque association syndicale est officiellement gérée par un groupe de syndicats élus. D'ailleurs, les différents groupes syndicaux ont toujours refusé de fonder une fédération d'associations syndicales, bien que celle-ci ait été proposée à plusieurs reprises par les services hydrauliques. Les arguments mis en avant par les syndicats des Asa pour expliquer leur refus de se fédérer sont les mêmes depuis le xix^e jusqu'au xxi^e siècle : l'organisation ancienne doit être conservée afin de préserver les droits et l'autonomie de chaque syndicat (ADPO 14 Sp 1135 et entretiens avec les syndicats de l'Asa de Vinça en 2003). On observe ainsi le

⁶ Pour plus de détails sur le fonctionnement des associations syndicales autorisées, voir *Guide juridique des associations syndicales* de M. Lefèvre, Chambre d'agriculture des Bouches-du-Rhône (<www.asainfo.net>).

maintien d'une pluralité de participants à la prise de décision, ainsi qu'une répartition du pouvoir qui fait contrepoids à la volonté des services publics d'établir une gestion centralisée de la Plaine. Une forme de gestion locale de l'eau agricole est maintenue. Cette gestion n'est pas centralisée mais plurielle puisqu'elle repose sur une configuration polycentrique de l'espace social de prise de décision.

Redéfinition contemporaine du groupe sociohydraulique

Alors que la gestion agricole de l'eau évolue au cours du xx^e siècle, la composition du groupe sociohydraulique vit d'importantes modifications. En effet, jusque dans les années d'entre-deux-guerres, ce groupe est relativement homogène. À partir des années 1930, l'agriculture se spécialise : la superficie des exploitations augmente tandis que leur nombre décroît, les activités économiques des populations se diversifient, et de nombreux habitants de la Plaine migrent vers les villes. À la fin du xx^e siècle, on assiste à une importante déprise agricole et à l'arrivée massive de nouveaux habitants : retraités, employés du secteur tertiaire, personnes travaillant dans l'agglomération de Perpignan, touristes, etc. Ces changements se répercutent sur la gestion de l'eau.

On observe, d'une part, une prise d'importance des usages urbains par rapport aux usages agricoles de l'eau, conséquence de l'évolution économique et sociale de la plaine de Vinça. L'eau potable alimentant la Plaine est captée dans la nappe d'accompagnement de la Lentilla, à l'aval de la prise d'eau du canal. Depuis la fin des années 1960, des tensions sont apparues entre les représentants des Asa et les élus municipaux, alors que le manque d'eau dans la Lentilla, à l'aval de la prise d'eau du canal, menace le captage d'eau potable. Ces tensions n'ont fait que croître avec l'augmentation des besoins en eau, suite à la spécialisation des cultivateurs en arboriculture irriguée et à l'accroissement de la population urbaine. De même, un antagonisme est apparu et s'est accentué entre les membres des associations syndicales, notamment entre les agriculteurs, qui utilisent l'eau pour leurs cultures, et les propriétaires de parcelles, non-agriculteurs. Ces derniers bénéficient d'un droit d'eau lié à la terre et ils l'utilisent pour l'arrosage des jardins et pelouses, le remplissage des piscines et le lavage des voitures. Leurs besoins en eau sont différents, en quantité et en fréquence, de ceux des arboriculteurs. La quantité d'eau prélevée pour ces usages est marginale en comparaison de celle utilisée par l'agriculture mais cela concerne aujourd'hui un nombre important de personnes. À l'heure actuelle, les syndicats des Asa sont essentiellement des arboriculteurs qui organisent la gestion de l'eau en fonction de leurs besoins, et non en fonction de ceux des « particuliers ». Ces derniers deviennent pourtant numériquement majoritaires dans les Asa et peuvent revendiquer des changements, voire prendre le pouvoir au sein des Asa. Les tensions, qui se multiplient à l'intérieur même des Asa, doivent également être reliées au fait que certains arboriculteurs irrigants ne sont pas propriétaires des parcelles qu'ils exploitent. Ils ne sont donc pas membres de l'Asa sur le périmètre de laquelle ils irriguent, puisque la qualité de membre est liée au droit de propriété foncière. De ce fait, ils sont exclus des prises de décision concernant la gestion de l'eau et le fonctionnement de l'Asa.

D'autre part, au cours du xx^e siècle, les usages de l'eau pour le tourisme et les loisirs se sont développés et structurés ; ils ont acquis une légitimité sociale, au même titre que l'enjeu de préservation de l'environnement. L'exploitation économique des atouts touristiques du territoire se développe, en particulier avec les usages patrimoniaux et ludiques des eaux. Le canyon du Llech, affluent de la Lentilla, est très réputé et attire des

amateurs de canyoning de France et d'Espagne. La baignade et les activités nautiques sont pratiquées sur une retenue touristique – lac des Escoumes – alimentée par le canal à l'aval du bassin. De nombreux adeptes s'adonnent à la pêche sur les deux cours d'eau. Certains de ces nouveaux usagers, dont principalement les pêcheurs, revendiquent la nécessité d'une protection du milieu aquatique. Lors d'étiages sévères, les eaux de la Lentilla deviennent insuffisantes pour pourvoir aux besoins de la prise d'eau du canal Majeur et pour assurer un débit minimum, nécessaire à la préservation du milieu aquatique. Un trop faible débit ne permet pas de maintenir un milieu de qualité pour la vie piscicole. Aussi, à la fin des années 1990, des conflits sont apparus entre agriculteurs, qui s'appuient sur leur droit d'eau ancien pour légitimer leur prise d'eau, et pêcheurs, qui s'appuient sur la loi sur l'eau pour légitimer la prise en compte du milieu aquatique dans la gestion de la Lentilla. Par ailleurs, la qualité du milieu est dégradée par les rejets de stations d'épuration, souvent vétustes et mal adaptées à l'augmentation de la population estivale.

En conséquence, à la fin du xx^e siècle, bien que l'irrigation demeure un usage important sur la plaine de Vinça – 550 hectares de vergers sont arrosés par les eaux dérivées de la Lentilla – l'évolution des usages de l'eau et du territoire implique des changements dans l'organisation et dans les règles de gestion collective de l'eau. Le groupe sociohydraulique, tel qu'il a été formalisé au xix^e siècle autour des propriétaires fonciers d'un périmètre nettement délimité par la pratique de l'irrigation, devient inadéquat pour coordonner l'ensemble des usagers et résoudre leurs différends. La discussion de la hiérarchie des usages – pour définir lequel est prioritaire en cas de pénurie – ne peut plus avoir lieu au sein des associations syndicales comme c'était le cas dans le passé. En effet, seuls les propriétaires de parcelles comprises dans les périmètres syndicaux en sont membres, et les usages urbains et de loisir, ainsi que le milieu naturel, n'y sont pas représentés. Comme l'exprimait le directeur de l'Asa de Vinça en 2003, « le pêcheur, le buveur et l'agriculteur » sont désormais des personnes distinctes. De plus, de nouveaux acteurs sont apparus tels que le canyoneur ou le randonneur. Dans ce contexte, le dispositif de gestion devrait donner une place à l'ensemble des points de vue sur les usages de l'eau et leur hiérarchie. En outre, l'eau destinée aux réseaux d'alimentation en eau potable et l'eau nécessaire à la survie des poissons ne sont pas incluses dans le droit d'eau de 700 l.s^{-1} reconnu aux associations syndicales. De ce fait, les règles de répartition de l'eau entre ces divers usages devraient être rediscutées, dans le but d'assurer leur coexistence.

Enjeux contemporains de la gestion des eaux de la Lentilla

Le parcours historique permet de comprendre l'organisation actuelle de la gestion de l'eau sur la plaine de Vinça et met en valeur sa capacité d'adaptation, à nouveau sollicitée aujourd'hui par d'importantes mutations. L'état des lieux exposé précédemment fait apparaître l'enjeu de définition d'un dispositif de gestion qui donne voix à l'ensemble des usagers de l'eau et de l'espace aquatique. Alors que, depuis deux siècles, les services publics ont remis aux seuls propriétaires du foncier irrigué le droit d'accès à l'eau – dans un souci de développement de l'agriculture irriguée – il s'agirait en quelque

sorte de revenir à la définition initiale du groupe sociohydraulique qui comprenait l'ensemble des villageois de la Plaine « pour tous leurs usages », comme l'indiquait la concession de 1282. Cependant, certaines questions posées, comme la protection du milieu aquatique de la Lentilla, dépassent le seul territoire de la plaine de Vinça. Les contours d'un nouveau groupe sociohydraulique apparaissent. Celui-ci demeure fondé sur la gestion d'une ressource en eau, mais il s'agit de prendre en compte l'ensemble du bassin de la Lentilla et du Llech et d'impliquer tous les usages, conformément aux politiques de l'eau actuelles. Comment le dispositif de gestion est-il modifié pour intégrer ces nouveaux enjeux et espaces de gestion ? Est-ce qu'un dispositif de bassin versant, préconisé par la loi sur l'eau, est adéquat pour ce territoire ? Deux enjeux apparaissent pour coordonner l'ensemble des usagers du bassin versant : d'une part, permettre une négociation entre usagers, et d'autre part, rendre possible la discussion et la définition de critères de « bonne gestion de l'eau » qui puissent justifier et légitimer les décisions collectives.

Négocier le partage de l'eau entre différents usagers

La gestion de l'eau peut se concevoir en termes de négociation entre différents usagers, à la fois pour le partage de la ressource et pour la définition des modalités de répartition des responsabilités. De nombreuses personnes interrogées formalisent ainsi l'enjeu de gestion collective : ils se préparent à la concertation en élaborant une stratégie de défense de leurs intérêts, ils analysent l'engagement des autres participants en cherchant à identifier leurs intérêts, leurs stratégies et leurs pouvoirs dans les décisions⁷. Un pêcheur nous décrit la situation sur la Lentilla sous cet angle en 2004 : « les intérêts de l'agriculture ne sont pas forcément les mêmes que ceux des pêcheurs, eux veulent de l'eau pour arroser les vergers de pêcheurs et nous, on veut de l'eau pour aller à la pêche ou pour permettre au poisson de survivre. » Cette divergence d'intérêt a conduit à un conflit ouvert en période d'étiage (en 1998 ?).

Pour sortir de ce conflit, pêcheurs et agriculteurs ont été à l'origine d'un projet de réalimentation du bassin de la Lentilla par un pompage dans les eaux de la retenue de Vinça. Ce projet, actuellement à l'étude, constitue une solution technique au problème du partage de l'eau : en période d'étiage, l'eau pompée à l'aval alimenterait le réseau d'irrigation, tandis que l'eau de la Lentilla demeurerait dans le cours d'eau pour préserver le milieu aquatique et satisfaire les besoins de captage en eau potable. Ce projet reçoit, de manière consensuelle, le soutien des pêcheurs et celui des agriculteurs puisqu'il permettrait d'augmenter la quantité d'eau à partager et de répondre ainsi aux différents usages et objectifs de chacun. Or, l'augmentation d'une ressource résout certaines tensions mais entraîne une modification du milieu naturel, ainsi que des usages qui conduisent souvent à de nouvelles tensions. Ainsi, la construction du barrage de Vinça dans les années 1970 a-t-elle permis de répondre au manque d'eau de la plaine du Roussillon⁸. Il s'en est suivi, sur ce territoire, le développement de cultures plus consommatrices en eau et à forte

⁷ Pour une analyse fine de la stratégie d'un type d'usager, voir celle menée par Salles *et al.* (1999) à propos des agriculteurs.

⁸ La construction du barrage de Vinça, et plus généralement l'aménagement hydraulique du bassin de la Têt depuis le milieu du XIX^e siècle, répond également à un impératif d'écrêtement des crues. La question de l'aménagement hydraulique du Roussillon a fait l'objet de nombreux écrits, dont ceux de Broc (1981).

valeur ajoutée, venues concurrencer les productions des agriculteurs de l'amont. Si bien qu'aujourd'hui, les arboriculteurs de la plaine de Vinça revendiquent, dans le projet, leur part des eaux de la retenue de Vinça.

En ce sens, si le projet de pompage dans la retenue de Vinça est accepté, la question du partage de cette ressource augmentée n'en sera pas pour autant réglée. De même, à plus court terme, les modalités de répartition du financement du projet restent à définir. La demande de participation des bénéficiaires aux coûts du projet pourrait se traduire par une tension entre les propriétaires fonciers, membres de l'Asa. Ceux-ci auraient à assumer collectivement cette charge nouvelle qui ne bénéficierait pas à tous. Ainsi, la formalisation et la légitimation de nouvelles règles de partage de la ressource en eau, dans un protocole de gestion collective, reste nécessaire et, avec elle, l'existence d'un dispositif permettant la renégociation de ces règles entre usagers. Ce dispositif de gestion de l'eau doit veiller à garantir l'équilibre du pouvoir des usagers dans la prise de décision et à permettre la participation de tous. Sous cet angle, des difficultés pourraient être induites par le fait que la gestion de l'eau a été organisée de longue date par les associations syndicales pilotées par quelques agriculteurs, interlocuteurs privilégiés des services hydrauliques et détenteurs de la culture locale de l'eau. Inversement, certains usages récents comme le canyoning ne sont pas toujours représentés dans les lieux de décision et peinent à faire prendre en compte leurs intérêts.

Cependant, les propos tenus par les participants dans les lieux de concertation ne se limitent pas à une défense de leurs intérêts ou à un engagement stratégique visant à obtenir une quantité d'eau satisfaisante ou encore à maintenir leur pouvoir. Le pêcheur précédemment cité poursuit l'entretien en disant que : « dans ce monde, personne ne comprendrait que les gens défendent âprement une activité de loisir contre les gens qui ont souci pour en vivre ». Par cette phrase, il souligne l'enjeu de justification morale des décisions. Certaines activités sont pour lui plus légitimes que d'autres. Ce type de discours est parfois disqualifié comme rhétorique ou stratégique en vue de la défense d'intérêts personnels ou collectifs. Or le pêcheur défend ici les intérêts agricoles et non ceux des pêcheurs. L'analyse en termes de catégories d'usagers s'avère insuffisante pour comprendre les tensions exprimées ici. D'une part, les personnes impliquées ne peuvent pas être rangées strictement dans des catégories délimitées : un pêcheur peut être propriétaire foncier, élu municipal, et pratiquer le canyoning. D'autre part, il convient de mettre en valeur l'enjeu de justice souligné par les acteurs, sans rabattre le discours qu'ils tiennent sur des considérations de défense d'intérêts. Il ne suffit plus d'analyser les usages et les intérêts en concurrence, mais de regarder les différentes conceptions d'une juste répartition de l'eau et des efforts consentis pour la mobiliser, et en conséquence, d'une bonne hiérarchisation des usages pour les personnes en présence. L'eau pour l'agriculture, l'eau pour les poissons, l'eau pour les loisirs ou l'eau pour boire, quel est l'usage prioritaire en cas de pénurie ? Ce débat a régulièrement eu lieu au cours des siècles et a conduit à des modifications de la hiérarchie des usages, comme le suggère le déclin des moulins ou la recherche de productivité de l'agriculture d'après-guerre. Peut-on formuler un accord sur la hiérarchie des usages aujourd'hui ? La sauvegarde du milieu naturel devient-elle prioritaire ? Pour ce qui concerne la Lentilla, il s'agit de proposer un dispositif qui permette de débattre publiquement de différentes façons de concevoir une bonne gestion de l'eau, et non seulement de négocier entre intérêts divergents.

Définir une juste répartition de l'eau : quelles logiques ?

Plusieurs définitions d'une bonne gestion de l'eau peuvent apparaître et guider les choix de gestion⁹. Suite aux enquêtes menées sur la Lentilla, nous avons explicité quatre logiques antagonistes de gestion de l'eau, qui constituent des points de vue stéréotypés sur le bassin versant¹⁰. Ces logiques sont transversales aux différents usages. Même si une logique semble prédominer dans un discours, aucune personne n'est enfermée dans une seule logique. Un acteur de l'eau rencontré définit ainsi les logiques : « c'est un concept philosophique. [...] Vous pouvez avoir le même concept chez l'agriculteur et chez le pêcheur ». Selon la situation et l'enjeu, l'une des quatre logiques présentées successivement ci-dessous peut prévaloir, ou des compromis peuvent être élaborés.

- L'eau est une ressource dont il convient d'optimiser économiquement et techniquement l'utilisation, en favorisant toute solution adéquate et productive.

Selon ce premier point de vue, la nature est un capital économique ; il convient de reconnaître les hydrosystèmes comme un capital naturel générateur de services. L'eau est considérée comme une ressource économique majeure qui peut être investie pour les loisirs, le tourisme ou l'agriculture. Il s'agit de rendre visible la valeur des services livrés, qu'ils soient effectifs ou potentiels, puis de les comparer aux coûts d'investissements à mettre en œuvre pour les sauvegarder. Par ailleurs, la gestion doit être techniquement optimisée.

Ce point de vue justifie la politique de maîtrise technique et de valorisation des flux d'eau, qui a donné lieu, au xx^e siècle, dans les Pyrénées-Orientales, à une politique de grands barrages (les Bouillouses, Vinça...) et qui s'est traduite dans les siècles précédents par la construction des canaux d'irrigation. Comme décrit précédemment, nous avons observé ce point de vue en action au xix^e siècle lors de l'intervention des services hydrauliques des Ponts et Chaussées sur la plaine de Vinça. Le développement technique et la gestion par Asa avaient pour objectif d'optimiser l'usage économique des eaux par l'agriculture. L'installation du réseau sous pression a permis de réduire les coûts de production liés essentiellement aux coûts de main-d'œuvre – nécessaire à l'irrigation gravitaire – et d'augmenter la productivité par des cultures à forte valeur ajoutée comme la pêche tardive. Au xx^e siècle, le choix de valoriser l'eau par l'activité agricole était encore affirmé politiquement. Aujourd'hui, les arboriculteurs font face à des exigences de qualité élevées et à la concurrence européenne. De nombreuses terres cultivables sont converties en terrains constructibles puis vendues. La part de la population agricole diminue, tandis que les usages touristiques et de loisirs sont en augmentation et concurrencent l'agriculture. Dans ce contexte, certaines personnes interrogées remettent en question la priorité de l'agriculture sur le développement touristique dans lequel ils voient l'avenir économique du département. La logique marchande de gestion de l'eau est actuellement très prégnante. Pour certains acteurs, le bassin versant a besoin de développement économique, et celui-ci doit s'appuyer sur la ressource en eau. Cependant, l'application de cette logique change de forme puisque la valorisation agricole n'est plus l'unique voie.

⁹ Les fondements de cette approche d'une pluralité de biens communs sont décrits par Boltanski et Thévenot (1991).

¹⁰ L'analyse de ces points de vue est développée par Richard-Ferroudji (2008).

Ce type d'argumentation est utilisé pour justifier le projet de réalimentation de la Lentilla, dans un document de la Chambre d'agriculture par exemple : « l'analyse collective de la situation aboutit à la conclusion qu'en année sèche, la ressource est insuffisante pour répondre de façon satisfaisante à l'ensemble des besoins. Compte tenu des coûts comparés des hypothèses étudiées par le bureau d'étude, l'ensemble des acteurs a opté pour la solution d'augmentation de la ressource, qui permettrait d'assurer dans le cours d'eau un débit compatible avec l'ensemble des usages sans discrimination. »

- L'eau appartient à tous. Sa gestion est d'intérêt général et c'est un enjeu public. Il convient d'agir avec civisme.

Le point de vue précédent introduit un second discours sur la gestion de l'eau. Il s'agit d'une argumentation civique. La rivière est un espace qui doit être partagé par tous. Il s'agit alors de mettre en avant la solidarité collective inscrite dans la conception française de l'État. Ce discours s'attache à défendre l'intérêt général contre l'intérêt particulier, quelle que soit la situation. Ainsi, en 2004, un représentant des agriculteurs critique certains usagers : « ce sont des citoyens mais ils raisonnent en consommateurs. Ils payent, donc ils ont droit. C'est le film de Pagnol où le type rentre dans la salle du conseil municipal avec le bâton. Il tape sur la table devant le maire. Il dit : « j'ai payé mon eau, je veux mon eau ». Ils ne raisonnent pas en citoyens, en termes de partage ». Selon cette logique, les habitants se doivent d'être des citoyens avant d'être des consommateurs ou des enfants de la vallée. Il ne s'agit plus d'optimiser la gestion de l'eau selon des critères techniques ou économiques, mais de garantir l'intérêt général comme l'énonce l'article premier de la loi française sur l'eau de 1992 : « l'eau fait partie du patrimoine commun de la nation ».

Ce point de vue a justifié de tout temps la place de l'eau pour « boire », besoin vital, en tête dans la hiérarchie des usages de l'eau pour un égal accès à cette ressource. Par ailleurs, selon ce point de vue, des acteurs comme les collectivités territoriales apparaissent légitimes pour porter la gestion de l'eau, puisque les élus ont la charge de représenter l'intérêt général. Ainsi, sur la Lentilla, une communauté de communes, qui rassemble l'ensemble des communes du bassin versant, soutient le projet de gestion concertée de la ressource en eau depuis janvier 2005. Elle a pris le relais des pêcheurs et des agriculteurs, qui sont à l'origine du projet mais qui représentent des intérêts sectoriels. De plus, cette considération civique nécessite de considérer les personnes touchées par le projet au-delà de la vallée. Il s'agit de considérer, par exemple, les habitants en aval du barrage de Vinça, qui pourraient être privés d'une quantité d'eau. Ainsi, les représentants du conseil général ou des services de l'État portent cette argumentation. Cependant, nous l'avons vu à travers le témoignage du représentant des agriculteurs, elle n'est pas exclusive à ces catégories d'acteurs de l'eau.

- La rivière est un milieu vivant avec lequel l'homme doit vivre en harmonie. Il convient de protéger les êtres qui y vivent et de préserver l'équilibre naturel et la beauté de l'environnement.

Un troisième registre d'argumentation met en valeur la nature. Elle s'oppose à une conception de l'homme comme maître et possesseur de la nature. Sa spécificité est de placer les non-humains sur le même plan que les humains. Dans ce registre, le poisson n'est ni un capital économique ni un bien commun, c'est un être vivant à respecter.

Comme le dit un pêcheur en 2004 : « sur la rivière, on n'est pas sur un plan d'eau qui est une mare à canards, on est en pleine nature. La nature, ça se respecte. Le poisson, c'est un poisson noble ». Ce registre met également en valeur la beauté et l'harmonie du paysage. La partie amont de la Lentilla est constituée de gorges. Selon ce discours, il convient de préserver ces paysages « magnifiques, sauvages et sanctuaires pour les animaux et les poissons ». À l'aval, où l'homme a imprégné sa marque depuis de longues années, il convient de sauvegarder les espèces naturelles et leur diversité. Or, les poissons sont mis en danger par la pollution et le manque d'eau, et les pratiques agricoles sont de plus en plus orientées vers une uniformisation du milieu par l'arboriculture. Un élu dénonce en 2005 cet état de fait : « on vit dans une société où on veut que tout soit uniforme, même les produits agricoles. Je suis contre l'uniformisation des choses, car cela ne va pas dans le sens d'une culture naturelle, parce que la nature n'est pas uniforme. Les produits agricoles sont à l'extérieur et subissent les aléas climatiques. Il faut de la diversité ».

Dans le parcours historique exposé au début de ce chapitre, cette argumentation naturaliste n'apparaît que récemment, légitimée par les lois françaises sur l'eau et par la réglementation européenne (DCE / 2000). Cette dernière se fixe comme objectif l'atteinte d'un bon état écologique et elle permet le classement des zones ; ainsi la zone amont du bassin de la Lentilla est-elle incluse dans une zone labellisée « Natura 2000 ». Cette argumentation est portée dans les lieux de concertation du bassin versant par des acteurs publics comme l'Agence de l'eau et par les pêcheurs. En revanche, en 2006, aucune association d'écologistes ou de défense de l'environnement n'a été impliquée dans la gestion collective du bassin de la Lentilla.

- Le ruisseau est le patrimoine des habitants de la vallée, qui ont su le domestiquer au cours des ans et établir des coutumes de partage de l'eau. Ils sont attachés à ce territoire, à son passé et aux traditions qu'ils respectent.

Enfin, un quatrième registre d'argumentation est apparu. Il est question ici de patrimoine et de mise en valeur d'un territoire et d'une histoire. Ce discours valorise les canaux anciens qui traversent la vallée, comme le canal Majeur de la Plaine qui date du XIII^e siècle et qui couvre un territoire, encore appelé La Baronnie par certaines personnes interrogées, en référence à l'organisation politique existant en ces temps-là. Les références historiques sont récurrentes. Ainsi, les associations syndicales justifient-elles le captage de la rivière, en s'appuyant sur le droit d'eau octroyé en 1282 et évalué par la suite à 700 l.s⁻¹.

Par ailleurs, ce discours – que nous appellerons domestique – met en valeur les liens entre habitants. Ceux-ci, pour la plupart, se connaissent de longue date et sont parfois liés par des relations de parenté. Un élu nous explique en 2005 : « on pense tous de la même façon. Quand on se retrouve, on ne se retrouve pas comme des gens qui n'ont rien de commun. Quand on se rencontre, on ne se rencontre pas en tant qu'élus mais en tant qu'amis, cousins ou frères. Ça, c'est très important dans une communauté ». Selon les anciennes propriétés du groupe sociohydraulique, énoncées par le président du canal cité précédemment, certains élus sont « buveurs d'eau », mais également agriculteurs et pêcheurs, ou ils connaissent bien un agriculteur ou un pêcheur. Les habitants revendiquent une communauté de bassin, une homogénéité de points de vue, ce qui s'exprime parfois plus largement en termes d'identité catalane ou de façon plus fine par : « les

gens de la plaine de Vinça ». Les problèmes se résolvent alors « en s'arrangeant » entre pairs, et de manière souvent interpersonnelle, sans recourir à une mise en discussion publique.

Ce type d'argumentation permet de mettre en valeur les relations personnelles et anciennes à la rivière ainsi que les origines rurales ou agricoles des habitants. Par exemple, un agriculteur confie en 2004 : « je me souviens ; quand j'étais jeune, on allait à la rivière s'amuser et essayer d'attraper quelques poissons. Oh, ce n'est pas évident à attraper la truite. Vous y passiez une belle après-midi ». De même, plusieurs personnes interrogées affirment leur attachement au paysage et au mode de vie agricole, ainsi que leurs inquiétudes face à son évolution¹¹. Une personne interrogée en 2005 explique : « on possède deux champs qui sont en friche. On ne sait pas trop ce que l'on va en faire. Moi, j'aimerais bien y revoir des arbres fruitiers dessus, comme avant. C'est dommage de voir les choses partir comme ça. Mais il faut dire que les gens qui vivent des arbres fruitiers, je ne sais pas comment ils peuvent en vivre aujourd'hui. Je comprends qu'il y ait de moins en moins d'agriculteurs. C'est pour cela que l'on dit que la priorité est d'amener l'eau aux champs cultivés ». Selon la logique marchande présentée plus haut, la valorisation économique de l'eau justifie la priorité donnée « aux champs cultivés ». Le témoignage montre que la logique domestique propose une justification complémentaire à cette priorité de l'usage agricole. L'irrigation doit être préservée comme un « usage immémorial de l'eau ». Ce n'est pas son ancienneté qui commande directement sa préservation, mais l'attachement des personnes à cet usage et à l'agriculture comme un pilier de l'organisation sociale et territoriale. Le parcours historique appuie ainsi différents registres de justification, qu'il s'agisse du registre patrimonial ou de l'argument d'optimisation technique et économique.

Quelle bonne gestion de la Lentilla ?

L'affrontement des logiques

Une fois définies à partir d'entretiens, ces quatre logiques ont été mises en discussion lors d'ateliers de jeux de concertation avec différents usagers de la ressource¹². Ces personnes devaient se mettre dans la peau d'un habitant et défendre l'une des logiques. Les simulations visaient ainsi une ouverture des débats, en faisant discuter les participants sur la question d'une juste répartition de l'eau, et non pas en les conduisant à négocier pour satisfaire des objectifs ou défendre les intérêts d'une catégorie d'usagers. Selon le sujet de discussion, trois situations ont été observées : soit les participants s'accordent sur un principe commun, soit les différentes logiques apparaissent incompatibles, soit un compromis est trouvé. Ainsi, plusieurs institutions, dont les organismes de soutien aux agriculteurs, justifient-elles le maintien de l'irrigation gravitaire et des activités agricoles, en énonçant un compromis entre les différentes logiques : « ces canaux séculaires remplissent, outre leur importance en termes d'économie, des fonctions

¹¹ Pour une analyse détaillée de la prise en compte des tensions liées à l'affection personnelle à l'environnement ou aux personnes, voir Doidy (2003).

¹² Deux séances ont été conduites, en juin et en décembre 2005. Elles ont impliqué 15 acteurs de l'eau de la Lentilla : élus, pêcheur, agriculteur, canyoneur, professionnel du tourisme, représentant institutionnel, etc.

environnementales, comme le maintien d'une diversité de paysages et des fonctions patrimoniales. Ils sont témoins d'une histoire et d'une culture de l'eau »¹³.

Au cours de ces ateliers, l'accord sur un principe commun apparaît pour l'utilisation de l'eau des réseaux d'eau potable. La logique civique domine : « tout le monde doit avoir de l'eau pour boire ». Ainsi, les participants s'accordent sur la priorité donnée à l'eau potable par rapport aux autres usages, et donc sur la priorité de la préservation du captage d'eau potable. Cependant, les réseaux d'eau potable ne sont pas seulement utilisés pour les besoins vitaux d'alimentation ou pour répondre à des enjeux d'hygiène publique, mais aussi pour des usages ludiques. Ce point est peu discuté, il ne conduit pas à une remise en cause de l'utilisation de l'eau du réseau d'eau potable ou de sa place dans la hiérarchie des usages. Le fait que cela ne soulève pas d'indignation publique peut être expliqué par la marginalité de ces usages en termes de part prélevée dans la rivière.

Différemment, à propos du projet de réalimentation en eau de la Lentilla, les discours divergent. La logique environnementale apparaît dans les discussions et met à l'épreuve le contenu du projet. Selon ce point de vue, le projet de pompage est *a priori* rejeté, comme l'argumente un représentant des sports de loisir en 2005 : « il faut faire attention, le cours d'une rivière, c'est le cours d'une rivière. Pour moi, le fait de dire : « on va remonter de l'eau », c'est aller un peu loin. On va trafiquer, on va vraiment bouleverser, on va faire quelque chose qui n'est pas naturel, on va amener de l'eau dans une zone uniquement pour du profit ». Un tel discours naturaliste est très peu représenté dans les concertations sur la Lentilla, alors qu'il apparaît dans l'espace public sur d'autres terrains comme la Camargue. Cependant, la logique environnementale n'est pas exclue comme elle a pu l'être depuis l'après-guerre jusqu'aux années 1980, dominée systématiquement par les logiques civiques et celles d'efficacité technique et économique. Plutôt qu'une opposition de cette logique aux autres, on observe aujourd'hui, sur la Lentilla, l'élaboration de compromis. Ainsi, dans les simulations de concertation, est apparu un argument considérant le pompage comme positif puisqu'il apporterait un soutien d'étiage en faveur du milieu piscicole. Le projet de pompage permettrait de satisfaire la sauvegarde du milieu aquatique, mais cela passerait par l'artificialisation croissante de ce milieu. L'action de l'homme sur la nature et la priorité de l'humain sont revendiquées. Aujourd'hui, bien que la logique environnementale soit appuyée par la loi, celle-ci n'apparaît pas légitime aux yeux de certains usagers de la Lentilla pour imposer une hiérarchisation des usages. Toutefois, des compromis peuvent être élaborés, tout en donnant la priorité « aux gens qui ont souci pour en vivre », comme le soulignait un pêcheur en 2004.

Par cette remarque, le pêcheur met en relief l'importance des logiques marchandes et civiques dans l'acceptation du projet. Augmenter la ressource en eau par le pompage dans le barrage peut permettre d'augmenter le capital eau de la vallée. Selon la logique marchande, le choix de mener à bien le projet, en intervenant sur la nature, est conditionné par sa faisabilité technique et sa rentabilité économique, alors que des fonds publics doivent être investis. Cette rentabilité dépend de l'usage de l'eau et conduit à un questionnement sur la rentabilité de l'usage agricole en comparaison aux autres usages. Ainsi, pour poursuivre la discussion du projet, l'évaluation de ces éléments s'est révélée

¹³ Cf. la plaquette d'information *Les canaux d'irrigation vous concernent. Une source de richesses pour tous – Droits et devoirs*. Adasia, Agence de l'eau, conseil général des Pyrénées-Orientales, programme Leader +, Terres romanes en pays catalan.

nécessaire. En 2005, une étude sur la faisabilité du projet et sa rentabilité collective a été commandée à un prestataire. Cette étude vise à prendre en compte les différentes logiques et à construire un « compromis équilibré entre la satisfaction de l'ensemble des usages et la préservation des milieux aquatiques », comme cela était spécifié dans l'appel d'offres.

L'enjeu du compromis avec la logique environnementale, venue mettre à l'épreuve la gestion de l'eau de la Lentilla, est à la base du projet de réalimentation. Au cours des enquêtes, un second enjeu de compromis est apparu, avec la logique domestique. Cette logique se prononce en faveur du projet qui permettrait un maintien des traditions et du patrimoine, en évitant une remise en cause des utilisations actuelles de l'eau de la vallée. Cependant, on note des différences dans la légitimité donnée à cette logique. Certaines personnes interrogées, souvent autochtones (originaires du bassin), revendiquent l'importance de cette logique qui maintient, d'après eux, le tissu social. D'autres, souvent des nouveaux venus ou des acteurs institutionnels, ne comprennent pas cette logique qu'ils réduisent à une attitude « passéiste ». D'après eux, elle entraînerait l'exclusion d'une partie des personnes concernées, en se refermant sur une communauté aux contours mal définis, organisée pour les usages agricoles de l'eau. Ils dénoncent une résolution des problèmes par des arrangements qui répondent à des convenances réciproques et non à l'intérêt général, autrement dit à une logique civique de gestion de l'eau. Ainsi, sur la Lentilla, on observe l'importance de ces arrangements qui sont revendiqués comme souples et réactifs, en particulier pour répondre à des situations d'urgence lors d'étiages sévères. Ils sont préférés à la rigidité d'une convention écrite. En 2004, un agriculteur nous dit : « jusqu'à maintenant, avec les maires successifs, on s'est toujours bien entendu. On se connaît, on se téléphone ». Un enjeu du dispositif de gestion de la Lentilla réside dans la proposition de lieux de discussion publique du projet et de la formalisation d'un protocole de gestion collective de la ressource, afin d'impliquer l'ensemble des personnes concernées et de légitimer les décisions collectives. Cela n'exclut pas la possibilité de trouver des arrangements pour répondre à des problèmes, ni la justification des choix par la logique domestique. Par exemple, un soutien à l'agriculture par une aide aux installations peut être collectivement décidé, s'il apparaît un attachement collectif à cette activité qui façonne le paysage et rythme la vie de la communauté. Selon ce point de vue, l'agriculture est un enjeu de politique territoriale et non pas un intérêt sectoriel.

Conclusion

Ces travaux ont permis de retracer le parcours historique de la gestion de l'eau avant d'en éclairer les enjeux actuels. La gestion collective de l'eau est un construit historique, fruit de l'interaction entre les hommes et la nature. De nombreux ajustements et adaptations ont eu lieu au cours de l'histoire de la Lentilla. L'anthropisation du milieu s'est faite de manière croissante pour répondre aux manques d'eau d'une part et aux changements sociaux d'autre part. Des solutions techniques et institutionnelles ont successivement été trouvées : canaux d'irrigation, tours d'eau, associations syndicales, irrigation localisée, etc. Le groupe sociohydraulique s'est régulièrement adapté aux mutations apparues au cours de l'histoire, telles que la fin de l'exploitation des moulins ou l'intervention de l'État pour une institutionnalisation du groupe sous forme d'Asa.

Aujourd'hui, il est à nouveau question de faire évoluer l'organisation existante et de façonner un dispositif approprié pour résoudre de nouvelles tensions. Suite à des conflits locaux et sous la contrainte des politiques nationales et internationales qui conditionnent les financements publics, deux problématiques apparaissent au premier plan. D'une part, comment prendre en compte la protection du milieu aquatique ? D'autre part, comment dépasser le constat de la limite d'une gestion agricole de l'eau héritée du passé, confrontée à une pluralité d'usages et de points de vue légitimes ? Ces problématiques sont communes à d'autres terrains. Le cas de la Lentilla permet d'observer la construction de réponses à ces problématiques et l'apparition de nouvelles questions.

La prise en compte du milieu aquatique, portée par la voix des pêcheurs, est venue mettre à l'épreuve la gestion de l'eau de la Lentilla essentiellement conditionnée par l'usage agricole de l'eau. Cette mise à l'épreuve n'a pas abouti à un conflit entre protecteurs de la nature et aménageurs ou producteurs, comme c'est le cas sur d'autres terrains. Ici, elle a conduit à l'élaboration d'un compromis sous la forme d'un projet de réalimentation de la rivière, c'est-à-dire d'artificialisation supplémentaire du milieu. Ce projet, actuellement en discussion, est un cas intéressant de redéfinition des rapports entre usages de l'eau et préservation de la biodiversité. L'anthropisation du milieu y est assumée et revendiquée.

Par ailleurs, ce projet de réalimentation doit faire face à d'autres questionnements liés à la montée en puissance des usages urbains et de loisirs. L'augmentation de la quantité d'eau par des moyens techniques ne résout pas le problème du partage de l'eau entre les usagers. La réponse proposée sur la Lentilla ne s'appuie pas sur des outils existants de politique publique comme les Schémas d'aménagement et de gestion des eaux (Sage). Elle prend la forme d'un dispositif original, en accompagnant ce projet d'une démarche collective de gestion concertée sur le bassin versant ainsi que de l'élaboration d'un protocole de gestion collective de l'eau. Lors des discussions, la remise en cause de la priorité de l'usage agricole de l'eau se pose en particulier face aux usages urbains, touristiques et de loisir. Étant donné la sollicitation de fonds publics pour le projet, la question se pose en termes économiques, mais également en termes de patrimoine. Des voix s'élèvent pour préserver l'héritage des Anciens auquel les habitants sont attachés, qu'il soit paysager, territorial, institutionnel ou culturel. La prise en compte de ces voix représente aujourd'hui un enjeu majeur d'une gestion de l'eau qui se veut locale. En effet, ces voix questionnent non seulement les principes de gestion de l'eau, mais aussi la définition du groupe sociohydraulique à qui on demande de s'étendre aujourd'hui à tous les habitants du bassin versant du Llech et de la Lentilla. La communauté de communes de Vinça, qui couvre le bassin versant, s'est affirmée comme support de cette gestion en affichant sa compétence dans le domaine de l'eau. Cela contribue au façonnement du dispositif en réponse aux défis posés par la gestion de l'eau. Par ailleurs, cette prise de compétences participe à l'évolution des rôles des acteurs de l'eau, dans le sens d'une gestion territoriale et non plus sectorielle de cette ressource, conformément à la loi sur l'eau. Cette évolution conduit à la reconfiguration des rapports de force et à certaines luttes d'influence. En même temps, elle questionne la politique territoriale. Ainsi, alors que l'eau reste au centre du développement du territoire – comme le montre le qualificatif de Vinça : « ville d'eau » – la question de la place de l'agriculture dans l'avenir du territoire reste en suspens.

Références bibliographiques

- Assier-Andrieu L., 1980. *Anthropologie de la coutume dans les Pyrénées catalanes françaises*. Thèse de doctorat, EHESS, Paris.
- Boltanski L., Thévenot L., 1991. *De la justification. Les économies de la grandeur*. Paris, Gallimard.
- Bonnassie P., 1990. *La Catalogne au tournant de l'an mil*. Albin Michel, Paris.
- Broc N., 1981. Des Bouillouses à Vinça, développement de l'irrigation en Roussillon (XIX^e-XX^e siècles). *BSASL*, 89, 113-137.
- Brunet M., 1992. La guerre de l'eau, du milieu du XVII^e au XIX^e siècle. In: *De l'eau et des hommes en terre catalane* (Broc N., Brunet M., Caucanas S., Desailly B., Vigneau J.-P., eds), éditions Trabucaire, Perpignan, France, pp. 111-165.
- Caucanas S., 1995. *Moulins et irrigation en Roussillon*, du IX^e au XV^e siècle. Cnrs, Paris.
- Doidy E., 2003. Faire entendre la voix des usagers dans les concertations environnementales. *Sociologie Pratique*, 7, 49-64.
- Haghe J.-P., 1998. *Les eaux courantes et l'État en France (1789-1919), du contrôle institutionnel à la fétichisation marchande*. Thèse de doctorat, EHESS, Paris.
- Jaubert de Passa F., 1821. *Mémoire sur les cours d'eau et les canaux d'arrosage des Pyrénées-Orientales*. Société royale d'agriculture, Paris.
- Riaux J., 2006. *Règles de l'État – règles de la communauté : une gouvernance locale de l'eau. Anthropologie comparée de deux systèmes d'irrigation anciens en contexte d'intervention publique : vallée des Aït Bou Guemez (Haut Atlas, Maroc), plaine de Vinça (Pyrénées, France)*. Thèse de doctorat en anthropologie sociale, EHESS, Paris.
- Richard-Ferroudji A., 2008. *L'appropriation des dispositifs de gestion locale et concertée de l'eau*. Thèse de doctorat en sociologie, Cemagref / GSPM (EHESS / Cnrs).
- Ruf T., 2001. Droits d'eau et institutions communautaires en montagne, sept siècles d'histoire des tenanciers des canaux de Prades (Pyrénées-Orientales). *Histoire et Sociétés Rurales*, 16, 11-44.
- Salles D., Zelem M.-C., Busca D., Gendre C., 1999. *Les stratégies des agriculteurs face aux dispositifs de gestion de l'eau*. Certop / Cnrs Gis Écobag, 103 p.

Chapitre 4

Végétation méditerranéenne et cycle de l'eau

SERGE RAMBAL, FLORENT MOUILLOT, JEAN-PIERRE RATTE

Résumé

Les relations entre la végétation et les ressources en eau sont de nature dialectique. À l'échelle du bassin versant ou du paysage, l'évapotranspiration de la végétation est une composante majeure du bilan hydrologique. À l'échelle continentale, sa présence agit sur le climat et sur le régime des pluies. En région méditerranéenne, la production annuelle d'eau, c'est-à-dire la quantité de pluie diminuée de l'évapotranspiration, en fonction du cumul des précipitations, peut être décrite par une relation linéaire à partir d'un seuil de précipitation en dessous duquel la production d'eau est nulle. Ce seuil varie de 300 à 700 mm en passant d'un sol nu à une forêt dense. En première approximation, la perte de production d'eau est de 150 mm lorsque l'on passe d'un couvert herbacé à un couvert forestier. La pente de la droite est proche de l'unité, ce qui montre que la végétation, par son évapotranspiration, valorise assez peu les précipitations excédentaires. Cette rigidité hydrologique du système végétal est d'autant plus forte – pente unitaire – que la végétation est dense. Les changements de la couverture végétale, de nature anthropique, que ce soit par reforestation, par abandon cultural ou par introduction d'espèces exotiques, modifient la ressource en eau. Les changements climatiques en cours affecteront le bilan hydrique, probablement davantage par une augmentation substantielle de la fréquence des incendies, et donc de la nature et de l'importance du couvert végétal, qu'à travers la diminution attendue des précipitations.

Introduction

Sous climat méditerranéen, la récurrence des années à faibles précipitations et la concordance des prédictions d'évolution du climat – qui identifient cette région comme un *hot spot* de changement vers de sévères sécheresses – font peser de sérieux doutes

sur la pérennité de nos ressources en eau (Giorgi, 2006). Le cycle de l'eau est caractérisé par le régime automnal des précipitations et la brièveté des écoulements de surface à fort débit. La ressource en eau, évaluée à l'échelle d'un fragment de paysage, d'un bassin versant ou d'une région, est la quantité d'eau qui n'est pas soustraite à l'apport des précipitations par l'évaporation du sol, et surtout par la transpiration du couvert végétal. Elle est en moyenne de l'ordre de 300 mm par an pour une pluie de 800 mm. Autrement dit, sur un apport annuel de 800 litres d'eau de pluie par mètre carré de sol, 500 litres sont évaporés et seulement 300 litres sont potentiellement exploitables. La transpiration végétale participe à raison de 70 % à 80 % de l'évapotranspiration.

Pourquoi a-t-on négligé le rôle de la végétation dans le cycle de l'eau ? Nous ne retiendrons ici que deux hypothèses de nature dialectique. Celle qui, d'une part, associe la forêt et la pluie, et celle qui, d'autre part, fait le lien entre la forêt et l'écoulement des rivières. Les interrogations que pose cette relation sont à l'origine du questionnaire adressé à tous les préfets par le ministre de l'Intérieur de Louis XVIII, le 25 avril 1821 (Bainville et Ladoy, 1995). Les relations entre la forêt et la pluie relèvent surtout d'un problème d'échelle spatiale. Les défrichements de l'Amazonie provoquent des modifications locales du régime des pluies. Ces pluies proviennent d'un recyclage de la vapeur d'eau à cette échelle sous-continentale dans une succession d'évapotranspirations, de condensations et de précipitations. À l'opposé, un défrichement local n'aura aucune incidence mesurable sur la pluie. Toutefois, la croyance dans une relation locale directe entre les défrichements et la pluie est tenace. La diminution de la quantité de pluie observée à Montpellier de 1766 à 1786 est à ce propos exemplaire. Elle conduit Poitevin (1803) à écrire : « la cause d'un pareil phénomène, si elle n'est que locale, doit être attribuée, avec quelque fondement, à l'abus des défrichements et à la destruction des arbres aux environs de Montpellier. Plusieurs savans physiciens, parmi lesquels on doit compter le citoyen Cadet de Vaux, se sont élevés avec force contre une dépopulation désastreuse qui tend à priver le sol de nos campagnes de leurs hôtes naturels. Les arbres sont arrachés, et on ne les remplace pas. Il est prouvé qu'il pleut plus dans les pays boisés que dans ceux qui sont nus, et moins dans les plaines où les plantations sont nulles ou rares, qu'auprès des forêts. En admettant ces principes, sur lesquels il est inutile d'insister, les dégradations successives, que les bois de tout genre ont éprouvés aux environs de Montpellier, suffiront pour expliquer le décroissement de la quantité des eaux pluviales, que les observations paroissent indiquer ». Les assertions du type « il est généralement admis que » se substituent encore de nos jours aux preuves scientifiques.

En ce qui concerne les relations entre la forêt et l'écoulement des rivières ou à la présence d'eau dans les puits, les croyances sont aussi très durables. Platon, quatre cents ans avant notre ère, prétendait que la destruction de la végétation causait le tarissement des sources, des puits et des rivières. Nous nous trouvons là face à un problème d'échelle de temps. La perception d'un changement de la disponibilité en eau est liée à la difficulté de percevoir un changement cumulé sur une longue période de temps, l'année par exemple. La description du cortège de « savans » qui, à la fin du XVIII^e siècle, se rend à la source qui alimente Montpellier, une seule fois par an, pour observer des changements de débit, est sur ce point très démonstrative. De plus, cette perception peut être contrariée par des événements spectaculaires ou catastrophiques tels que les décrivait Pline l'Ancien dans son *Histoire naturelle*. Quoi de plus terrorisant qu'une crue survenant après un incendie de forêt et entraînant, dans un flot boueux, de la terre fine au détriment d'une infiltration bienfaisante pour la recharge des nappes aquifères. Les

conclusions sont pourtant définitives et basées sur une multitude de résultats scientifiques : la végétation consomme de l'eau au détriment de nos ressources, l'augmentation du couvert végétal diminue cette ressource. Dans ce chapitre, lorsque nous ferons référence au climat méditerranéen et à la végétation qui s'y développe, il s'agira de la zone bioclimatique dans son ensemble : le pourtour de la mer Méditerranée, la Californie et certaines régions du Chili, de l'Afrique du Sud et de l'Australie.

Rôle hydrologique de la végétation

La « production d'eau » est la traduction du *water yield WY* des Anglo-Saxons. Ce terme fait référence à deux mécanismes qui peuvent coexister dans un même paysage ou dans un bassin versant. Ce sont :

- l'écoulement dans le réseau hydrographique, écoulement qui constitue une ressource dans la mesure où son exploitation peut être directe par pompage ou différée après un stockage transitoire dans une retenue ;
- l'eau qui s'infiltre dans les aquifères et les nappes.

Dans ce développement, les équations d'écoulement que nous utilisons relient linéairement la pluie annuelle P à l'écoulement annuel WY par une équation de la forme :

$$WY = \alpha (P - P_0)$$

Cette équation est complétée par une équation de continuité :

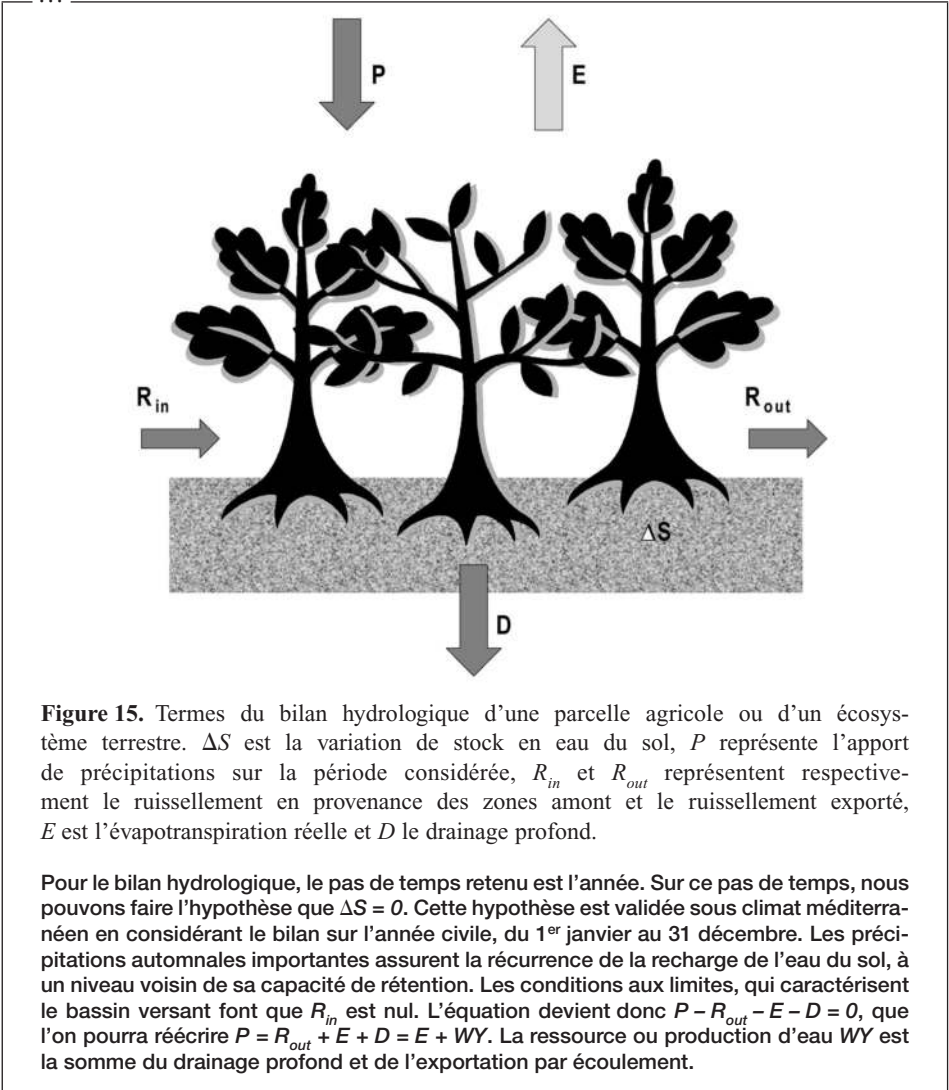
$$P = E + WY$$

P_0 est la pluie minimale au-delà de laquelle apparaît l'écoulement. La pente α traduit la sensibilité de l'évapotranspiration du couvert végétal vis-à-vis d'une augmentation de P . Lorsque $\alpha = 1$, le système est rigide, l'évapotranspiration E constante est égale à P_0 . Lorsque $\alpha < 1$, la consommation en eau progresse avec les précipitations, et lorsque $\alpha > 1$, E diminue avec P . La principale question est : comment α et P_0 dépendent-ils de la couverture végétale ?

Transfert d'eau et bilan hydrologique au sein des écosystèmes terrestres

Il nous faut distinguer deux notions complémentaires : le bilan hydrique et le bilan hydrologique. Le premier concerne un fragment de paysage, une parcelle agricole ou un écosystème naturel. Le second s'intéresse au bassin versant, c'est-à-dire à l'unité spatiale pour laquelle nous faisons l'hypothèse de la continuité des flux, autrement dit, l'égalité entre les entrées et les sorties.

Dans l'équation du bilan hydrique, la variation de stock en eau du sol par unité de temps est la différence entre les entrées et les sorties d'eau, cumulées sur le même pas de temps. Le stock en eau est calculé sur une profondeur de sol suffisante pour inclure les systèmes racinaires les plus profonds des espèces végétales. Cette profondeur atteint et dépasse souvent 5 m pour les arbres et les buissons méditerranéens. Les précipitations, sous toutes leurs formes – pluie, neige et rosée – constituent les entrées. Le ruissellement peut apporter une certaine quantité d'eau – en provenance de zones amont – qui s'infiltre. Il peut aussi exporter une partie des précipitations lors d'épisodes de forte intensité. Les sorties concernent : l'évapotranspiration du couvert – ou évapotranspiration réelle – qui regroupe la transpiration foliaire et l'évaporation physique du sol, ainsi que l'évaporation de l'eau interceptée par le couvert lors d'épisodes pluvieux et le drainage profond, selon l'équation $\Delta S = P + R_{in} - R_{out} - E - D$ (fig. 15).



Il est difficile de dater les premiers travaux de quantification du rôle de la couverture végétale sur la ressource en eau. Compte tenu du rôle quelque peu merveilleux, attribué depuis des millénaires à la forêt sur la régulation du cycle de l'eau, le travail de Trimble *et al.* (1963) intitulé *Cutting the forest to increase water yield* semble quelque peu iconoclaste. C'est ce contexte de l'amélioration des ressources en eau par la modification, voire la destruction de la couverture végétale, qui est à la base des principaux travaux pionniers (Rowe et Reiman, 1961). Il faut distinguer deux types de compilations. Dans les premières, les données utilisées sont des couples (P, WY) provenant de bassins versants ou de parcelles. Les couples sont regroupés selon la nature de la couverture végétale. Dans les secondes, il s'agit de l'analyse de données pluriannuelles en provenance d'un seul site. La couverture végétale est supposée ne pas avoir, sur cette période, une dynamique significative.

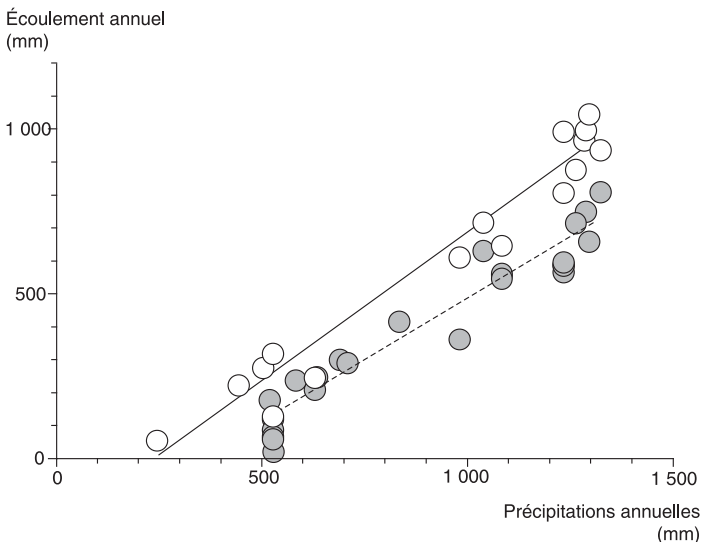
Tableau 4. Paramètres de la relation linéaire $WY = \alpha (P - P_0)$ entre les pluies annuelles P et l'écoulement WY pour quelques méta-analyses

Type de végétation	α	P_0 (mm)	Références	Situation géographique
Formations herbacées	0,92	281	Shachori et Michaeli (1965)	Méta-analyse globale
Buissons et forêts	0,81	398	Shachori et Michaeli (1965)	Méta-analyse globale
Formations herbacées	0,92	281	Shachori et Michaeli (1965)	Californie
Chaparral (buissons) et forêts	0,81	398	Shachori et Michaeli (1965)	Californie
Fynbos (buissons) et forêts	0,74	497	Le Maitre <i>et al.</i> (1996)	Afrique du Sud

Shachori et Michaeli (1965) compilent 157 observations sous divers climats (semi-aride, méditerranéen et tempéré) qu'ils répartissent en deux grands groupes de couvert végétal. Nous avons extrait de cette compilation les données concernant le chaparral et les forêts de Californie. Les données concernant 11 bassins versants d'Afrique du Sud, couverts de fynbos et de forêts, sont celles de Le Maitre *et al.* (1996).

Dès 1965, Shachori et Michaeli publient une compilation de 157 résultats expérimentaux, obtenus à la fois à l'échelle de la parcelle et à celle du bassin versant, sous des climats semi-aride, méditerranéen et tempéré. Ils mettent en évidence la linéarité de la relation entre écoulement et précipitation sur un pas de temps annuel, ainsi que la dichotomie entre le fonctionnement des formations herbacées d'une part, et celui des forêts et des broussailles d'autre part (tableau 4). Le passage d'un couvert végétal à l'autre se traduit par une décroissance ou par une augmentation de la ressource de 120 mm, pour un module de précipitation compris entre 800 mm et 1 000 mm.

Si l'on ne retient de cette compilation que les données relatives à des écosystèmes méditerranéens, ici de Californie uniquement (fig. 16), cette dichotomie reste pertinente,

**Figure 16.** Relations entre les précipitations annuelles et l'écoulement annuel pour les formations végétales méditerranéennes. Les cercles gris correspondent à des forêts ou à des broussailles (ici des chaparrals californiens) ; les cercles blancs représentent des formations herbacées.

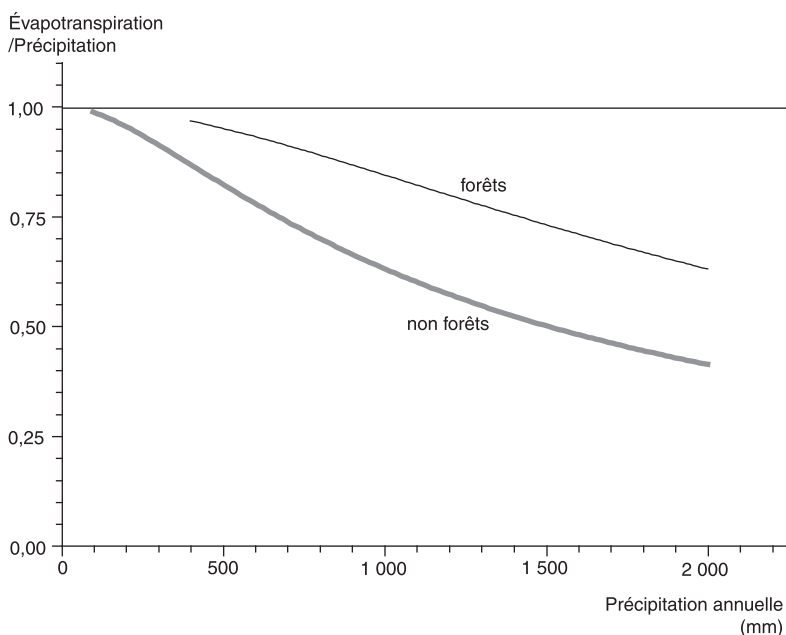


Figure 17. Évapotranspiration exprimée en pourcentage des précipitations au sein d'un gradient de précipitation. Les deux lignes représentent respectivement des écosystèmes dominés par de la végétation ligneuse (forêts et broussailles) et par de la végétation herbacée. Ces relations ont été obtenues par un modèle prenant en compte à la fois la capacité de rétention en eau du sol (texture, profondeur du système racinaire) et de la demande climatique – caractérisée ici par l'évaporation potentielle de Priestley-Taylor. Ce modèle a été validé sur des données expérimentales provenant de 250 bassins versants répartis autour du globe.

et les variations d'écoulement sont du même ordre de grandeur que celles obtenues tous climats confondus (tableau 4). Les travaux faisant surtout référence dans la littérature sont ceux de Hibbert (1967) puis ceux de Bosch et Hewlett (1982). Ces auteurs concluent que :

- la réduction de la couverture forestière accroît WY ,
- la reforestation d'espaces à faible recouvrement végétal diminue WY ,
- les changements de WY consécutifs à ces modifications sont très variables et difficiles à quantifier dans la plupart des cas.

Les forêts de pins et d'eucalyptus se distinguent par de fortes évapotranspirations. Les récentes compilations ne conduisent pas à un consensus sur la nature des regroupements au niveau des espèces végétales, ni sur l'ampleur des changements de la production d'eau. Zhang *et al.* (2001) proposent un modèle général d'évapotranspiration (fig. 17) en fonction des précipitations, qu'ils valident sur les données de 250 bassins versants distribués autour du globe. Leur dichotomie finale rejoint la dichotomie de départ, c'est-à-dire la séparation de la végétation ligneuse et de la végétation herbacée.

Dans le tableau 5 – modifié d'après Joffre et Rambal (2001) – nous proposons une compilation de données expérimentales monosite sur plusieurs années. La végétation méditerranéenne servant de support à ce développement a une consommation en eau assez indépendante des conditions climatiques, et plus particulièrement des apports de

Tableau 5. Paramètres de la relation linéaire $WY = \alpha (P - P_0)$ entre les pluies annuelles P et l'écoulement WY pour quelques écosystèmes méditerranéens

Type de végétation	α	P_0 (mm)	Références	Situation géographique
Maquis (buissons) et forêts	0,86	360	Shachori et Michaeli (1965)	Israël
Maquis (buissons) et forêts	0,90	360	Shachori et Michaeli (1965)	Israël
Maquis (buissons) et forêts	0,88	490	Shachori et Michaeli (1965)	Israël
Garrigue (buissons) de <i>Quercus coccifera</i>	0,91	568	Rambal (1984)	Sud France
Paysage buissonnant	1,03	521	Rambal (1987)	Sud France
Forêt claire à mi-dense de <i>Quercus suber</i>	0,88	450	Lavabre <i>et al.</i> (1991)	Sud France
Paysage forestier	0,92	558	Rambal (1987)	Sud France
Forêt claire de chênes	0,77	466	Lewis (1968)	Californie, USA
Savane à chênes	0,88	317	Lewis <i>et al.</i> (2000)	Californie, USA
Forêt dense de <i>Quercus ilex</i>	0,72	453	Piñol <i>et al.</i> (1999)	Catalogne, Espagne
Forêt d' <i>Abies cephalonica</i>	0,92	702	Nakos et Vouzaras (1988)	Grèce
Forêt d' <i>Abies cephalonica</i>	1,06	702	Nakos et Vouzaras (1988)	Grèce

précipitations. C'est la signification de α qui reste assez proche de l'unité dans tous les cas. Ce caractère est général ; en effet, le tableau 5 présente une large gamme d'écosystèmes et d'apports de précipitations. Nous allons détailler les résultats concernant la garrigue de chêne kermès (ligne 4 du tableau 5). À partir d'un échantillon de 7 années de mesure, nous avons obtenu une évapotranspiration moyenne de 603 mm, avec un coefficient de variation de 7 % seulement. Au-dessus de 568 mm, cette garrigue ne valorise que 9 % du surplus de précipitations, c'est-à-dire que si la hauteur de pluie est de 868 mm, soit 300 mm au-dessus du seuil précédent, l'évapotranspiration réelle atteint $(568 + 300) \times 0,09 = 595$ mm. La valeur seuil de 568 mm peut être considérée ici comme la quantité minimale en deçà de laquelle la consommation en eau – et donc l'assimilation de carbone – est limitée (Rambal et Debussche, 1995).

La végétation met en œuvre des mécanismes pour optimiser l'utilisation de l'eau disponible. Ainsi, l'ajustement de la surface transpirante, l'utilisation raisonnée de l'eau du réservoir-sol et le contrôle de l'ouverture stomatique, conduisent au calage de sa consommation vers des valeurs assez basses, comme le traduisent les variations de P_0 . Le système d'exploitation de l'eau disponible est très rigide ; il est d'autant plus rigide que la végétation concernée est forestière. Le coefficient de corrélation de rang de Spearman entre α et P_0 est significatif au seuil de 5 % (Spearman $r = 0,678$; $p < 0,05$), c'est-à-dire que les années humides ne sont pas alors très valorisées par le couvert végétal, en termes d'évapotranspiration. Nous rejoignons ainsi les résultats pionniers d'Aussenac (1972) et les hypothèses de Roberts (1983) sur la nature conservatrice de la consommation en eau des couverts forestiers. Cette stratégie peut apparaître comme un moyen simple pour éviter la sécheresse. Toutefois, ces valeurs limites ont des périodes de retour non-négligeables et semblent ne pas causer de dommages observables au couvert végétal.

Conséquences hydrologiques des changements de la couverture végétale

La diminution de WY est la conséquence directe d'une augmentation de la couverture végétale, et donc du terme « évapotranspiration » du bilan hydrologique. L'augmentation de la couverture végétale – ou la reconstitution forestière – peut être naturelle, soit à médiation humaine, comme l'invasion ligneuse en Afrique du Sud, soit due à des changements dans les pratiques (abandon des cultures, *woody encroachment*). Elle peut aussi être artificielle, à travers des plantations.

L'extension par Bosch et Hewlett (1982) des travaux de Hibbert s'inscrit dans la logique de la quantification de ces variations d'écoulement. Leur description du couvert végétal descend à l'échelle des espèces, et leurs deux premières conclusions restent identiques à celles de Hibbert. L'écoulement est réduit ou accru de 40 mm avec 10 % de changement de la couverture végétale pour les eucalyptus et les pins, de 25 mm pour les arbres décidus et de 10 mm pour les prairies et les broussailles. En outre, il semble difficile de détecter des changements dans le cas où moins de 20 % de l'aire du bassin versant sont affectés.

Nous distinguerons les reforestations et la dynamique naturelle, telles que nous les observons dans les successions après abandons culturels, ainsi que les conséquences de la destruction de la végétation par incendie. Les résultats les plus récents, concernant les conséquences hydrologiques des reforestations, sont des résultats associés à ceux obtenus sur la séquestration du carbone au sein de plantations dites *Kyoto forests*. C'est aussi, en quelque sorte, la redécouverte d'un mécanisme fondamental de la production végétale : l'assimilation de carbone, c'est-à-dire la photosynthèse, a un coût élevé en termes de consommation en eau. Farley *et al.* (2005) mettent en évidence une perte différentielle de WY respectivement de -167 ± 13 mm et de -202 ± 38 mm pour des reboisements de pins et d'eucalyptus, si ces reboisements concernent des formations herbacées. Ces mêmes pertes atteignent -163 ± 9 mm et -159 ± 23 mm si les reboisements affectent des zones embroussaillées. Les pertes représentent en moyenne 14 % à 15 % des précipitations. Nous retrouvons aussi un résultat antérieur de Bosch et Hewlett (1982) sur la nature fortement consommatrice en eau de ces espèces d'arbres.

Les perturbations comme les incendies sont des acteurs majeurs et reconnus de la dynamique des paysages, et donc du bilan hydrologique (Anderson, 1949). Faisons ici un petit tour d'horizon des conséquences des incendies sur le bilan hydrologique (Rambal, 1994 ; Neary *et al.*, 2005). Déjà en 1932, Hoyt et Troxell observent une augmentation d'écoulement de 40 mm, soit de + 29 % pour le chaparral. Pour Hibbert *et al.* (1974), ce gain atteint 95 mm pour une précipitation de 560 mm. Afin d'illustrer ce propos, nous utiliserons le schéma proposé par Bosch *et al.* (1986) pour rendre compte des conséquences hydrologiques des feux sur la végétation méditerranéenne d'Afrique du Sud. Les variations de WY sont représentées sur la figure 18. WY_0 représente la ressource moyenne lorsque la végétation est mature, c'est-à-dire après sa reconstitution complète suite à un feu, et WY_1 cette ressource juste après le feu. La trajectoire en traits pleins représente l'évolution de WY lors d'un cycle qui commence en « a ». La végétation se reconstitue sur le pas de temps « ac ». Si aucun feu ne se produit sur « ac », la ressource atteindra sa valeur initiale en « c » et se maintiendra en « b » jusqu'au prochain feu. La trajectoire en pointillé représente l'évolution de WY avec une fréquence de feu trois fois plus élevée.

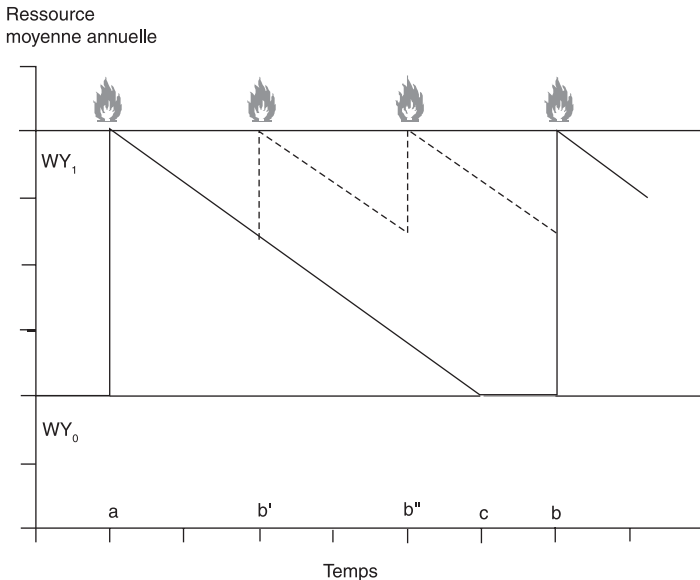


Figure 18. Représentation schématique des modifications d'écoulement en fonction de la fréquence des feux.

Dans ce modèle, deux paramètres dépendent de la nature de la couverture végétale. Le gain de ressource $WY_1 - WY_0$ dépend de la biomasse aérienne de la végétation mature. Ce gain atteint 180 mm pour les formations buissonnantes hautes dont la biomasse atteint ou dépasse 5 000 g de matière sèche par m^2 . Ce gain descend à 90 mm pour les formations buissonnantes basses (biomasse comprise entre 2 000 et 3 000 g par m^2), en accord avec nos observations sur une garrigue de chêne kermès. Le second paramètre est le temps de reconstitution de la végétation (durée « ac » dans la fig. 18). Ce laps de temps dépend des pourcentages respectifs des espèces qui constituent la communauté végétale, à savoir celles dont la partie souterraine n'est pas affectée par le feu et qui rejettent de souche, ainsi que celles qui, totalement détruites par le feu, se reproduiront obligatoirement par graine. Pour une formation buissonnante haute dont les espèces rejettent exclusivement de souche, « ac » = 3 ans alors que cette valeur peut atteindre 45 ans si les espèces se reproduisent par graine.

Après abandon cultural, l'évolution naturelle de la végétation vers des stades préforestiers et forestiers est un phénomène assez général que l'on observe dans les régions à climat méditerranéen. La figure 19 montre l'évolution du couvert végétal sur une zone test de 250 km^2 représentative de la région nord-montpelliéraine. C'est une région à sol karstique qui contribue à la recharge des nappes aquifères alimentant cette ville. L'analyse des changements du paysage a été faite à partir de photographies aériennes panchromatiques, puis en fausses couleurs, dans les années 1946, 1954, 1961, 1971, 1979 et 1992. En 1946, la végétation des stades préforestiers et forestiers n'occupe que 13,4 % de la zone. Elle atteint 61,6 % en 1971, soit une progression annuelle de 1,9 %. Cette progression se fait au détriment des formations végétales basses des garrigues, dévolues aux pâturages. La somme des autres modes cartographiés d'occupation

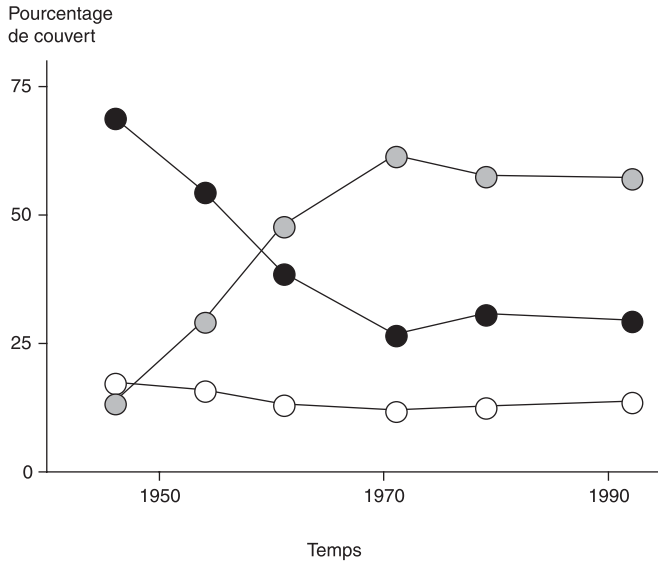


Figure 19. Évolution de l'occupation des terres sur une zone test de la région nord-montpelliéraine depuis 1946. Les formations basses de type garrigue (cercles noirs) disparaissent au profit de stades forestiers et préforestiers (cercles gris). Le regroupement des autres modes d'occupation des terres (urbain + prairie + agriculture) représentent moins de 20 % (cercles blancs).

des terres, c'est-à-dire prairie + urbain + agriculture, reste assez stable, avec une certaine diminution des terres agricoles, celles-ci passant de 15,8 % en 1946 à 11,2 % en 1979. De tels changements sont documentés pour des paysages autour de la Méditerranée et en Californie (Carmel et Flather, 2004). Les vitesses de recolonisation forestière autour de la Méditerranée, sur des pas de temps comparables, se situent entre 1 % et 2 % par an. Elles sont largement inférieures en Californie.

Les conséquences hydrologiques de ces changements ont été évaluées par simulation numérique, avec un modèle hydrologique pour un climat moyen supposé stable sur la période allant de 1945 à nos jours (Rambal, 1987 ; Debussche *et al.*, 1987). La baisse d'écoulement est estimée à 77 mm en moyenne pour une précipitation moyenne annuelle de 1 200 mm. À l'échelle de cette zone de 250 km², cela représente un volume annuel de près de 20 millions de m³.

Pour conclure ce paragraphe, nous allons présenter un dernier exemple qui illustre nos propos sur les liens entre la couverture végétale et l'écoulement des bassins versants, autrement dit, nos ressources en eau. Cet exemple concerne la zone méditerranéenne de l'Afrique du Sud. Les fynbos qui s'y développent sont des formations végétales arbustives basses. Comme tous les écosystèmes végétaux du monde méditerranéen, ils sont confrontés à des feux récurrents qui facilitent l'installation d'espèces ligneuses envahissantes. Dans le cas présent, il s'agit principalement d'arbres tels que *Pinus* spp., *Acacia* spp. et *Hakea* spp. Les conséquences pour l'hydrologie des bassins versants couverts de fynbos sont drastiques (Le Maitre *et al.*, 2002). L'écoulement décroît de manière significative avec l'augmentation de la biomasse des espèces ligneuses envahissantes. La baisse de l'écoulement peut être prédite par la relation linéaire avec la biomasse : $\Delta WY = 0,02 BM + 37$ dans laquelle ΔWY est la réduction d'écoulement, exprimée

Comment reconstitue-t-on les changements historiques de la végétation ?

Malgré les apparences, la mosaïque des unités de paysage est loin d'être statique. Les paysages peuvent se métamorphoser, soit par un développement urbain ou agricole, soit par des événements naturels majeurs comme un incendie, une tempête ou des glissements de terrain. Des modifications moins flagrantes s'opèrent pourtant en continu au sein des paysages. Ainsi, la recolonisation forestière, qui affecte les espaces abandonnés par l'activité humaine, agit de manière sporadique avant de constituer un couvert homogène perceptible. Les outils les plus récents de télédétection – images issues des satellites – dont la résolution descend aux échelles métriques, permettent des observations fréquentes de la végétation, directement utilisables numériquement et analysables selon des algorithmes déterminés, avec des informations quantitatives et continues (comme le pourcentage de couvert forestier) ou qualitatives et discontinues (comme les formations végétales telles que forêt claire, forêt dense, garrigue ou prairie). Ces données ne remontent cependant qu'à quelques décennies ; les principales sources d'informations historiques, disponibles depuis plus de 20 ans, sont issues des photographies aériennes délivrées dès les années 1940. À partir de ces tirages, des unités de végétation peuvent être déterminées selon les espèces dominantes et leur densité. Les formations végétales choisies et les contours sont alors tributaires du cartographe, de ses objectifs et de sa perception du paysage. Les lisières forestières suivent souvent un gradient de densité au sein duquel il est difficile de tracer des frontières de manière objective. En outre, les missions aériennes peu fréquentes (tous les 5 à 10 ans) peuvent occulter des événements comme les incendies ; les lieux ravagés étant rapidement recouverts par une végétation buissonnante. Cependant, ce type de documents reste une source d'information indispensable à l'étude de la dynamique récente des paysages (Mouillot *et al.*, 2005). On s'étonnera de trouver des témoignages historiques encore plus anciens, allant du simple récit d'observateur (auteurs grecs ou romains, explorateurs du XIX^e siècle) au tableau de maître représentant un paysage ou encore aux premières cartes postales, mais aussi aux cartographies réalisées sur le terrain, depuis la Renaissance jusqu'à la période moderne (fig. 20) (fig. 21, cf. planche couleur 7). Ces témoignages servent à quantifier la ressource naturelle que représentait le bois et à en déduire les taxes potentielles que pouvait générer cette ressource. Ces informations sont surprenantes de précision. La principale contrainte reste l'homogénéisation des informations issues de différentes sources au cours du temps.



Figure 20. Reconstruction de paysage à partir de cartes postales anciennes. L'analyse réalisée de 1910-1920 à 1995 montre que le couvert forestier dans l'Hérault a progressé de 48 % à 60 % au détriment des parcours et des cultures (Debussche *et al.*, 1999). Ce long pas de temps occulterait les changements rapides qui se sont opérés pendant et après la dernière guerre. Photographies reproduites avec l'aimable autorisation de M. Debussche.

en mm ; BM est la biomasse aérienne des espèces ligneuses envahissantes en grammes de matière sèche par m^2 . Ainsi, une biomasse de $10 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ induit une réduction de l'écoulement de 237 mm. En conséquence, pour la zone d'alimentation en eau de la ville du Cap, soit $2\,500 \text{ km}^2$, les services compétents estiment la diminution actuelle de la ressource à 87 millions de m^3 , soit le tiers de l'eau utilisée. Au-delà d'un coût hydrologique élevé, la modification des paysages naturels induit une perte de la biodiversité et une réduction des potentialités écotouristiques. Les analyses économiques montrent la rentabilité de l'éradication des espèces envahissantes (van Wilgen *et al.*, 1996).

Conséquences des changements climatiques en cours

Nous envisageons ici à la fois les effets directs des changements du climat et ceux induits par ces changements sur le régime des perturbations, et plus particulièrement, sur la fréquence des incendies.

La distribution des espèces sur la surface terrestre, ainsi que leur densité et leur biomasse, dépendent de leur fonctionnement. Celui-ci est contrôlé par le climat, par le type de sol – qualité et quantité – et par la teneur en CO_2 de l'atmosphère. Le climat d'une région, malgré sa forte variabilité saisonnière et interannuelle, oscille dans un domaine de fluctuation qui lui est propre (Mouillot *et al.*, 2002). Les moyennes saisonnières des précipitations, des températures et du rayonnement solaire, permettent de déterminer des zones bioclimatiques pour lesquelles les espèces sont les plus adaptées (fig. 22). Associé à ces cortèges d'espèces, il existe aussi un équilibre entre la demande climatique, la disponibilité en eau du sol et la surface foliaire de l'écosystème : on parle d'équilibre hydroécologique (Eagleson, 2002 ; Eamus *et al.*, 2006). Dans ce contexte, à chaque biome est associé un régime de perturbation intrinsèque – notamment les incendies dans le contexte méditerranéen – qui est fonction de la biomasse disponible et de son état de sécheresse. Les mises à feu sont, quant à elles, plus liées à l'activité humaine en termes de lutte, de prévention ou de défrichage.

Le changement climatique induit un glissement du nombre moyen d'événements et une augmentation de la fréquence de ceux-ci hors du domaine de fluctuation habituel. Ces événements extrêmes n'ont pas de conséquence à long terme, ils n'induisent pas de changements irréversibles dans la mesure où ils restent dans le domaine de stabilisation du système. Les écosystèmes en place pourraient être fortement modifiés et sortir non seulement du domaine de fluctuation habituel mais du domaine de stabilisation aussi. Ainsi, on peut s'attendre à l'installation permanente d'un fonctionnement de l'écosystème, comme observé pendant les événements anormaux, dans la limite de la plasticité du système. Cependant, des conditions létales (gel, sécheresse) pour certaines espèces pourraient apparaître de manière plus fréquente, favorisant par là même l'installation d'autres espèces, au fonctionnement plus adapté. À Montpellier, un événement se produisant tous les 20 ans verra son occurrence passer à 7,7 ans sous l'hypothèse d'une diminution de l'apport de précipitations de 10 %. Néanmoins, les modifications du climat et le remplacement des espèces sont des phénomènes lents et progressifs. Ainsi, plus récemment, on s'intéresse à l'effet des incendies sur la végétation ; en effet, la fréquence et l'intensité des incendies répondent de manière significative et sans délai aux fluctuations climatiques. Selon leur intensité, les incendies consomment l'ensemble

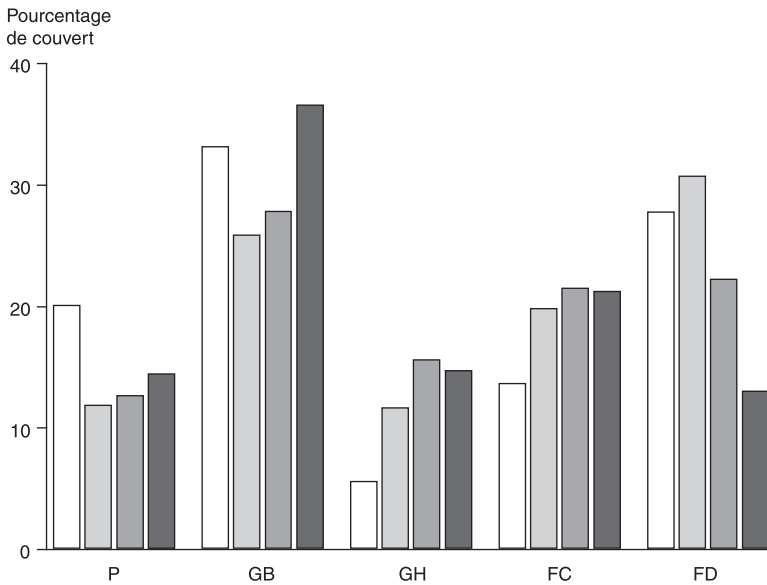


Figure 22. Simulation de l'évolution de l'occupation des terres sous l'impact des changements climatiques. 5 classes d'occupation sont retenues : prairie, garrigues basses GB et hautes GH, forêts claires FC et forêts denses FD. Les deux premières barres (en blanc et gris clair) de chaque classe représentent l'état actuel et sa reconstitution par simulation. Les deux autres barres (en gris foncé et noir) sont les résultats des simulations, compte tenu de deux scénarios de changement du climat. Les barres en gris foncé représentent un scénario dans lequel seules les précipitations sont modifiées. Les barres noires font référence à un changement des précipitations, associé à une augmentation de la température. Un résultat important est la diminution de la forêt dense au profit des garrigues basses.

des espèces en place, dont la régénération est assurée soit par des graines résistant aux températures élevées, soit par rejet de souche à partir d'organes spécifiques souterrains. Il est admis que les espèces méditerranéennes sont bien adaptées aux incendies et que les communautés présentes avant la perturbation sont vite reconstituées. Cependant, le temps nécessaire pour retrouver le stade mature de l'écosystème maintient la végétation dans un état buissonnant, par la structure en brindilles et l'assèchement anticipé des organes, ce qui est plus susceptible de propager les incendies. Ceux-ci sont alors plus fréquents, ils ne permettent pas le développement d'individus matures – pour les espèces à reproduction obligatoire par graine par exemple – et bloquent le système dans son état buissonnant. Ainsi, en milieu méditerranéen, le temps de retour des incendies dans les forêts est d'environ 50 à 100 ans, mais il ne dépasse pas 10 à 20 ans pour les buissons. Dans un contexte où les températures et la sécheresse estivale augmentent, les modèles prévoient une diminution du temps de retour des incendies équivalente à 10 ans pour les forêts et à 4 ans pour les buissons. L'impact sur la composition des paysages ainsi que les conséquences hydrologiques sont importants, avec une diminution des forêts – qui passent de 30 % à 15 % – au profit des buissons et prairies – qui passent de 36 % à 50 %. Pendant ce temps, les sols sont également affectés par les incendies qui éliminent la litière protectrice et déposent une couche de cendres transitoirement imperméable. Cela favorise l'écoulement de surface et la dégradation progressive des sols par érosion postincendie.

Changements climatiques attendus pour la région méditerranéenne française

Les changements climatiques attendus sont issus des modèles météorologiques de circulation générale (GCM) de l'atmosphère. La complexité des échanges énergétiques qui interagissent entre la biosphère et les couches de l'atmosphère est simulée par des modèles tridimensionnels dont la résolution spatiale horizontale varie de 50 à 250 km. La principale contrainte de ces modèles est la concentration atmosphérique des gaz à effet de serre (notamment le CO₂) que l'on fait varier progressivement de 360 ppm pour le climat actuel jusqu'à 720 ppm pour l'année 2100. Cette évolution correspond au scénario intermédiaire, dit A1B, proposé par l'IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) et basé sur une prévision mitigée de l'augmentation des activités humaines et de la consommation des énergies fossiles au cours du XXI^e siècle. Différents GCM peuvent conduire à divers scénarios climatiques. Pour la France méditerranéenne, le modèle Arpège de Météo France prévoit une augmentation des températures variant de + 2 °C en hiver à + 4 °C en été (Gibelin et Déqué, 2003). Pour les précipitations, la complexité du schéma méditerranéen est difficilement retranscrite dans ces modèles (fig. 23, cf. planche couleur 8). Les précipitations de type convectif, fréquentes en automne, sont sous-estimées. Les différents modèles s'accordent plutôt sur une diminution des précipitations estivales, couplée à une augmentation de la fréquence des précipitations orageuses, sans incidence flagrante sur les totaux annuels (Déqué, 2007). Les conséquences hydrologiques sont cependant importantes, dans la mesure où le stress estival est accentué ; les précipitations de type catastrophique engendrent des écoulements de surface propices aux processus de dégradation des sols et aux inondations. À l'échelle régionale, il existe un fort gradient où les précipitations se concentrent sur les contreforts des reliefs plutôt qu'en bord de côte. Les changements climatiques régionaux auraient donc des conséquences locales différentes selon leur situation topographique. En termes de zone bioclimatique, on assisterait donc à une expansion de la zone semi-aride – actuellement sporadiquement présente dans le delta du Rhône et dans l'Aude – ainsi qu'à sa remontée vers le nord de la zone méditerranéenne.

Références bibliographiques

- Anderson H.W., 1949. Does burning increase surface runoff? *J. Forestry*, 47, 54-57.
- Aussenac G., 1972. Étude de l'évapotranspiration réelle de quatre peuplements forestiers dans l'Est de la France. *Ann. For. Sci.*, 29, 369-389.
- Bainville V., Ladoy P., 1995. Préoccupations environnementales au début du XIX^e : la circulaire n° 18 du 25 avril 1821. *La météorologie*, 8^e série, numéro spécial, 88-94.
- Bosch J.M., Hewlett J.D., 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.*, 55, 3-23.
- Bosch J.M., van Wilgen B.W., Bands D.P., 1986. A model for comparing water yield from fynbos catchments burnt at different intervals. *Water SA*, 12, 191-196.
- Carmel Y., Flather C.H., 2004. Comparing landscape scale vegetation dynamics following recent disturbance in climatically similar sites in California and the Mediterranean basin. *Landscape Ecology*, 19, 572-593.
- Debussche M., Rambal S., Lepart J., 1987. Les changements de l'occupation des terres en région méditerranéenne humide : évaluation des conséquences hydrologiques. *Acta Oecol. Applic.*, 8, 317-332.

- Debussche M., Leparat J., Dervieux A., 1999. Mediterranean landscape changes : evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography*, 8, 3-15.
- Déqué M., 2007. Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario. Model results and statistical correction according to observed values. *Global and Planetary Change*, 57, 16-26.
- Eagleson P.S., 2002. *Ecohydrology. Darwinian expression of vegetation form and function*, Cambridge University Press, UK.
- Eamus D., Hatton T., Cook P., Colvin C., 2006. *Ecohydrology. Vegetation function, water and resource management*, Csiro Publishing.
- Farley K.A., Jobbágy E.G., Jackson R.B., 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11, 1565-1576.
- Gibelin A.L., Déqué M., 2003. Anthropogenic climate change over the Mediterranean region simulated by a global variable resolution model. *Climate Dynamics*, 20, 327-339.
- Giorgi F., 2006. Climate change hot spots. *Geophysical Research Letters*, 33, L08707, (doi : 1029/2006GL025734).
- Hibbert A.R., 1967. Forest treatment effects on water yield. In: *Forest Hydrology* (eds. W.E. Sopper and H.W. Lull), Pergamon, Oxford, pp. 527-543.
- Hibbert A.R., Davis E.A., Scholl D.G., 1974. *Chaparral conversion potential in Arizona. Part II. Water yield response and effects on other resources*. USDA For. Serv. Res. Pap. RM-126, Rocky Mt. For. and Range Exp. Stn., Fort Collins, Colo. 80521, 36 p.
- Hoyt W.G., Troxell W.C., 1932. Forest and streamflow. *Proc. Am. Soc. Civ. Eng.*, 56, 1037-1066.
- Joffre R., Rambal S., 2001. Mediterranean ecosystems. In: *Encyclopedia of Life Sciences*, McMillan Publishers Ltd., Nature Publishing Group, <www.els.net>, 7 p.
- Lavabre J., Sempere-Torres D., Cernesson F., 1991. Étude du comportement hydrologique d'un petit bassin versant méditerranéen après la destruction de l'écosystème forestier par un incendie. *Hydrologie Continentale*, 6, 121-132.
- Le Maitre D.C., van Wilgen B.W., Chapman R.A., McKelly D.H., 1996. Invasive plants and water resources in the western Cape Province, South Africa: modelling the consequences of a lack of management. *J. Appl. Ecol.*, 33, 161-172.
- Le Maitre D.C., van Wilgen B.W., Gelderblom C.M., Bailey C., Chapman R.A., Nel J.A., 2002. Invasive alien trees and water resources in South Africa: case studies of the costs and benefits of management. *Forest Ecology and Management*, 160, 143-159.
- Lewis D.C., 1968. Annual hydrologic response to watershed conversion from oak woodland to annual grassland. *Water Resources Research*, 4, 59-72.
- Lewis D., Singer M.J., Dalhgren R.A., Tate K.W., 2000. Hydrology in a California oak woodland watershed: a 17-year study. *Journal of Hydrology*, 240, 106-117.
- Mouillot F., Rambal S., Joffre R., 2002. Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem. *Global Change Biology*, 8, 423-437.

- Mouillot F., Ratte J.-P., Joffre R., Mouillot D., Rambal S., 2005. Long-term forest dynamic after land abandonment in a fire prone Mediterranean landscape (central Corsica, France). *Landscape Ecology*, 20, 101-112.
- Nakos G., Vouzaras A., 1988. Budgets of selected cations and anions in 2 forested experimental watersheds in central Greece. *Forest Ecology and Management*, 24, 85-95.
- Neary D.G., Ryan K.C., DeBano L.F., 2005. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol.4. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 250 p.
- Piñol J., Ávila A., Escarré A., 1999. Water balance in catchments. In: *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests. Ecological studies 137* (Rodà F., Retana J., Gracia C.A., Bellot J., eds), Springer Verlag, Berlin, pp. 271-282.
- Poitevin J., 1803. *Essai sur le climat de Montpellier*, Montpellier, Paris, 164 p.
- Rambal S., 1984. Water balance and pattern of root water uptake by a *Quercus coccifera* L. evergreen scrub. *Oecologia*, 62, 18-25.
- Rambal S., 1987. Évolution de l'occupation des terres et ressources en eau en région méditerranéenne karstique. *J. Hydrol.*, 93, 339-357.
- Rambal S., 1994. Fire and water yield: a survey and predictions for global change. In: *The role of fire in Mediterranean ecosystems* (Moreno J., Oechel W.C., eds), Ecological Studies 107, Springer Verlag, New York, pp. 96-116.
- Rambal S., Debussche G., 1995. Water balance of Mediterranean ecosystems under a changing climate. In: *Anticipated effects of a changing global environment on Mediterranean-type ecosystems* (Moreno J., Oechel W.C., eds), Ecological Studies 117, Springer Verlag, New York, pp. 386-407.
- Roberts J., 1983. Forest transpiration – a conservative hydrological process. *J. Hydrol.*, 66, 133-141.
- Rowe R.B., Reiman L.F., 1961. Water use by shrub, grass, and grass-forb vegetation. *J. Forestry*, 59, 175-181.
- Shachori A.Y., Michaeli A., 1965. Water yields of forest, maquis and grass covers in semi-arid regions: a literature review. In: *Méthodologie de l'écophysologie végétale* (Eckardt F.D. ed.), Unesco, Paris, pp. 467-477.
- Trimble G.R. Jr., Reinhart K.G., Webster H.H., 1963. Cutting the forest to increase water yields. *J. Forestry*, 61, 635-640.
- van Wilgen B.W., Cowling R.M., Burgers C.J., 1996. Valuation of ecosystem services. A case study from South African fynbos ecosystems. *Bioscience*, 46, 184-189.
- Zhang L., Dawes W.R., Walker G.R., 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37, 701-708.

Chapitre 5

Gestion intégrée des ressources en eau : limites et perspectives des outils prototypes développés sur le bassin versant de l'Hérault

NATHALIE COURTOIS, SANDRA LANINI, VINCENT PETIT, JEAN-DANIEL RINAUDO

Résumé

Ce chapitre présente trois prototypes d'outils d'aide à la gestion intégrée des ressources en eau. Ces outils ont été développés sur le bassin versant de l'Hérault, dans le cadre de différents projets de recherche. Une description comparative de leurs caractéristiques principales est proposée, et surtout, une vision de leurs atouts et limites. Outils dits d'aide à la décision, ou d'aide à la concertation, ils sont avant tout des outils d'information. Les enjeux étant importants – surtout en contexte méditerranéen où l'eau devient plus précieuse avec l'intensification de la pression des usages – leur acceptation dépendra de la lisibilité et de l'intégrité de cette information.

Les Systèmes d'aide à la décision (Sad)

La « gestion intégrée des ressources en eau » est une expression bien souvent employée ces dernières années. Cette « intégration » montre la tentative de prendre en compte et de représenter, de façon pertinente, les faisceaux de liens complexes tissés par l'eau : influence des activités en amont du bassin sur celles en aval, influences réciproques du climat sur l'homme et de l'homme sur son environnement, etc. On parle alors d'hydrosystème complexe pour désigner cet ensemble, ce tout riche de la somme de plusieurs parties qui ne peuvent être considérées individuellement car interconnectées.

Avec cette volonté de mieux gérer les ressources en eau, est apparu le besoin d'outils permettant à la fois d'introduire l'expertise scientifique et technique dans le processus de décision, mais également de faciliter le dialogue en proposant aux différentes parties prenantes une vision commune de leur hydrosystème. Ces systèmes d'aide à la décision (Sad) (ou DSS en anglais pour *Decision Support System*), ont été développés dès la fin des années 1980 et appliqués à l'hydrologie, à la gestion intégrée des ressources naturelles, et plus généralement, au développement durable. Pourtant, ce n'est que récemment que, bénéficiant des progrès informatiques, ils ont été conçus pour être utilisés par des non-experts.

Prototypes de recherche ou logiciels commerciaux, outils génériques ou modèles dédiés à un cas d'étude, de nombreux Sad sont aujourd'hui proposés. L'expression « Sad » est utilisée pour désigner une large variété de systèmes ; ceux-ci ont en commun le fait d'être des outils numériques et de permettre d'utiliser des données, des documents, de la connaissance et des modèles, de façon interactive et conviviale, afin d'identifier et de résoudre des problèmes. Ils incluent, pour la plupart, des techniques d'aide à la décision et de recherche de consensus. Ces techniques peuvent être basées sur une analyse économique (coût-bénéfice ou coût-efficacité), ou sur une analyse multicritère, ou sur un modèle graphique ou probabiliste (réseau bayésien par exemple), ou encore sur une méthode générale d'analyse de problème, telle que UML (*Unified Modelling Language*) ou DPSIR (*Driver Pressure State Impact Response*).

Comme représenté sur la figure 24, les Sad pour la gestion des ressources en eau sont généralement composés d'au moins deux des modules de la liste suivante :

- des modèles intégrés permettant de simuler le comportement du socio-hydrosystème et relevant de différentes disciplines scientifiques telles que les sciences de l'eau (hydrologie, hydrogéologie, hydraulique), l'agronomie, la socio-économie, etc. ;
- un « système d'information géographique » (Sig) ou simple éditeur de cartes (pour les données et pour les résultats) ;
- un système de gestion d'une base de données, contenant des données structurées, des informations brutes et/ou des résultats) ;
- un module d'évaluation de scénarios (analyse multicritère, analyse économique, etc.) ;
- une « interface graphique utilisateur » conviviale.

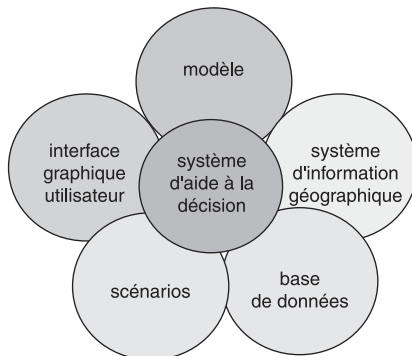


Figure 24. Les différents composants d'un système d'aide à la décision.

D'après Lam et Swayne (2001), la première règle à respecter lors de la conception d'un Sad est d'identifier l'utilisateur final, car celui-ci doit être associé à la spécification de l'outil. Cependant, les différents acteurs de la gestion de l'eau ne sont généralement pas d'accord entre eux sur la nature du problème à résoudre ; ils ne peuvent donc pas spécifier clairement les objectifs attendus pour le Sad (Mysiak *et al.*, 2005). De fait, on peut considérer que le premier objectif d'un Sad est d'aider les gestionnaires et les usagers à partager une vision et une compréhension communes du fonctionnement de leur hydrosystème et des principaux problèmes de gestion qui s'y affèrent.

Le bassin versant de l'Hérault

Ce site anthropisé a été choisi comme terrain d'étude pour développer et tester différents Sad pour la gestion de l'eau. Ce choix a été en partie motivé par le contexte méditerranéen du bassin, caractérisé par des ressources en eau limitées et parfois insuffisantes pour satisfaire une demande particulièrement importante et allant croissant. Cela justifie l'intérêt pour un outil capable d'aider les décideurs à mettre en place une gestion durable et équitable de la ressource en eau.

Le bassin versant de l'Hérault se situe à une cinquantaine de kilomètres à l'ouest de Montpellier, dans le Sud de la France (fig. 25, à gauche, *cf.* planche couleur 9). Il s'étend sur 2 629 km², à cheval sur les départements de l'Hérault, du Gard et de la Lozère. Le fleuve Hérault déroule ses 151 km depuis sa source – à 1 288 m d'altitude, sur le flanc sud du Mont Aigoual – jusqu'à la mer Méditerranée, en traversant des formations géologiques contrastées telles que : domaine de socle (granites et schistes), calcaires paléozoïques et mésozoïques, bassin sédimentaire tertiaire, et enfin plaine alluviale au remplissage quaternaire. Suite à l'irrégularité du régime pluviométrique – qui présente une période de sécheresse l'été et d'importants épisodes pluvieux, parfois violents, au printemps et à l'automne – le cours d'eau est soumis à de fortes variations de débit entre les périodes de basses et de hautes eaux.

En termes d'occupation des sols, la majeure partie de la zone est dédiée à l'agriculture. Ainsi, plus de 70 % des prélèvements d'eau sont aujourd'hui destinés à l'irrigation. Les usages industriels sont limités aux coopératives viticoles, à quelques usines hydro-électriques et agroalimentaires, et enfin aux gravières situées dans la plaine alluviale. Cependant, les activités de loisirs, telles que la baignade, la pêche ou le canoë, attirent chaque année un nombre croissant de touristes. La gestion des ressources en eau doit donc concilier les différents usages que sont l'agriculture, le tourisme et l'alimentation en eau potable, dans une zone à forte croissance démographique (1 % à 3 % par an dans la partie aval du bassin).

D'après une enquête menée auprès des principaux acteurs et usagers de la ressource dans la moyenne vallée de l'Hérault (Garin *et al.*, 2001), le principal conflit d'usage concerne le partage des eaux du fleuve à l'étiage, étant donné que l'eau prélevée dans l'Hérault pour l'irrigation – *via* le canal de Gignac – peut manquer pour l'hydroélectricité ou les activités touristiques. L'aménagement de « l'espace rivière » fait également apparaître des divergences, qu'il s'agisse de l'équipement des ouvrages hydrauliques en passes à poissons, ou de l'exploitation du lit majeur par les carriers, ou encore de l'usage récréatif de la rivière.

Trois Sad pour la gestion de l'eau dans le bassin versant de l'Hérault

Au cours des cinq dernières années, le BRGM a été impliqué dans différents projets de recherche ayant pour objectif la conception et le développement de Sad appliqués à la gestion des ressources en eau. Trois outils ont ainsi vu le jour : WASS, SCAPT et TIDDD. Ces trois prototypes sont appliqués au bassin versant de l'Hérault ; le SCAPT prend en compte la totalité du bassin versant alors que les deux autres outils sont limités à la moyenne vallée, c'est-à-dire à la partie nord de la plaine alluviale (fig. 25, à droite, cf. planche couleur 9).

Le Sad WASS (*Water Scenario Simulator*) vise à évaluer l'impact, sur la ressource en eau ou sur la satisfaction des usagers, de différentes options de gestion liées aux comportements de certains usagers ou gestionnaires. Facilement utilisable au cours d'une réunion, il fournit des éléments scientifiques qui permettent d'alimenter le débat précédant la prise de décision pour la gestion des ressources en eau. Le Sad SCAPT (*Strategic Catchment Analysis and Planning Tool*) est plus ambitieux puisqu'il permet d'évaluer l'impact de scénarios de gestion plus élaborés, mais aussi l'impact du changement climatique ou de la modification de l'occupation des sols. Plus complexe, son utilisation

Tableau 6. Caractéristiques principales des trois systèmes d'aide à la décision (Sad)

	WASS	TIDDD	SCAPT
Année	2001	2002	2004
Projet	AGIRE	GOUVERNe	AQUADAPT
Zone d'application	Moyenne vallée de l'Hérault (100 km ²) Échelle du sous-bassin versant	Moyenne vallée de l'Hérault (100 km ²) Échelle du sous-bassin versant	Bassin versant de l'Hérault (2 500 km ²) Échelle du bassin versant
Objectif	Étude d'impact de différents scénarios (tendances)	Analyse multicritère de différents scénarios + information grand public	Étude d'impact de différents scénarios
Type de modélisation hydrogéologique	Globale	Distribuée (code MARTHE©)	Globale + distribuée en surface
Langage de développement	Matlab / Simulink©, architecture modulaire	Liens avec : NAIADÉ© pour l'analyse multicritère, MS Access pour la base de données, Map Server COTS CGI© pour le Sig. L'interface est développée avec Macromedia© Director Shockwave© Studio	Visual C++, programmation objet

requiert l'intervention d'un modélisateur expérimenté. Enfin, le Sad TIDDD (*Tool to Inform Debates Dialogues and Deliberations*) répond à un objectif légèrement différent puisqu'il se veut un outil d'aide à la concertation, doté d'un important module d'information et de description du terrain d'étude et de ses acteurs. Répondant à des objectifs différents, ces trois outils ont naturellement été conçus et développés selon des approches différentes. Leurs principales caractéristiques sont regroupées dans le tableau 6.

Le prototype WASS-Hérault

Il a été développé dans le cadre du projet de recherche Agire¹ (2000-2005) du BRGM, visant à simuler le fonctionnement du socio-hydrosystème de la moyenne vallée de l'Hérault (Lanini *et al.*, 2004). Il repose sur un modèle hydrologique global et intègre tous les aspects du cycle de l'eau, de la pluie à la nappe ou à la rivière, en incluant les acteurs humains et les éléments susceptibles d'avoir une influence sur la ressource en eau ou qui dépendent directement de celle-ci.

Le croisement des données disponibles – carte géologique, synthèse hydrogéologique, modèle numérique de terrain, cartographie de l'occupation des sols, recensement des ouvrages hydrauliques – appuyé par la connaissance du terrain et complété par une série d'entretiens individuels avec les principaux acteurs et usagers de la ressource en eau, a permis de :

- découper la zone d'étude en unités homogènes (4 biefs pour l'Hérault, 6 unités hydrogéologiques pour la nappe, 2 unités de gestion de la ressource),
- proposer un schéma conceptuel du fonctionnement du socio-hydrosystème, en association avec une description des principaux processus de transfert et de stockage (fig. 26).

Traduction numérique du modèle conceptuel, WASS-Hérault est un simulateur qui permet de tester facilement différents scénarios de gestion, en modifiant un ou plusieurs paramètres des lois de comportement des usagers et acteurs ou des lois de fonctionnement. Il permet également d'observer les impacts de ces scénarios sur l'hydrosystème. La rapidité des calculs et l'interface conviviale autorisent son usage au cours de réunions avec les acteurs et usagers pour apporter des éléments scientifiques aux débats. Il ne comprend pas à proprement parler de module d'aide à la décision – de type analyse multicritère ou évaluation de scénario – mais il peut contribuer à mettre en œuvre des approches participatives pour la gestion de l'eau. Le rôle de WASS n'est pas de fournir des prédictions précises dans le temps et dans l'espace, mais de décrire les effets des différents scénarios, en restituant des indicateurs compréhensibles et significatifs correspondant aux préoccupations des acteurs et usagers. Conçu pour aider et éclairer les discussions, il peut être utilisé pour identifier, parmi l'éventail des scénarios de gestion possibles, ceux qui devront faire l'objet d'une étude plus précise et plus détaillée.

Le prototype SCAPT

L'objectif général du projet de recherche européen Aquadapt² (2002-2005) est de générer de la connaissance pour contribuer à l'élaboration de stratégies de gestion de la ressource en eau, dans un environnement semi-aride, à l'échelle d'un bassin versant, tout

¹ Aide à la gestion intégrée des ressources en eau (<<http://agire.brgm.fr>>).

² *Strategic Tools to Support Adaptive, Integrated Water Resource Management under Changing Utilisation Conditions: a co-Evolutionary Approach.*

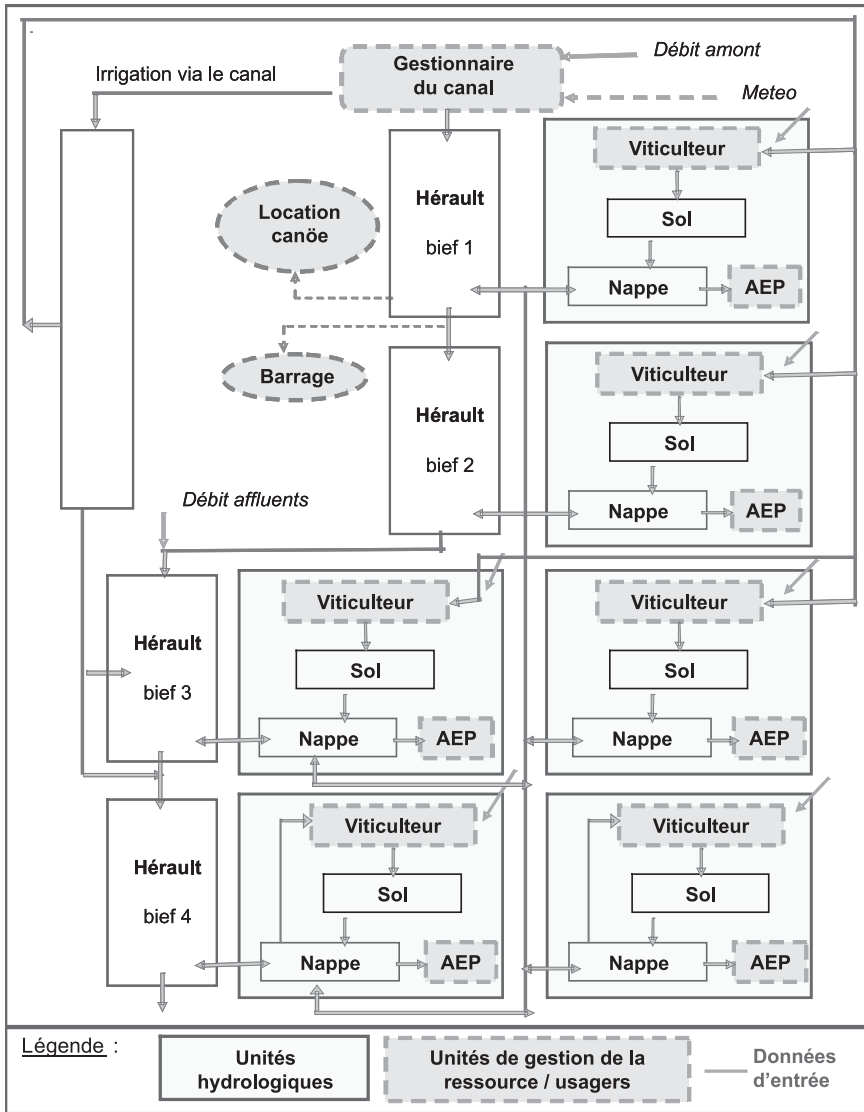


Figure 26. Schéma conceptuel du socio-hydrosystème de la moyenne vallée de l'Hérault, à partir duquel le simulateur WASS-Hérault a été développé.

en prenant en compte la coévolution des conditions naturelles ou anthropiques. C'est dans cet esprit qu'a été développé le prototype SCAPT (Boyce *et al.*, 2002). SCAPT est structuré en trois sous-modèles dynamiquement liés (fig. 27, cf. planche couleur 10) :

- un modèle hydrogéologique représentant la répartition spatiale et temporelle des ressources en eau – superficielles et souterraines – à l'échelle de tout le bassin versant de l'Hérault. C'est un modèle semi-distribué, le bassin versant étant découpé en réservoirs définis selon des critères géologiques et hydrologiques. C'est sur ce modèle que peuvent

être simulés des scénarios sur la ressource en eau – modification des prélèvements en nappe par exemple – ou sur le changement climatique.

– Un modèle qui génère les caractéristiques et profils des usages de l'eau sur le bassin versant, en fonction de diverses hypothèses telles que l'augmentation de la population urbaine ou l'évolution des habitudes de consommation (mise en place d'économiseurs d'eau, utilisation d'eau brute pour l'arrosage, réutilisation). Les déterminants socio-culturels pour l'utilisation de l'eau, tant au plan individuel ou familial qu'à l'échelle du bassin versant, ont été établis grâce à un sondage au porte-à-porte, incluant les réponses à un questionnaire organisé sur le bassin versant de l'Hérault. Ainsi, quatre cents questionnaires ont pu être exploités ; cette base de données a permis de définir pourquoi et à quelles conditions les individus sont prêts à modifier leurs habitudes de consommation (quantité, qualité), en réponse à des incitations économiques (prix de l'eau) ou éducatives (sensibilisation à l'environnement et à la fragilité de la ressource).

– Un modèle de « changements de l'occupation du sol » défini par les besoins en eau de différents types de végétation et par des lois de transition d'une occupation du sol à une autre. Ces lois de transition peuvent être contrôlées par des processus naturels (comme le passage en 10 ans d'un type de végétation à un autre moins gourmand en eau si celle-ci vient à manquer) ; elles peuvent aussi être dictées par des choix économiques (types de cultures favorisés par les subventions par exemple).

L'un des points forts du logiciel SCAPT est le degré de liberté laissé à l'utilisateur. Celui-ci peut lancer, en temps réel, les simulations de scénarios qu'il aura lui-même créés : modification du régime des pluies ou de l'évapotranspiration, configuration particulière de l'occupation du sol et de ses changements, dynamique de population, etc. Les résultats peuvent être exportés, sous forme cartographique, pour tous les pas de temps du modèle.

Le prototype TIDDD

Développé dans le cadre du projet européen GOUVERNe³ (2000-2002), ce prototype s'est voulu un système d'aide à la concertation, afin de faciliter les débats en y apportant matière et information. Appliqué à la gestion de la ressource en eau de la moyenne vallée de l'Hérault, cet outil répond à deux objectifs principaux :

- proposer une représentation de l'hydrosystème qui soit commune aux différents acteurs participant à la négociation,
- permettre à ceux-ci d'explorer l'impact de différents scénarios de gestion contrastés envisagés pour le futur (Pereira *et al.*, 2003).

Soixante-dix entretiens individuels ont été menés en 2001 auprès d'un panel d'acteurs de l'eau, sélectionnés pour constituer un échantillon représentatif des différents usages de l'eau (tourisme, agriculture, domestique, etc.) (Garin *et al.*, 2001). En réponse à une série de questions sur l'état probable de l'hydrosystème dans le futur, la plupart des personnes interrogées ont identifié quatre facteurs principaux susceptibles d'évoluer et d'avoir des impacts significatifs sur l'hydrosystème. Ces facteurs sont : l'urbanisation croissante, les pratiques d'irrigation, l'exploitation de nouvelles ressources et le changement climatique. Pour chacun de ces quatre facteurs, plusieurs hypothèses d'évolution, à l'échéance

³ *Guidelines for the Organisation, Use and Validation of information systems for Evaluating aquifer Resources and Needs* (<<http://www.futuretec-gmbh.de/gouverne/>>).

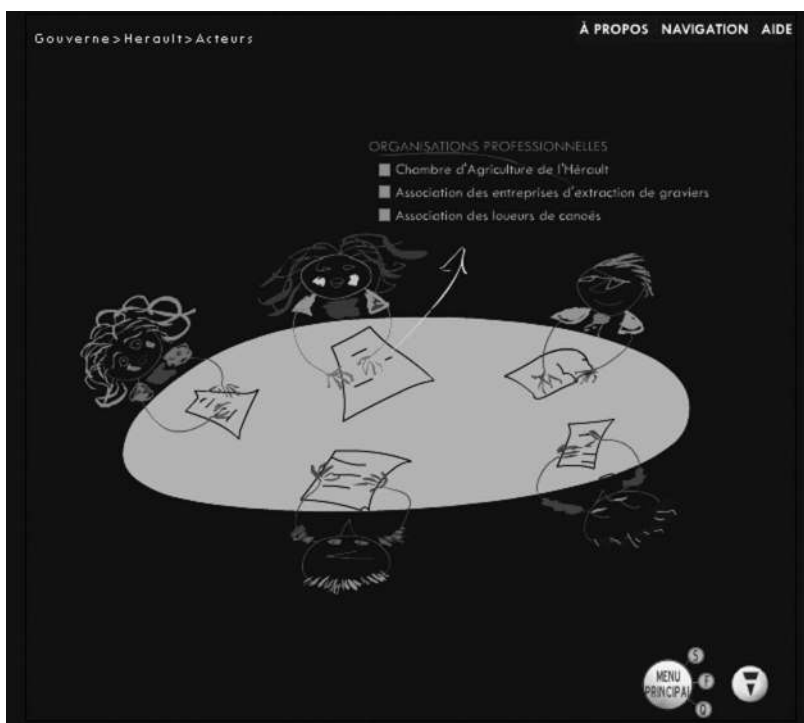


Figure 28a. Module d'information.

Dans la partie « statique » du TIDDD, l'utilisateur peut consulter des informations générales (textes, photos, films, tableaux, graphes) sur l'hydrosystème, les usages de l'eau, les principaux acteurs et les enjeux de gouvernance.

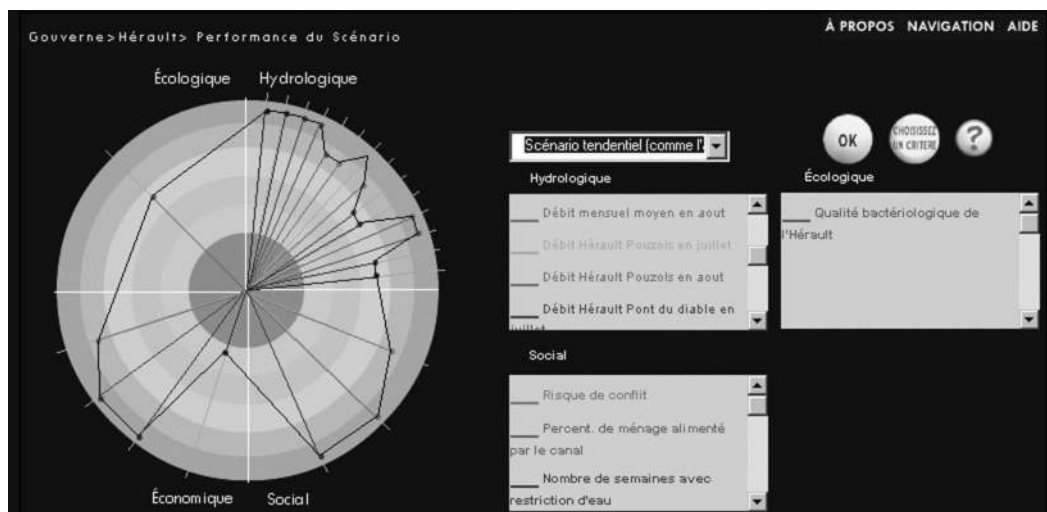


Figure 28b. Module « scénarios ».

L'utilisateur peut évaluer un scénario de gestion ou comparer entre eux plusieurs scénarios selon ses propres critères d'évaluation. Les résultats sont présentés sous forme graphique ou cartographique. Par exemple, pour l'évaluation de scénario, un graphique en radar est proposé : pour chaque variable d'évaluation, le degré de satisfaction (selon des critères définis par l'utilisateur lui-même) augmente du centre vers la périphérie du radar.

de 2015, ont été formulées. Les combinaisons de ces différentes hypothèses ont permis de définir 54 scénarios (Courtois *et al.*, 2003).

L'impact des différents scénarios sur les ressources en eau a été simulé à l'aide d'un code de calcul hydrogéologique aux différences finies et d'un modèle économique dédié. Les résultats obtenus ont été stockés dans une base de données spatialisée. Dans le menu du TIDDD, lorsque l'utilisateur sélectionne un scénario, les résultats correspondants sont recherchés dans la base de données et affichés sous forme conviviale. Grâce au module d'analyse multicritère, le TIDDD propose également une évaluation du scénario selon des critères de satisfaction définis par l'utilisateur lui-même, en fonction de ses intérêts, comme par exemple le débit de l'Hérault en période d'étiage ou le nombre de semaines avec restriction d'eau imposée pour l'irrigation.

L'interface du TIDDD a été particulièrement soignée, elle est très conviviale comme le montrent les captures partielles d'écran (fig. 28). Avec cet outil, l'utilisateur peut visualiser les résultats – stockés dans la base de données – de différentes simulations. Il peut évaluer les scénarios sous divers angles en modifiant à loisir ses propres critères d'évaluation, qu'ils soient hydrologiques (débits de l'Hérault à l'étiage en quelques points clés, épaisseur de la nappe pendant les mois d'été), ou sociaux (nombre de semaines d'été avec restriction d'eau, pourcentage de ménages alimentés en eau brute par le canal), ou économiques (prix de l'eau au mètre cube).

Évaluation et application des prototypes

Application de WASS-Hérault pour la gestion intégrée de l'eau

WASS-Hérault a pour but de simuler des scénarios de gestion de l'eau dans la moyenne vallée de l'Hérault, afin d'évaluer leur impact sur le socio-hydrosystème. À titre d'exemple, nous présentons ici les résultats d'un exercice « théorique » au cours duquel un scénario de gestion extrême a été simulé, afin d'initier les discussions autour de résultats très contrastés. Ce scénario repose sur trois changements simultanés importants par rapport au mode de gestion actuel :

- l'exploitation d'une source karstique située en amont de la zone d'étude afin d'alimenter en eau la ville de Montpellier (située en dehors du bassin),
- l'augmentation de 40 % des prélèvements AEP (alimentation en eau potable) dans la nappe, suite à la croissance démographique,
- la fermeture du canal d'irrigation pour compenser l'augmentation des prélèvements AEP.

L'état actuel (A) et le scénario décrit ci-dessus (B) ont été simulés et comparés sur une période d'un an (fig. 29), en utilisant des données d'entrées représentatives d'une année hydrologique moyenne. Les variables hydrologiques (débitmétrie et piézométrie) sont sensiblement équivalentes dans les deux scénarios pendant une grande partie de l'année, mais elles diffèrent notablement pendant la période d'étiage (juin-octobre). Ainsi, on constate que pendant l'étiage, le scénario B entraîne, dans toute la zone d'étude, une baisse des niveaux piézométriques par rapport à l'état actuel. En ce qui concerne le débit de l'Hérault, on observe une hausse importante (75 % en moyenne) dans la portion de l'Hérault située dans la zone d'étude, mais une légère baisse (8 % en moyenne) à l'aval immédiat de cette zone (où, dans l'état actuel, le fleuve récupère le surplus du canal

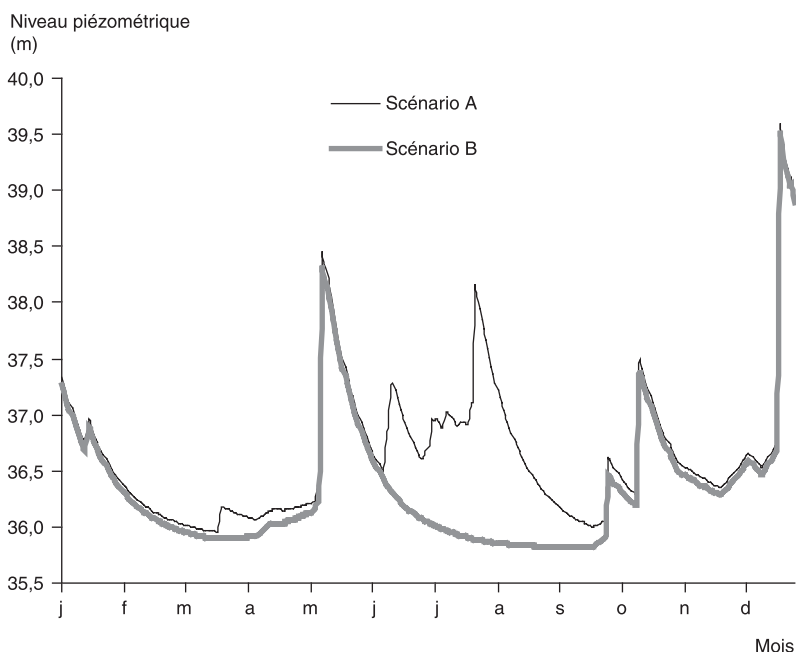


Figure 29. Comparaison des niveaux piézométriques simulés dans l’une des six unités hydrologiques de la zone d’étude, selon les deux scénarios de gestion : état actuel (A) et scénario extrême (B).

d’irrigation). Du point de vue des usages de l’eau, cela signifie que le scénario B – qui n’est évidemment pas acceptable pour l’agriculture puisqu’il n’offre pas d’eau disponible pour l’irrigation – pourrait avoir un impact positif sur l’écosystème et les activités de loisirs (location de canoës en particulier), de par l’augmentation du débit de l’Hérault dans sa portion située dans la zone d’étude.

Évaluation de l’outil TIDDD

Le prototype TIDDD a été testé par trois groupes d’évaluateurs (scientifiques, décideurs du bassin versant de l’Hérault et acteurs impliqués dans la gestion de l’eau en Allemagne) pour juger de sa convivialité et de son efficacité à soutenir la discussion et à favoriser la concertation (Pereira *et al.*, 2003).

La première réaction commune à tous les évaluateurs a été de reconnaître que l’outil pouvait avoir un impact fort sur des utilisateurs potentiels et influencer l’issue d’un débat. Cette propriété a été principalement attribuée à la technologie utilisée, jugée « très attractive pour des non-experts ». Le corollaire est que cet outil apparaît « potentiellement dangereux », en « manipulant l’information » et en « biaisant la présentation des enjeux ». Tous les évaluateurs ont aussi insisté sur le fait que l’assurance-qualité de l’information présentée (origine des données, limites des modèles mathématiques, incertitudes associées, etc.) est nécessaire pour permettre aux utilisateurs de s’appropriier l’outil, sans le considérer comme une « boîte noire ».

Le module d’information a été perçu comme un support très utile pour permettre l’émergence d’une compréhension partagée des enjeux de gestion de la ressource en eau.

Les supports multimédia variés (cartes symboliques, textes, vidéos, photos) apparaissent plus efficaces que les supports traditionnels pour transmettre une information technique au « simple citoyen ».

Les évaluations réalisées conduisent à envisager la restructuration de l'outil en deux modules indépendants : d'une part, un module d'information et de sensibilisation aux enjeux de la gestion de l'eau, destiné à un public élargi, et d'autre part, un module plus technique, permettant la création et la comparaison de différents scénarios, destiné à un groupe restreint d'acteurs directement impliqués dans le processus de décision.

Conclusion

Au travers de plusieurs projets de recherche ayant abouti au développement de trois logiciels prototypes – WASS, SCAPT et TIDDD – le BRGM a acquis une expérience en matière d'aide à la gestion intégrée des ressources en eau. Différentes approches de modélisation des socio-hydrosystèmes ont été mises en œuvre sur le bassin versant de l'Hérault (modèle hydrologique global ou spatialisé, couplage plus ou moins fort avec l'activité humaine, etc.), puis évaluées et comparées. Diverses technologies ont également été testées pour la programmation ou pour l'interface graphique. Ces travaux ont contribué à élaborer une méthodologie pour développer des outils d'aide à la gestion des ressources en eau, qui soient adaptés aux problématiques de chaque cas d'étude. Cette méthodologie repose sur l'implication des futurs utilisateurs, à la fois pour spécifier les objectifs et fonctionnalités de l'outil dès le début du projet et pour participer à sa validation finale.

Les trois Sad ont été vérifiés et validés en ce qui concerne les modélisations hydrologiques et hydrogéologiques. Cependant, aucun d'eux n'a fait l'objet d'une réelle évaluation *in situ*, avec mise en situation et utilisation par les acteurs et usagers de la ressource en eau du bassin versant, dans le cadre de cas concrets – réunions de concertation dans le processus de mise en place d'un schéma d'aménagement et de gestion des eaux (Sage) par exemple. Cela constitue incontestablement leur point faible et une perspective d'amélioration pour les études à venir. Néanmoins, le prototype TIDDD a pu être testé par différents groupes d'évaluateurs. Ceux-ci ont reconnu l'utilité de cet outil et sa capacité à alimenter la discussion pour aider à la décision. Ils ont également mis en garde contre une présentation des résultats qui tendrait à imposer une option de gestion comme étant « la » solution suggérée par les experts.

Les outils proposés n'ont surtout pas l'ambition de se substituer aux décideurs, mais de leur apporter de l'information validée scientifiquement pour les aider à faire des choix en connaissance de cause. L'idée de base est peut-être de leur permettre d'élargir leur vision d'ensemble et d'intégrer les processus complexes et les liens que tisse l'eau, à savoir les interactions des usagers entre eux *via* leurs usages de l'eau, les interactions entre les hommes et le milieu, les liens de réciprocité hommes / environnement. Ces outils ont vocation à contribuer au rassemblement, en constituant des supports de discussion et de débat. Alors même que « l'ambition » de départ des différents projets de recherche décrits dans ce chapitre était de développer des systèmes d'aide à la décision, l'évolution s'est faite progressivement, et assez naturellement, vers le développement d'outils d'aide à la concertation. Évolution sans doute assez saine, la décision restant entre les mains des hommes que l'on espère contribuer à éclairer.

Le Sommet mondial du développement durable de Johannesburg (2002) a sensibilisé le monde politique à la nécessité d'adopter une meilleure gouvernance de l'eau, en prônant, à l'échelle du bassin versant, une gestion intégrée qui soit la plus transparente, équitable et cohérente, et qui implique toutes les parties prenantes (*stakeholders* en anglais). La notion de gestion intégrée des ressources en eau est apparue au sein de la communauté internationale à la suite de la Conférence sur l'eau et l'environnement des Nations unies, qui a eu lieu à Dublin en 1992. Elle repose sur une collaboration entre différentes disciplines scientifiques traditionnelles, afin d'aborder le problème de la gestion de l'eau d'une manière nouvelle et holistique* (Parker *et al.*, 2002). Depuis, la mise en œuvre d'approches participatives, impliquant les usagers, les services gestionnaires et les décideurs, est encouragée à tous les niveaux afin d'élaborer des politiques de gestion durable des ressources en eau – la directive cadre européenne sur l'eau par exemple. Cependant, les modalités de participation des usagers, pour aboutir à des décisions concertées, restent en grande partie à définir. Et la concertation reste, de toute façon, un exercice difficile...

* Holistique vient du mot grec *holè* qui signifie totalité.

Références bibliographiques

Boyce D., McIntosh B.S., Hallett S., Winder N., Giraud F., Courtois N., Imeson A., Rinaudo J.D., Thomas D., Jeffrey P., 2002. SCAPT, a support tool for utility-oriented strategic river basin planning. Proceedings of the Marie Curie conference *Science for water policy: the implications of the water framework directive*, 2-4 September 2002, University of East Anglia, Norwich, UK <<http://www.mariecurie.org/swap/>>, pp. 571-587.

Courtois N., Giraud F., Guimaraes Pereira A., Petit V., Renda O., Rinaudo J.D., 2003. Un outil multimédia pour faciliter la concertation sur l'eau, appliqué à la moyenne vallée de l'Hérault (France). Actes de la 20^e conférence régionale européenne de la Commission internationale des irrigations et du drainage CIID, *Irrigation et gestion concertée des conflits dans la région euroméditerranéenne*, 14-19 septembre 2003, Montpellier, France, <<http://afeid.montpellier.cemagref.fr/mpl2003/htm/ProgrammeConf.htm>>.

Garin P., Rinaudo J.D., Ruhlmann J., 2001. Linking expert evaluations with public consultation to design water policy at the watershed level. *Water Sci. Technol.*, 46 (6), 263-271.

Lam D., Swayne D., 2001. Issues of EIS software design: some lessons learned in the past decade. *Environmental Modelling and Software*, 16, 419-425.

Lanini S., Courtois N., Giraud F., Petit V., Rinaudo J.D., 2004. Socio-hydrosystem modelling for integrated water-resources management – The Hérault catchment case study, Southern France. *Environmental Modelling and Software*, 19 (11), 1011-1019.

Mysiak J., Giupponi C., Rosato P., 2005. Towards the development of a decision support system for water resource management. *Environmental Modelling and Software*, 20 (2), 203-214.

Parker P., Letcher R., Jakeman A., Beck B., Harris G., Argent R.M., Hare M., Pahl-Wostl C., Voinov A., Janssen M., Sullivan P., Scoccimarro M., Friend A., Sonnenshein M., Barker D., Matejcek L., Odulaja D., Deadman P., Lim K., Larocque G., 2002. Progress in integrated assessment and modelling. *Environmental Modelling and Software*, 17, 209-217.

Pereira A.G., Rinaudo J.D., Jeffrey P., Blasques J., Corral Quintana S., Courtois N., Funtowicz S., Petit V., 2003. ICT tools to support public participation in water resources governance and planning: experiences from the design and testing of a multi-media platform. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 5 (3), 395-420.

Chapitre 6

Évolution des apports en nutriments du Rhône à la Méditerranée

PATRICK RAIMBAULT, NICOLE GARCIA, MICHEL FORNIER, MICHEL LAFONT

Résumé

Depuis la construction du barrage d'Assouan, le Rhône est le principal pourvoyeur d'éléments nutritifs en Méditerranée. Ces apports, indispensables au développement biologique, fertilisent les eaux de surface et permettent de soutenir une production primaire importante, notamment à l'échelle du golfe du Lion. Depuis 1968, des prélèvements, réalisés régulièrement près de l'embouchure du fleuve, permettent de suivre l'évolution de la qualité des eaux du Rhône – essentiellement en termes d'azote et de phosphore – et de quantifier leurs apports à la mer.

L'azote est principalement apporté sous forme de nitrate (68 %), directement assimilable par les producteurs primaires. Bien que la région Rhône-Alpes soit relativement préservée des cultures intensives et de l'utilisation d'engrais, la concentration de ce composé a fortement augmenté (de plus de 50 %) au cours des 20 à 30 dernières années, atteignant aujourd'hui des taux de l'ordre de 1,8 mg N.l⁻¹. Contrairement au nitrate, les formes minérales du phosphore – ou orthophosphates – tendent à diminuer régulièrement depuis 1980, en réponse aux mesures prises par les industries. Les concentrations sont actuellement de l'ordre de 0,1 mg P.l⁻¹, valeur considérée comme seuil pour l'apparition d'effets sur l'environnement.

Le Rhône, comme les autres fleuves, n'a donc pas échappé à l'impact anthropique, bien que l'eutrophisation en termes d'azote et de phosphore reste modérée par rapport à ce qui est observé en Europe du Nord. Cependant, l'évolution opposée de ces deux éléments, qui sont à la base de la chaîne trophique marine, tend à accentuer le déséquilibre nutritif – ou dystrophie – de la Méditerranée, mer oligotrophe caractérisée par un déficit en phosphore par rapport à l'azote.

Introduction

La masse des êtres vivants est constituée majoritairement de matière organique composée des éléments majeurs suivants : oxygène, carbone, hydrogène, azote et phosphore. Les trois premiers sont présents en abondance dans les milieux aquatiques ; ils ne sont pas limitants pour la croissance des producteurs primaires qui sont à la base de la chaîne alimentaire. L'azote et le phosphore, même s'ils ne représentent respectivement que 6 % et 1 % de la biomasse, sont indispensables à la nutrition des organismes. Mais ces éléments nutritifs, ou nutriments, sont présents en concentrations relativement faibles dans les milieux aquatiques, notamment marins, et sont donc des descripteurs des écosystèmes. Indirectement, ils peuvent avoir des répercussions sur les activités humaines ; en effet, leur disponibilité conditionne la production primaire sur laquelle se développe ensuite l'ensemble de l'activité biologique du milieu. Le silicium est également un élément important pour la vie marine ; il est indispensable au développement des diatomées, communautés phytoplanctoniques à la base de la chaîne alimentaire et jouant un rôle majeur dans le système productif. Tous ces éléments nutritifs sont transportés en grande quantité par les fleuves et les rivières ; ils fertilisent directement les zones marines littorales et côtières. L'azote est le seul élément présent sous différentes formes : nitrate, nitrite, ammonium et azote moléculaire. Cette dernière forme est la plus abondante mais elle est peu disponible pour les êtres vivants. C'est un gaz dit inerte. Le phosphore et le silicium minéral dissous sont exclusivement présents sous forme d'orthophosphate et d'orthosilicate. Compte tenu de sa faible concentration dans les milieux et de son importance dans toutes les réactions physiologiques, le phosphore est fréquemment cité comme le facteur limitant de la production primaire dans les milieux aquatiques (Westheimer, 1987).

L'étude de l'évolution pluriannuelle des concentrations en nutriments dans les fleuves est nécessaire, non seulement pour évaluer les tendances en matière de qualité générale des eaux douces, mais aussi pour juger de l'évolution des flux de nutriments qui parviennent en mer. En effet, l'apport de ces éléments nutritifs par les rivières est important pour la vie marine, et notamment en Méditerranée, où le contenu en éléments nutritifs résulte d'un équilibre entre les pertes à Gibraltar et les apports extérieurs par les rivières et l'atmosphère. La mer Méditerranée est dite « oligotrophe », c'est-à-dire à faible productivité, car présentant de très basses concentrations en sels nutritifs. Les eaux profondes de la Méditerranée ne contiennent que $8 \mu\text{moles.l}^{-1}$ de nitrate contre 20 dans l'Atlantique et 40 dans le Pacifique. Le degré d'oligotrophie s'accroît dans le bassin oriental où les teneurs maximales de nitrate ne dépassent pas $5 \mu\text{moles.l}^{-1}$ (fig. 30, cf. planche couleur 11). Une autre particularité méditerranéenne est la faible proportion de phosphate. Ce composé se rencontre en effet à des concentrations de 20 à 25 fois plus faibles que celles du nitrate, alors que cette proportion est de 15 dans les autres océans, c'est-à-dire proche du rapport idéal pour la croissance du phytoplancton. Le silicium montre un gradient géographique beaucoup moins marqué (de $8,2$ à $6 \mu\text{moles.l}^{-1}$), indiquant une plus faible influence continentale dans le contrôle de sa répartition marine.

Depuis la construction du barrage d'Assouan, le Rhône est le principal fleuve de Méditerranée occidentale. Son débit moyen de $1\,700 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ est trois fois supérieur à la somme des débits de l'Èbre ($200 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), de l'Arno ($100 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) et du Tibre ($234 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), principaux contributeurs du bassin nord-ouest de Méditerranée comprenant le golfe du Lion. Le Rhône est un important pourvoyeur d'éléments nutritifs qui ont une influence

directe sur le niveau trophique du golfe du Lion, région qui apparaît comme l'une des plus productives de Méditerranée (fig. 30, cf. planche couleur 11). Le suivi de ces apports nutritifs est donc indispensable pour comprendre le fonctionnement biogéochimique de la zone côtière – et de la Méditerranée dans son ensemble – et pour prétendre envisager son évolution. Depuis 1968, des analyses mensuelles sont réalisées près de l'embouchure du fleuve, au bac de Barcarin ou à la sortie d'Arles. Ces données permettent de décrire la variabilité des apports nutritifs, mais également de dresser un premier bilan de l'évolution à long terme.

Les teneurs en éléments nutritifs dans le Rhône

L'azote

Trois composés azotés minéraux dissous sont régulièrement mesurés dans les eaux du Rhône : le nitrate (azote nitrique), le nitrite (azote nitreux) et l'ammonium (azote ammoniacal). Les nitrates constituent la forme essentielle et naturelle de transfert d'azote du sol au milieu aquatique.

L'observation des concentrations de nitrate révèle une évolution saisonnière nette (fig. 31). Les concentrations les plus élevées sont mesurées en hiver, de novembre à mars, avec des valeurs moyennes de 1,7 à 2 mg N.l⁻¹. Durant la période estivale, de mai à octobre, les concentrations sont de l'ordre de 1 à 1,2 mg N.l⁻¹. Les écarts à la moyenne sont plus importants durant la période hivernale, indiquant une plus forte hétérogénéité des eaux de ruissellement collectées par le Rhône sur les différents bassins versants durant cette saison. Les teneurs moyennes restent toujours supérieures à 1,0 mg N.l⁻¹.

Les autres composés minéraux azotés (ammonium et nitrite) ne montrent pas de variation saisonnière marquée. Les concentrations sont beaucoup plus faibles, de l'ordre de 0,1 à 0,3 mg N.l⁻¹ pour l'ammonium et de 0,05 à 0,25 mg N.l⁻¹ pour le nitrite.

Les fractions organiques – dissoutes et particulières – de l'azote ne sont mesurées que de manière épisodique dans le Rhône. Mais la compilation des données disponibles révèle que ces formes organiques représentent moins de 30 % de l'azote transporté par le Rhône (fig. 32). Le nitrate représente à lui seul près de 70 % de la composition azotée des eaux du Rhône, l'ammonium et le nitrite contribuant pour moins de 5 % au stock d'azote total.

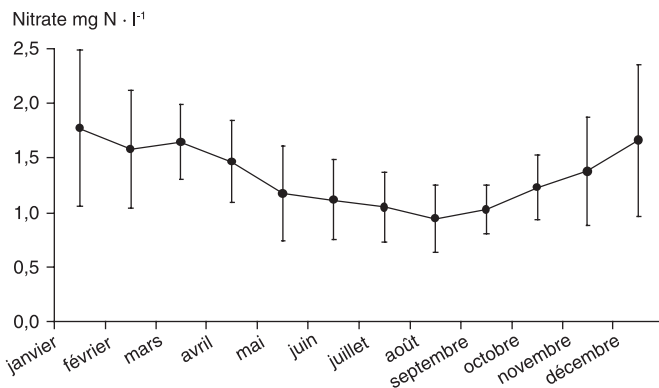


Figure 31. Évolution saisonnière des concentrations en azote nitrique (nitrate), entre 1968 et 2007.

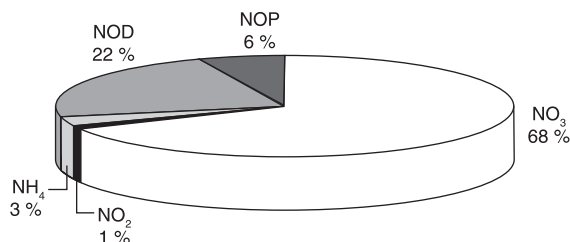


Figure 32. Répartition des différentes formes d'azote (N) dans les eaux du Rhône : NOP = azote particulaire, NOD = azote organique dissous, NH₄ = ammonium, NO₂ = nitrite, NO₃ = nitrate.

Le phosphore

Contrairement à celle du nitrate, la concentration en phosphore minéral dissous, ou orthophosphate, ne présente pas d'évolution saisonnière (fig. 33). Les teneurs restent plus ou moins stables tout au long de l'année, avec une valeur moyenne légèrement inférieure à 0,1 mg P.l⁻¹. En revanche, les écarts à la moyenne sont plus importants, indiquant une plus grande hétérogénéité des sources de ce composé. En toute saison, des valeurs très faibles d'orthophosphate (< 0,03 mg P.l⁻¹), deux fois inférieures à la valeur moyenne, sont souvent mesurées. Cette forte variabilité nécessite un suivi à fréquence régulière pour prétendre quantifier, de manière fiable, le phosphore minéral transporté par le Rhône.

Il est important de noter que les orthophosphates représentent seulement 48 % du phosphore total (fig. 34). La moitié du phosphore se présente en effet sous forme organique, les fractions dissoutes et particulaires représentant chacune environ un quart de la composition totale.

Il apparaît ainsi une différence nette dans la composition relative des eaux du Rhône en termes d'azote et de phosphore. Le premier composé est essentiellement véhiculé sous forme inorganique dissoute (nitrate) et présente d'importantes variations saisonnières.

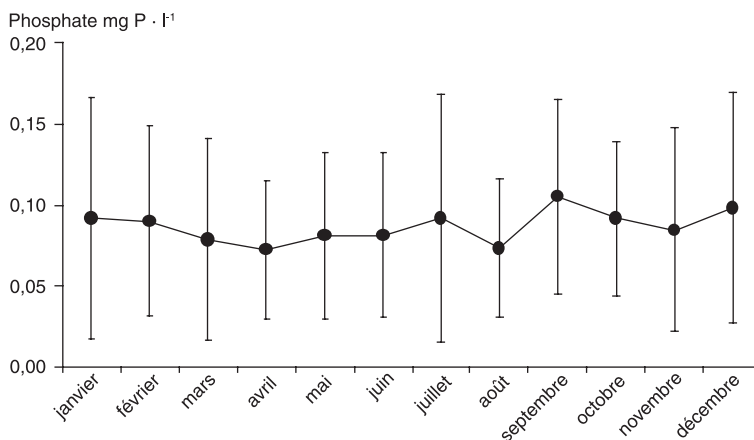


Figure 33. Évolution saisonnière des concentrations en orthophosphate, entre 1980 et 2007.

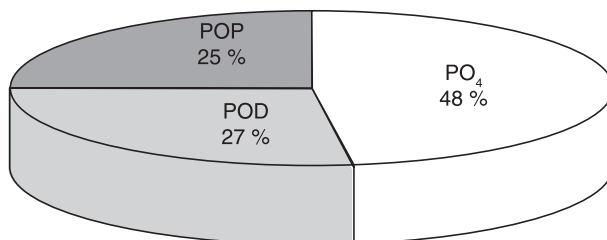


Figure 34. Répartition des différentes formes de phosphore (P) dans les eaux du Rhône : POP = phosphore particulaire, POD = phosphore organique dissous, PO₄ = orthophosphate.

Le second est présent pour moitié sous forme organique, la concentration de la forme minérale étant plus ou moins stable au cours de l'année. La grande majorité des apports d'azote sera donc immédiatement disponible pour la production primaire, alors qu'une grande partie du phosphate demandera une reminéralisation préalable *via* les processus bactériens.

La silice

Les données concernant la silice sont peu nombreuses et ne concernent que la forme minérale dissoute, soit l'acide orthosilicique ou orthosilicate. Comme pour le phosphate minéral dissous, les concentrations présentent d'importantes fluctuations à court terme, mais révèlent également une évolution saisonnière similaire à celle du nitrate (fig. 35). Les concentrations sont généralement comprises entre 1 et 2 mg Si.l⁻¹, bien que des concentrations très faibles (< 0,8 mg Si.l⁻¹) ou très élevées (> 3,5 mg Si.l⁻¹) puissent être observées en hiver ou en fin d'été.

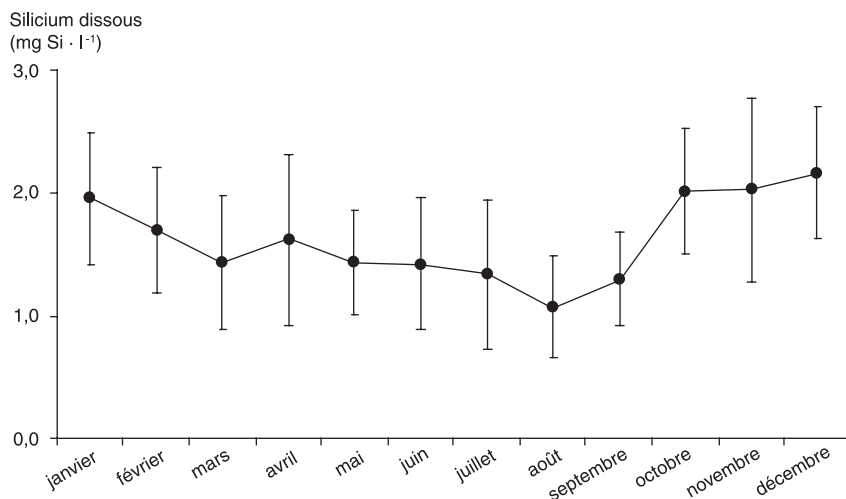


Figure 35. Évolution saisonnière des concentrations en acide orthosilicique, entre 1980 et 2007.

Évolution à long terme des nutriments

Le suivi de la qualité des eaux étant peu organisé jusqu'en 1960, il est impossible de trouver des séries de données sur les composants chimiques dans l'eau avant cette période. L'évolution des caractéristiques en éléments nutritifs du Rhône ne peut donc être décrite que sur les quarante dernières années.

De nouveau, l'évolution des concentrations moyennes annuelles révèle un comportement différent du nitrate et du phosphate (fig. 36). Alors que les concentrations de nitrate étaient proches de 1 mg.l^{-1} entre 1968 et 1978, une augmentation de l'ordre de 55 % survient entre 1978 et 1986, selon une progression de l'ordre de $0,11 \text{ mg.l}^{-1}.\text{an}^{-1}$. Cette augmentation, proche de 10 % par an, est équivalente à celle observée au cours de la même période dans le Pô (7 %) et l'Èbre (10 %). Puis les teneurs se maintiennent à $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$ jusqu'en 1995. Depuis 2005, un suivi, réalisé à partir de mesures quotidiennes, fournit une valeur moyenne de 1,5 à $1,8 \text{ mg.l}^{-1}$, valeur supérieure de 50 % à celle estimée pour l'année 1968.

L'augmentation en nitrate est l'une des caractéristiques majeures du changement de la qualité des rivières en Europe au cours des 20 à 30 dernières années. Elle a été de l'ordre de $0,15 \text{ mg.l}^{-1}$ par an au cours de la période 1960-1980, avec de grandes différences de pays à pays. Cette augmentation est essentiellement due à l'utilisation d'engrais azotés dans l'agriculture, qui a plus que doublé depuis les années 1950 dans cinq pays d'Europe, et notamment en France. En effet, l'agriculture est responsable de la plus grande part des rejets en nitrate (67 %) ; cette source est la plus difficile à maîtriser car elle est diffuse, principalement liée au drainage des terrains fertilisés avec des engrais azotés. Cependant, cette pratique agricole étant plus faiblement utilisée dans le Sud de

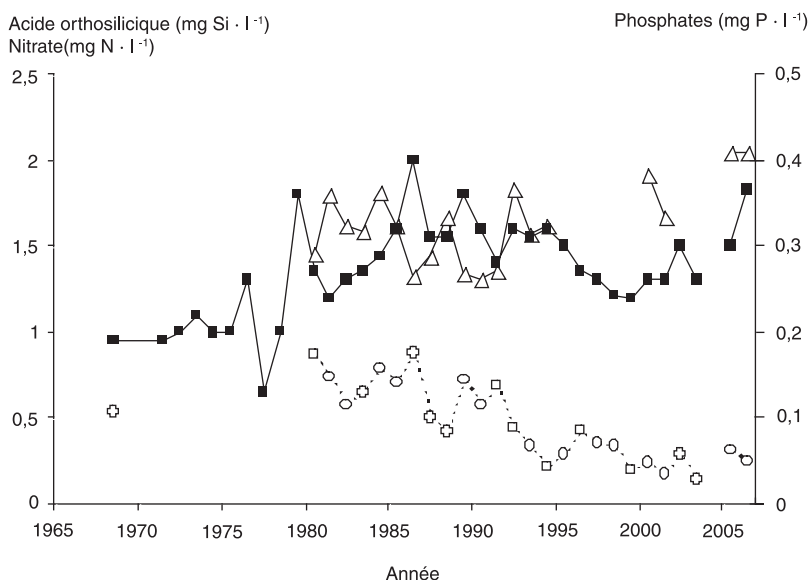


Figure 36. Évolution des concentrations annuelles moyennes de nitrate, d'acide silicique et de phosphate, entre 1985 et 2007.

l'Europe que dans le reste du continent (Crouzet *et al.*, 1999), la pollution par l'azote des fleuves méditerranéens est beaucoup plus faible que celle de la Seine, du Rhin, ou celle des rivières bretonnes caractérisées par un quadruplement des concentrations en nitrate dans les trente dernières années (Guillaud et Bouriel, 2007). La région Rhône-Alpes est préservée des cultures intensives, ce qui explique en partie les concentrations relativement faibles de nitrate encore observées dans les eaux du Rhône, comparativement à celles des autres fleuves français. En France, l'utilisation d'engrais minéraux azotés, après une forte augmentation entre 1975 et 1990, a ensuite marqué le pas. La réforme de la Politique agricole commune en 1992 a probablement joué un rôle dans la baisse constatée au cours de la décennie suivante, ce qui se ressent dans la stabilité des concentrations en nitrate observées dans le Rhône et dans d'autres fleuves méditerranéens depuis cette date.

Les teneurs en phosphate ont doublé entre 1968 et 1980, atteignant des valeurs de l'ordre de 0,15 à 0,2 mg P.l⁻¹. Elles diminuent ensuite régulièrement jusqu'aux valeurs actuelles proches de 0,05 mg P.l⁻¹, nettement inférieures aux moyennes saisonnières calculées sur les vingt-cinq dernières années. Cette diminution provient essentiellement des efforts des lessiviers, qui ont permis de réduire de 30 % en tonnage la teneur en phosphate dans les rejets, entre 1990 et 1996. Selon les travaux menés par l'Institut français de l'environnement, le Rhône fait partie des 10 % des cours français qui possèdent un taux de phosphate inférieur à 0,1 mg P.l⁻¹, taux considéré comme la valeur limite pour l'apparition d'effets sur l'environnement. Néanmoins, des concentrations élevées peuvent être mesurées ponctuellement, notamment dans les zones urbaines exposées à des sources de pollution en provenance de canalisations d'égouts ou d'effluents industriels, ainsi que dans les zones d'agriculture intensive.

Contrairement au nitrate et au phosphate, les silicates sont exclusivement apportés par le lessivage naturel des roches et des sols. Ils ne proviennent d'aucune source de pollution anthropique. À l'échelle globale, la concentration moyenne d'orthosilicate est de 4 mg Si.l⁻¹ (Tréguer *et al.*, 1995). Le Rhône apparaît ainsi comme un fleuve faiblement chargé en ce composé (1,5 à 2 mg Si.l⁻¹), sans aucune évolution significative entre 1980 et 2000. Les concentrations observées en 2005-2006 se situent cependant dans la gamme haute des données historiques.

Les apports à la mer

Pour pouvoir rendre compte du changement des caractéristiques chimiques d'un fleuve et de son impact sur le milieu récepteur, on doit d'abord analyser l'évolution des concentrations des constituants, puis quantifier leurs flux qui sont également dépendants du débit. La majorité des fleuves du Sud de l'Europe est caractérisée par une baisse de leur débit annuel, en réponse à une diminution de la pluviométrie sur l'ensemble du Bassin méditerranéen. En revanche, le Rhône et le Pô – qui sont les deux plus grands fleuves se déversant actuellement en Méditerranée – ne suivent pas cette tendance générale. Bien qu'affectés, comme tous les cours d'eau, par les barrages et les prélèvements pour l'irrigation, leurs bassins versants sont sous moindre influence méditerranéenne (Ludwig *et al.*, 2003). Ainsi, leurs débits annuels sont-ils considérés comme stables depuis le début du siècle, et ils assurent actuellement, à eux seuls, plus du tiers des apports d'eau douce à la Méditerranée.

Le débit du Rhône n'ayant pas sensiblement varié au cours des deux dernières décennies, seules les évolutions notables des concentrations observées au cours de la même période ont une implication sur les quantités apportées en mer. Les apports annuels de nitrate à la Méditerranée ont été estimés par différents auteurs à 48-57 kt (Coste et Raimbault, 1993), puis à 53-103 kt (Tusseau et Mouchel, 1995) et à 92-96 kt (Moutin *et al.*, 1998). La variabilité de ces résultats provient de la taille (plus ou moins longue) de la série des données utilisées et de la méthode de calcul. En effet, l'échantillonnage mensuel, occasionnellement bimensuel, ne permet pas la quantification précise d'un bilan annuel, étant donné que les épisodes de crues – intenses ou non – sont rarement, et toujours imparfaitement, pris en compte.

L'évolution temporelle montre que les flux annuels d'azote sous forme de nitrate (fig. 37) ont considérablement augmenté entre 1968 et 1984, passant de 40.10^3 t à 80.10^3 t, avec un pic dépassant 100.10^3 t dans l'année 1979. La période 1986-1988 présente également des flux extrêmement élevés, suivis d'une chute brusque en 1989 et d'une nouvelle augmentation jusqu'en 1996. En 2005, on peut remarquer un retour à des valeurs proches de 40.10^3 t. Il est difficile de relier ces fluctuations aux seules variations interannuelles des débits. En 1976 (année très sèche) et en 1977 (année très pluvieuse), les flux de nitrate ont été « normaux » (50.10^3 t). Au contraire, les faibles flux de 1989 et de 1990 sont bien dus à des débits réduits, non compensés par une augmentation de la concentration en nitrate. En revanche, les débits étant beaucoup plus faibles en été qu'en hiver, les quantités totales de nitrate transportées par le Rhône varient donc énormément d'une saison à l'autre. Elles sont de l'ordre de 200 à 500 $t.j^{-1}$ en hiver, alors que ce flux ne dépasse pas 100 $t.j^{-1}$ en été.

Il a été également observé une forte augmentation des flux de phosphate avant 1980, dans le Rhône comme dans l'ensemble des fleuves européens (fig. 37). Cette augmentation a d'ailleurs été souvent plus prononcée que celle du nitrate. En revanche, les flux de

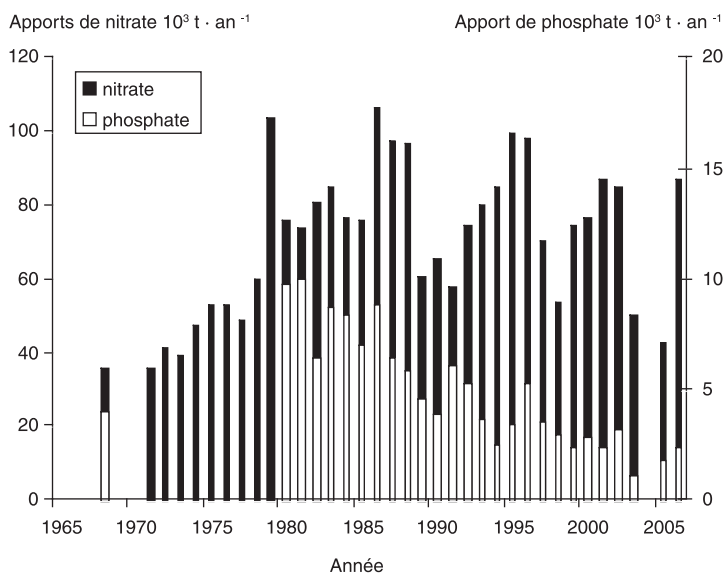


Figure 37. Évolution des flux annuels de nitrate et de phosphate, entre 1968 et 2007.

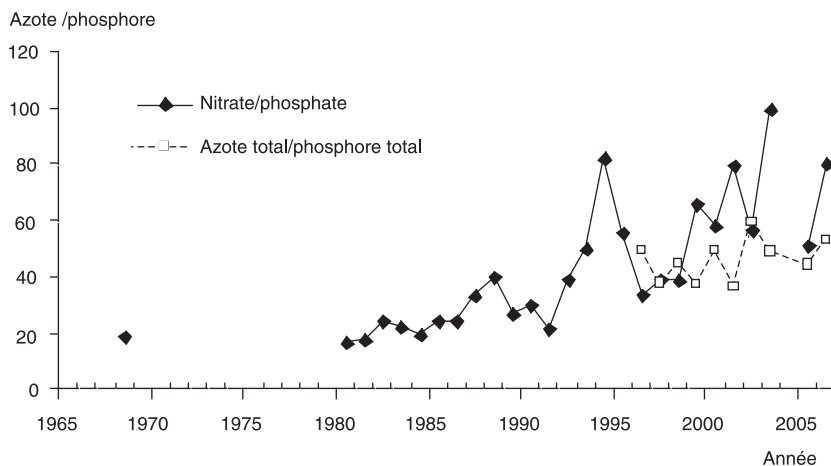


Figure 38. Évolution des rapports nitrate / phosphate et azote total / phosphore total dans les eaux du Rhône, entre 1968 et 2007.

phosphate ont régulièrement et fortement diminué au cours des vingt dernières années. Les valeurs sont restées constantes (de l'ordre de 8.10^3 à 10.10^3 t par an) dans la période 1980-1990, puis elles ont diminué rapidement depuis 1992. Les flux les plus faibles ont été obtenus en 2003 ($1,1.10^3$ t par an) et en 2005 ($1,8.10^3$ t par an).

La diminution des flux de phosphate est générale pour l'ensemble des fleuves méditerranéens, bien que décalée dans le temps : à partir de 1980 pour le Pô et de 1985 pour le Rhône, et plus tardivement (après 1990) pour le Danube et l'Èbre. La pollution par le phosphore étant plus particulièrement caractéristique des rejets urbains et industriels, cette évolution séquentielle est le reflet des mesures prises par les différents gouvernements pour limiter l'usage des détergents phosphatés et pour améliorer le traitement des eaux usées.

Ces évolutions opposées des flux de nitrate et de phosphate ont une répercussion sur le rapport élémentaire azote / phosphore de la matière minérale apportée en mer (fig. 38). Jusqu'en 1992, ce rapport était de l'ordre de 20, c'est-à-dire proche de la valeur de 16 considérée comme « idéale » pour la croissance du phytoplancton marin. Depuis 1992, le rapport entre les éléments nutritifs majeurs est rarement inférieur à 40 ; il présente même des valeurs supérieures à 80 en 1995, en 2001 et en 2003. Comme la composition relative de l'apport nutritif a une influence sur la production organique, la diminution de la fraction de phosphate immédiatement disponible pourrait être à l'origine d'un déséquilibre nutritif, ou dystrophie, dans le milieu marin.

En revanche, la prise en compte des formes organiques de ces éléments diminue le déficit en phosphore (fig. 38). Le rapport azote total / phosphore total présente des valeurs beaucoup plus faibles, proches de 40. Au cours des dix dernières années, ce rapport paraît plus stable que celui calculé à partir des seuls éléments minéraux. Cependant, le nombre insuffisant de données disponibles sur les différentes formes d'azote et de phosphore ne permet pas de déduire l'évolution de ce paramètre sur le long terme.

Le rapport des formes minérales azote / silice ne révèle pas d'évolution significative au cours des vingt-cinq dernières années (fig. 39). Néanmoins, on note que les valeurs observées, respectivement 1,4 en 2005 et 1,7 en 2006, sont parmi les plus faibles de la série.

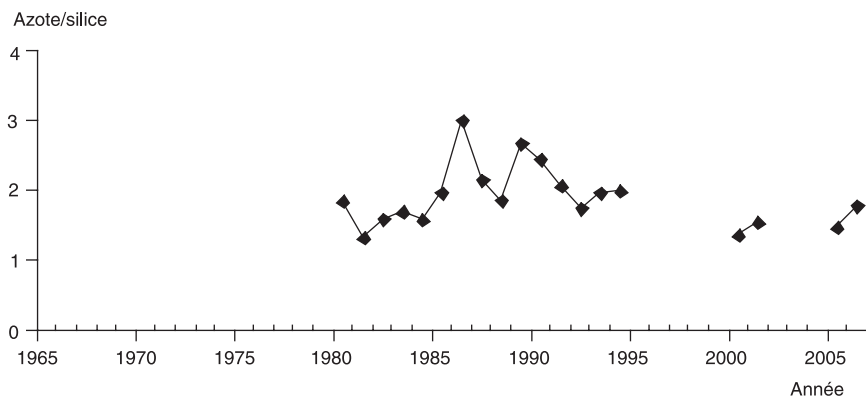


Figure 39. Évolution du rapport azote /silice dans les eaux du Rhône, entre 1980 et 2007.

Le devenir des éléments nutritifs

La mer Méditerranée est caractérisée par de faibles concentrations en sels nutritifs et par un gradient ouest-est, expliqué notamment par un déficit au niveau des échanges à Gibraltar. Dans ce détroit, les pertes de matières minérales, de l'ordre de 10 % pour l'azote et le phosphore, sont essentiellement compensées par les apports fluviaux (Coste *et al.*, 1988). Dans ce contexte, le Rhône joue un rôle primordial avec un apport annuel estimé à 80-100 kt d'azote par an, dont 70 % sous forme de nitrate directement assimilable par le phytoplancton. Cet apport rhodanien représente le tiers de la quantité totale reçue par les eaux de surface de la Méditerranée, en tenant compte des apports atmosphériques et du mélange hivernal de la colonne d'eau. L'apport de phosphore est estimé à 6,5 kt et représente 6 % de l'apport global, mais dont la moitié se trouve sous forme particulaire rapidement piégée près de l'embouchure (van den Broeck et Moutin, 2002). En effet, la région du delta du Rhône et de l'embouchure est une zone à forte sédimentation ; les quantités de matière qui arrivent effectivement en mer ne sont pas exactement celles mesurées en amont. Des processus biogéochimiques, qu'il est indispensable de quantifier, interviennent.

Le devenir des apports rhodaniens dépend ainsi de mécanismes physiques multiples dont les interactions entraînent un fonctionnement hydrodynamique complexe. Il est également difficile de suivre le devenir du matériel apporté par les fleuves sur le plateau continental. En effet, les particules peuvent être déposées, remises en suspension et redistribuées, sous l'action combinée des courants, des vagues et même du chalutage. Le matériel ainsi transporté sert de vecteur à la matière organique et aux polluants – comme les métaux – qui rentrent dans les cycles biogéochimiques. Contrairement aux estuaires où la dilution est induite par une turbulence intense, entretenue par les flux entrant et sortant de marée, les eaux du Rhône s'épanchent en Méditerranée sous forme d'un panache flottant sur de grandes distances au large de l'embouchure. En fonction des conditions météorologiques et du débit du fleuve, ce panache peut présenter soit une structure bicouche, soit une structure multicouche complexe ou parfois une seule couche bien mélangée.

Le mélange eaux du Rhône-eau de mer affectant seulement les niveaux superficiels, on peut s'attendre à une consommation immédiate de ces éléments nutritifs au sein du panache et à une forte production primaire locale. En fait, la diminution des éléments minéraux à partir de l'embouchure du Rhône n'est pas aussi rapide ; la production primaire ne présente un gradient marqué qu'aux confins de l'aire de dilution. En effet, en raison du choc halin ainsi que de la turbidité et de la rapidité du transfert des eaux, le panache superficiel ne constitue pas un domaine favorable au développement des systèmes biologiques, en dépit des stocks élevés d'éléments nutritifs disponibles (Naudin *et al.*, 2001). Outre cette fertilisation directe par les éléments minéraux, les eaux du Rhône apportent également une « pluie » organique dont profitent les eaux sous-jacentes et le sédiment. Le recyclage s'intensifie, fertilisant alors, secondairement, le milieu pélagique. Le Rhône est aussi à l'origine de la majeure partie des apports de carbone organique et de près de 80 % des apports de sédiment, principalement de particules fines, sur le plateau continental. C'est donc l'ensemble du golfe du Lion qui bénéficie, directement ou indirectement, des apports rhodaniens. L'histoire qui relie le Rhône et le golfe du Lion n'est donc pas simple, mais de première importance pour ce plateau continental productif, ainsi que pour l'ensemble de la Méditerranée.

Trait d'union entre la mer ouverte oligotrophe – « la grande Bleue » – et le littoral, le golfe du Lion surprend par sa production primaire élevée au sein de la Méditerranée. Il joue un rôle primordial en tant que premier récepteur et transformateur des apports du Rhône, celui-ci étant une source significative de matière pour le fonctionnement du système biologique de cette région côtière, caractérisée par un important plateau continental. Une cartographie synoptique de la biomasse algale est maintenant possible par imagerie satellitaire qui, associée à des modèles optiques, peut fournir des données de production primaire (Morel et André, 1991 ; Antoine *et al.*, 1995). En toute saison, l'impact du fleuve est visible, la partie nord du golfe du Lion révélant une production élevée même en hiver. La zone de dilution du Rhône concerne l'ensemble du plateau continental mais n'est pas, dans sa totalité, une zone de forte activité biologique. La zone d'influence, en termes de biogéochimie, s'étend naturellement à l'ouest, mais aussi à l'est lorsqu'un certain nombre de facteurs est réuni comme des vents de nord-ouest conjugués à une position au large du courant nord.

À l'issue d'une revue sur la production primaire du golfe du Lion, Lefèvre *et al.* (1997) proposent un bilan annuel variant de 78 à 142 g C.m⁻². Une valeur équivalente, soit 106 g C.m⁻².an⁻¹, a récemment été proposée à partir d'images satellitaires (Bosc *et al.*, 2004). Ces estimations font du golfe du Lion l'aire la plus productive de la Méditerranée. Néanmoins, ces auteurs ne notent pas d'évolution récente de la productivité, ce qui aurait pu être une réponse à l'augmentation des apports de nitrate par le Rhône. Pourtant, un tel phénomène a été observé dans le nord de la mer Adriatique, avec une augmentation nette de la production primaire, entre 1960 et 1980, associée à l'augmentation des apports par le Pô (Solic *et al.*, 1997). La production primaire méditerranéenne étant essentiellement limitée par la disponibilité en phosphate, la diminution des apports de cet élément nutritif a certainement contrebalancé l'effet de fertilisation dû à l'augmentation des flux de nitrate (Moutin et Raimbault, 2001 ; Diaz *et al.*, 2001).

En effet, dans un écosystème perturbé par la pression anthropique, les rapports entre les éléments majeurs – azote, phosphore, silicium – nécessaires à l'échelon primaire de la chaîne trophique marine, évoluent. Pour le Rhône, l'augmentation des apports

de nitrate, associée à une diminution de ceux en phosphate, entraîne une augmentation du rapport élémentaire azote / phosphore et une accentuation du déficit en phosphore par rapport à l'azote. De même, la stabilité des apports de silicium (élément moins soumis aux forçages anthropiques) pourrait avoir pour conséquence une augmentation du rapport azote / silicium. La perturbation des abondances relatives d'azote, de phosphore et de silicium, peut induire un changement des espèces planctoniques dominantes et un déséquilibre écologique, comme cela a déjà été observé en mer Noire (Billen et Garnier, 2007). Une première conséquence serait – outre une limitation par le silicium – le changement des facteurs de contrôle des diatomées, voire la modification profonde de la nature des communautés phytoplanctoniques, comme par exemple, le passage d'un système dominé par les diatomées vers un système dominé par des flagellés non-siliceux dont certains peuvent s'avérer toxiques. Les séries temporelles (1991-1999), acquises sur le site Dyfamed (Dynamique des flux atmosphériques en Méditerranée) au large de Villefranche-sur-Mer, semblent d'ailleurs indiquer une augmentation de la biomasse phytoplanctonique totale, alors que les stocks de microplancton restent constants, voire diminuent légèrement (Marty *et al.*, 2002). On assiste peut-être déjà, en Méditerranée occidentale, à l'évolution d'un système à dominance de diatomées vers un système à majorité d'organismes non-siliceux (Bartoli *et al.*, 2005).

Conclusion

Il est maintenant reconnu que l'activité humaine le long des bassins versants a entraîné une augmentation globale des quantités d'azote et de phosphore transportées par les fleuves. À l'échelle globale, cette augmentation serait de l'ordre d'un facteur 3 (Smith *et al.*, 2005). Le Rhône, comme l'ensemble des fleuves européens, n'a pas échappé à cet impact anthropique. Ainsi, l'évolution des flux d'éléments nutritifs par le Rhône peut être décrite par une tendance opposée pour l'azote et le phosphore, en réponse aux changements de l'activité humaine. Après une phase d'augmentation des charges en phosphore entre 1960 et 1985, il apparaît clairement que les efforts portés sur l'émission de produits phosphatés (détergents, eaux usées) ont eu un effet rapide sur les concentrations en phosphate des fleuves européens, et notamment du Rhône. Ces concentrations ont fortement diminué au cours des vingt dernières années. Les apports d'azote, d'origine diffuse *via* les eaux de drainage des zones agricoles, sont plus difficiles à contrôler ; on n'a pas encore observé de baisse significative des concentrations de cet élément dans le Rhône. Néanmoins, ce fleuve paraît peu « pollué » par ce composé en comparaison avec les autres fleuves européens, étant donné que son bassin versant est peu soumis à l'agriculture intensive.

La diminution des apports en phosphate et l'augmentation de ceux en azote sont difficiles à extrapoler pour le futur, notamment en raison des impacts possibles des changements de la politique agricole de l'Union européenne. De nos jours, l'élimination des nitrates en milieu aquatique fait l'objet d'un consensus général. La réglementation sur l'eau potable, les programmes de « reconquête » de la qualité des eaux, les investissements prévus sur les ouvrages d'épuration et les mises aux normes des exploitations agricoles, tout cela est conduit en vue d'un objectif incontesté : la baisse des taux de nitrate dans les milieux. À l'échelle européenne, cet objectif est renforcé par la mise en place de plusieurs directives comme celle relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (n° 91/271/CEE du 21 mai 1991), la directive « nitrates » (n° 91/676/CEE du

12 décembre 1991) et plus récemment, la directive cadre sur l'eau (n° 2000/60/CEE du 22 octobre 2000). À l'échelle internationale, la convention pour la protection du milieu marin, dite convention Oskar (résultant de la fusion de la convention d'Oslo de 1972 et de celle de Paris de 1992) vise en particulier à la réduction de 50 % des apports en nutriments dans le nord-est de l'Atlantique.

La variabilité des débits et des concentrations, ainsi que l'absence de relation significative entre ces deux paramètres, nécessite des séries suffisantes de données pour déceler une évolution sur le long terme. Il apparaît nécessaire de maintenir un suivi pour l'obtention de données de qualité, prenant impérativement en compte les formes organiques dissoutes et particulaires, afin de pouvoir décrire leur influence potentielle sur le milieu côtier et hauturier, mais aussi les aléas hydroclimatiques. L'installation, depuis mars 2005, d'une station de prélèvement automatique en Arles, en partenariat avec l'Agence de l'eau, l'Institut de protection et de sûreté nucléaire (IRSN) et le Centre d'océanologie de Marseille, répond à cet objectif. Cette station, localisée sur une berge du Rhône, permet un échantillonnage quotidien qui peut être augmenté en période de crue (jusqu'à six échantillons par jour). Le maintien sur le long terme de ce suivi à fréquence régulière permettra de mieux estimer les flux de matières, en prenant en compte les épisodes de crues – très imparfaitement quantifiés à l'heure actuelle – et de parvenir à un bilan précis des échanges entre terre et mer.

Références bibliographiques

Antoine D., Morel A., André J.M., 1995. Algal pigment distribution and primary production in the Eastern Mediterranean as derived from coastal zone color scanner observations. *J. Geophys. Res.*, 100, 16193-16209.

Bartoli G., Migon C., Losno R., 2005 Atmospheric input of dissolved inorganic phosphorus and silicon to the coastal northwestern Mediterranean Sea: fluxes, variability and possible impact on phytoplankton dynamics. *Deep-Sea Research*, I (52), 2005-2016.

Billen G., Garnier J., 2007. River basin nutrient delivery to the coastal sea: assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry*, 106, 148-160.

Bosc E., Bricaud A., Antoine D., 2004. Seasonal and interannual variability in algal biomass and primary production in the Mediterranean Sea, as derived from 4 years of SeaWiFS observations. *Global Biogeochem. Cycles*, 18, GB1005, doi:10.1029/2003GB002034.

Coste B., LeCorre P., Minas H.J., 1988. Re-evaluation of the nutrient exchanges in the strait of Gibraltar. *Deep-Sea Research*, 35 (5), 767-775.

Coste B., Raimbault P., 1993. Recent data on the nutrient inputs into the Mediterranean Sea by the Rhône River. In: *Water Pollution Research*, Report 30, EROS 2000 project workshop, Plymouth.

Crouzet P., Nixon S., Rees Y., Parr W., Laffon L., Bogestrand J., Kristensen P., Lallana C., Izzo G., Bokn T., Bak J., Lack T.J., Thyssen N., 1999. Nutrients in European ecosystems. *Environmental Assessment Report 4*, EEA, Copenhagen, 155 p., <<http://www.eea.eu.int>>.

Diaz F., Raimbault P., Boudjellal B., Garcia N., Moutin T., 2001. Early spring phosphorus limitation of primary productivity in a NW Mediterranean coastal zone (Gulf of Lions). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 211, 51-62.

- Guillaud J.F., Bouriel L., 2007. Relation concentration-débit et évolution temporelle du nitrate dans 25 rivières de la région Bretagne. *Revue des Sciences de l'Eau*, 20 (2), 213-226.
- Lefèvre D., Minas H.J., Minas M., Robinson C., Williams P.J.L.B., Woodward M.S., 1997. Review of gross community production, primary production, net community and dark community respiration in the Gulf of Lions. *Deep-Sea Research*, 44, 801-832.
- Ludwig W., Meybeck M., Abousamra F., 2003. Riverine transport of water, sediments, and pollutants to the Mediterranean Sea. *Technical Report Series*, 141, UNEP / MAP, Athens, 111 p.
- Marty J.C., Chiaverini J., Pizay M.D., Avril B., 2002. Seasonal and interannual dynamics of nutrients and phytoplankton pigments in the Western Mediterranean Sea at Dyfamed time-series station (1991-1998). *Deep-Sea Research*, 49, 1965-1986.
- Morel A., André J.M., 1991. Pigment distribution and primary production in the Western Mediterranean as derived and modeled from coastal zone scanner observations. *J. Geophys. Res.*, 96, 12685-12698.
- Moutin T., Raimbault P., 2002. Primary production, carbon export and nutrients availability in Western and Eastern Mediterranean Sea in early summer. *J. Mar. Systems*, 33-34, 273-288.
- Moutin T., Raimbault P., Golterman P., Coste B., 1998. The input of nutrients by the Rhône River into the Mediterranean Sea: recent observations and comparison with earlier data. *Hydrobiologia*, (373-374), 237-246.
- Naudin J.J., Cauwet G., Fajon C., Oriol L., Terzic S., Devenon J.L., Broche P., 2001. Effect of mixing on microbial communities in the Rhône river plume. *J. Marine Systems*, 28, 203-227.
- Smith S.V., Swaney D.P., Buddemeier R.W., Scarsbrook M.R., Weatherhead M.A., Humborg C., Eriksson H., Hannerz F., 2005. River nutrient loads and catchment size. *Biogeochemistry*, 75 (1), 83-107.
- Solic M., Krstulovic N., Marasovic I., Baranovic A., Pucher-Petkovic T., Vucetic T., 1997. Analysis of time series of planktonic communities in the Adriatic Sea: distinguishing between natural and man-induced changes. *Oceanol. Acta*, 20, 131-143.
- Tréguer P., Nelson D.M., van Bennekom A.J., DeMaster D.J., Leynaert A., Quéguiner B., 1995. The silica balance in the world ocean: a re-estimate. *Science*, 268, 375-379.
- Tusseau M.H., Mouchel J.M., 1995. Nitrogen inputs to the Gulf of Lions via the Rhône river. In: *Water Pollution Research*, EROS 2000 Report, (Martin J.M., Barth H., eds), pp. 49-60.
- Van den Broeck N., Moutin T., 2002. Phosphate in the sediments of the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea), relationship with inputs by the river Rhône. *Hydrobiologia*, 472 (1), 85-94.
- Westheimer F.H., 1987. Why nature chose phosphate? *Science*, 235, 1173-1177.

Chapitre 7

Les radionucléides, marqueurs des apports solides du Rhône à la mer Méditerranée

MIREILLE ARNAUD, SABINE CHARMASSON, FRÉDÉRIQUE EYROLLE

Résumé

La radioactivité artificielle des eaux du Rhône a considérablement diminué au cours de ces dernières années. Les effluents liquides rejetés par l'industrie nucléaire – centres nucléaires de production d'électricité, centre de retraitement du combustible irradié de Marcoule – ont en effet décru de deux à trois ordres de grandeur depuis le début des années 1990. Les sédiments constituent des pièges et des milieux de stockage des contaminants car la plupart des éléments à l'état de traces présentent une forte affinité avec les supports solides. Des stocks de radionucléides à vie moyenne et longue ont été identifiés dans le fleuve, en particulier dans les berges du Rhône aval ainsi qu'au niveau du prodelta rhodanien. Ce dernier constitue un compartiment de stockage majeur des contaminants drainés par le fleuve. Les milieux de stockage sédimentaire ne sont toutefois pas des termes-puits définitifs. Ils peuvent aussi représenter des sources secondaires ou différées, notamment de radioactivité. Les forçages externes, tels que les crues ou les tempêtes, sont particulièrement à l'origine du remaniement des accumulations sédimentaires et de la remobilisation des stocks vers la colonne d'eau ou vers les sols de la plaine alluviale en cas d'inondation. Ces épisodes extrêmes génèrent, sur une courte période, des flux de matière importants, souvent équivalents aux flux cumulés sur plusieurs mois, voire plusieurs années. Ils sont actuellement très étudiés. Les radionucléides drainés par le Rhône sont utilisés comme traceurs des dynamiques sédimentaires à l'échelle du système côtier du golfe du Lion. Ces travaux s'inscrivent dans le cadre du changement climatique dont l'une des principales manifestations est une certaine recrudescence des événements extrêmes.

Pourquoi étudier les radionucléides artificiels ?

L'étude des radionucléides artificiels rejetés par l'homme dans l'environnement est conduite prioritairement en réponse à une demande sociétale sur la préservation de la qualité du milieu naturel.

Au cours de la dernière décennie, la politique globale de protection de l'environnement a conduit à réduire considérablement les rejets chimiques d'origine industrielle. Les rejets émanant de l'industrie nucléaire ont été particulièrement concernés. Le devenir des contaminants introduits dans l'environnement reste néanmoins un sujet de questionnement. En effet, bien que les émissions industrielles directes, ou sources primaires, aient été restreintes, certains compartiments d'accumulation, tels que les sols et les dépôts sédimentaires fluviaux ou marins, constituent – actuellement et pour les années à venir – des sources retardées, ou sources secondaires, de contamination pour les milieux aquatiques continentaux et marins. Concernant la radioactivité artificielle, de tels phénomènes ont été observés en mer d'Irlande, après la réduction drastique des rejets de l'usine de retraitement du combustible irradié de Sellafield au Royaume-Uni. Les sédiments accumulés, tant dans les zones subtidales qu'intertidales¹ de la mer d'Irlande, constituent un réservoir à long terme pour le plutonium et autres éléments à vie longue², réactifs aux particules. Ces aspects de recherche appliquée sur la contamination de l'environnement apportent des éléments de réponse précieux sur le fonctionnement des systèmes concernés. Les radionucléides sont alors utilisés comme traceurs de phénomènes naturels. Les périodes de désintégration des radionucléides, ainsi que la connaissance souvent très précise du mode et du moment de leurs injections dans l'environnement, donnent accès à une chronologie des phénomènes.

Ces dernières années, les études conduites par l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN) se sont focalisées sur les flux de matière et de radionucléides associés, depuis le Rhône jusqu'à la Méditerranée, ainsi que sur leur devenir dans le golfe du Lion.

Origine des radionucléides artificiels dans le Rhône

En France, la vallée du Rhône a été un lieu d'ancrage du développement de l'énergie nucléaire. Jusqu'en 1997, l'ensemble du cycle du combustible y était représenté – conversion, enrichissement, fabrication, production par le Centre nucléaire de production d'électricité (CNPE) et retraitement du combustible irradié – à l'exception de l'exploitation des mines uranifères (fig. 40). Les rejets liquides, issus de l'installation de retraitement du combustible irradié de Cogema Marcoule, en démantèlement depuis 1997, ont généré pendant de nombreuses années la source majeure de radioactivité artificielle pour les eaux du Rhône (Charmasson, 1998). Sur la période 1991-2003, c'est-à-dire après

¹ Le terme « subtidal » qualifie la zone située en dessous de la zone de balancement des marées et ne découvrant donc jamais à marée basse. Le terme « intertidal » qualifie la zone de balancement des marées, autrement dit découverte à basse mer.

² Les radionucléides disparaissent naturellement de l'environnement par désintégration radioactive. Les périodes de demi-vie ($T_{1/2}$), c'est-à-dire le temps nécessaire à la désintégration de la moitié de la quantité introduite, varient de moins de quelques jours ou secondes ($T_{1/2}^{131\text{I}} = 8,02$ jours) à plusieurs années ($T_{1/2}^{137\text{Cs}} = 30,07$ ans, $T_{1/2}^{60\text{Co}} = 5,27$ ans et $T_{1/2}^{238\text{Pu}} = 87,7$ ans) ou plusieurs centaines d'années ($T_{1/2}^{239\text{Pu}} = 24\,110$ ans). Les ^{137}Cs et ^{60}Co sont considérés comme des éléments à vie moyenne à longue.

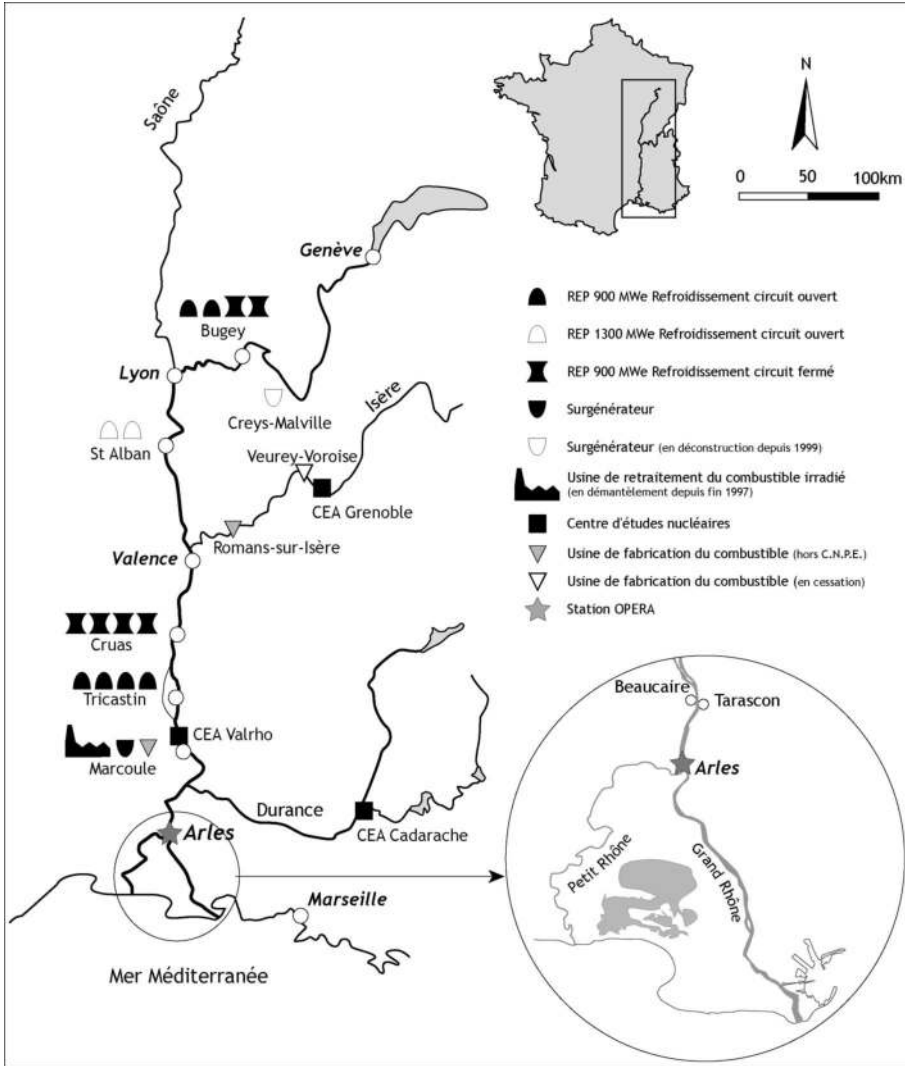


Figure 40. Les installations nucléaires rhodaniennes. La station observatoire du Rhône du réseau Opera (Observatoires permanents de la radioactivité dans l'environnement, <<http://www.irsn.fr/opera/>>) est implantée en Arles, sur la rive droite du Grand-Rhône, juste en aval de la diffuence du Grand-Rhône et du Petit-Rhône.

la mise en œuvre d'un processus innovant de traitement des effluents liquides au sein du centre de retraitement, les rejets en émetteurs gamma³, issus de l'industrie nucléaire rhodanienne, ont décré de $1\ 100\ \text{GBq}\cdot\text{an}^{-1}$ à $63\ \text{GBq}\cdot\text{an}^{-1}$. Sur cette même période, les rejets en tritium ont été de l'ordre de plusieurs dizaines de $\text{TBq}\cdot\text{an}^{-1}$ ($1\ \text{TBq} = 1\ 000\ \text{GBq} = 10^{12}\ \text{Bq}$) ; la moitié étant imputable aux CNPE (fig. 41).

³ Somme des éléments : ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ⁶³Ni, ^{110m}Ag, ^{123m}Te, ¹²⁴Sb, ¹²⁵Sb, ¹³¹I, ¹³⁷Cs et ¹³⁴Cs.

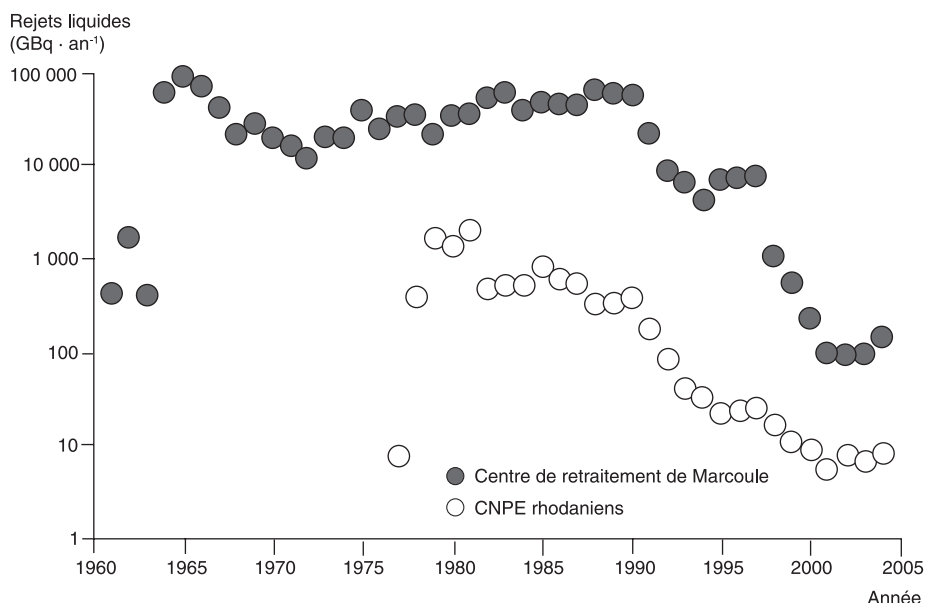


Figure 41. Chroniques des rejets liquides en émetteurs gamma libérés par les CNPE rhodaniens et par le centre de retraitement de Marcoule.

Les rejets liquides en isotopes du plutonium, émis exclusivement par le centre de retraitement, sont, quant à eux, stabilisés à quelques centaines de MBq.an⁻¹ depuis 1993, après avoir décliné de près de 2 ordres de grandeur suite à la mise en place, en 1990, de la nouvelle procédure de traitement des effluents liquides. Les opérations de démantèlement du centre de retraitement de Marcoule – mis à l'arrêt en 1997 – généraient encore en 2003 la majeure partie des effluents radioactifs rejetés dans le fleuve. En 1997, le ¹⁰⁶Ru-Rh représente 94 % des rejets (hors tritium), alors qu'en 2003, les principaux éléments (hors tritium) sont : ⁹⁰Sr (32 %), ¹³⁷Cs (22 %), ⁶⁰Co (17 %), ¹²⁵Sb (15 %) et ¹⁰⁶Ru-Rh (11 %) ; le ⁶⁵Zn représente près de 1 % des activités rejetées hors tritium (fig. 42).

Le Bassin rhodanien a également été soumis aux retombées radioactives atmosphériques globales des essais nucléaires de surface effectués entre 1945 et 1980 ; le pic des retombées ayant eu lieu en 1963. Les sols du bassin versant ont également été marqués par les retombées atmosphériques de l'accident de Tchernobyl, survenu le 24 avril 1986, essentiellement par les éléments ¹³⁷Cs et ¹³⁴Cs. Ainsi, outre les rejets liquides industriels, les eaux de drainage du bassin versant rhodanien transfèrent au fleuve, notamment *via* les mécanismes d'érosion physique⁴ et de ruissellement, une partie de ces dépôts rémanents dans les sols. Aujourd'hui, cela concerne les éléments à vie moyenne et à vie longue, principalement ¹³⁷Cs ainsi que ²³⁸Pu et ^{239 + 240}Pu (fig. 43, cf. planche couleur 12).

L'ensemble de ces apports a conduit à une contamination radioactive chronique des eaux du Rhône durant 50 ans environ (Eyrolle *et al.*, 2005).

⁴ À l'échelle du Bassin rhodanien, les flux de ¹³⁷Cs liés à l'érosion physique sont aujourd'hui 40 fois environ plus importants que les flux issus des processus d'érosion chimique.

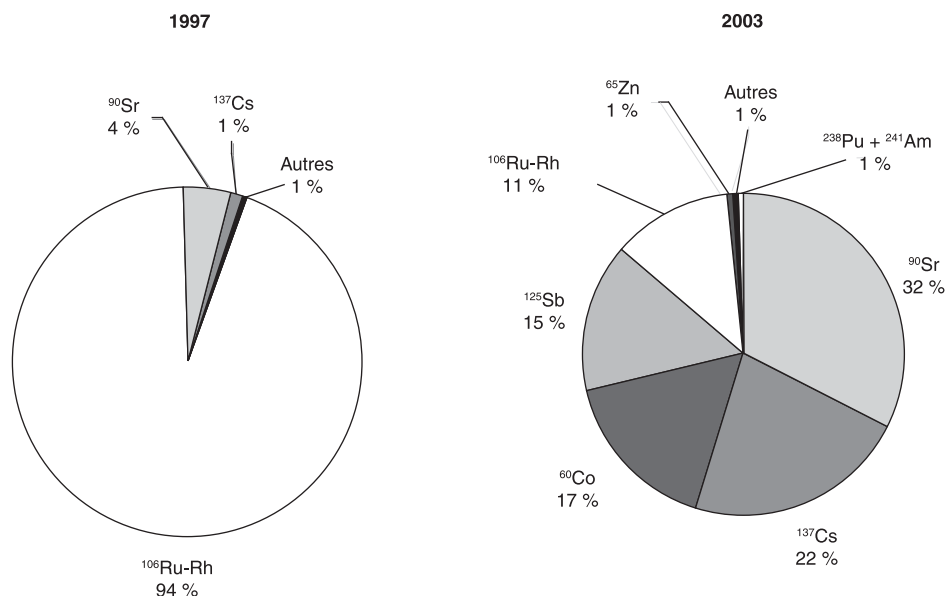


Figure 42. Composition isotopique ($\text{MBq}\cdot\text{an}^{-1}$) des rejets liquides de Marcoule, en 1997 et en 2003.

Les radionucléides, marqueurs des apports solides du Rhône

Certains éléments rejetés dans le Rhône sont des traceurs de la phase dissoute, d'autres comportent des espèces que l'on retrouve en phase colloïdale, d'autres encore – la majorité – s'associent aux particules (fig. 44). Généralement, les matières dissoutes et colloïdales sont rapidement exportées vers le milieu marin car elles suivent la dynamique des transferts des masses d'eau. C'est le cas notamment de ^3H , ^{125}Sb et ^{124}Sb ou, dans une moindre mesure, des diverses formes complexées de ^{106}Ru et ^{103}Ru . En revanche, d'autres éléments présentent une grande affinité pour les matières solides naturellement présentes dans les eaux. C'est tout particulièrement le cas du césium qui s'adsorbe rapidement et de manière peu réversible sur les argiles de type illite. C'est également le cas du plutonium dont les formes prépondérantes dans la plupart des eaux naturelles de surface interagissent fortement avec les oxyhydroxydes de fer et de manganèse et avec les composés organiques. Les contaminants présents en phase particulaire sont transférés vers le milieu marin selon la dynamique des masses sédimentaires ; ils constituent des marqueurs privilégiés du devenir des apports particuliers du fleuve dans le golfe du Lion.

Actuellement, les seuls radionucléides artificiels détectés en phase particulaire dans les eaux du Rhône aval sont : ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{241}Am et les isotopes du plutonium. Les activités varient de $0,1 \text{ mBq}\cdot\text{l}^{-1}$ à près de $30 \text{ mBq}\cdot\text{l}^{-1}$ pour ^{137}Cs , de $0,01 \text{ mBq}\cdot\text{l}^{-1}$, ou LD^5 ,

⁵ LD est la limite de détection. Elle dépend de l'élément, de la matrice de l'échantillon, du type de géométrie utilisée, du temps de comptage, etc.

Des eaux du Rhône à la mer Méditerranée, les radionucléides dans tous leurs états : soluble – colloïdal – particulaire

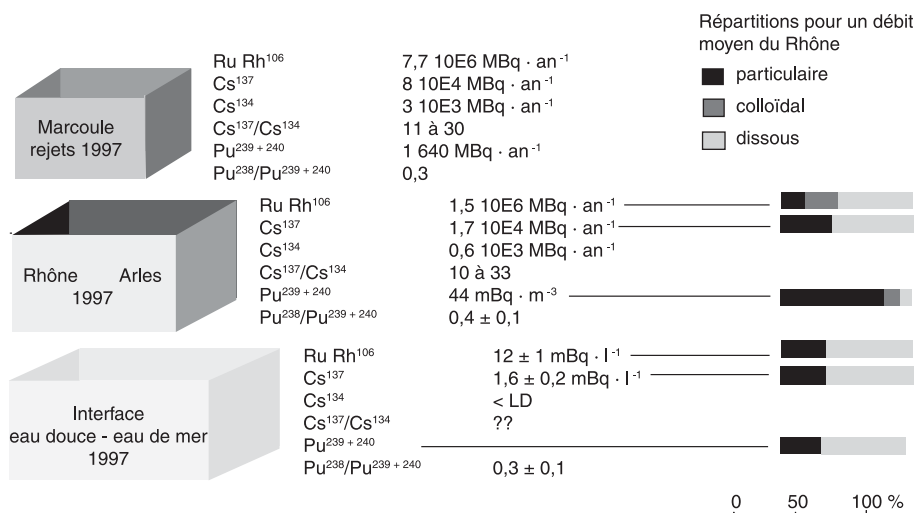


Figure 44. Comportement physico-chimique des principaux radionucléides artificiels encore détectés aujourd'hui dans les eaux du Rhône aval.

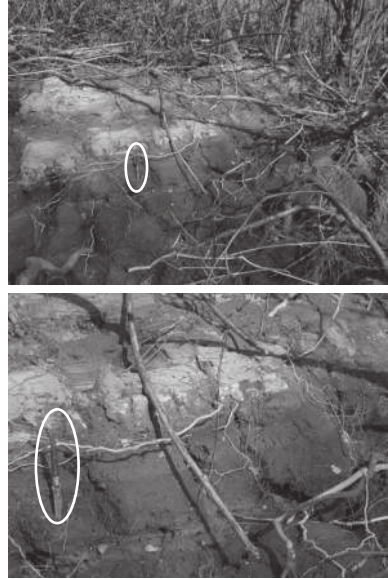
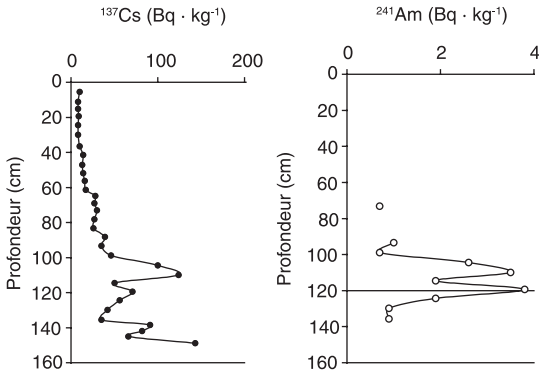
à $0,9 \text{ mBq} \cdot \text{l}^{-1}$ pour ^{60}Co , de $0,01 \text{ mBq} \cdot \text{l}^{-1}$ à $0,2 \text{ mBq} \cdot \text{l}^{-1}$ pour ^{241}Am , de $10 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-3}$ à $50 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-3}$ pour $^{239+240}\text{Pu}$ et de $0,3 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-3}$ à $15 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-3}$ pour ^{238}Pu . Pour détecter de si faibles niveaux, la station observatoire du réseau Opera, implantée en Arles sur la rive droite du Rhône, prélève et filtre en continu (1 l toutes les 5 minutes) de l'eau et des matières en suspension. Les échantillons cumulés sur 1 mois, ou sur 1 heure en période de crue, sont analysés systématiquement par spectrométrie gamma et régulièrement par spectrométrie alpha (fig. 44).

Avant le démantèlement de l'usine de retraitement de Marcoule, les éléments rejetés majoritairement dans le Rhône, comme ^{106}Ru et ^{125}Sb , sont des éléments à vie courte (respectivement $T_{1/2} = 372,6$ jours et 2,76 ans). Ils caractérisent les phases dissoutes et colloïdales. Ils ont donc été rencontrés dans l'environnement rhodanien essentiellement avant 1998. Les éléments comme ^{137}Cs , ^{60}Co et les isotopes du plutonium, essentiellement portés par les phases solides, sont des éléments à vie moyenne ou longue. Ils sont donc rémanents dans l'environnement. Le cumul des apports par les effluents liquides ou par les dépôts atmosphériques a conduit, en 50 ans, à la constitution de stocks sédimentaires – pouvant être remobilisés – qui constituent ainsi des sources différées pour l'environnement.

Les lieux de stockage sédimentaire

Les berges du Rhône

Outre l'amont des ouvrages hydroélectriques, les berges, îles, bras morts et autres annexes fluviales, représentent des zones d'accumulation des masses sédimentaires à



Berge du Rhône en érosion, Fourques, Rive Droite

Figure 45. Profils d'activités massiques en ^{137}Cs et ^{241}Am sur la berge du Rhône en érosion, à Fourques.

plus ou moins long terme. Ce sont par voie de conséquence des milieux particulièrement sensibles aux rejets – chroniques ou accidentels – de contaminants réactifs aux particules. Les campagnes de carottage, menées en collaboration avec l'équipe de géomorphologie du Cerege⁶, ont permis de mettre en évidence l'occurrence d'un niveau d'accumulation de radionucléides artificiels dans certains de ces milieux (fig. 45). Près de la surface, les activités en ^{137}Cs sont relativement constantes et comprises entre 10 et 20 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, ce qui correspond aux activités mesurées aujourd'hui dans les matières en suspension véhiculées par le Rhône. Cependant, plus on va en profondeur, plus l'activité augmente – parfois de plus d'un ordre de grandeur pour le ^{137}Cs – et certains radionucléides tels que ^{241}Am et ^{60}Co sont alors détectés. L'évaluation des stocks de radioactivité en place dans ces milieux, ainsi que celle des quantités remobilisables par érosion lors des crues, sont actuellement des sujets d'étude. Les dépôts et contaminants associés, accumulés dans certaines annexes fluviales, sont à préciser, notamment dans le cadre des orientations de renaturalisation du fleuve.

Le prodelta et la plate-forme continentale

Le faible marnage en mer Méditerranée et les apports solides élevés du Rhône contribuent à la formation d'un important delta sous-marin. Ce delta est caractérisé par des taux d'accumulation sédimentaire élevés ; il est donc un important lieu de stockage

⁶ Centre européen de recherche et d'enseignement des géosciences de l'environnement, universités Aix-Marseille I et III, <www.cerege.fr>.

temporaire de substances drainées par le fleuve comme les radionucléides. Les isotopes du césium et du plutonium sont des traceurs privilégiés des apports solides du Rhône en Méditerranée. Ces éléments présentent en effet une forte affinité pour la phase particulaire. Une précision est à apporter cependant pour le césium. En mer ouverte, les ions Cs^+ subissent une forte compétition ionique avec les ions majeurs de l'eau de mer (notamment les ions K^+), ils s'adsorbent donc plus difficilement sur les particules. En mer, le césium caractérise essentiellement la phase dissoute alors qu'en milieu fluvial, cet élément caractérise surtout la phase particulaire à laquelle il se fixe principalement par échange ionique entre Cs^+ et K^+ . Cet échange peut se faire, soit à la surface des particules minérales – dans ce cas il s'agit de processus réversibles – soit à l'intérieur du réseau des particules minérales – il s'agit alors d'une fixation irréversible. Les minéraux argileux à structure en feuillets, comme la kaolinite, la montmorillonite mais surtout l'illite, offrent de nombreux sites de fixation de ce deuxième type. Cette fixation irréversible permet de suivre, par le biais du césium dont la mesure est beaucoup plus aisée que celle du plutonium, le devenir des apports solides du Rhône dans le golfe du Lion.

Les quantités de ^{137}Cs , présentes sur une aire de 500 km^2 à l'embouchure du Grand-Rhône, ont été inventoriées pour les deux périodes 1990-1991 et 2001-2002, périodes durant lesquelles des campagnes d'échantillonnages importants ont été réalisées. En 1990-1991, cet inventaire (fig. 46, cf. planche couleur 12) est estimé à près de 20 TBq ; 40 % de cette quantité sont trouvés dans une entité de 30 km^2 , le prodelta, caractérisée par des taux d'accumulation pouvant atteindre de 20 cm.an^{-1} à 50 cm.an^{-1} . En 2001-2002, cet inventaire est légèrement plus faible, autour de 15 TBq. Les sédiments ont donc enregistré très rapidement la décroissance survenue dans les rejets de Marcoule en 1991.

Sur la zone étudiée, les activités de surface varient de 35 mBq.kg^{-1} à 166 mBq.kg^{-1} en ^{238}Pu et de 300 mBq.kg^{-1} à $1\,700 \text{ mBq.kg}^{-1}$ en $^{239+240}\text{Pu}$. Les plus fortes concentrations en $^{239+240}\text{Pu}$ sont localisées au sud-ouest du domaine distal (fig. 47, cf. planche couleur 13). À l'opposé, la proche embouchure présente des activités en $^{239+240}\text{Pu}$ relativement faibles, de l'ordre de 600 mBq.kg^{-1} . La distribution de ^{238}Pu se distingue par des activités élevées face à l'embouchure du Rhône. En revanche, comme pour $^{239+240}\text{Pu}$, de fortes activités en ^{238}Pu sont également retrouvées dans les sédiments de surface localisés au sud-ouest du domaine distal. Les activités en ^{238}Pu et en $^{239+240}\text{Pu}$ ont tendance à augmenter avec la distance à l'embouchure, contrairement aux résultats des études conduites dans cette zone avant les opérations de démantèlement, notamment en 1984 et 1991. Certes, pour ces deux années, les données sont peu nombreuses mais la tendance générale est à la diminution des activités en s'éloignant de l'embouchure du Rhône. En 2001, la tendance est inversée puisque les activités augmentent avec la distance à l'embouchure. Cette inversion peut s'expliquer par la diminution des rejets depuis les opérations de démantèlement.

Cette hypothèse est étayée par la distribution des valeurs du rapport d'activité $^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$. En effet, les deux principales sources en isotopes du plutonium dans cette région sont les retombées atmosphériques des essais nucléaires et les rejets de Marcoule. Or les rapports $^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$ de ces deux sources sont très différents, soit environ 0,025 pour les retombées et 0,3 pour Marcoule. L'étude de la distribution de ce rapport est un outil parfaitement approprié pour tracer la dynamique des apports

solides du Rhône en mer. Ainsi, la diminution du rapport d'activité $^{238}\text{Pu} / ^{239} + ^{240}\text{Pu}$ traduit la dilution des sédiments du Rhône marqués par du plutonium de Marcoule avec des sédiments marqués par du plutonium issu des retombées atmosphériques. Les concentrations dans la zone proche de l'embouchure – où les taux d'accumulation sont élevés – ne reflètent que les rejets récents caractérisés par des activités plus faibles et par des rapports d'activité élevés. En dehors de cette zone, les sédiments prélevés intègrent des rejets plus anciens, caractérisés par des niveaux plus élevés en plutonium et par des rapports d'activité plus faibles, du fait que la proportion de particules issues du Rhône diminue. L'étude de la distribution des isotopes du plutonium à l'embouchure du Rhône corrobore les résultats obtenus avec d'autres éléments, à savoir l'existence d'une exportation préférentielle du matériel particulaire en direction du sud-ouest et d'une exportation secondaire vers le sud-est.

Remobilisation des stocks sédimentaires : crues de 2002 et de 2003

Les eaux du fleuve : reprise sédimentaire, flux à la mer et translocation

Les épisodes de crue sont à l'origine d'une augmentation significative des activités volumiques de ^{137}Cs dans le fleuve aval, par apport de matières en suspension marquées. L'activité volumique en ^{137}Cs peut être accrue de plus d'un facteur 100 lorsque le débit varie de 1 000 à 8 000 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Pour des débits inférieurs à 1 500 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, 40 % à 80 % de ^{137}Cs sont observables en phase dissoute, notamment quelques jours après l'émission de rejets liquides par le centre de Marcoule ; pour des débits supérieurs, l'essentiel des flux s'effectue en phase solide. Lors de la crue extrême de novembre 2002, les flux de matières solides en transit vers la mer *via* le Grand-Rhône sont passés de 12 $\text{t} \cdot \text{s}^{-1}$ à 1 200 $\text{t} \cdot \text{s}^{-1}$, et les flux de ^{137}Cs de 350 $\text{Bq} \cdot \text{s}^{-1}$ à 14 000 $\text{Bq} \cdot \text{s}^{-1}$. Pour l'année 2002, 169 ± 50 GBq de ^{137}Cs ont transité en Arles vers la mer. Durant les deux crues exceptionnelles de septembre et de novembre 2002, 122 ± 37 GBq ont été exportés, soit environ 70 % du flux total de ^{137}Cs en 15 jours seulement.

Les flux massiques des matières en suspension transportées lors de la crue de décembre 2003 ont été évalués. Ils se répartissent en $3,67 \cdot 10^6$ t de limons, $0,85 \cdot 10^6$ t de sables et $0,84 \cdot 10^6$ t d'argiles. Les flux spécifiques de ^{137}Cs , associés à ces différents supports, ont été calculés sur la base de mesures réalisées sur des dépôts d'inondation aux caractéristiques granulométriques connues. Les travaux montrent que 16 ± 2 GBq de ^{137}Cs ont été exportés en étant associés aux argiles, 54 ± 13 GBq associés aux limons et 7 ± 2 GBq véhiculés par les sables. Ces exports spécifiques soulignent l'importance de la fraction limoneuse qui transfère ainsi près de 70 % du ^{137}Cs contre 21 % pour les argiles et 9 % pour les sables (fig. 48).

En 2003, 50 % environ du flux annuel de ^{238}Pu et 30 % du flux annuel de $^{239} + ^{240}\text{Pu}$ ont été issus de la remobilisation de stocks sédimentaires marqués par les rejets de Marcoule. L'accumulation de contaminants dans le compartiment sédimentaire fluvial, suite à un rejet chronique ou accidentel, entraîne une rémanence de ces contaminants dans le milieu. La reprise de ces stocks lors des crues fait du compartiment sédimentaire

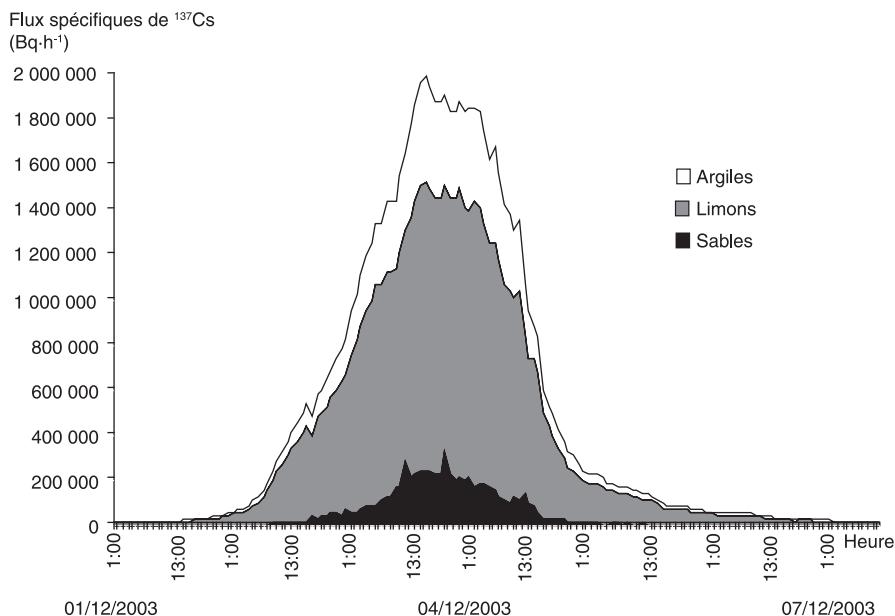


Figure 48. Flux spécifiques ($\text{Bq}\cdot\text{h}^{-1}$) de ^{137}Cs respectivement associés aux sables, limons et argiles, durant la crue de décembre 2003. Les argiles, limons et sables correspondent respectivement à des fractions $< 4 \mu\text{m}$, $4\text{-}63 \mu\text{m}$ et $63\text{-}2\,000 \mu\text{m}$ (Antonelli et Eyrolle, 2005).

un terme-source différé non-négligeable pour certains radionucléides à vie moyenne et longue (fig. 49). Le temps nécessaire à la disparition totale des stocks de plutonium, accumulés pendant près de 50 ans en aval de Marcoule, serait de l'ordre de 150 ans pour ^{238}Pu et de 900 ans pour $^{239} + ^{240}\text{Pu}$ (Rolland, 2006).

En pic de crue, le ^{60}Co est généralement en dessous des limites de détection, en raison de la dilution par des matières en suspension non-marquées issues du système amont. Néanmoins, cet élément a été détecté – dans 5 échantillons sur 57 – dans les dépôts limoneux apportés par les inondations consécutives à la crue extrême du Rhône de décembre 2003. Ces résultats indiqueraient que, lors de cet épisode majeur, 3 GBq environ de ^{60}Co ont été remobilisés des compartiments de stockage sédimentaire, soit un cinquième des quantités rejetées aujourd'hui annuellement par les installations nucléaires rhodaniennes.

Les inondations de la basse vallée du Rhône, consécutives aux ruptures de digues et aux débordements lors de la crue exceptionnelle de décembre 2003, auraient déposé 700 000 t de sédiments du Rhône. 90 % se sont concentrés sur une zone de 10 km^2 en Petite-Camargue, à proximité des deux brèches majeures dans les digues du Petit-Rhône (fig. 50). Ces zones concernent essentiellement des sols cultivés. 73 % des sédiments déposés sont des sables fins et grossiers ($> 63 \mu\text{m}$), en grande partie évacués lors des opérations de restauration. Les dépôts argilo-limoneux ($< 63 \mu\text{m}$), quant à eux, ont été intégrés aux sols cultivés. Nous estimons que près de 7 000 MBq de ^{137}Cs , 200 MBq de ^{60}Co , 95 MBq de $^{239} + ^{240}\text{Pu}$ et 15 MBq de ^{238}Pu ont été déplacés vers la

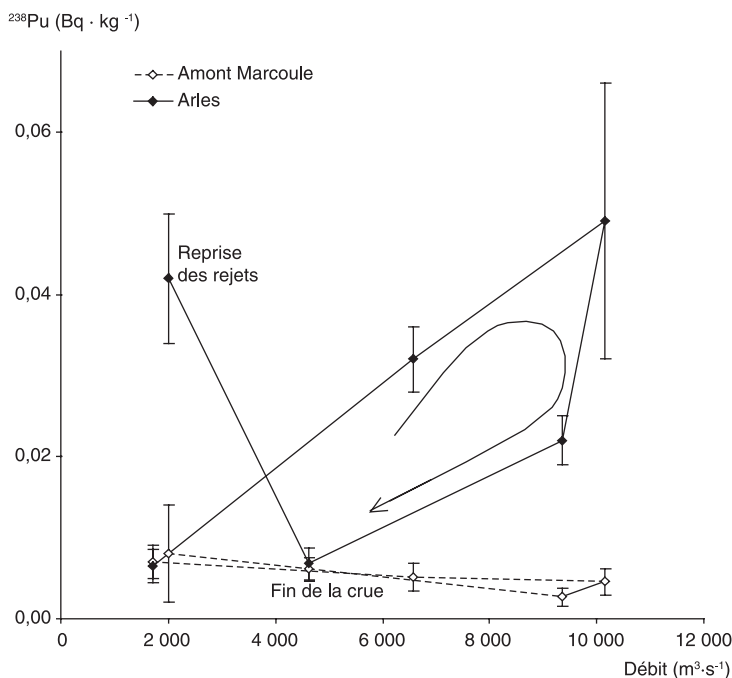


Figure 49. Activités massiques ($\text{Bq} \cdot \text{h}^{-1}$) en ^{238}Pu des matières en suspension prélevées en Arles et en amont du site de Marcoule durant la crue de décembre 2003. La flèche indique le sens du cycle d'hystérésis (suivi des concentrations lors du cycle hydrologique de crue). À l'aval de Marcoule (Arles), l'augmentation du débit (montée de crue) est à l'origine de la remise en suspension de particules marquées par les rejets du centre. L'atténuation de l'activité massique des particules en « descente » de crue souligne l'épuisement des stocks disponibles.

plaine d'inondation, par translocation, soit l'équivalent de 5 % à 10 % des flux annuels contemporains de radionucléides à la mer, et l'équivalent de 1 % à 35 % des activités spécifiques rejetées aujourd'hui annuellement par Marcoule (Eyrolle *et al.*, 2006).

L'embouchure et le prodelta

Au niveau de l'embouchure du Rhône, à partir de 20 m de profondeur, l'étude du contenu sédimentaire en certains radionucléides, tels que ^7Be , ^{137}Cs et ^{210}Pb en excès ou $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, a mis en évidence les conséquences de la crue exceptionnelle de décembre 2003 (Mirallès *et al.*, 2006). De par son affinité importante pour la phase particulaire, de ses apports et de sa demi-vie radioactive courte ($T_{1/2} = 50$ jours), le ^7Be – radionucléide d'origine naturelle – est le traceur d'apports récents de particules, soit 200 à 250 jours avant la collecte d'échantillons. La distribution en profondeur, au sein d'une carotte, des activités de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, radionucléide également d'origine naturelle et réactif aux particules, est utile pour la détermination des rythmes d'apports de matière ; elle permet d'identifier l'épaisseur du sédiment déposé comme conséquence de la crue. Enfin, le ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ ans) est aussi étudié comme traceur des apports du fleuve. Les profils obtenus sur les carottes prélevées dans la zone située entre –20 m et –40 m de profondeur permettent de définir un dépôt net, dû à la crue, variant de 3 cm à 13 cm d'épaisseur et correspondant à des

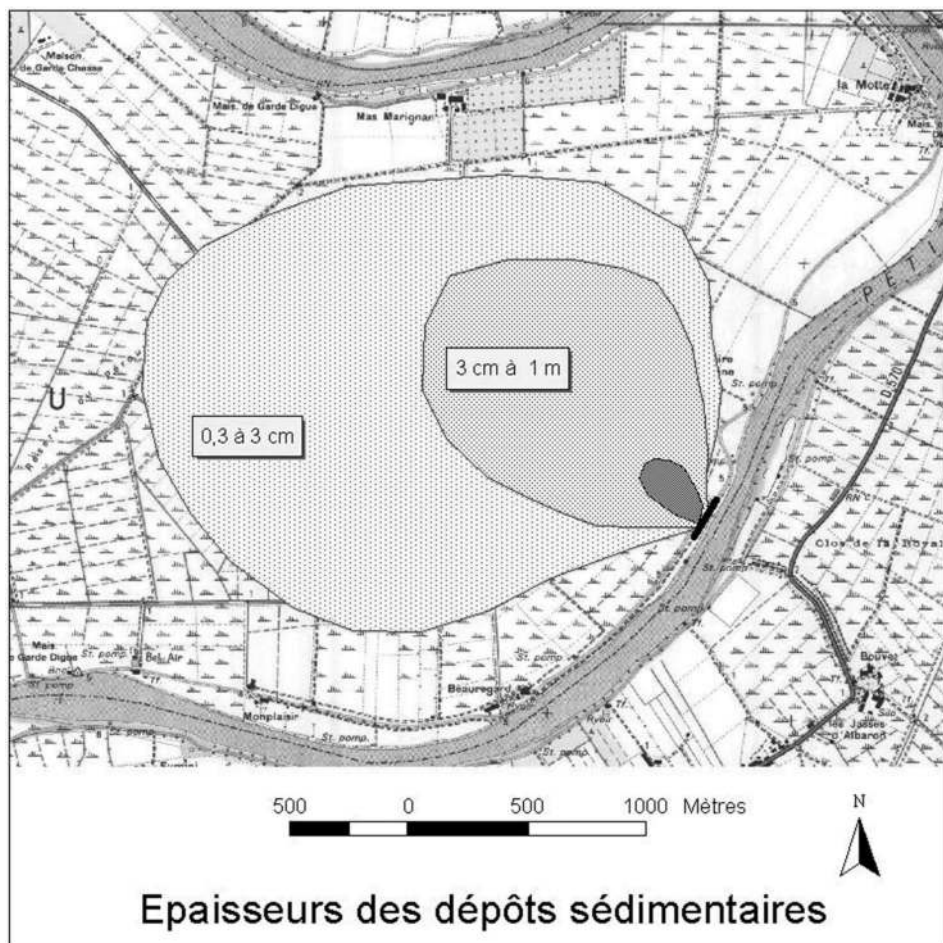


Figure 50. Cartographie de la hauteur des dépôts sédimentaires apportés à proximité de l'une des digues du Petit-Rhône lors de la crue de décembre 2003 (brèche de « Claire Farine », Petit-Rhône, rive droite).

inventaires moyens de $2\,518 \pm 628 \text{ Bq.m}^{-2}$ de $^{210}\text{Pb}_{\text{XS}}$ et de $893 \pm 62 \text{ Bq.m}^{-2}$ de ^{137}Cs (fig. 51). Si l'on se permet une extrapolation à l'échelle du prodelta – zone la plus proche de l'embouchure, s'étendant sur 30 km^2 – la crue exceptionnelle de décembre 2003 aurait contribué au dépôt de $0,3 \cdot 10^6 \text{ t}$ à $7 \cdot 10^6 \text{ t}$ de sédiment, à $75 \pm 19 \text{ GBq}$ de $^{210}\text{Pb}_{\text{XS}}$ et à $27 \pm 2 \text{ GBq}$ de ^{137}Cs , soit respectivement $50 \pm 30 \%$ et $26 \pm 11 \%$ des transferts fluviaux mesurés en Arles.

Au-delà de 40 m de profondeur, nos investigations ne montrent aucune trace de l'influence directe de l'épisode de crue. L'analyse approfondie des conditions météorologiques ayant régné sur cette zone lors de la crue va dans le sens d'une dispersion des apports rhodaniens vers l'ouest en domaine très côtier, ainsi que d'une limitation des apports en domaine plus profond.

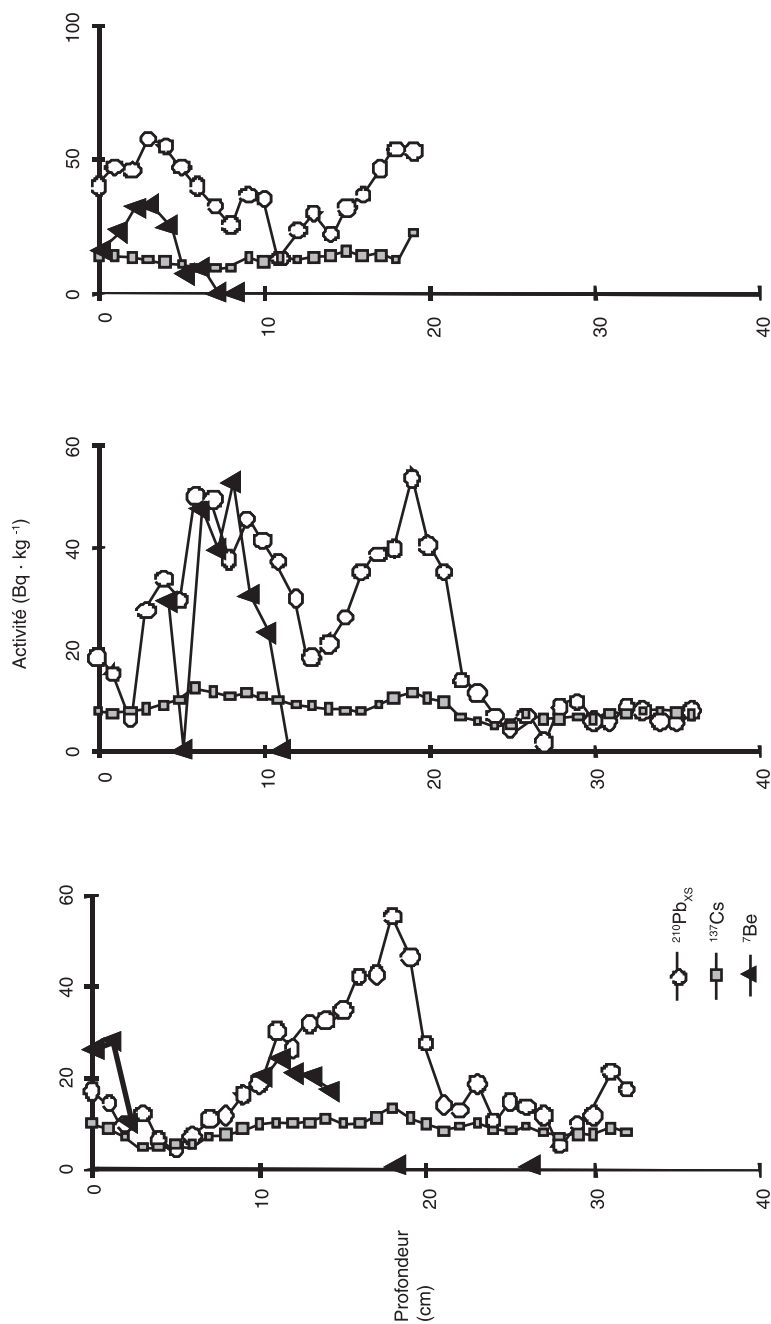


Figure 51. Activités massiques (Bq·kg⁻¹) dans les carottes collectées à l'embouchure du Rhône, entre 20 m et 40 m de profondeur.

Conclusion

Depuis une décennie, la radioactivité artificielle des eaux du Rhône aval a considérablement diminué en raison de la réduction des quantités rejetées par le centre de retraitement du combustible irradié de l'usine Cogema de Marcoule. Néanmoins, les stocks de radioactivité artificielle, constitués pendant près de 50 ans dans les diverses zones d'accumulation sédimentaire du fleuve et de son embouchure, représentent des termes-sources retardés d'éléments radioactifs. L'importance de ces sources est aujourd'hui d'autant plus élevée que les rejets liquides des installations nucléaires sont en diminution. Au cours du temps, les éléments radioactifs à vie courte ont disparu de ces stockages par simple décroissance radioactive ; cependant, les éléments radioactifs à vie moyenne ou longue, tels que ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{241}Am et les isotopes du plutonium, persistent dans certaines zones d'accumulation sédimentaire. La contribution de ces stocks sédimentaires aux niveaux de radioactivité artificielle des eaux du Rhône est observable lors des épisodes de crue. Les crues peuvent générer par exemple une augmentation, de plus de deux ordres de grandeur, des activités volumiques en ^{137}Cs dans les eaux du Rhône aval par la mise en suspension de matières solides marquées. Elles peuvent ainsi conduire, en quelques jours seulement, plus de 60 % des flux annuels de ^{137}Cs à la mer. En outre, les crues peuvent transférer des quantités significatives de sédiments marqués vers les sols de la plaine alluviale lors des inondations.

Bien que des stockages soient observés dans les marges fluviales (berges), le compartiment de stockage prépondérant des contaminants est principalement le prodelta. Les taux d'accumulation élevés, rencontrés dans l'aire prodeltaïque, devraient conduire à un enfouissement rapide des stocks. Néanmoins, les épisodes événementiels de crues et de tempêtes, particulièrement fréquents dans cette région et aujourd'hui en recrudescence, génèrent des remobilisations et des translocations importantes. L'instrumentation du débouché du Rhône a débuté à l'automne 2006 afin de mieux comprendre le fonctionnement hydrosédimentaire de cette zone, placée sous l'influence directe des apports rhodaniens.

Remerciements

Les auteurs remercient très sincèrement les nombreux jeunes chercheurs (notamment C. Antonelli, B. Lansard, G. Maillet, J. Mirallès, B. Rolland) qui ont réalisé leurs travaux de thèse ou de postdoctorat sur les problématiques traitées dans ce chapitre. Ils ont ainsi largement contribué à l'avancée des connaissances présentées ici. Les auteurs remercient également la Compagnie nationale du Rhône (CNR) pour la mise à disposition des données sur les débits du Rhône, ainsi que les entreprises EDF et Cogema pour les données sur les rejets en radionucléides. Ces travaux sont soutenus par les régions Midi-Pyrénées et Paca (projet interrégional Carma 2005-2007), l'Agence nationale de la recherche (contrat ANR-06-VULN-005, 2007-2010), les fonds Feder et l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse.

Références bibliographiques

Antonelli C., Eyrolle F., 2005. *Les flux de matières en suspension et de ^{137}Cs dans le Rhône en Arles durant la crue exceptionnelle de décembre 2003*. Rapport IRSN / DEI / SESURE / 05-3, 20 p.

Charmasson S., 1998. *Cycle du combustible nucléaire et milieu marin – devenir des effluents rhodaniens en Méditerranée et des déchets immergés en Atlantique Nord-Est*. Thèse d'État, université Aix-Marseille II, 359 p. + rapport CEA-R-5826, Gif-sur-Yvette, France.

Duffa C., 2001. *Répartition du plutonium et de l'américium dans l'environnement terrestre de la basse vallée du Rhône*. Thèse de doctorat, université Aix-Marseille III + rapport CEA-R-5977, 180 p.

Eyrolle F., Louvat D., Metivier J.M., Rolland B., 2005. Origins and levels of artificial radionuclides within the Rhône River waters (France) for the last forty years: towards an evaluation of the radioecological sensitivity of river systems. *Radioprotection*, 40 (4), 435-446.

Eyrolle F., Duffa C., Rolland B., Antonelli C., Leprieur F., 2006. Radiological consequences of the extreme flooding of the Rhône valley area (South-East France, December 2003). *The Science of the Total Environment*, 366, 427-438.

Lansard B., 2005. *Distribution et remobilisation du plutonium dans les sédiments du prodelta du Rhône (Méditerranée nord-occidentale)*. Thèse de doctorat, université d'Aix-Marseille II, 180 p. + rapport SESURE 2005-12.

Mirallès J., Arnaud M., Radakovitch O., Marion C., Cagnat X., 2006. Radionuclide deposition in the Rhône River prodelta (NW Mediterranean Sea) in response to the December 2003 extreme flood. *Marine Geology*, 234, 179-189.

Rolland B., 2006. *Transfert des radionucléides artificiels par voie fluviale : conséquences sur les stocks sédimentaires et les exports vers la Méditerranée*. Thèse de doctorat en géosciences de l'environnement, université Paul Cézanne, 280 p. + rapport IRSN 2006-66.

Thomas A.J., 1997. Input of artificial radionuclides to the Gulf of Lions and tracing the Rhône influence in marine surface sediments. *Deep-Sea Res.*, part II (3-4), 557-595.

Partie II

Les zones humides : une interface convoitée

Chapitre 8

Évolution de la végétation aquatique et gestion de l'eau en Camargue, entre 1980 et 2000

JEAN-CHRISTOPHE AZNAR, ALAIN DERVIEUX, PATRICK GRILLAS

Résumé

Pour définir des indicateurs spatiaux des dynamiques écologiques du delta de Camargue, la transformation des cortèges de plantes aquatiques a été comparée aux modifications des aménagements hydrauliques (digues et canaux). L'analyse s'est appuyée sur les flores échantillonnées sur 20 sites, à vingt ans d'intervalle, soit entre 1980 et 2000. Les résultats montrent que les cortèges floristiques des milieux saumâtres et salés ont régressé au profit de groupements caractéristiques des eaux douces. Ces changements se sont opérés principalement dans les plans d'eau situés au nord de l'étang de Vaccarès où l'influence de la nappe d'eau salée est faible et la riziculture plus présente. La transformation des flores vers des communautés de milieux doux a été d'autant plus intense que les aménagements hydrauliques sur le site ont été importants. Les indices mesurant la densité et la connectivité de structures hydrauliques – digues et canaux – pourraient donc être utilisés pour développer des modèles prédictifs des dynamiques écologiques.

De la nature « sauvage » à l'espace domestiqué

Le delta du Rhône, ou Camargue, est internationalement connu pour sa valeur écologique (fig. 52, *cf.* planche couleur 14). On y trouve de nombreuses espèces remarquables, caractéristiques des zones humides méditerranéennes. Lors de la genèse du delta, les interactions entre le fleuve et la mer ont déterminé les paramètres édaphiques et topographiques qui régissent la distribution des écosystèmes. Les contraintes imposées – inondations, tempêtes marines, présence du sel – ainsi que le climat, ont permis



Photo 1. Irrigation d'un marais de chasse au moyen d'une pompe mobile, à partir d'un canal de drainage (crédit photo : Alain Dervieux).



Photo 2. Des marais en Camargue (crédit photo : Alain Dervieux).

l'établissement d'une remarquable diversité floristique (Molinier et Tallon, 1970). Cependant, bien que la Camargue soit généralement perçue comme un espace « naturel » et « sauvage » (Picon, 1988), les facteurs qui contrôlent l'évolution du delta sont aujourd'hui largement anthropiques. Ici comme ailleurs, l'homme est devenu le principal facteur d'évolution des paysages. Le développement des activités humaines n'a été rendu possible que par la réalisation, au fil des siècles, d'aménagements hydrauliques toujours plus importants. Des digues ont été élevées pour se protéger des crues et des tempêtes marines. Des canaux ont été creusés, d'abord pour assainir les zones palustres, puis pour apporter, depuis le fleuve, l'eau douce nécessaire à l'agriculture. Avant l'endiguement du Rhône, les inondations fluviales fournissaient les apports d'eau douce essentiels aux écosystèmes. Ils ont ensuite été assurés par le réseau d'irrigation et de drainage (Dervieux et Aznar, 2003).

L'artificialisation du fonctionnement hydrologique s'est accélérée avec l'apparition de la machine à vapeur au XIX^e siècle puis, plus récemment dans les années 1950, avec le développement de la riziculture. Les volumes importants de rejets agricoles dans le delta ont provoqué une permanence de l'eau dans les grands étangs des zones centre et sud, ainsi qu'une tendance générale à leur adoucissement.

Les nouveaux moyens techniques et la disponibilité de l'eau douce ont permis l'extension de la gestion de l'eau au-delà des terres agricoles. De nouveaux aménagements – digues, canaux, pompes – ont été réalisés pour faciliter la gestion de l'eau dans les marais, et par la suite, favoriser l'accueil des oiseaux d'eau (surtout pour la chasse) ou augmenter la productivité pastorale (photos 1 et 2).

Le développement de la riziculture et ses conséquences

Pratiquée dès le XVI^e siècle, la riziculture n'a pu se développer en Camargue qu'à partir des années 1950. Divers facteurs sont à l'origine de ce phénomène agricole : la pénurie des approvisionnements en riz depuis l'Asie du Sud-Est (guerre d'Indochine), les aides d'après-guerre dans le cadre du plan Marshal (Picon, 1988) et l'évolution des techniques de pompage permettant de s'affranchir des irrigations gravitaires, impossibles à l'étiage du Rhône en été. Après un pic de plus de 30 000 hectares en 1962, une quinzaine de milliers d'hectares sont actuellement cultivés dans le delta, ce qui nécessite environ 25 000 m³ d'eau douce par hectare et par an. La saison culturale s'étend aujourd'hui de fin mars à octobre. Ce sont 300 à 400 millions de mètres cubes d'eau douce qui sont introduits, selon les années, à partir du fleuve dans la seule île de Camargue. Les eaux de drainage sont soit renvoyées au Rhône par pompage, soit elles s'écoulent (100 Mm³ environ) vers l'étang du Vaccarès et les étangs du Sud qui forment le « système Vaccarès », devenu ainsi permanent. Ces eaux de la riziculture constituent une ressource disponible pour alimenter des milieux naturels qui s'asséchaient auparavant en été. Cela confère à la Camargue son visage contemporain humide (Dervieux *et al.*, 2006).

La figure 52 (*cf.* planche couleur 14) illustre le territoire de l'île de Camargue avec ses principaux canaux d'irrigation et de drainage, ainsi que les stations de pompage qui leur sont associées. Les espaces non-cultivés et les marais, parmi lesquels se trouvent nos sites d'étude, sont répartis à la périphérie des grands étangs du « système Vaccarès ».

Changement des communautés de plantes aquatiques

Le déficit pluviométrique estival très prononcé favorise les remontées capillaires par évaporation depuis la nappe salée ; il conduit à une salinisation du sol, notamment en

surface. Sans apport d'eau douce, les communautés végétales terrestres seraient composées principalement d'espèces halophytes¹ comme les salicornes (*Arthrocnemum* spp.). Les marais peu profonds seraient temporaires et marqués par des assèchements estivaux prolongés. L'apport d'eau douce introduit des espèces de milieux saumâtres ou doux, il augmente la biomasse des plantes aquatiques qui constituent, avec leur faune inféodée, une ressource alimentaire essentielle pour les oiseaux d'eau. Favoriser la permanence de l'eau douce permet ainsi de maintenir ou d'augmenter, sur les territoires, la présence des oiseaux d'eau, et notamment des espèces gibiers, en leur fournissant un habitat adéquat et des ressources trophiques plus abondantes. Cependant, la permanence de l'eau favorise l'apparition de plantes exogènes dites « envahissantes », et plus généralement, une modification des cortèges floristiques (Britton et Podlejski, 1981 ; Tamisier et Grillas, 1994 ; Aznar *et al.*, 2003). Les plantes aquatiques sont parmi les premières communautés à réagir à ces changements, mais l'ensemble de l'écosystème s'en trouve affecté. Elles peuvent être ainsi considérées comme marqueurs des changements.

Les besoins en outils de suivi

Les structures en charge de la conservation des territoires cherchent actuellement à recréer la diversité et la variabilité – spatiale et temporelle – des milieux, en agissant sur les niveaux d'eau saisonniers. Cependant, cette variabilité reste contrôlée et d'une amplitude limitée, notamment en raison de la crainte de possibles inondations telles que celles survenues en octobre 1993 et en janvier 1994. Il n'est pas aisé non plus d'identifier les éléments clefs qui sont à conserver. En particulier, il est essentiel de connaître les conséquences écologiques, à long terme, des changements induits par les choix actuels de gestion de l'eau. Pour répondre, les acteurs doivent pouvoir s'appuyer sur des outils de suivi des dynamiques écologiques et identifier les facteurs moteurs des transformations.

Étude de la dynamique des plantes aquatiques du delta

Jusqu'ici, les travaux scientifiques traitant des changements intervenus dans les communautés de plantes aquatiques se sont appuyés sur la comparaison des flores, celles-ci étant observées sur des sites aux caractéristiques différentes ou sur des expérimentations en microcosmes (Britton et Podlejski 1981 ; Grillas *et al.*, 1993 ; Grillas et Battedou, 1998). Cependant, aucune mise en évidence sur le terrain de patrons dynamiques concernant ces communautés n'a été publiée. En particulier, l'hypothétique disparition d'espèces typiquement méditerranéennes et leur remplacement par des taxons plus largement répandus n'a jamais été démontrée. Afin de valider les hypothèses concernant la dynamique des plantes aquatiques du delta – celles-ci étant considérées comme indicateurs des changements écologiques – et de développer des outils de gestion, nous avons comparé la végétation de 20 sites, à deux dates différentes (à vingt ans d'intervalle), et nous avons relié les changements observés à ceux qui sont intervenus dans le cadre d'aménagements hydrauliques. Deux jeux de données – recueillies à deux périodes bien distinctes – ont été ainsi rassemblés. Le premier, recueilli par Britton et Podlejski (1981), concerne la période 1979-1980, et le second, obtenu par Aznar *et al.* (2003),

¹ Végétaux adaptés aux milieux sursalés.

concerne la période 1999-2000. Tous les échantillonnages ont été réalisés de la même façon, par transects, entre mai et juin, au moment du pic de développement de la végétation aquatique. Les méthodes utilisées sont décrites de manière détaillée dans les deux références bibliographiques précitées.

En parallèle, nous avons construit un indice d'aménagement, ou indice d'anthropisation, qui reflète les modifications – intervenues depuis la seconde guerre mondiale – du réseau de digues et de canaux sur chaque site (Aznar *et al.*, 2003). Cet indice d'aménagement I est défini par : $I = L / S^{1/2}$, où S est la surface de chaque site, en m^2 ; L est la longueur totale, en mètres, de digues et de canaux présents sur chaque site en l'an 2000 mais absents en 1942. Les linéaires de digues et de canaux ont été mesurés sur des jeux de photographies aériennes, orthorectifiées, puis ils ont été intégrés dans un système d'information géographique. Nous avons choisi d'utiliser une couverture datant de 1942 afin d'obtenir la plus large amplitude temporelle possible. Seules les zones de marais, dans lesquelles s'insèrent les plans d'eau, ont été considérées dans les calculs. Les sites sont fréquemment entourés de canaux et de digues qui représentent une part significative de la longueur totale des structures hydrauliques. Pour minimiser le biais dû à la diminution du rapport périmètre / surface lorsque la surface augmente, les longueurs des structures hydrauliques ont été divisées par la racine carrée de la surface du site (Aznar *et al.*, 2003).

Dans une approche descriptive, les deux matrices de données (1980 et 2000) ont été concaténées et traitées par une analyse factorielle des correspondances. Ceci a permis de dégager des cortèges floristiques, ou guildes², et de visualiser pour chaque site, d'éventuels déplacements de compositions floristiques entre les deux périodes, par la projection des plans d'eau sur le même espace factoriel. La relation entre l'indice I et les changements de cortèges a été testée au moyen d'une régression linéaire. Nous avons calculé les scores de chacun des plans d'eau sur le premier axe factoriel. Pour chaque plan d'eau, la différence de scores factoriels entre les années 2000 et 1980 reflète les changements intervenus dans les compositions floristiques. Cette différence de score a été utilisée comme variable dépendante dans la régression.

Les résultats de cette analyse statistique mettent en évidence une transformation des communautés de plantes aquatiques. Trois groupements floristiques ont été identifiés (tableau 7 et fig. 53). Le groupe 1 comprend 11 espèces d'eau douce permanentes : *Azolla filiculoides*, *Ceratophyllum demersum*, *Chaetomorpha* sp., *Hydrocharis morsus-ranae*, *Ludwigia peploides* Raren, *Myriophyllum spicatum*, *Naias major* All., *Naias minor* All., *Potamogeton fluitans* Roth, *Potamogeton pusillus* et *Spirodela polyrhiza* Schleid. Seulement 5 d'entre elles sont observées en 1980, 6 espèces supplémentaires sont relevées en 2000. Toutes sont en augmentation, excepté *Azolla filiculoides*. Les deux autres groupes suivent des tendances opposées. Le groupe 2 est constitué de taxons de milieux permanents et semi-permanents de faible salinité. Outre *Potamogeton pectinatus* et *Ranunculus baudotii* Godron, on y trouve des characées, *Zannichellia* spp. et des algues filamenteuses. Le groupe 3 est constitué des espèces *Enteromorpha* sp., *Ruppia* sp. et *Ulva* sp. qui tolèrent des taux de salinité plus élevés. L'abondance globale de tous les taxons des groupes 2 et 3 a diminué ; de plus, 2 taxons du groupe 3, bien adaptés à la présence du sel, n'ont pas été retrouvés dans les échantillonnages réalisés en 2000.

² La guilda est l'ensemble des espèces qui appartiennent au même groupe taxonomique ou apparenté (famille, genre, etc.) et qui exploitent, de façon comparable, la même catégorie de ressources dans un écosystème donné.

Tableau 7. Liste des macrophytes et abréviations utilisées. F₁₉₈₀ et F₂₀₀₀ sont les nombres de plans d'eau où l'espèce a été observée en 1980 et en 2000

		F ₁₉₈₀	F ₂₀₀₀
Groupe 1			
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	Aful	3	2
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cdem	0	4
<i>Chaetomorpha</i> sp.	Chae	0	5
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	Hmor	0	2
<i>Ludwigia peploides</i> Raren	Lpep	0	6
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Mspi	6	10
<i>Najas major</i> All.	Nmaj	0	2
<i>Najas minor</i> All.	Nmin	1	3
<i>Potamogeton fluitans</i> Roth	Pflu	0	4
<i>Potamogeton pusillus</i> L.	Ppus	2	11
<i>Spirodela polyrhiza</i> Schleid.	Spol	3	8
Groupe 2			
<i>Chara</i> sp.	cspe	16	7
Algues filamenteuses	afil	3	2
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	ppec	17	13
<i>Ranunculus baudotii</i> Godron	Rbau	6	1
<i>Zannichellia</i> sp.	Zspe	6	4
Groupe 3			
<i>Enteromorpha</i> sp.	Ente	4	0
<i>Ruppia</i> sp.	Rspe	4	2
<i>Ulva</i> sp.	Ulva	2	0

Dans le même temps, entre 1980 et 2000, les plans d'eau se sont déplacés sur l'espace factoriel vers les compositions floristiques des milieux doux permanents (fig. 54). Ces résultats, replacés dans leur contexte spatial, permettent de dresser une tendance au niveau du delta (fig. 55). Entre 1980 et 2000, les changements se sont opérés principalement dans les plans d'eau situés au nord de l'étang de Vaccarès où l'influence de la nappe d'eau salée est faible et la riziculture plus présente.

Les changements des compositions floristiques sont étroitement liés à ceux intervenus dans les aménagements hydrauliques des marais entre 1942 et 2000 (fig. 56). L'indice d'aménagement explique la variabilité observée dans les compositions floristiques des marais. La transformation des flores vers des communautés de milieux doux est d'autant plus intense que les aménagements hydrauliques sur le site ont été importants.

Comment interpréter ces résultats ?

Les résultats obtenus dans cette étude montrent que sur une durée de 20 ans, les flores aquatiques des marais de Camargue ont sensiblement évolué. Les cortèges floristiques

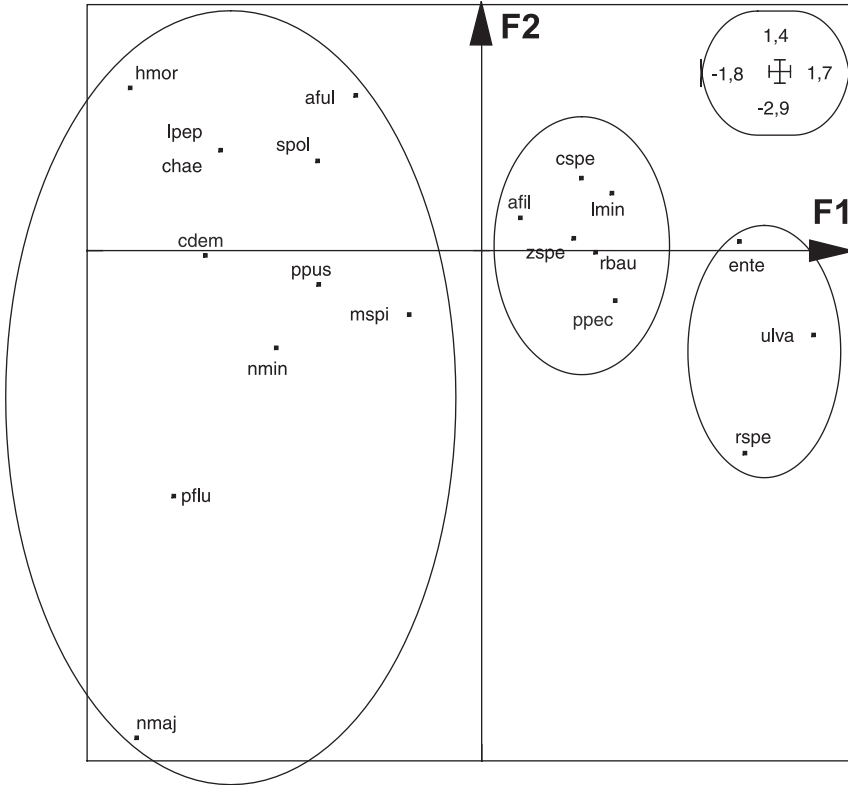


Figure 53. Analyse factorielle des correspondances de la matrice espèces-relevés.

des milieux saumâtres, du groupe de *Ruppia* sp., bien adaptés au sel, ont régressé au profit de groupements caractéristiques d'eaux douces. Nos travaux confirment donc les hypothèses émises, à savoir que les espèces caractéristiques des milieux temporaires saumâtres méditerranéens sont peu à peu remplacées par des espèces cosmopolites³. Ces dynamiques temporelles s'accompagnent de dynamiques spatiales. L'adoucissement est général, même s'il affecte plus particulièrement les marais situés plus au nord, en raison d'une influence moins forte de la nappe salée associée à des changements dans la gestion de l'eau.

Les communautés de macrophytes aquatiques peuvent varier, d'année en année, en relation avec les variations de salinité et les fluctuations du niveau d'eau (Charpentier *et al.*, 2005), mais aussi en raison de l'eutrophisation⁴ des milieux, de l'introduction d'espèces exogènes ou sous l'effet de la compétition interspèces. Cependant, nous avons vérifié que les variations de composition floristique entre deux années successives (1979-1980 et 1999-2000 par exemple) étaient minimales en comparaison avec celles s'exprimant

³ Cosmopolite (se dit pour un animal, une espèce ou une plante) : qui connaît une très large répartition géographique.

⁴ Phénomène d'enrichissement des eaux continentales ou littorales en sels minéraux, phosphates, nitrates, etc., résultant de phénomènes naturels (Ramade, 1993).

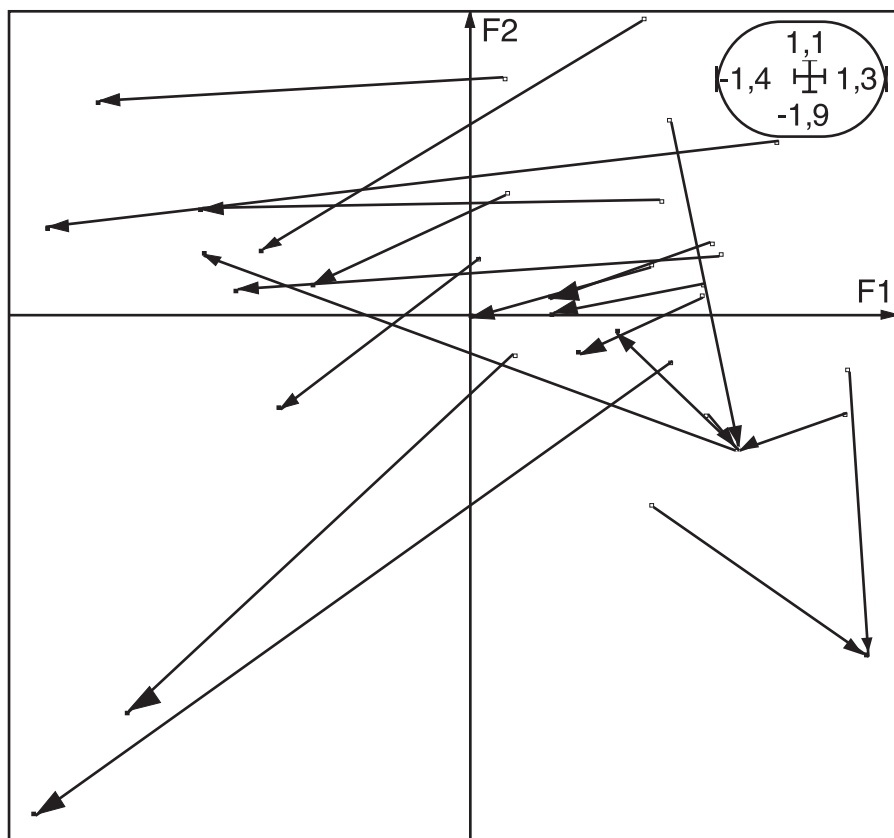


Figure 54. Position des plans d'eau en 1980 (base de la flèche) et en 2000 (pointe de la flèche) sur le plan factoriel F1x2 de l'analyse factorielle des correspondances.

sur l'ensemble de la période étudiée. D'autre part, le changement d'observateurs entre les deux périodes n'a pas considérablement modifié les compositions spécifiques caractérisées par de très fortes dominances. La transformation des données d'abondance en présence-absence a également permis de s'affranchir de ce biais potentiel.

En Camargue, dans les plans d'eau soumis à des assèchements, la distribution des espèces végétales aquatiques est principalement déterminée par des variables comme la salinité ou les hauteurs d'eau. Dans les milieux permanents, le rôle de ces variables est moins clair du fait de variations plus faibles, de conditions écologiques moins sélectives et d'interactions complexes entre espèces (Grillas, 1990).

La mise en eau permanente favorise la production primaire, interfère avec les cycles des éléments nutritifs et favorise l'eutrophisation par l'accumulation de matières organiques dans le sédiment, voire par la production de composés toxiques (van Wijck *et al.*, 1992, 1994). L'absence d'assèchement renforce l'importance des interactions biotiques – ou compétition. L'insertion de ce schéma général simple dans un contexte spatio-temporel introduit l'hétérogénéité des milieux et des espèces. La variabilité des taux de salinité et des rythmes d'assèchement rend complexe l'étude directe de ces

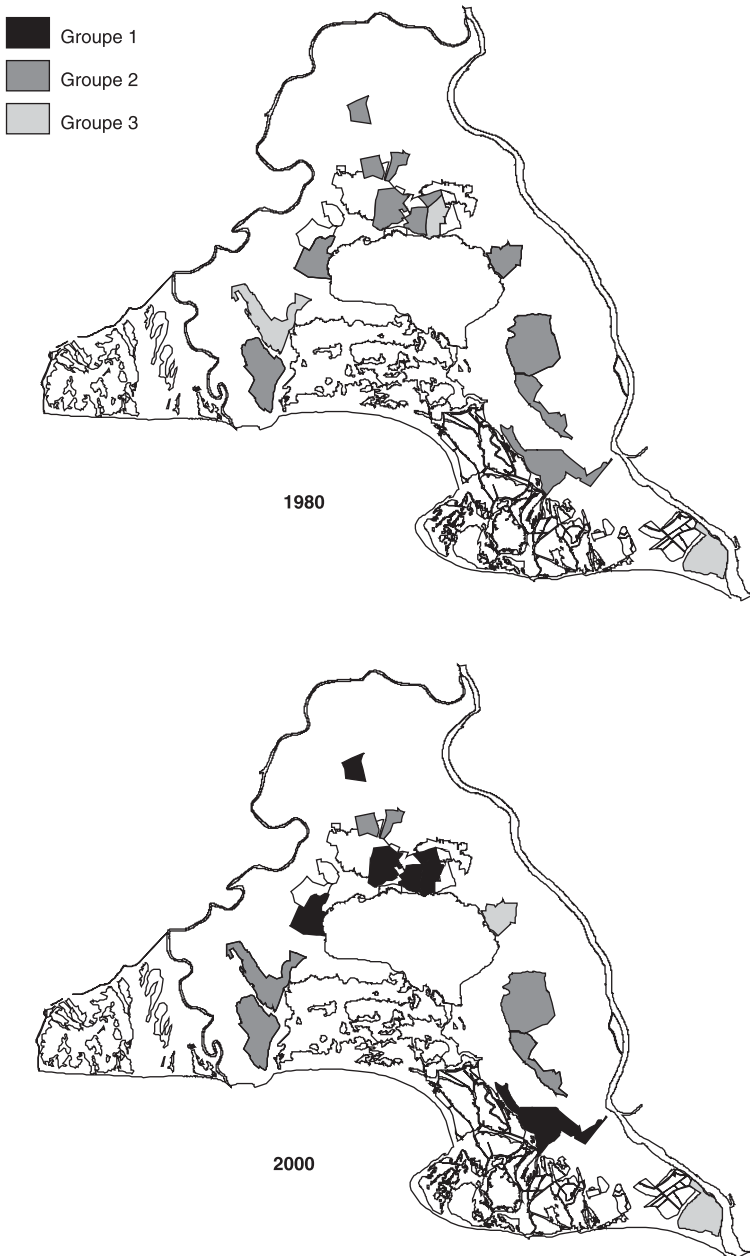


Figure 55. Évolution spatiale des communautés floristiques entre 1980 et 2000. Ces communautés sont rassemblées en 3 groupes. Groupe 1 : milieux doux permanents ; groupe 2 : milieux temporaires de faible salinité et groupe 3 : milieux saumâtres.

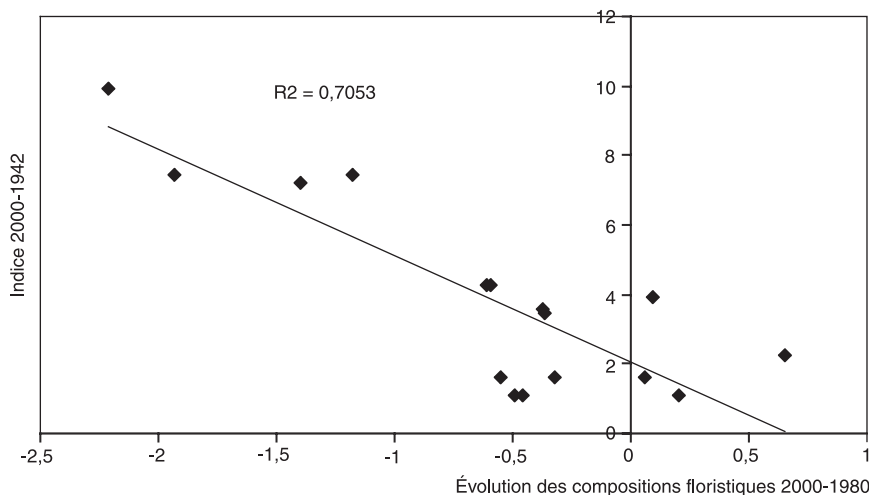


Figure 56. Relation entre l'indice d'aménagement hydraulique et les changements de flores des plans d'eau.

paramètres. Les flux d'eau – entrant et sortant – des plans d'eau sont difficiles à obtenir, vu l'insuffisance des informations sur les opérations de gestion de l'eau. Pour pallier la déficience d'information ou la méconnaissance des mécanismes agissant au niveau des plantes, une approche alternative consiste à porter son attention sur des variables intégratives de spécificités fonctionnelles. Ces variables sont à considérer comme des descripteurs d'un état mais également de dynamiques. Dans les systèmes spatiaux, les transformations vont agir sur les formes et les structures. Il s'agit en particulier de rechercher des structures caractéristiques des flux d'eau et des évolutions écologiques. Nos résultats mettent en évidence que les indices synthétiques, mesurant la densité des structures hydrauliques – digues et canaux – ou leur connectivité⁵, sont particulièrement adaptés à ces besoins. En effet, les changements de flores observés sont étroitement liés aux modifications des réseaux hydrauliques. Ces indices pourraient donc servir de base au développement de modèles prédictifs des évolutions de la végétation et du fonctionnement de l'hydrosystème. Valables en Camargue, ces indices pourraient s'avérer utiles dans d'autres zones humides anthropisées.

Pour conclure

En considérant ces tendances observées sur 20 ans, on peut penser que l'organisation spatiale du delta évolue vers une uniformisation due à la suppression de la variabilité liée au climat. La mosaïque des milieux pourrait s'homogénéiser. Des zones plus douces, dans les secteurs de production agricole, contrasteraient avec d'autres plus salées où l'usage serait la conservation du territoire, ou plus rarement le pâturage extensif. Ce découpage géographique du delta pourrait se traduire à terme par une perte de spécificité

⁵ Processus qui assure l'interconnexion des sous-populations locales d'une même espèce, entre lesquelles s'effectuent des échanges d'individus (Ramade, 1993).

notable. Dès à présent, l'adoucissement de certaines zones se traduit par l'apparition et l'installation progressives d'espèces envahissantes, celles-ci étant des compétiteurs pour les espèces locales. Le maintien de la permanence de l'eau – synonyme d'adoucissement – renforce ce phénomène alors qu'au contraire, les plantes aquatiques spécifiques des marais côtiers méditerranéens sont adaptées à des alternances marquées de saisons sèches et de saisons humides.

La diversité des écosystèmes et des paysages résulte de l'adaptation des espèces aux changements qui s'expriment dans le temps et dans l'espace. Au plan écologique, la principale contrainte pour les zones humides du delta du Rhône est la suppression de la variabilité caractéristique des milieux humides littoraux méditerranéens. Elle peut entraîner la disparition de certaines espèces, la banalisation des milieux naturels et, en définitive, leur perte d'identité méditerranéenne. La coexistence durable entre sociétés humaines et systèmes écologiques nécessite la mise en place, à l'échelle régionale, de programmes de recherche regroupant différentes disciplines, ainsi que des gestionnaires et des décideurs, afin de définir des méthodes de gestion intégrant les variabilités (Palmer *et al.*, 2005). Notre étude montre qu'en 20 ans, les marais de Camargue se sont adoucis et que leurs flores ont évolué vers des cortèges constitués d'espèces cosmopolites. Les indicateurs spatiaux construits rendent compte de ces dynamiques ; ils pourraient être utilisés comme des outils de suivi à long terme des zones humides, en particulier dans le cadre des zones ateliers. Il est nécessaire que l'ensemble des acteurs et usagers prenne conscience des conséquences, sur les écosystèmes et les paysages de Camargue, des importants changements intervenus dans l'utilisation de l'eau douce.

Remerciements

Cette étude a été financée par le conseil général des Bouches-du-Rhône, le programme national de recherche sur les zones humides et la zone atelier Orme.

Références bibliographiques

Aznar J.-C., Dervieux A., Grillas P., 2003. Association between aquatic vegetation and landscape indicators of human pressure. *Wetlands*, 23, 149-160.

Britton R.H., Podlajski V.D., 1981. Inventory and classification of the wetlands of the Camargue (France). *Aquatic Botany*, 10, 195-228.

Charpentier A., Grillas P., Lescuyer F., Coulet E., Auby I., 2005. Spatio-temporal dynamics of a *Zostera noltii* community over a period of fluctuating salinity in a shallow coastal lagoon, Southern France. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 64, 307-315.

Dervieux A., Aznar J.-C., 2003. *La gestion de l'eau en Camargue : une manière moderne de domestiquer la nature ? Évaluation des risques environnementaux pour une gestion durable des espaces*. Association internationale pour l'écologie du paysage, éditions Cemagref, Antony, France.

Dervieux A., Jolly G., Allouche A., 2006. Gestion de l'eau et projet de territoire : vers une gestion intégrée du delta du Rhône. *Vertigo*, 7 (3), décembre 2006, <www.vertigo.uqam.ca/vol7no3/framerevue.html>.

Grillas P., 1990. Distribution of submerged macrophytes in the Camargue in relation to environmental factors. *Journal of Vegetation Science*, 1, 393-402.

Grillas P., van Wijck C., Bonis A., 1993. The effect of salinity on the dominance-diversity of coastal experimental communities of coastal submerged macrophytes. *Journal of Vegetation Science*, 4 (4), 453-460.

Grillas P., Battedou G., 1998. Effects of the date of flooding on the biomass, species composition and seed production of submerged macrophyte beds in temporary marshes in the Camargue (S. France). Proceedings of the Intecol Conference, Perth, September 1996. In: *Wetlands for the Future*, (McComb A.J., Davis J.A., eds), *Intecol's V International Wetland Conference*, pp. 207-218.

Molinier R., Tallon G., 1970. Prodrome des unités phytosociologiques observées en Camargue. *Bulletin du Muséum d'Histoire Naturelle de Marseille*, 30, 5-110.

Palmer M.A., Bernhardt E.S., Chornesky E.A., Collins S.L., Dobson A.P., Duke C.S., Gold B.D., Jacobson R.B., Kingsland S.E., Kranz R.H., Mappin M.J., Martinez M.L., Micheli F., Morse J.L., Pace M.L., Pascual M., Palumbi S.S., Reichman O.J., Townsend A.R., Turner M.G., 2005. Ecological science and sustainability for the 21st century. *Frontiers in Ecology and Environment*, 3, 4-11.

Picon B., 1988. *L'espace et le temps en Camargue. Essai d'écologie sociale*. Éditions Actes Sud, Arles, France.

Ramade F., 1993. *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*. Édiscience International, Cachan, France.

Tamisier A., Grillas P., 1994. A review of habitat changes in the Camargue: an assessment of the loss of biological diversity on the wintering waterfowl community. *Biological Conservation*, 70, 39-47.

Van Wijck C., de Groot C.J., Grillas P., 1992. The effect of anaerobic sediment on the growth of *Potamogeton pectinatus* L.: the role of organic matter, sulphide and ferrous iron. *Aquatic Botany*, 44, 31-49.

Van Wijck C., Grillas P., de Groot C.J., Tan Ham L., 1994. A comparison between the biomass production of *Potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum spicatum* L. in the Camargue (Southern France) in relation to salinity and sediment characteristics. *Vegetation*, 113, 171-180.

Chapitre 9

Environnement, risques et développement durable.

Les processus de construction sociale des politiques publiques à partir de l'exemple de la Camargue et de l'étang de Berre

BERNARD PICON

Résumé

La question des risques naturels qui affectent le golfe du Lion renvoie, tout comme la notion d'environnement, aux interactions nature-société envisagées comme un objet de recherche à part entière. Cette posture implique une démarche interdisciplinaire entre sciences de la nature et sciences de la société, prenant en compte la complexité. Une telle approche permet de reconstruire le delta du Rhône comme objet environnemental, fait de rétroactions nature-société évolutives dans le temps. L'analyse des inondations récentes de la Camargue conforte cette approche. Elle démontre que les clivages nature-société, hérités de la modernité, sont des facteurs aggravants des risques et que les politiques gestionnaires sont amenées, comme les chercheurs, au même travail de déségmentation. Concernant l'étang de Berre ou la Camargue, ce souci de gestion intégrée ou « durable », visant à concilier activités humaines et préservation des milieux, pose cependant le problème des contraintes culturelles et des échelles de temps et d'espace dans lesquelles il s'inscrit. Enfin, la prise en compte d'objets socio-naturels, comme les risques environnementaux, suppose une rupture épistémologique forte avec les cloisonnements disciplinaires existants ainsi que l'émergence d'une culture scientifique renouvelée.

Les risques, objets de recherche socio-naturels

« Les risques naturels », selon l'expression consacrée, ne prennent leur sens qu'en rapport avec les pratiques et les représentations sociales. Parce que les sociétés interviennent sur les processus naturels, que ces modifications ont des conséquences sociales jugées le plus souvent négatives, et qu'en conséquence, les mêmes sociétés sont à la recherche d'un savoir permettant de les corriger. Le risque dit « naturel » apparaît ainsi, de plus en plus clairement, comme résultant d'un processus socio-naturel. La part de vulnérabilité, liée aux risques naturels, est faite d'un certain nombre de comportements, de pratiques, d'aménagements, de transformations, de mises en situation, qui nous mettent en danger et qui sont, pour une large part, d'origine sociétale. Les pollutions de l'eau et des sédiments, les inondations de zones habitées, l'effacement du trait de côte, résultent des actes que nous posons collectivement sur le fonctionnement des milieux naturels.

Les aléas, eux-mêmes, c'est-à-dire la probabilité que survienne, par exemple, un épisode climatique exceptionnel, qualifié de naturel jusqu'alors, « puisque est naturel ce qui échappe à l'action de l'homme », ne seraient même plus – avec la confirmation de l'origine anthropique du changement climatique – indépendants de l'action humaine sur la nature à travers ses émissions de gaz à effets de serre. Pour la première fois dans la longue histoire de l'humanité, celle-ci serait même parvenue à modifier un élément naturel à l'échelle planétaire – le climat – et par conséquence, tout ce qui en dépend.

Un tel constat d'effacement généralisé des frontières entre le social et le naturel conduit à considérer que les disciplines scientifiques, concernées par ces problèmes, doivent se poser la question de l'actuelle segmentation de leurs « objets de recherche ». Il est en effet indiscutable que les découpages et les cloisonnements disciplinaires autour d'objets spécifiques, s'ils ne doivent pas disparaître pour autant, sont condamnés à reconstruire leur questionnement de manière concertée et intégrée (Jollivet, 1992). Le nombre de disciplines réunies dans la zone atelier Orme autour du même objet de recherche – qu'elles élargissent des sciences de l'univers, des sciences de la vie ou des sciences de l'homme et de la société – en apportent la démonstration. L'irruption de cette nouvelle complexité sur la scène scientifique justifie de reconstruire « l'environnement » comme objet naturel socialement investi (Picon, 2003).

On peut, certes, considérer que la dynamique des eaux et des sédiments du Rhône et de la Durance ne sont pas des objets environnementaux mais naturels. On peut aussi considérer que l'histoire économique des aménagements du Rhône, de la Durance ou de l'étang de Berre, n'est pas un objet environnemental mais social. En revanche, la mise en relation des deux objets, dans un même objectif, est nécessaire et relève d'une problématique environnementale : la déprise agricole et la reforestation des bassins versants, les endiguements longitudinaux pour développer la navigation ou l'agriculture, l'irrigation, la politique énergétique des barrages mis en relation avec les charriages « naturels » d'eau et de matériaux, participent de la construction du delta du Rhône ou de l'étang de Berre non plus seulement comme ressource économique ou support social pour les sciences sociales, non plus comme machinerie hydrologique et biologique pour les sciences de la nature, mais comme système socio-naturel nourri de coévolutions entre dynamiques sociales et naturelles.

Dans cette façon d'aborder le problème, il n'y a pas plus de place pour l'analyse des « impacts » humains sur la nature que pour celle des « impacts » naturels sur l'homme.

La question environnementale impose de sortir de cette juxtaposition de causalités binaires. Il y a des rétroactions nature-société évolutives dans le temps (Picon, 2002a). Les caractéristiques biogéophysiques du Rhône ou de l'étang de Berre ont induit des usages et des représentations qui ont modifié leur fonctionnement dont les conséquences sociales sont analysables, y compris en termes d'inégalités par rapport aux risques (Beck, 2001).

La société est à la fois cause et effet du fonctionnement de ces hydrosystèmes, qui sont eux-mêmes cause et effet du fonctionnement social. Autrement dit, dès lors que l'on construit les interactions nature-société comme objet scientifique, présent et hérité, on signifie qu'un « objet environnemental » n'a pas de réalité scientifique concrète. C'est la démarche scientifique interdisciplinaire qui le construit comme tel, dès lors qu'elle rentre dans une logique de système et de complexité, à l'interface des processus naturels et sociaux ainsi qu'à l'interface des sciences naturelles et des sciences humaines.

La Camargue : nécessaire prise en compte des interactions nature-société

La reconstruction du delta du Rhône et de sa biodiversité spécifique comme « objet environnemental », c'est-à-dire comme charnière entre processus naturels et sociaux, a nécessité une rupture épistémologique forte avec les approches classificatoires opérantes jusqu'à une période récente.

Ce delta de 80 000 hectares était envisagé comme un territoire divisé entre des milieux productifs – agricoles et saliniers – s'étendant sur le pourtour de milieux naturels protégés – la réserve nationale de Camargue sur 15 000 ha d'étangs centraux. Pendant longtemps, les sciences naturelles s'intéressaient aux milieux naturels – considérés aussi comme menacés – les sciences sociales s'intéressant, pour leur part, aux activités sociales, indépendamment de leurs répercussions sur l'hydrosystème.

En fait, le parti pris d'analyser, sur le long terme, l'histoire des interactions nature-société, a permis de faire la preuve d'une continuité indiscutable entre les formes sociales (représentations, valeurs, usages, structures, pouvoirs) et les caractéristiques biogéophysiques de l'hydrosystème socialement qualifié de naturel (Picon, 1978).

Face aux inondations et aux divagations du fleuve et de la mer, les acteurs locaux ont, depuis le Moyen Âge, endigué le delta. Confrontés aux remontées de sel – dues à la présence de nappes phréatiques salées – et à un déficit hydrique annuel de 500 mm, les investisseurs agricoles ont mis en place un puissant réseau d'irrigation et de drainage pour dessaler les sols et les mettre en culture. Aujourd'hui, les 400 millions de m³ d'eau douce, annuellement pompés au Rhône pour les besoins de la riziculture, contribuent à contrôler les niveaux d'eau et les taux de salinité des hydrosystèmes centraux du delta, désignés comme « naturels » (fig. 52, chapitre 8 de cet ouvrage).

La mise en réserve institutionnelle de ces étangs centraux remonte à 1906 lorsqu'éclate un conflit de gestion de l'eau entre l'industrie salinière qui, installée au sud du delta et propriétaire des étangs centraux, cherche à les saliniser au maximum par introduction d'eau de mer, et les agriculteurs qui adoucissent ces étangs par l'apport de leurs eaux douces de drainage. Pour résoudre le conflit, ces milieux, devenus saumâtres (entre 5 et 15 g de sel par litre d'eau) et biologiquement très productifs (zone d'hivernage

pour les oiseaux d'eau du paléarctique occidental) sont confiés à un interlocuteur neutre, la Société nationale d'acclimatation de France, ancêtre de la SNPN (Société nationale de protection de la nature), et mis en réserve. Cette « réserve », résultante d'un conflit économique de gestion de l'eau, s'impose rapidement comme naturelle. Dans cette analyse diachronique, brièvement résumée ici, il y a construction d'un « objet environnemental », c'est-à-dire résultant d'interactions sur le long terme entre dynamiques sociales et naturelles. La compréhension du fonctionnement du delta du Rhône ne passe dorénavant plus par la césure naturel-artificiel. Il est plus opératoire pour comprendre ce qui s'y passe aujourd'hui de l'envisager comme un hydrosystème complexe (Legay, 1997).

Par exemple, un fait social comme la structure foncière latifundiaire, qui caractérise le delta, s'explique par les caractéristiques biogéophysiques et climatiques du milieu. Les frais de mise en valeur de territoires aussi rétifs à une colonisation agricole (endiguement, irrigation, drainage) ont supposé des apports de capitaux massifs qui ne pouvaient être rentabilisés que sur de grandes surfaces. Les « conditions naturelles » sont aussi utiles que l'histoire à la compréhension d'un tel fait social : le déficit hydrique et la salinité des sols expliquent la mise en place de la grande propriété sous l'Ancien Régime. Une corrélation significative a été établie entre le taux de salinité des sols et la taille des exploitations (Picon, 1978).

Dans l'autre sens, les espaces « naturels » de la réserve de Camargue et leur diversité biologique doivent leur existence à la solution d'un conflit économique de gestion de l'eau entre deux puissants investisseurs. Il existe en effet une remarquable corrélation entre les populations d'oiseaux d'eau et le développement des activités agricoles irriguées (Blondel, 1979). Au chapitre 8 de cet ouvrage, J.-C. Aznar présente une relation mathématique évidente entre la composition floristique des marais et la densité d'aménagements hydrauliques.

L'interdisciplinarité sciences sociales-sciences de la nature a donc permis de reconstruire le delta du Rhône comme objet environnemental, c'est-à-dire comme objet socio-naturel, fait de rétroactions nature-société évolutives dans le temps et médiatisées par des techniques – hydrauliques – mais aussi par des processus symboliques qui pèsent, comme on va le voir, d'un poids non-négligeable sur les politiques publiques.

Inondations et dé-segmentations gestionnaires

L'analyse des évolutions gestionnaires, consécutives aux récentes inondations du Rhône aval, met en évidence le fait que la déconstruction du « sens commun » et la reconstruction interdisciplinaire d'objets environnementaux, comme nous l'avons décrit précédemment, constituent sûrement la meilleure aide à la décision que la science puisse apporter à la gestion des ressources naturelles et des risques. Cependant, ce sont les catastrophes qui tiennent souvent lieu de révélateur. En effet, la représentation – ou la croyance – en une « nature » nécessairement bonne et belle, à préserver d'une civilisation technicienne forcément malfaisante, est encore largement présente dans les politiques publiques. Elle est largement partagée par certains acteurs institutionnels de l'aménagement du territoire et de la protection de la nature. De telles prémisses débouchent, la plupart du temps, sur des impasses gestionnaires et des crises sociales qui se traduisent par des conflits d'usages, des conflits institutionnels, une mauvaise gestion des risques naturels, et peuvent participer à la transformation d'événements naturels en catastrophes

économiques et sociales. Quand en 1993 et 1994, les digues du Rhône ont cédé – pour la première fois depuis 1856 – la mauvaise surprise fut d’autant plus grande, et l’événement d’autant plus catastrophique, que les habitants avaient intériorisé, depuis un siècle, la représentation dominante du delta comme un « espace naturel », alors qu’ils vivaient dans un polder agricole et salinier dont les digues n’étaient plus entretenues, pour ces raisons idéologiques entre autres. Même si, par endroits, le polder donne la sensation paysagère d’un milieu naturel, il n’en reste pas moins, concernant les risques, un espace artificiel.

Cette artificialisation s’est notablement renforcée à la suite de l’inondation généralisée du delta du Rhône en 1856 en débouchant sur une mesure exceptionnelle : la construction des « chaussées de Grande-Camargue » sous l’égide de l’État. Leur gestion fut confiée à « l’association des chaussées de Grande-Camargue », qui regroupait les propriétaires privés du delta du Rhône. Les cotisations et les pouvoirs de chacun dans cette association étaient proportionnels à sa surface cadastrale (statuts de 1883). Socialement, le delta étant une région de grandes propriétés agricoles, on peut dire que sa protection par rapport aux crues du Rhône était confiée à ceux qui en bénéficiaient en premier lieu, les propriétaires fonciers. Le système pouvait être qualifié de censitaire. De surcroît, pendant les 150 ans qui ont séparé cet épisode de l’inondation de 1993-1994, l’île de Camargue a été désignée sur un plan plus symbolique comme « espace naturel ».

– Au début du *xx*^e siècle, les « félibres » l’ont construite comme une île de nature et de culture, menacée par un extérieur perçu comme dangereux (les grandes opérations de mise en valeur agricole et salinière).

– En 1927, les étangs centraux sont classés en « réserve intégrale de nature » pour résoudre un conflit de gestion de l’eau entre agriculture et industrie salinière.

– En 1970, l’image de nature de la réserve de Camargue déteint sur l’ensemble du delta qui est classé en « Parc naturel régional », avec pour fonction, dans le cadre de l’aménagement du territoire, d’établir une « coupure verte » entre la zone industrielle de Fos-sur-Mer à l’est et les établissements touristiques du Languedoc-Roussillon à l’ouest.

Cette progressive construction symbolique, institutionnelle et réglementaire, de la Camargue comme emblème de nature, ainsi que sa publicisation largement validée par tout un processus discursif, socialement partagé, va constituer un facteur aggravant du risque d’inondation (Picon *et al.*, 2006).

Les inondations et les ruptures de digues, survenues en octobre 1993 et en janvier 1994, précipitent les eaux du Rhône dans la seule île de Camargue et dévoilent ainsi trois décalages normatifs, sociaux et symboliques, liés à cette situation héritée du siècle précédent et qui peuvent être considérés comme des facteurs aggravants de la crise ; sur le plan normatif, les statuts gestionnaires de 1883 faisaient toujours force de loi et étaient complètement inapplicables dans un contexte socio-économique en mutation rapide. La Camargue n’était plus seulement une île agricole mais un milieu complexe, fait d’intérêts agricoles, saliniers, résidentiels, touristiques et de protection de la nature. Dans ce contexte, le système censitaire privé et agricole de gestion des digues ne fonctionnait plus depuis longtemps et leur état de délabrement, pointé par le rapport Dambre, en résultait (Dambre, 1994).

Sur le plan social, cette inondation a eu pour conséquence de noyer des lotissements habités par des populations modestes qui se sont mobilisées au sein d’une association de sinistrés, devenue ultérieurement association des Camarguais. Cette association a

d'abord dénoncé le système de gestion, en réactivant une sorte de symbolique de lutte des classes, puisque ses membres étaient exclus de l'entretien des digues qui incombait principalement aux propriétaires fonciers. Les « gros » ayant noyé les « petits », ces derniers ont revendiqué une gestion publique des digues du Rhône *via* un syndicat mixte, ce qui était déjà la règle sur la rive gardoise – rive droite – du Petit-Rhône. Aucune brèche majeure ne s'étant déclarée sur cette rive, la gestion publique fut admise par toutes les parties prenantes comme la bonne solution.

Sur le plan symbolique, l'île de Camargue, qui avait été progressivement désignée comme « dernier milieu naturel intact » de la côte méditerranéenne française, menacé d'un grand nombre d'agressions humaines, apparut soudain dans les médias comme un milieu humain menacé de catastrophes naturelles. Alors que l'on se protégeait d'incursions industrielles, résidentielles ou touristiques, présentées comme catastrophiques, c'est un objet naturel, l'eau du Rhône, qui a déstabilisé le delta. De milieu naturel menacé de risques humains, le delta a basculé dans la représentation vers un milieu humain menacé de risques naturels. La production symbolique d'un espace naturel avait gommé la réalité d'un polder agricole et salinier à risque. Il ne faut pas oublier que le centre du delta est à moins de 1,5 m au-dessous du niveau de la mer, et que les bourrelets alluviaux placent le Rhône au-dessus de la plaine. L'idéologie dominante, nourrie de l'idée que la nature est forcément bonne et belle et que l'homme est malfaisant, a aussi contribué à « l'oubli » des digues du Rhône et a donc constitué aussi un facteur aggravant du risque. Scientifiquement enfin, de très nombreuses publications naturalistes forçaient le trait en contribuant à construire la Camargue comme « terre sauvage ».

La réponse gestionnaire à la double catastrophe de 1993-1994 a été la constitution d'un syndicat mixte de gestion des digues, d'abord appelé Sydremer en 1997, puis Symadrem en 1999 quand la région Paca et le conseil général des Bouches-du-Rhône ont rejoint le syndicat. La compétence du Symadrem portait sur la seule protection de l'île de Camargue (rive droite du Grand-Rhône, rive gauche du Petit-Rhône et digue à la mer). Le mythe territorial restait vivace.

En même temps, face à la revendication émergente d'une gestion globale des inondations du Rhône, les pouvoirs publics voulaient une étude hydraulique complète qui fut confiée à l'association « territoire Rhône », composée de tous les conseils généraux riverains du Rhône.

En décembre 2003, une nouvelle inondation du Rhône aval va mettre à mal ce dispositif de protection par rapport aux crues mais aussi l'exception camarguaise. L'inondation, comme par un fait exprès, contourne très précisément l'île de Camargue et le territoire du Parc naturel régional. Elle inonde les 6 000 habitants de la plaine du Trébon au nord d'Arles ainsi que des milliers d'hectares en Camargue gardoise.

Les brèches – dans le remblai SNCF de la voie ferrée Tarascon-Arles – censée faire digue – et dans la digue de la rive droite du Petit-Rhône, se trouvent hors du périmètre de gestion du Symadrem. Ce constat fait à nouveau voler en éclats un dispositif pourtant mis en place depuis moins de dix ans. Même s'il justifie le rôle du Symadrem pour la gestion des risques – aucune brèche ne s'est déclarée sur son périmètre de compétence – il remet néanmoins définitivement en cause la sanctuarisation de la seule île de Camargue qui avait présidé au périmètre dévolu au Symadrem. Sur le plan géomorphologique, le delta est bien plus étendu que le territoire du parc de Camargue. Il commence au sud d'Avignon et s'étend à l'ouest et à l'est de l'île.

La réponse gestionnaire a été rapide et les compétences du Symadrem ont été étendues jusqu'à Beaucaire au nord et à la rive droite du Petit-Rhône. Il aura fallu trois catastrophes pour comprendre que le fleuve se désintéresse des segmentations symboliques des territoires. Sur le plan social, le même constat a finalement émergé. Pour assurer leur défense et pour devenir partie prenante de la gestion des inondations, les sinistrés ont créé la « confédération des riverains du Rhône », puisque « l'association des Camarguais » n'avait plus de sens au vu de la géographie de la dernière inondation.

L'ampleur des dommages aux biens et aux personnes, ainsi que les difficultés administratives, politiques, juridiques et sociales pour y répondre de façon concertée et sur le long terme, a marqué les limites de « l'étude globale Rhône » rendue en 2003. À ce remarquable travail hydraulicien sur le fonctionnement du Rhône et sur les points faibles concernant sa prévention, il manque l'immense volet de la complexité sociale, économique et législative de la prévention des risques, tant sur le plan de la vulnérabilité que de l'aléa. La réponse à cette dernière segmentation entre le social et le naturel a été la prise en compte globale et transversale du risque inondation sur l'ensemble du bassin, celui-ci devant être traité comme phénomène socio-naturel : en 2003, est nommé un préfet coordinateur de bassin qui a pour mission de mettre en place « une stratégie globale de réduction des risques d'inondation du Rhône et de ses affluents ». Avec cette juridiction découpée par la nature, on est bien entré dans un indispensable processus de gestion non-segmenté et socio-naturel.

Cette stratégie s'appuie sur un dispositif complexe : comité de pilotage, équipe technique, équipe pluridisciplinaire, comité scientifique et comités territoriaux de concertation, auxquels les conseils régionaux adjoignent les « États généraux du Rhône » pour intégrer les préoccupations des riverains. Ce dispositif a pour objectif de traiter, de façon conjointe, le Rhône amont, moyen et aval, en jouant sur des solutions techniques qui ne passent plus uniquement par les endiguements, comme ce fut le cas en Camargue après les inondations 1993-1994. Il est dorénavant admis que, réduire l'aléa et la vulnérabilité passe par la prévention, la cohésion, la solidarité entre amont et aval, mais aussi par la gestion de l'eau et des sédiments, la mobilité du fleuve et la préservation de zones d'expansion de crues.

Pour aller jusqu'au bout de cette tentative de globalisation, il est apparu que la prise en compte du risque inondation ne pouvait pas rester isolée ni se faire au détriment des autres fonctionnalités du fleuve et des ses affluents. Toujours sous l'égide du préfet coordonnateur de bassin, un « plan Rhône » a vu le jour en 2005, sur le modèle du « plan Loire » déjà existant. Ce plan Rhône associe, pour l'ensemble du bassin, la question des inondations avec celles de l'écologie et de la biodiversité, de la navigation, de la production énergétique, du patrimoine, du tourisme et des loisirs.

Pour conclure, il semble bien qu'à propos d'un objet spécifique – les inondations récentes du Rhône – les réponses gestionnaires sociales et symboliques aient progressivement été amenées au même travail de dé-segmentation que celui imposé aux scientifiques par l'irruption récente de la question environnementale et des risques naturels. Si les scientifiques tentent d'y répondre par le développement de l'interdisciplinarité entre sciences de la nature et sciences de la société (Picon, 2002b), les gestionnaires et les acteurs sociaux, eux, ont répondu, d'inondation en inondation, par les remises en cause à la fois administratives, territoriales, juridictionnelles, techniques et symboliques, qui s'imposaient dans le sens d'une plus grande transversalité. Cette brève interprétation de la période en témoigne.

La Camargue, quant à elle, abandonne un peu de son statut mythique d'exception naturelle et entre dans la catégorie, plus prosaïque, d'exutoire du bassin du Rhône et d'interface socio-naturelle fleuve-mer.

Le développement durable est-il soluble dans les territoires ? Camargue, étang de Berre

En termes de politiques publiques, la reconstruction scientifique de l'environnement comme objet socio-naturel trouve sa traduction dans la notion de « développement durable ». Au-delà de l'explication et du constat scientifique montrant que l'environnement résulte de rétroactions nature-société, il devrait s'agir, pour les décideurs politiques, de promouvoir des dispositifs normatifs. Ceux-ci devraient permettre de veiller à ce que ces rétroactions ne produisent pas, sur le long terme et dans des contextes territoriaux particuliers, des risques irréversibles pour les ressources naturelles indispensables au développement humain. De ce point de vue-là, les contextes locaux étant très diversifiés, on a posé comme hypothèse que la réputation – socialement construite – d'espaces perçus comme « dégradés » ou « naturels » doit bien se répercuter sur les modes de construction sociale des politiques de développement durable. Deux terrains représentatifs de cette double approche ont été choisis : la Camargue, réputée écologiquement convenable et l'étang de Berre, réputé pollué (Claeys-Mekdade et Picon, 2004). Ces deux sites apportent quelques résultats à travers l'analyse de deux invariants : d'une part, l'appel récurrent à la concertation et à la « démocratie participative », et d'autre part, la mobilisation des « héritages » culturels. On verra que ceux-ci, issus d'un cadre territorial restreint et d'un passé relativement récent n'excédant pas le siècle, sont les références qui déterminent lourdement les modes d'appréhension du développement durable par les participants aux concertations. Ces deux caractéristiques communes laissent cependant la place à de très nettes différenciations dans les tentatives d'élaboration d'un développement durable, différenciations clairement corrélées à leur situation environnementale, présente et héritée.

Concernant l'étang de Berre et le problème de la dégradation de la qualité des eaux (fig. 57), la situation peut être qualifiée de bloquée ; blocage à la fois institutionnel et écologique auquel est confronté le Groupement d'intérêt public pour la réhabilitation de l'étang de Berre, ou Gipreb. Le déversement des eaux douces et des limons de la Durance, par un canal de dérivation EDF, est jugé négatif pour la qualité biologique des eaux salées de l'étang. Cependant, on ne peut, au nom du risque inondation, renvoyer à la Durance les eaux du canal EDF ; au nom de la pollution de l'étang, le maintien de la situation actuelle ne peut perdurer ; au nom du coût économique et social du projet, il est impossible d'envisager une dérivation vers le Rhône aval (Allouche et Picon, 2006).

Concernant la Camargue, on peut considérer la préparation d'un « contrat de delta » par le Parc naturel régional de Camargue comme une promotion du développement durable à travers un encadrement institutionnel ou « accompagnement » d'une gestion hydraulique héritée, jugée positive pour l'hydrosystème, avec un souci de cohésion et de rationalisation qualifié de « gestion globale de l'eau ».

Pour monter en généralité, on peut tirer de cela deux constats :

– un territoire considéré comme très dégradé ne peut, pour le moment, accoucher d'une solution durable ;

– un territoire considéré comme emblème de nature tente de pérenniser, en le modernisant et en l’institutionnalisant, le système local de gestion qui a fait sa réputation.

Quant aux concertations inhérentes au développement durable, celles menées sur l’étang de Berre mettent en évidence qu’il est illusoire de décoder, uniquement sur le registre technique et cognitif, les débats portant sur le développement durable. L’analyse de ces débats démontre que les crispations que l’on peut observer sur l’étang de Berre tiennent tout autant aux impossibilités techniques de résoudre le problème qu’aux représentations que les différents acteurs des concertations se font les uns des autres, de leurs rôles respectifs, de leurs pouvoirs, de la construction idéologique du bon état écologique

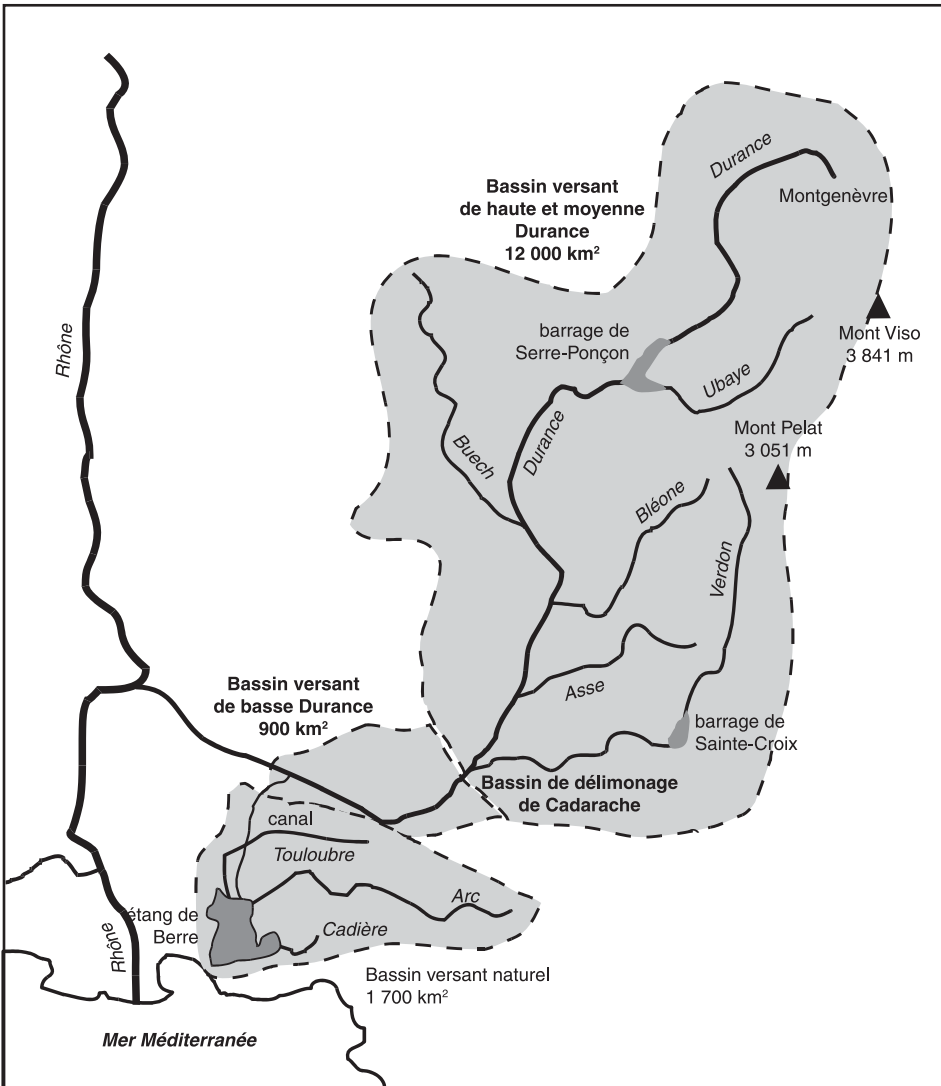


Figure 57. Bassin versant de la Durance et de l’étang de Berre.

du milieu et des solutions pour y parvenir. Ce problème sans solution est passionnant parce qu'il cristallise toutes les oppositions observables entre les parties prenantes du débat. Les impossibilités techniques trouvent leur parallèle dans les irréductibles controverses entre acteurs.

Il ne s'agit donc pas ici, pour les acteurs, de se ranger ou de ne pas se ranger, ou encore de négocier autour d'une solution possible, telle qu'un tracé de TGV. Il s'agit d'argumenter autour d'alternatives – crédibles ou non – sur la base d'arguments dont le seul intérêt, du moins pour le sociologue, est de révéler ce que le débat autour du développement durable peut recéler de représentations et d'idéologies, en fonction de la position sociale et de la position de pouvoir de chacun. Comme déjà dit, qu'il s'agisse de situations conflictuelles ou consensuelles, jugées difficiles ou plus faciles, le développement durable est toujours pensé, localement, par rapport à des chemins déjà tracés.

Pour l'étang de Berre, il y a l'idée que le développement durable de ce plan d'eau passe par le « retour à un étang marin ». Cet étang marin relève d'une construction culturelle, issue d'un référendum auprès de la population riveraine, datant d'une quinzaine d'années. Les riverains revendiquent en effet un étang marin, en référence à un passé mythique, mais cette représentation suscite une controverse scientifique telle que le conseil scientifique du Gireb finit par admettre cet état, avec des réserves cependant par souci consensuel. Le développement durable passe donc par une référence, non pas à un passé supposé « naturel » lointain – parce que les variations naturelles depuis des millénaires ne le permettent pas – mais par une référence à une demande sociale très récente. Cette demande sociale fait dorénavant figure de ligne directrice indiscutable pour le cadre de vie des générations futures !

En Camargue, le contrat de delta, présenté comme archétype du développement durable, n'échappe pas non plus au constat. La question du contrat de delta de Camargue relève pour sa part d'un triple héritage, symbolique, cognitif et gestionnaire. Depuis le début du *xx^e* siècle, la réputation largement symbolique de la Camargue comme « milieu naturel » menacé par l'homme avait, on l'a vu, fortement déteint sur sa construction, comme objet scientifique, par les sciences de la nature.

À partir de la fin des années 1970, cette segmentation homme-nature, héritée de la modernité et renforcée par un système de valeur normatif visant à opposer les milieux naturels protégés et les milieux aménagés, vole progressivement en éclats du fait de l'apparition des approches interdisciplinaires du territoire.

L'interdisciplinarité, qui se développe entre sciences humaines et sciences naturelles, reconstruit le delta comme un écosystème qui doit ses caractéristiques contemporaines de « zone humide d'importance internationale » à l'histoire, sur le long terme, des interactions nature-société, médiatisées par la gestion agricole, salinière, cynégétique de l'eau (endiguement, irrigation, drainage). Cette reconstruction scientifique du delta, qui a mis vingt ans à s'imposer, est actuellement – au nom du développement durable – en passe de se transformer en dogme gestionnaire ; puisque cette gestion de l'eau a fait, depuis 150 ans, la preuve qu'elle convient à la fois aux acteurs économiques qui l'ont mise en place et à la conservation de la nature, il convient donc de la préserver, avec un bémol cependant : si les mises en eau estivales par l'agriculture irriguée maintiennent la zone humide, elles sont aussi considérées par les naturalistes comme contradictoires avec la variabilité spécifique des zones humides méditerranéennes ; mais cette « banalisation » reste minorée par rapport au gain apporté à l'hydrosystème par les apports d'eau.

Donc, à l'opposé du cas de l'étang de Berre, dès lors qu'une situation héritée est socialement jugée comme positive, la politique locale du développement durable tend à en assurer la permanence – au besoin à l'aide de subventions – ce qui n'est pas sans poser problème dès lors que l'on envisage le développement durable à une échelle géographique et économique plus large. La riziculture camarguaise, héritée d'une crise d'approvisionnement de la métropole à la fin de la seconde guerre mondiale, a-t-elle encore un sens dans le cadre des échanges internationaux contemporains ? Sa régulation et le retour à une certaine instabilité naturelle du delta – en laissant à nouveau jouer les inondations du fleuve et de la mer pour s'adapter au changement climatique – est une hypothèse inenvisageable dans le seul cadre territorial. En effet, cette hypothèse ne fait pas référence à un passé proche et n'est pas politiquement correcte au plan local. Si la riziculture, garante de l'hydrosystème depuis l'endiguement généralisé de la Camargue, a indéniablement une rentabilité locale, il n'est pas sûr que son coût ne soit pas excessif à l'échelle européenne. Par ailleurs, la promotion d'une culture en dehors de son aire naturelle et climatique de croissance peut être contradictoire avec l'idée de développement durable au plan international.

En ayant pour souci de perpétuer le système hydraulique hérité du seul siècle dernier, par le déplacement d'un simple constat scientifique en une norme gestionnaire recalibrée par la concertation, le contrat de delta de Camargue enjoint, lui aussi, de penser le futur à l'aune du passé proche. Ce que nous propose le contrat de delta dans la citation suivante n'est rien d'autre que de reconduire administrativement une gestion collective de l'eau, qui fait l'affaire de tous depuis un siècle, au nom du développement durable : « aujourd'hui, le développement du territoire nécessite une gestion de l'eau répondant au mieux aux besoins des multiples activités qui contribuent à définir l'identité du territoire : chasse, pêche, élevage, saliculture, riziculture, conservation du patrimoine naturel. » Il n'y a là rien de vraiment nouveau par rapport à la gestion héritée, c'est d'ailleurs cela qui fait l'originalité écologique et sociale du delta depuis 150 ans (Picon, 1978).

La suite du texte révèle cependant un certain changement : « après concertation avec les différents professionnels et usagers de la Camargue, le Parc naturel régional et l'Agence de l'eau ont pris l'initiative de la création du contrat de delta » (*Le contrat de delta Camargue*, lettre d'information n° 1, 2006).

L'appel à la concertation, passage obligé des politiques de développement durable, renvoie à l'héritage gestionnaire du delta. La création d'un Parc naturel régional en 1973 a conduit à la mise en place d'une structure de gestion exceptionnelle de celui-ci. Alors que tous les parcs naturels de France étaient dotés d'un statut de syndicat mixte, le Parc de Camargue était géré par une fondation privée. La crise de la petite et moyenne agriculture, dans les années 1970, s'est en effet traduite par une déqualification de celle-ci dans la gestion des territoires ruraux, et à travers les parcs naturels régionaux, le relais a été repris par les collectivités locales. Dans ces années-là, le poids économique et foncier – encore très important – des exploitations camarguaises a provoqué un rapport de force à leur avantage, ce qui leur a permis de maîtriser leur territoire en contrôlant le Parc naturel régional par le biais de cette fondation privée. En 2004, trente ans plus tard, le pouvoir foncier en Camargue, après une crise complexe, est à son tour marginalisé dans la gestion du Parc de Camargue, qui devient à son tour syndicat mixte. Un appareillage politique, administratif et associatif, prend le relais des propriétaires sur la scène de la concertation locale au Parc naturel régional. Le montage du contrat de delta apparaît, dans ce contexte,

comme l'encadrement ou l'accompagnement administratif d'une gestion de l'eau héritée des acteurs économiques, avec la valorisation sociale de ses bénéfices environnementaux afin de justifier les aides réclamées pour entretenir un système devenu trop coûteux. Dans ce contexte d'instrumentalisation de la mesure, la concertation annoncée n'est pas encore au rendez-vous avec les acteurs économiques. Une enquête, effectuée en 2004 auprès de 20 acteurs de l'eau en Camargue, montre un désintérêt, voire une hostilité, de la part des riziculteurs qui déclarent ne pas savoir ce qu'est le contrat de delta mais qui en attendent une aide éventuelle à l'hydraulique (Le Corguillé, 2004). Leur perte d'influence dans cette Camargue, socialement beaucoup plus complexe, explique peut-être cette « mauvaise humeur ». En revanche, symbole de ce déplacement de pouvoir, les non-exploitants agricoles, notamment les gestionnaires d'espaces protégés, se déclarent satisfaits du projet. Cette nouvelle donne gestionnaire traduit ainsi une ouverture de l'éventail social des individus ou des groupes concernés par cette gestion de l'eau.

En résumé, pour la Camargue, l'idée de développement durable se traduit par ce que l'on pourrait appeler un néo-conservatisme gestionnaire, sous l'égide des collectivités locales, des administrations déconcentrées de l'État et des associations, ainsi que par un déplacement des lieux du pouvoir, de la propriété foncière vers cette nébuleuse.

Après avoir patrimonialisé la nature, la tendance est à la patrimonialisation des rapports homme-nature, au nom du développement durable, en les rendant socialement acceptables par la concertation. Cette confusion, souvent observée, entre gestion patrimoniale et gestion durable pose la question suivante : est-ce une solution soutenable sur le long terme de faire supporter par les collectivités publiques – pour des raisons tant environnementales que passionnelles – l'entretien d'activités économiques et de paysages mémoriaux – hérités de la modernité mais économiquement coûteux ? En Camargue, il est possible qu'à l'avenir, cette vision patrimoniale du développement durable, confrontée à l'irruption de la question des risques liés à la mer et au fleuve, s'élargisse et débouche sur l'ouverture d'un débat renouvelé. Cela permettrait de penser cette interface fleuve-mer en se dégageant, juste pour voir, du poids idéologique du passé récent.

Localement, le développement durable se construit socialement comme une addition de désirs inassouvis ou de vœux – concordants avec des idéaux types territoriaux – qui se sont élaborés depuis un siècle : que l'étang de Berre redevienne marin, ou encore que la gestion de l'eau en Camargue concilie les activités économiques et la protection de la nature.

À l'échelle territoriale, la déclinaison socio-politique de la notion de développement durable apparaît alors comme un excellent révélateur sociologique des fondements culturels des rapports homme-milieux. Ceux-ci apparaissent comme ancrés dans un contexte espace-temps restreint. Les valeurs, les croyances dans ce développement durable et les rituels concertatifs qui les scandent, sont largement imprégnés, voire déterminés, par ces regards hérités. Conforté, voire patrimonialisé comme en Camargue, blâmé comme sur l'étang de Berre, c'est ce passé récent qui fonde le cadrage idéologique d'un futur que l'on voudrait « respectueux », selon les cas, de la nature, des paysages, de la culture, des traditions.

Le développement durable prend ainsi la forme d'une projection, dans le futur, d'un passé proche reconstruit (cas de la Camargue), ou d'un passé supposé (cas de l'étang marin). Inversement, on ne constate aucune réflexion prospective autour de modèles de développement qui seraient en rupture avec le passé proche. La mémoire des lieux, on l'a

dit, est si prégnante qu'elle construit, comme socialement inacceptable, toute proposition déconnectée de l'histoire courte et de la culture locale. La diversité de toutes ces constructions locales du développement durable résulte de la permanence des diversités culturelles, produites par les rapports – symboliques ou non – que les groupes sociaux localisés entretiennent encore fortement avec leurs territoires, à travers une construction mémoriale réactivée en permanence par tout l'attirail patrimonial contemporain. Les rapports et les controverses, qui se jouent sur les scènes des concertations locales, révèlent cette confusion très contemporaine entre gestion patrimoniale et gestion durable. La notion de développement durable se trouve ainsi embrigadée dans des batailles identitaires parce qu'elle réactualise des rapports longtemps oubliés par les sciences sociales : les rapports à l'environnement naturel qui sont de plus en plus vécus comme ferments identitaires.

Est-il utopique de supposer qu'à l'avenir, nécessité faisant loi, des changements d'échelle et une pensée plus affranchie des déterminismes culturels localisés permettront d'envisager la question du développement durable de façon plus imaginative et créatrice ? Les zones ateliers, observatoires sur le long terme des changements écologiques, économiques et sociaux, devraient y aider.

L'interdisciplinarité pour reconstruire l'environnement comme objet scientifique

Les exemples développés ici avaient bien pour fonction de plaider pour des postures scientifiques transversales et distanciées, ayant aussi pour fonction indispensable de faire la part des représentations mythiques et symboliques des territoires. En effet, faute d'être identifiées clairement comme telles, ces représentations peuvent brouiller les politiques réglementaires et gestionnaires jusqu'à devenir des facteurs aggravants des risques.

Cet ouvrage collectif sur le golfe du Lion est la preuve que cette inévitable réflexivité est en route. Ainsi par exemple, les co-évolutions sociales et naturelles du delta du Rhône le désignent comme objet environnemental tel que défini dans ce chapitre. Il est donc irréductible à un objet socio-économique ou historique, uniquement compréhensible par les sciences humaines, ou à un objet naturel, compréhensible par les seules sciences de la nature. Cet objet ne peut prendre tout son sens d'« objet complexe », ou d'« objet hybride », ou d'« anthroposystème », ou encore de « milieu socio-naturel » – selon la terminologie des uns ou des autres – que dans le cadre d'une véritable révolution épistémologique. À cette nouvelle question, qui interpelle le savoir naturaliste et le savoir sociologique, un nouvel outil cognitif est à forger.

Si la communauté des chercheurs réunis dans cet ouvrage en est convaincue, certaines pesanteurs académiques sont encore loin d'être levées. Par ailleurs, cette question scientifique doit avoir son pendant sur le plan des politiques publiques, sans lesquelles les indispensables collaborations pour une meilleure gestion resteront lettre morte.

Depuis qu'avec la modernité, les hommes des sociétés industrielles éprouvent le fier sentiment d'être enfin « maîtres et possesseurs de la nature », l'affaire étant considérée comme réglée, il ne restait, par défaut, au « politique » que la fonction de gérer les rapports sociaux et les rapports économiques. L'effet du retour des risques « naturels » leur enjoint soudain de se livrer au même travail de réflexivité et de dé-segmentation

que celui des scientifiques. Ni les uns ni les autres ne peuvent gérer les rapports fleuve-mer-société avec les outils cognitifs, épistémologiques, réglementaires, hérités du passé, qui excluaient encore récemment cette question de leurs compétences. Penser régler une question d'environnement telle que celle de l'interface fleuve-mer, sans se livrer à une recomposition générale des segmentations, héritées d'un passé qui ne se posait pas le problème, serait une gageure. Si pour cela, les scientifiques tentent l'aventure de l'interdisciplinarité, les politiques gestionnaires forgent la notion de développement durable, c'est-à-dire, de notre point de vue, celle de l'organisation d'un développement économique, compatible sur le long terme avec la préservation des ressources naturelles et la prévention des risques. Décliné à propos de l'interface fleuve-mer, cela signifie garantir une économie viable, tout en préservant une bonne qualité écologique de l'eau et des milieux selon la directive cadre européenne sur l'eau, et en réduisant la vulnérabilité des populations face aux inondations et aux incertitudes liées au trait de côte.

Intégrer tout cela dans une même politique territoriale, en connivence avec la recherche, suppose des mutations profondes des cultures administratives, qui ne vont pas sans controverses et conflits de compétences, mais aussi sans forums de concertations entre chercheurs, gestionnaires politiques et citoyens, déjà objets d'études pour les sciences sociales (Claeys-Mekdade, 2003).

Pour conclure, si l'on veut trouver un responsable au déficit d'approche intégrée et évolutive de ces milieux mouvants et flous, c'est bien dans notre propre rationalité scientifique compartimentée qu'on peut le trouver. Et c'est aux antipodes du monde de la science, dans celui de la poésie de ces confins évoqués par Victor Hugo, Charles Maurras ou Élisée Reclus, que l'on pourrait retrouver l'inspiration de notre démarche.

Victor Hugo imaginait que « c'est en se mêlant à cette chaste mer qui est aussi son tombeau » que le Rhône « a fait la Camargue et la garde en amant, en jaloux ». Charles Maurras traduisait l'instabilité des dépôts alluvionnaires en ces mots : « ce sont des nouveau-nés et déjà moribonds. Rien de fixe. Tout naît et tout périt sans cesse. Une incertitude infinie ». Élisée Reclus voyait le fleuve, en symbole de l'humanité devenue solidaire, « descendre vers la grande mer où toutes les vies vont se perdre et se renouveler ». Ces symboliques, entremêlées de naissance, de vie, de mort, de procréation, de perte et de renouvellement, rejoignent notre quête réunificatrice. Ces « incertitudes infinies » sont aussi notre problématique, loin des certitudes compartimentées de temps et d'espace, dans lesquelles la science avait jusqu'alors séquestré le fleuve, la mer et les hommes.

Références bibliographiques

Allouche A., Picon B., 2006. À l'ouest des Bouches-du-Rhône, étang de Berre, Camargue, pays d'Arles, trois territoires pour penser la durabilité. Politiques territoriales et développement durable. Convention MEDD-UMR 6012 Espace, site Desmid d'Arles. Rapport final, 190 p.

Beck U., 2001. *La société du risque*. Éditions Aubier, Paris, 520 p.

Claeys-Mekdade C., 2003. *Le lien politique à l'épreuve de l'environnement. Expériences camarguaises*. Éditions P.I.E. Peter Lang, Bruxelles, 246 p.

Claeys-Mekdade C., Picon B., 2004. *La gestion de l'eau en Méditerranée : forum, société civile et apprentissages. Une comparaison interdisciplinaire : l'étang de Berre, la Camargue*,

le bassin versant de l'Hérault et le littoral Languedoc-Roussillon. Programme environnement, vie et société du Cnrs. Rapport final, 176 p.

Dambre J.-L., Giauffret G., Nouaille-Degorce J.-F., Richard G., Roche É., 1994. *Mission inter-ministérielle sur les inondations de la vallée du Rhône en aval de Lyon d'octobre 1993 et de janvier 1994. Rapport particulier sur la Camargue*.

Jollivet M., 1992. *Sciences de la nature, sciences de la société, les passeurs de frontières*. Éditions Cnrs, 589 p.

Le Corguillé S., 2004. *Gestion agricole de l'eau et préservation de l'environnement. Analyse de la mise en place du contrat de delta de Camargue*. Rapport de stage, Desmid-ESITPA (École supérieure d'ingénieurs et de techniciens pour l'agriculture).

Legay J.-M., 1997. *L'expérience et le modèle. Un discours sur la méthode*. Inra éditions, Paris.

Picon B., 1978. *L'espace et le temps en Camargue*. Actes Sud, Arles, 3^e édition, 2008, 260 p.

Picon B., 2002a. Sociologie et environnement. Vingt-cinq ans d'expériences interdisciplinaires. *Europaea*, n° 1-2/anno VIII, Société des Européanistes, éditions Cagliari, Bruxelles, pp. 75-90.

Picon B., 2002b. Sociologie et littoral. Pour une nécessaire interdisciplinarité. *Oceanis* (revue de l'Institut océanographique), 28 (1-2), 15-26.

Picon B., 2003. Problématique environnementale et représentations de la nature. Pour une construction de l'environnement comme objet scientifique. In: *Quelles natures voulons-nous ? Pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement*. Elsevier, Paris, pp. 76-84.

Picon B., Allard P., Claeys-Mekdade C., Killian S., 2006. *Gestion du risque inondation et changement social dans le delta du Rhône : les catastrophes de 1856 et 1993-1994*. Éditions Cemagref, Paris, 122 p.

Chapitre 10

Salinisation de l'eau souterraine en Camargue

CHRISTINE VALLET-COULOMB, OLIVIER RADAKOVITCH, VÉRONIQUE DE MONTETY,
DANIEL HERMITTE, CORINNE SONZOGNI, PATRICK OLLIVIER, MAXENCE PAUL

Résumé

Ce chapitre présente l'état des connaissances sur les phénomènes de salinisation qui affectent l'eau souterraine en Camargue. Les deux types de nappes rencontrés dans le delta du Rhône, à savoir la nappe phréatique (superficielle) et la nappe captive (en profondeur) sont décrits, en relation avec leur contexte géologique. Pour chacune d'elles, les processus qui contrôlent la salinité sont argumentés, à la lumière des outils géochimiques classiquement utilisés, en particulier le traçage isotopique ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$). Si la nappe profonde est très largement affectée par une intrusion marine, la nappe superficielle est principalement salée à cause de l'évaporation de l'eau de pluie. La salinisation de la nappe superficielle présente cependant de très grandes variations spatiales, associées notamment à l'hétérogénéité géologique et à l'influence des aménagements hydrauliques.

Introduction

Les zones deltaïques résultent d'un équilibre fragile et fluctuant entre les apports sédimentaires continentaux et l'érosion marine. Dans le cas du delta du Rhône, une diminution importante des apports sédimentaires depuis l'amont (27 Mt.an^{-1} en 1850 contre 7 Mt.an^{-1} entre 2001 et 2003) (Ollivier, 2006) ainsi qu'une accélération récente de la montée du niveau marin (2 mm.an^{-1} depuis un siècle), provoquent un recul du trait de côte pouvant aller jusqu'à 5 m.an^{-1} à 10 m.an^{-1} par endroits (Sabatier *et al.*, 2006). Les différentes masses d'eau douce ou salée, se trouvant en arrière du trait de côte,

sont susceptibles de réagir à ces changements. Dans ce contexte d'équilibre instable, le fonctionnement des nappes d'eau souterraine de Camargue a fait l'objet d'une attention particulière ; un suivi à long terme a été initié en 2003 dans le cadre de l'Observatoire de recherche en environnement Resyst et de la zone atelier Orme. Ce chapitre présente les résultats des premières campagnes de mesures géochimiques, réalisées sur les eaux souterraines, dans le but de comprendre le fonctionnement des nappes, d'identifier les paramètres pertinents à mesurer et de rechercher les différents forçages de leur évolution, notamment de l'intrusion saline.

Les aquifères de Camargue avaient déjà fait l'objet d'investigations et de mesures, entreprises dans les années 1970 par la Compagnie nationale d'aménagement du bas-Rhône et du Languedoc (CNABRL), à la demande de la direction départementale de l'Agriculture des Bouches-du-Rhône. Après cinq ans de suivi, ces mesures ont été reprises par la DIREN, de 1976 à 1978 et en 1982, puis ont été arrêtées en 1994. Plus récemment, plusieurs études hydrologiques ont été menées en Camargue afin de quantifier le bilan hydrique, de simuler l'évolution des niveaux d'eau et de la salinité des étangs, ou d'analyser l'impact de la riziculture et la réponse des milieux à la gestion hydraulique (Heurteaux, 1994 ; Chauvelon, 1996 ; Chauvelon *et al.*, 2001, Franchesquin, 2000). Ces travaux se sont concentrés sur les eaux de surface ; les processus impliquant les eaux souterraines n'ont pas été abordés. La raison majeure de cette absence n'est pas le manque d'intérêt pour ces nappes, mais plutôt les difficultés que présente leur étude. En effet, les échantillons et les mesures sont difficiles à obtenir ; de plus, la diversité du substrat géologique, la complexité des apports d'eau en surface (irrigation, étangs, mer, anciens chenaux du fleuve) et leurs effets très locaux créent de grandes diversités spatiales.

Les aménagements hydrauliques en Camargue

De grands travaux d'endiguement, terminés aux alentours de 1870, ont privé la plaine d'une partie de son alimentation naturelle en eau par le Rhône – lors des inondations – ou par la mer – lors des tempêtes. La partie centrale et triangulaire de cette plaine, enserrée entre les deux bras du Rhône en aval d'Arles (750 km²), est d'ailleurs appelée l'île de Camargue, ce qui traduit son isolement (fig. 58). Actuellement, la gestion hydraulique est très complexe car elle doit répondre à plusieurs impératifs, parfois antagonistes. Dans la partie au nord du Vaccarès, dite « Camargue fluvio-lacustre » car constituée des sédiments du fleuve, l'eau du Rhône est apportée par un système complexe de canaux – représentant 1 000 km environ de linéaire de canaux de toutes tailles et de stations de pompage (Dervieux et Aznar, 2003). Ce réseau hydraulique sert à l'alimentation des marais de chasse, ou roselières, et surtout à l'irrigation des cultures – principalement la riziculture sur plus de 10 000 ha – dans la partie nord et sud-est. Une grande partie de l'eau d'irrigation repart dans le Rhône par des canaux de drainage, et le reste se déverse dans l'étang central du Vaccarès (l'eau du bassin de Fumemorte à l'est, par exemple). Le Vaccarès et les étangs inférieurs qui lui sont reliés reçoivent donc des eaux d'irrigation, les précipitations naturelles et enfin des apports d'eau de mer régulés par des pertuis au grau de la Fourcade, près des Saintes-Maries-de-la-Mer. La salinité moyenne du Vaccarès est actuellement régulée aux alentours de 14 g.l⁻¹, mais elle a varié très fortement au cours des dernières décennies (entre 5 g.l⁻¹ et 20 g.l⁻¹). La salinité des étangs inférieurs, qui sont

de volumes plus petits, est beaucoup plus variable au cours de l'année, allant de 20 g.l^{-1} à plus de 50 g.l^{-1} . La sansouïre, paysage végétal où la salicorne domine, occupe une place à part dans ces zones. Elle correspond à des terres basses limoneuses – situées dans et autour des étangs centraux – soumises ponctuellement à des apports d'eau lors des pluies ou des montées de niveau des étangs. L'évaporation potentielle ($1\,300 \text{ mm.an}^{-1}$ environ) étant très supérieure aux précipitations moyennes (600 mm.an^{-1} environ d'après Chauvelon, 1996), ces eaux s'évaporent, entraînant la formation d'une croûte de sel à la surface du sol. Enfin, au sud-est de ces étangs, 11 000 ha sont utilisés pour les marais salants et noyés toute l'année sous des eaux saumâtres. La zone comprenant les étangs naturels, les sansouïres, les marais saumâtres et salants ainsi que le littoral, constitue la « Camargue laguno-marine » où l'influence du sel domine (<www.reserve-camargue.org>).

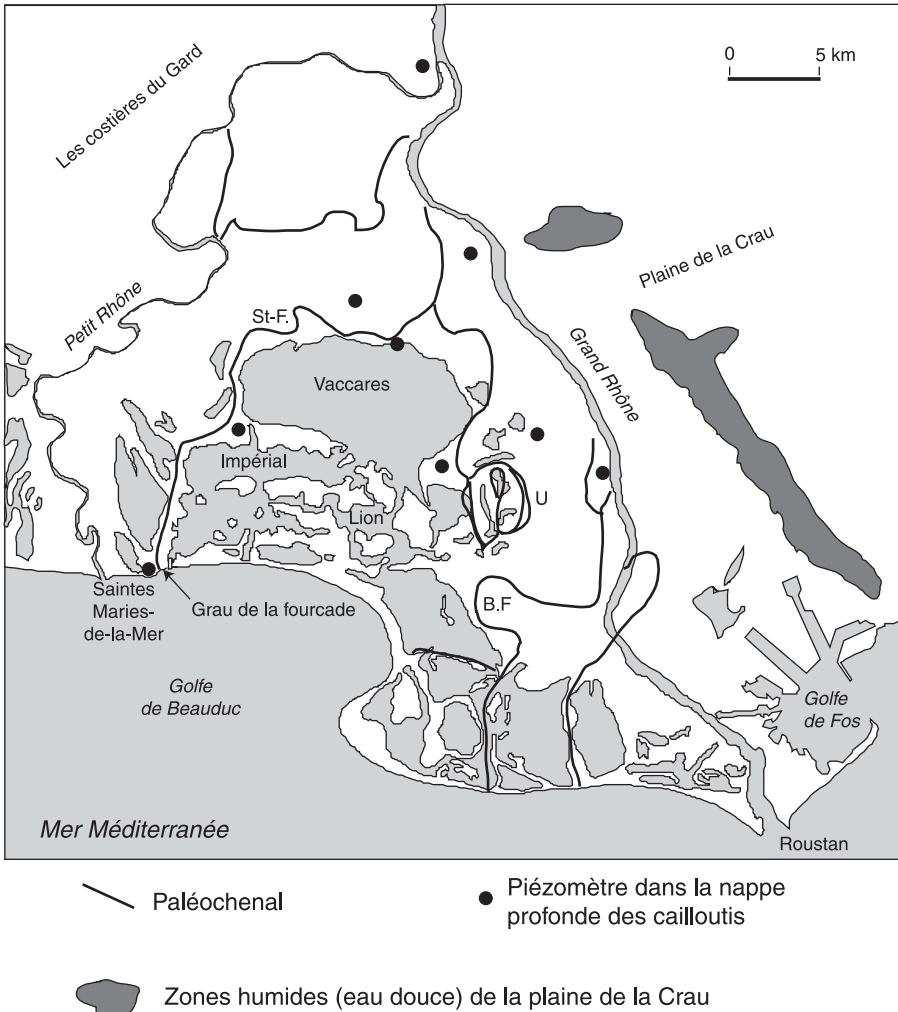


Figure 58. Carte de localisation de l'île de Camargue. Le tracé des paléochenaux (StF : Saint Ferréol, U : Ulmet, BF : Bras-de-Fer) est adapté de Vella (2004).

Contexte géologique du delta du Rhône

La basse vallée du Rhône suit un sillon dont le soubassement est constitué par des formations d'âge jurassique et créacé, découpées à l'Oligocène (34 à 28 millions d'années) lors d'une grande phase de distension tectonique ayant entraîné notamment la création de la faille de Nîmes. Durant le Miocène (28 à 5,3 millions d'années), un événement majeur se produit avec la crise de salinité messinienne (7,2 à 5,3 millions d'années) caractérisée par un abaissement de plus de 1 000 mètres du niveau marin en Méditerranée. Cet épisode a entraîné le creusement d'un canyon profond dans la vallée du Rhône. La remontée de la mer au Pliocène (5,3 à 1,8 millions d'années) a permis le comblement de ce canyon et le dépôt de formations fines, ou marnes. Par la suite, de

Le contact avec l'eau de mer dans les nappes souterraines littorales

Dans les zones côtières, il existe un contact direct entre l'eau douce souterraine et la mer. L'eau salée, plus dense que l'eau douce, a tendance à « se glisser » sous celle-ci, formant ainsi un « biseau salé ». En raison du contraste de densité, le niveau de l'eau douce, ou niveau piézométrique, doit être supérieur au niveau de la mer pour maintenir l'eau salée en profondeur et l'empêcher de remonter. Pour un aquifère sableux homogène, la loi de Ghyben-Herzberg prévoit que la profondeur du biseau salé (z), par rapport au niveau de la mer, est égale à 40 fois l'altitude du niveau piézométrique (h), par rapport au niveau de la mer, soit $z / h = 40$ environ (fig. 59). Dans des environnements de très faible altitude comme la Camargue, le biseau salé peut donc s'étendre très loin dans les terres. Dans ce type de milieu, les vitesses de circulation étant faibles, on ne distingue pas de contact franc entre les deux masses d'eau, mais une salinité diminuant progressivement vers l'intérieur des terres. Lorsque la profondeur théorique du biseau salé devient supérieure à la profondeur de la couche imperméable – qui sert de « plancher » à la nappe – on doit s'attendre à trouver de l'eau douce pure. Cet équilibre hydrostatatique peut être modifié dans le temps. En effet, la baisse du niveau piézométrique entraîne une intrusion d'eau de mer dans l'aquifère et une salinisation difficilement réversible, même dans le cas où le niveau piézométrique reprend sa position initiale. Une remontée progressive du niveau marin a le même effet.

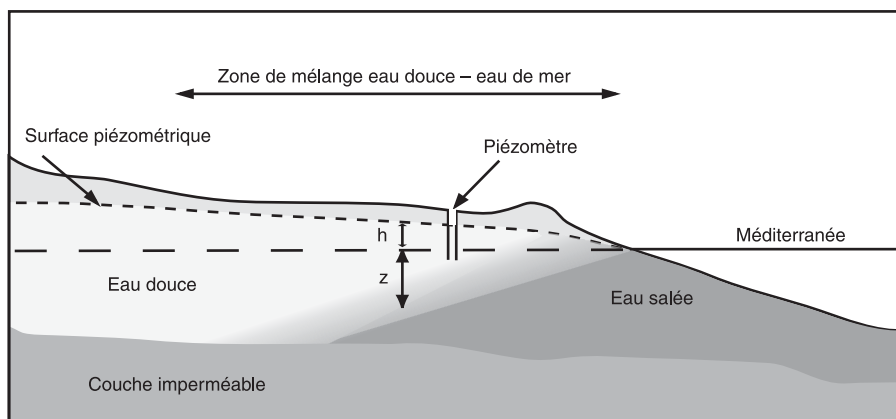


Figure 59. Coupe schématique représentant, pour une nappe libre, l'intrusion du biseau salé selon la loi de Ghyben-Herzberg qui prévoit que $z / h \sim 40$ (sur ce schéma, l'échelle verticale est considérablement exagérée).

nouvelles baisses du niveau marin ont permis à des rivières à forte énergie, notamment la Durance, de transporter des alluvions grossières, issues de l'érosion intense des Alpes nouvellement formées. Ces dépôts alluviaux se développent depuis la bordure orientale (cailloutis de la Crau), présentent une épaisseur très variable (10 m à 70 m) et reposent sur une couche de marnes imperméables. La couche de cailloutis affleure dans la plaine de la Crau puis son toit s'enfoncé progressivement vers le sud-ouest, jusqu'à 50 m de profondeur environ au niveau du littoral. En mer, cette formation s'étend vers le sud, recouverte par des sédiments plus récents, mais elle pourrait être en contact direct avec le fond marin, vers la rupture du plateau continental (Boyer *et al.*, 2005).

Des dépôts fluviaux ou marins se mettent en place sur ces cailloutis. Au nord du Vaccarès, ces dépôts sont uniquement fluviaux (sables fins et limons du Rhône) et donnent une morphologie de plaine alluviale : dépôts argileux d'inondation, anciennes berges et chenaux colmatés. Au sud, la stratigraphie est plus complexe. La remontée rapide du niveau marin depuis 18 000 ans BP (*Before present*) produit une succession de dépôts d'argiles et de limons de plaine côtière entrecoupés de niveaux sableux, l'ensemble progressant vers l'intérieur des terres. Vers 6 000 ans BP, la ligne de rivage est à sa limite maximale dans les terres, au nord du Vaccarès (Vella, 2004). La montée du niveau marin continue, mais à une vitesse beaucoup plus faible, et l'influence du fleuve reprend le dessus. Le delta progresse vers le sud grâce aux apports sédimentaires qui se déposent à l'embouchure, formant des lobes deltaïques. À la suite de crues, le fleuve change de lit, et ces modifications successives sont encore visibles.

Chronologiquement, on distingue le Rhône de Saint-Ferréol, le Rhône d'Ulmet et de Peccais (à l'est du Vaccarès), le Rhône du Bras-de-Fer et enfin, le Rhône actuel de Roustan (fig. 58). Les dépôts sédimentaires dans cette partie sud de la Camargue traduisent une double influence fluviale et marine : paléoberges et paléochenaux du fleuve, anciens cordons littoraux sableux ou dépôts d'argiles de lagunes avec passées tourbeuses. Les relations latérales et verticales entre ces différentes unités sont très difficiles à matérialiser car elles peuvent varier à l'échelle de la dizaine de mètres, comme dans le cas d'un ancien bras colmaté du Rhône (Vella, 2004).

L'eau souterraine

L'eau est omniprésente dans ce « mille-feuilles » sédimentaire constitué de couches plus ou moins fines et perméables. Deux types de nappes peuvent être différenciés. À faible profondeur, on trouve des eaux ayant des salinités très variables : douce, saumâtre, salée et même très salée jusqu'à 110 g.l^{-1} (contre 38 g.l^{-1} pour l'eau de la Méditerranée). Au-dessous, la couche des cailloutis contient également une nappe de salinité variable, saumâtre au nord (2 g.l^{-1} environ) à salée au sud (38 g.l^{-1} environ). Les différents facteurs pouvant contribuer à la salinité de ces eaux souterraines sont : la dissolution des sels présents dans les roches encaissantes, le mélange avec de l'eau de mer actuelle ou ancienne, ou encore une concentration progressive des sels suite à l'évaporation très intense dans cette région. Comprendre le fonctionnement de ces systèmes hydrauliques complexes implique d'identifier les rôles respectifs des différents facteurs précités ainsi que l'influence des apports par la pluie et par le Rhône. Dans ce contexte, les outils géochimiques sont très précieux. La composition isotopique de l'eau permet de tracer l'origine des masses d'eau et d'identifier les effets de l'évaporation. Associée à la

composition chimique de l'eau, elle apporte des informations sur les interactions entre l'eau et la roche encaissante, les mélanges éventuels avec l'eau de mer et / ou les effets de concentration par évaporation.

La composition isotopique de l'eau

Les isotopes sont des éléments chimiques de même numéro atomique – et donc de même nom – mais qui diffèrent par leur masse atomique. La forme isotopique la plus répandue de la molécule d'eau est $^1\text{H}_2^{16}\text{O}$. Cependant, les atomes d'hydrogène et d'oxygène comportent deux autres espèces isotopiques, présentes en faible quantité dans la nature. Pour l'hydrogène, il s'agit de ^2H , ou deutérium, isotope stable d'abondance naturelle environ 1/6 400) et ^3H , ou tritium, isotope radioactif d'abondance variable. Pour l'oxygène, il s'agit de ^{17}O et de ^{18}O , isotopes stables d'abondances respectives 1/2 500 et 1/500. Les différentes espèces isotopiques de la molécule d'eau ont un comportement physico-chimique presque identique, sauf lors des changements de phase (évaporation ou condensation par exemple) où les compositions isotopiques de l'eau sont modifiées. Ainsi, les teneurs en oxygène 18 ($\delta^{18}\text{O}$) et en deutérium ($\delta^2\text{H}$) seront différentes pour l'eau de mer, l'eau de pluie ou l'eau du Rhône. Ces compositions seront ensuite modifiées si l'eau reste en surface et si elle est soumise à l'évaporation (fig. 60).

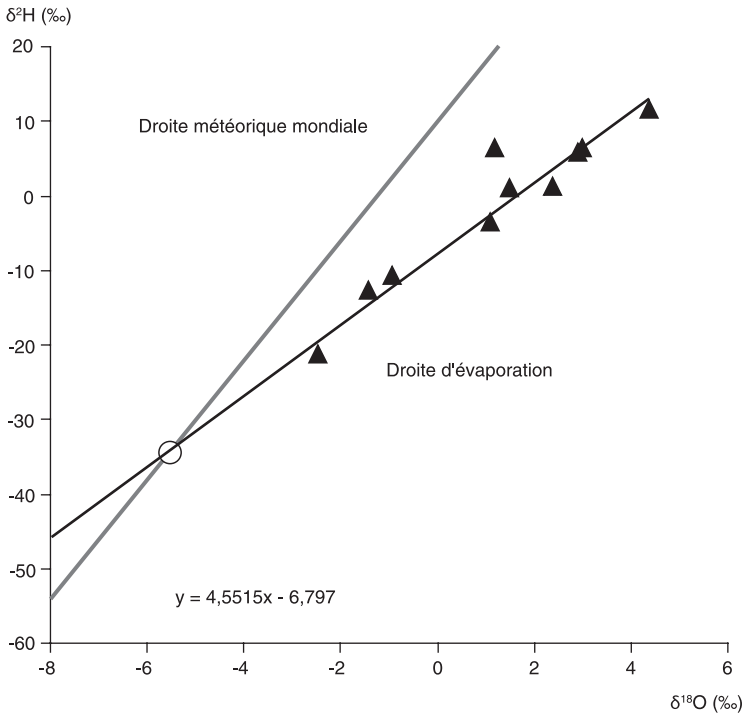


Figure 60. Les nombreuses mesures isotopiques, réalisées sur les pluies à travers le monde, montrent que les compositions varient en suivant une droite de pente 8 (droite météorique mondiale). La valeur moyenne des pluies en Avignon est figurée par le cercle blanc. Lorsque l'eau de pluie est soumise à l'évaporation, elle s'enrichit peu à peu en isotopes lourds : $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ augmentent. La composition isotopique varie alors en suivant une droite de pente inférieure à 8 (droite d'évaporation). Ici, la droite d'évaporation est obtenue à partir de mesures réalisées dans l'étang du Vaccarès.

La nappe profonde des cailloutis

Dix piézomètres ont été installés en 1969 en haute et moyenne Camargue pour mesurer le niveau de la nappe profonde des cailloutis. Dans le cadre de l'Observatoire de recherche en environnement Resyst et d'une thèse au laboratoire d'hydrogéologie d'Avignon (de Montety), des mesures et prélèvements ont été effectués sur cinq d'entre eux – encore opérationnels – et sur quelques forages réalisés par des particuliers. Les eaux prélevées présentent des compositions isotopiques et des concentrations en chlore qui témoignent d'un mélange entre une eau douce – de composition isotopique très négative – et de l'eau de mer (fig. 61 et 62). En effet, l'alignement des compositions isotopiques est caractéristique d'une droite de mélange, et non d'une droite d'évaporation dont la pente serait plus faible (fig. 60). Cela est confirmé par l'ordre de grandeur et la linéarité des variations des teneurs en chlore en fonction de la composition isotopique, caractéristiques également d'une droite de mélange, et permet d'exclure le rôle de l'évaporation dans la salinisation des eaux de la nappe des cailloutis.

L'identification des pôles de mélange et la détermination de leur composition isotopique sont nécessaires pour pouvoir calculer les proportions de chaque élément et mieux contraindre ces processus. L'un des pôles est représenté par l'eau de mer, l'autre correspond à l'eau douce qui alimente la nappe des cailloutis. Deux sources d'alimentation différentes peuvent être invoquées pour cette nappe :

- l'eau du Rhône, qui peut être en contact avec la formation des cailloutis (comme par exemple au Seuil de Terrin où elle est observée au fond du lit du fleuve) ;
- l'eau de la nappe de la Crau, alimentée dans la plaine de Crau à l'est du Grand-Rhône où les cailloutis affluent. Principalement libre et superficielle, la nappe de la Crau a un sens

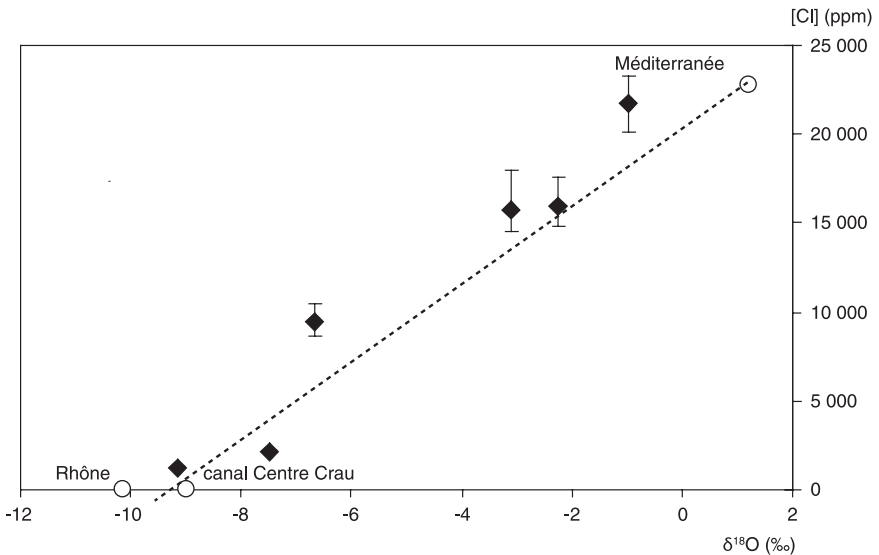


Figure 61. Relation entre les teneurs en chlore et en oxygène 18 dans l'eau de la nappe des cailloutis. Les barres verticales représentent les variations saisonnières en [Cl]. Les variations saisonnières de la composition isotopique sont négligeables.

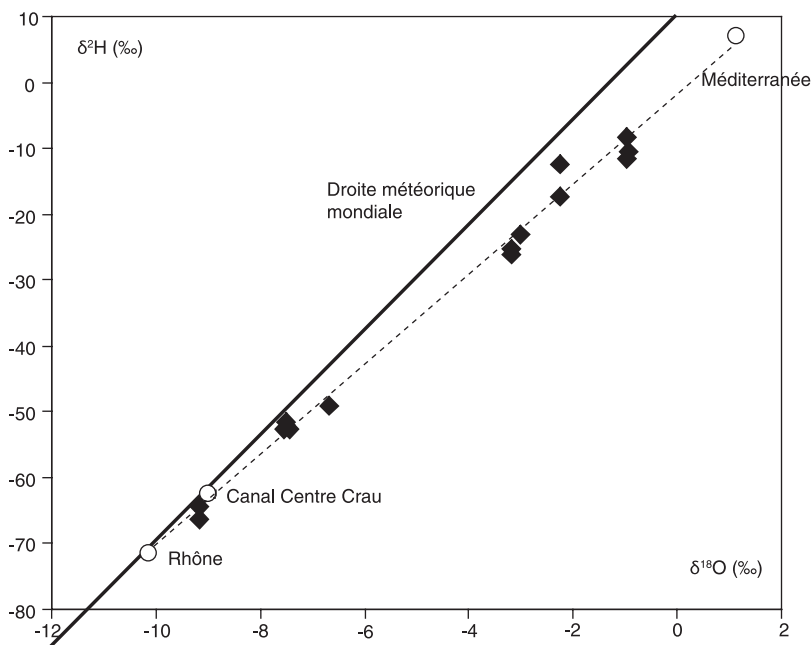


Figure 62. Relation entre les teneurs en deutérium et en oxygène 18 dans l'eau de la nappe des cailloutis. Les points s'alignent le long d'une droite de mélange, entre un pôle « eau de mer » et un pôle « eau douce » pouvant être soit de l'eau du Rhône, soit de l'eau de la Durance, prélevée dans le canal de centre Crau.

Le principe d'une droite de mélange en géochimie

Certains éléments chimiques en solution dans l'eau sont dits conservatifs, c'est-à-dire qu'ils ne sont pas enlevés par des réactions chimiques (précipitations de sels par exemple) ou biochimiques. Il n'existe pas d'élément conservatif absolu, il y a toujours des processus d'échange possibles avec la roche encaissante. Cependant, le chlore, et surtout les isotopes de l'oxygène et de l'hydrogène – qui sont des éléments constitutifs de la molécule d'eau – répondent assez bien à un tel critère. On parle alors de traceurs naturels conservatifs. Lorsque deux masses d'eau présentant des compositions différentes se mélangent, la composition résultante est proportionnelle à la quantité de chacune des deux masses d'eau initiales. Graphiquement, on peut identifier ce processus de mélange en utilisant deux traceurs conservatifs ; sur un graphe représentant les compositions d'un traceur en fonction de l'autre, les points obtenus s'alignent le long d'une droite reliant les compositions des deux pôles de mélange. La position sur la droite représente alors géométriquement les proportions du mélange. Le principe de la droite de mélange est aussi utilisé pour interpréter des concentrations en éléments non-conservatifs. Ceux-ci, représentés en fonction d'un élément conservatif, se situeraient au-dessus ou au-dessous d'une droite de mélange théorique. Cela permet d'identifier des concentrations « excédentaires » ou « déficitaires » afin d'analyser les processus qui régissent l'évolution chimique de la masse d'eau au cours de son transit dans la nappe.

d'écoulement général du nord-est vers le sud-ouest ; elle devient captive sous les sédiments deltaïques de l'île de Camargue. En devenant captive, elle perd une grande partie de son débit dans des résurgences naturelles qui forment une série de marais et de zones humides, alignés à l'est du Grand-Rhône (fig. 58). Une proportion inconnue continue cependant à s'écouler dans la nappe captive en Camargue. L'alimentation de la nappe de la Crau est fortement influencée par l'occupation du sol car elle reçoit, en grande partie, les excédents d'irrigation gravitaire issus des nombreux canaux provenant de la Durance. Pour la nappe des cailloutis en Camargue, la composition isotopique du pôle « eau douce », très appauvrie, peut correspondre soit à celle du Rhône, soit à celle de la Durance (prélevée ici dans le canal de centre Crau). Ces eaux ont des compositions isotopiques très proches car alimentées par l'eau de pluie des Alpes. Sur la base des compositions isotopiques, on ne peut donc pas distinguer les deux sources d'alimentation possibles.

La relation linéaire qui apparaît entre la concentration en chlore et le niveau piézométrique, et qui passe par une concentration équivalente à celle de l'eau de mer à l'altitude zéro (fig. 63), montre la continuité hydraulique existant entre les différents points de mesure et la mer. Le mélange de l'eau de cette nappe avec l'eau de mer correspond donc bien au schéma classique du biseau salé décrit par la loi de Ghyben-Herzberg. L'intrusion d'eau salée dans la nappe profonde des cailloutis répond donc à un équilibre hydrostatique, lui-même régi à la fois par le niveau marin et par l'hydrodynamique de la nappe. Il est donc nécessaire de bien comprendre les facteurs qui régissent l'hydrodynamique de cette nappe afin de cerner, et peut-être de prévenir dans le futur, la progression de cette intrusion saline.

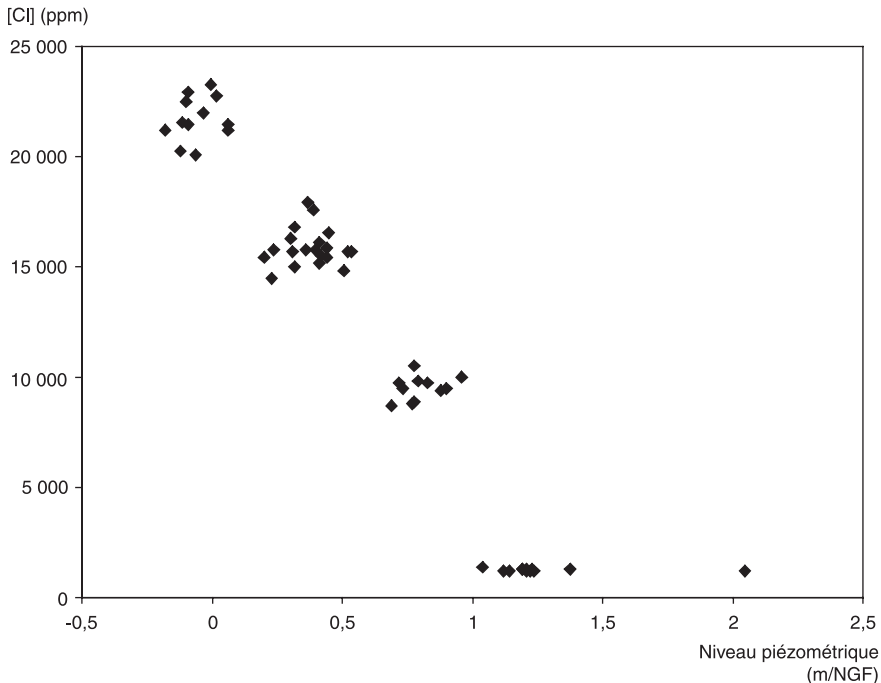


Figure 63. Relation entre les teneurs en chlore et le niveau piézométrique dans l'eau de la nappe des cailloutis. Chaque groupe de points représente un piézomètre, pour lequel on observe de légères variations saisonnières, grâce à des mesures régulières.

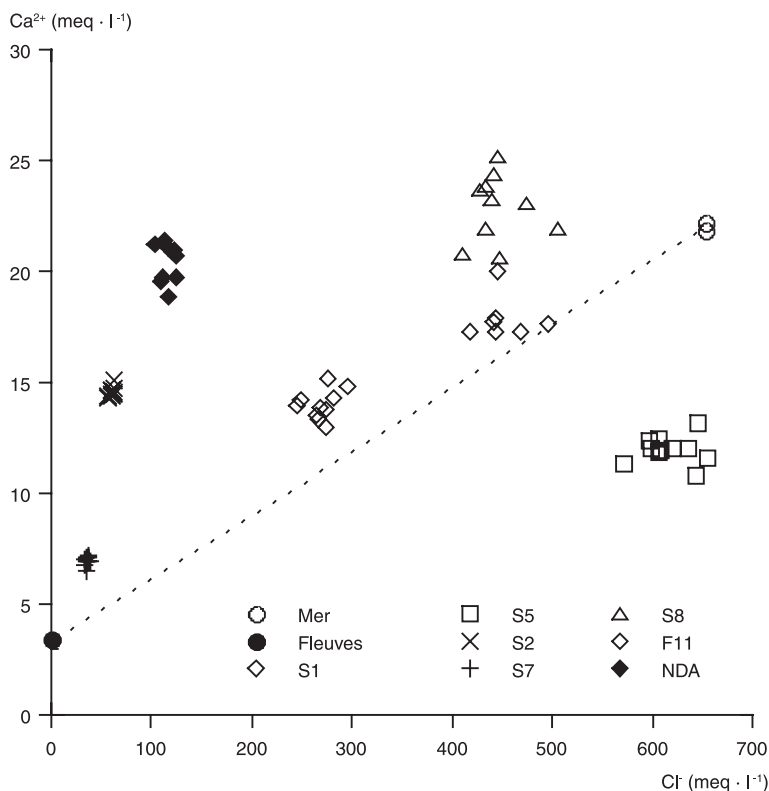


Figure 64. Relation entre les teneurs en calcium et en chlore dans l'eau de la nappe des cailloutis (variations saisonnières pour chaque piézomètre). Les points S1 à S8, F11 et NDA, correspondent aux emplacements des piézomètres dans cette zone d'étude.

Tous les éléments chimiques ne se comportent pas de manière aussi conservative que le chlore. Plusieurs montrent des variations dans l'espace pouvant être associées à des processus biologiques, *via* les micro-organismes, ainsi que des phénomènes d'interaction avec la roche (dissolution, échanges cationiques) ou encore des précipitations de minéraux. Le calcium est un exemple classique des interactions eau-roche. Sur un diagramme représentant les teneurs en calcium en fonction des teneurs en chlore (fig. 64), les points situés au-dessus de la droite de mélange théorique traduisent un apport important de calcium, lequel est libéré de la surface des minéraux par échange avec d'autres cations, notamment avec le sodium apporté par l'eau de mer (de Montety *et al.*, 2008). Ce processus n'est toutefois pas le seul en jeu puisque, pour l'eau du piézomètre S5, les valeurs en dessous de la droite traduisent une précipitation chimique qui enlève le calcium (sous forme de calcite CaCO_3). Des études sont en cours sur d'autres éléments, comme le strontium dont le comportement chimique est similaire à celui du calcium. Cet élément possède en effet des isotopes stables dont la mesure permettra de mieux caractériser les sources d'alimentation de l'eau de la nappe.

Les sulfates, quant à eux, sont un bon témoin des processus biologiques qui interviennent dans la minéralisation de l'eau de la nappe. En effet, en plusieurs points de celle-ci, on a pu constater l'absence d'oxygène dans l'eau : le milieu est donc réducteur.

Dans ce contexte, certaines bactéries peuvent se développer en utilisant l'oxygène des sulfates (SO_4^{2-}) comme source d'énergie pour dégrader la matière organique, entraînant ainsi la réduction des sulfates. La sulfato-réduction produit des sulfures reconnaissables par leur odeur caractéristique d'œuf pourri. La relation entre les teneurs en sulfates et en chlore (fig. 65, cf. planche couleur 14) montre que certains points ont une teneur en sulfate beaucoup plus faible que ce que laisserait prévoir un simple mélange entre les deux pôles ; cet élément a donc été consommé par des bactéries (de Montety *et al.*, 2008). L'importance de la sulfato-réduction dans la nappe dépend de la disponibilité de la matière organique mais également de la présence de sulfate, élément généralement en faible proportion dans les eaux douces. Ici, la source de sulfates provient de l'intrusion d'eau de mer dans la nappe. Ainsi la sulfato-réduction rend également compte de l'avancée du biseau salé dans la nappe des cailloutis.

Les nappes de surface

Les formations sédimentaires superficielles sont très variées, allant de matériaux sableux grossiers et perméables à des formations plus fines, limoneuses à argileuses, presque totalement imperméables. Cette forte hétérogénéité favorise la mise en place de nombreuses petites nappes d'eau souterraines, mal connectées entre elles car la faiblesse de la pente topographique, impliquant de faibles gradients hydrauliques, permet peu de circulations latérales. Une trentaine de piézomètres – implantés à des profondeurs de 4 m à 6 m environ – ont été utilisés pour échantillonner les eaux des nappes superficielles. Les eaux sont caractérisées par une grande gamme de variation de la salinité, sans que l'on puisse identifier de gradient nord-sud dans leur distribution géographique (fig. 66). Sur la base de la concentration en chlore, deux groupes de piézomètres ont été identifiés : celui des « eaux douces » et celui des « eaux salées ».

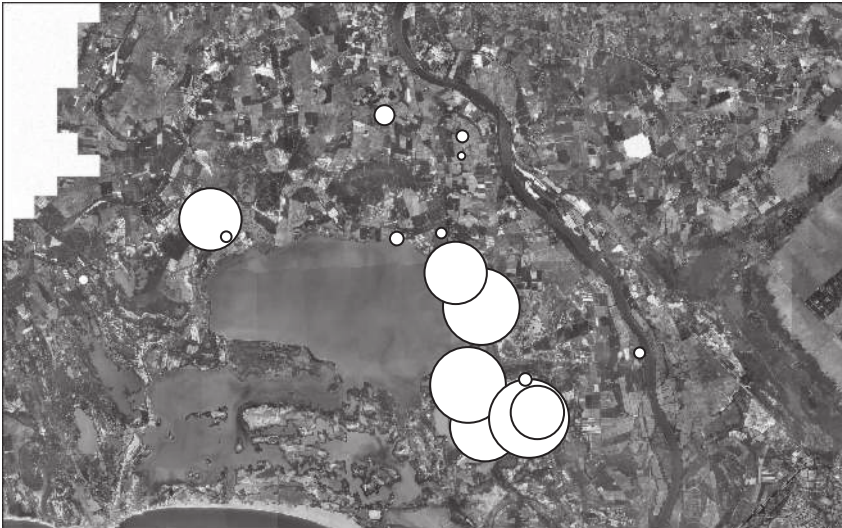


Figure 66. Localisation des piézomètres implantés dans les nappes de surface. La taille des cercles est proportionnelle à la salinité de l'eau.

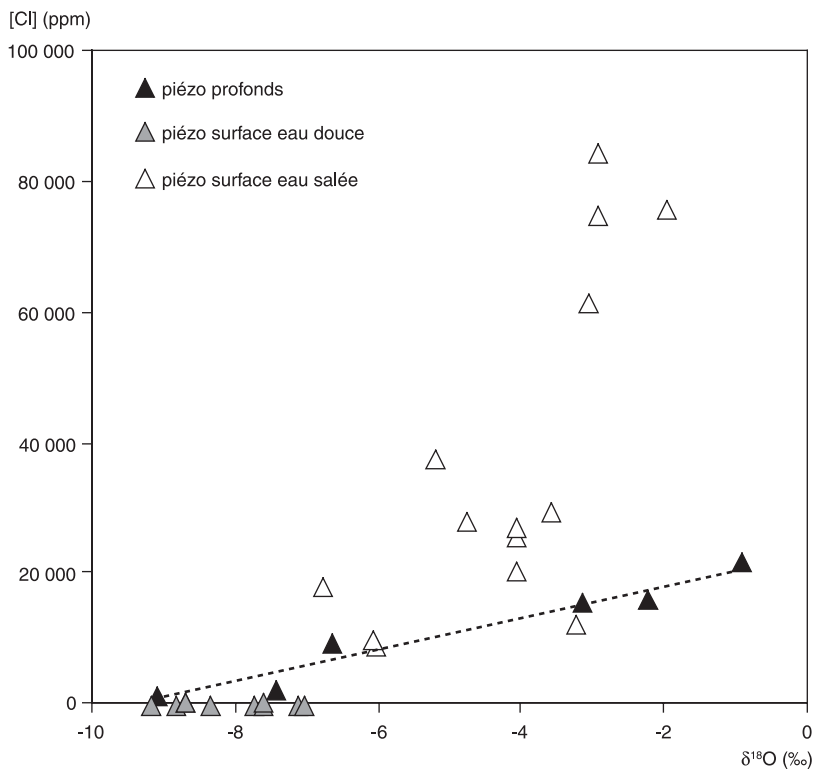


Figure 67. Relation entre les teneurs en chlore et en oxygène 18 dans l'eau des nappes superficielles. En pointillé est représentée la droite de mélange identifiée pour la nappe profonde.

L'intrusion d'un biseau salé, identifiée clairement pour la nappe des cailloutis, pourrait également être invoquée pour expliquer la salinité des nappes de surface. Cependant, la distribution géographique des valeurs de salinité n'indique pas de relation avec la proximité de la mer (fig. 66). De plus, la relation entre les concentrations en chlore et en oxygène 18 dans les eaux montre que la plupart des concentrations des piézomètres « eaux salées » sont largement supérieures à celles que laisserait prévoir un simple mélange avec la mer (en pointillé sur la fig. 67). Par conséquent, si l'influence marine ne peut être formellement exclue, elle ne serait de toute façon pas suffisante pour expliquer les fortes salinités observées. Pour ces « eaux salées », l'influence de l'évaporation se matérialise dans la relation entre $\delta^{18}\text{O}$ et $\delta^2\text{H}$ (fig. 68) par une position des points sous la droite météorique mondiale, avec une tendance à l'alignement le long d'une droite d'évaporation dont l'eau de départ aurait une composition proche de celle des précipitations locales. Certains points font exception, ce sont :

- des points présentant des compositions isotopiques nettement plus basses car leurs lieux d'implantation sont influencés par des canaux proches apportant l'eau du Rhône,
- un point situé sur la droite météorique mondiale du fait de la situation du piézomètre dans une zone temporairement inondée par les eaux de pluie.

Pour les piézomètres « eaux douces », les teneurs en oxygène 18 ($\delta^{18}\text{O} = -9,2\text{‰}$ à $-6,4\text{‰}$) varient entre celles de l'eau du Rhône ou de la Durance et celle des

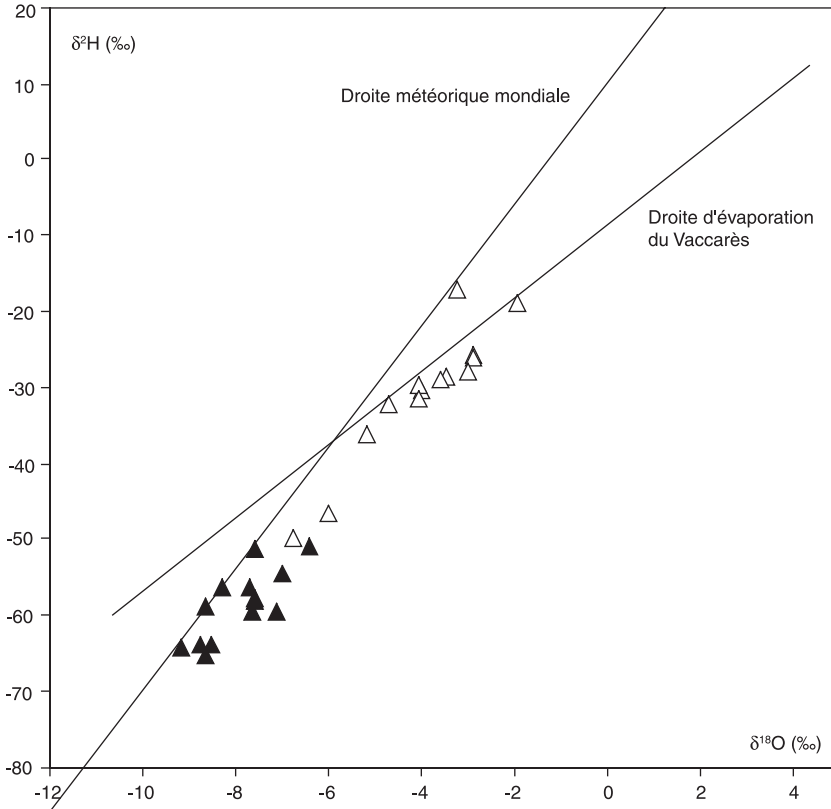


Figure 68. Relation entre les teneurs en deutérium et en oxygène 18 dans l'eau des nappes superficielles. Les triangles blancs correspondent aux échantillons d'eau salée et les triangles noirs aux échantillons d'eau douce.

précipitations locales (fig. 67). Cependant, en représentant ces valeurs en fonction des teneurs en deutérium (fig. 68), on constate une dispersion importante. Dans de nombreux cas, les points sont nettement sous la droite météorique, ce qui témoigne de phénomènes d'évaporation. Contrairement au groupe de points représentant l'eau des piézomètres « eaux salées », les échantillons prélevés dans les piézomètres « eaux douces » présentent une composition isotopique appauvrie qui atteste de l'influence de l'eau du Rhône, apportée soit par les canaux servant à l'irrigation, soit par des circulations préférentielles dans les paléochenaux naturels du Rhône.

De manière générale, les eaux douces sont rencontrées dans des zones influencées par l'irrigation ou par des circulations préférentielles dans certains anciens chenaux du Rhône. En revanche, les eaux salées se trouvent dans des zones où les eaux circulent peu. L'évaporation intense est donc le principal facteur de salinisation, les sels étant apportés peu à peu, depuis des années, par la pluie, et se concentrant dans les sols sans pouvoir être évacués par lessivage. Cette situation résulte de l'aménagement hydraulique du cours du Rhône. Avant la construction de digues, le fonctionnement naturel du delta entraînait des inondations régulières qui permettaient d'évacuer les sels accumulés. Contrairement

à la nappe profonde, on ne peut pas parler d'une seule nappe de surface qui sature les sédiments reposant sur la couche des cailloutis, mais plutôt d'une mosaïque de petites nappes dont les caractéristiques sont déterminées, en grande partie, par la gestion hydraulique du delta du Rhône.

Conclusion

Les résultats présentés ici donnent une première idée du fonctionnement des eaux souterraines dans la plaine de Camargue. La situation en subsurface est très complexe, en partie à cause des dépôts sédimentaires variés qui constituent les sols, mais aussi en relation avec les aménagements hydrauliques. Réparties dans de petits aquifères mal connectés entre eux, les eaux souterraines proviennent des pluies, des apports par les canaux d'irrigation ou par les paléochenaux du Rhône. Leur chimie évolue en fonction de ces apports, mais surtout en fonction de l'évaporation qui entraîne des salinisations importantes. Plus en profondeur, l'eau de la nappe des cailloutis témoigne de l'intrusion du biseau salé sur plusieurs kilomètres vers l'intérieur des terres, à cause du faible gradient hydraulique. La chimie des eaux n'est plus alors contrôlée par l'évaporation, mais par l'intrusion d'eau de mer, à laquelle s'ajoutent les interactions avec la roche encaissante ainsi que des processus biologiques. Les données obtenues depuis 1970 semblent indiquer une augmentation importante de la salinité dans la partie sud, dont la cause doit être encore étudiée. La progression du biseau salé vers l'intérieur des terres est un phénomène qui s'est produit, de par le monde, dans nombre d'aquifères côtiers où les pompages massifs d'eau ont aggravé l'intrusion d'eau de mer dans l'aquifère. En Camargue, la nappe n'a jamais été exploitée intensivement, mais les travaux futurs devront mettre en évidence les impacts, sur cette salinisation, respectivement de la diminution des apports d'eau douce (par le Rhône ou par la nappe de la Crau) et de la montée du niveau marin (2 mm.an^{-1}).

Références bibliographiques

Boyer J., Duvail C., Le Strat P., Gensous B., Tesson M., 2005. High resolution stratigraphy and evolution of the Rhône delta plain during postglacial time, from subsurface drilling data bank. *Marine Geology*, 222-223, 267-298.

Chauvelon P., 1996. *Hydrologie quantitative d'une zone humide méditerranéenne aménagée : le bassin de Fumemorte en Grande-Camargue, delta du Rhône*. Thèse de doctorat, université de Montpellier II, 241 p.

Chauvelon P., Tournoud M.G., Sandoz A., Berceaux A., Heurteaux P., 2001. *Modélisation du fonctionnement hydrologique d'un hydrosystème côtier méditerranéen fortement anthropisé : l'île de Camargue*. Documents techniques Hydrologie 51 (PHI-V Projet 1-1), Unesco, pp. 217-224.

De Montety V., Radakovitch O., Vallet-Coulomb C., Blavoux B., Hermitte D., Valles V., 2008. Origin of groundwater salinity and hydrogeochemical processes in a confined coastal aquifer. Case of the Rhône delta (Southern France). *Applied Geochemistry*, 23 (8), 2337-2349.

Dervieux A., Aznar J.-C., 2003. La gestion de l'eau en Camargue : une manière moderne de domestiquer la nature ? In: *Évaluation des risques environnementaux pour une gestion*

durable des espaces. Actes des journées 2003 de l'Association internationale pour l'écologie du paysage, éditions Cemagref, Antony, pp. 57-64.

Franchesquin N., 2000. *Modélisation et simulation multi-agents d'écosystèmes anthropisés : une application à la gestion hydraulique en Grande-Camargue*. Thèse de doctorat, université Paul Cézanne Aix-Marseille III, 237 p.

Heurteaux P., 1994. Essai de quantification des termes du bilan hydrique des étangs du système Vaccarès (Camargue, France). *Annales de Limnologie*, 30, 131-144.

Ollivier P., 2006. *Interface continent-océan : géochimie du Rhône (flux et bilan d'érosion) et transfert d'eaux souterraines en Camargue (apports des isotopes du radium)*. Thèse de doctorat, université Paul Cézanne Aix-Marseille III, 246 p.

Sabatier F., Maillet G., Provansal M., Fleury T.J., Suanez S., Vella C., 2006. Sediment budget of the Rhône delta shoreface since the middle of the 19th century. *Marine Geology*, 234, 143-157.

Vella C., 2004. Le rôle de la mer : position du niveau marin et du trait de côte depuis 6 000 ans dans le delta du Rhône. *Bulletin d'Archéologie de Provence*, éditions APA, supplément 2, pp. 79-90.

Chapitre 11

Entre terre et mer : la lagune de Salses-Leucate, un « lac marin »

ROSELYNE BUSCAIL, FLORENCE VOUVÉ, RAYMONDE LECOMTE-FINIGER,
PHILIPPE LENFANT, JÉRÉMY PASTOR, MOHAMED ABDULLAH, RAPHAËL CERTAIN

Résumé

Depuis son aménagement et le percement de trois ouvertures permanentes sur la mer, la lagune de Salses-Leucate est fortement « marinisée ». Un rythme saisonnier marqué est observé spatialement, entre la rive proche du continent et la rive proche de la mer, entre un bassin nord fortement « marinisé » et un bassin sud alimenté par deux résurgences. Comme toutes les lagunes, c'est un réceptacle de particules et de contaminants de diverses origines. Les apports provenant des stations d'épuration enrichissent le milieu en phosphates et en nitrates, ce qui induit une intense activité photosynthétique. Les apports ubiquistes d'origine atmosphérique entraînent un enrichissement en métaux tels que Pb et Zn. Les apports continentaux, issus du bassin versant, témoignent de la pression agricole qui affecte la lagune, principalement dans le bassin sud, avec la présence notable de Cd, mais aussi de pesticides et d'herbicides. En revanche, les résultats montrent l'absence d'un impact notable des activités humaines d'origine industrielle. La présence de polluants métalliques dans les otolithes de poissons reflète leur présence dans le milieu environnant. Malgré son hétérogénéité spatiale faite d'unités fonctionnelles, la lagune présente une certaine stabilité sur la durée d'observation d'une vingtaine d'années, tant sur le plan de la salinité que sur les concentrations en matière organique et en métaux dans les sédiments, ou en sels nutritifs dans l'eau. Même les pêcheurs signalent des captures de poisson relativement stables.

La lagune de Salses-Leucate

Longtemps considérée comme un milieu insalubre, la lagune de Salses-Leucate a été profondément transformée dans les années 1960. À cette époque, l'espace a été structuré par l'aménagement du littoral et la création d'équipements touristiques. De grands travaux ont été menés : ouverture de graus, creusements de ports, développement de stations balnéaires et d'infrastructures routières. Peu de travaux permettent de suivre et de connaître avec précision les conséquences d'un tel bouleversement, hormis le travail de Wilke (2001) qui fait référence et qui est l'équivalent d'un « point zéro ». De plus, plusieurs organismes procèdent à des suivis de l'étang : le réseau de suivi lagunaire (RSL), mis en place en 2000 par la région Languedoc-Roussillon, ainsi que les réseaux mis en place par l'Ifremer : REMI (réseau microbiologie), REPHY (réseau phyto-planctonique), RNO (réseau national d'observation) et RINBIO (réseaux intégrateurs biologiques). La qualification de la lagune est issue de ces divers réseaux et du bilan établi par le contrat d'étang.

La lagune de Salses-Leucate présente une superficie de 5 400 ha environ (fig. 69). Elle s'appuie sur le massif des Corbières à l'ouest ; un cordon littoral la ferme à l'est. Elle se compose de deux « bassins » correspondant à la séparation administrative Aude et Pyrénées-Orientales. Ce sont : le bassin de Leucate – prolongé par l'anse du Paurel – au nord, avec une profondeur moyenne de 1,5 m, et le bassin de Salses, dont la profondeur moyenne est de 3 m, au sud.

Le bassin versant est réduit (160 km²). Le massif des Corbières, qui est calcaire, présente quelques ruisseaux (Arène, Canaveyre) à caractère torrentiel. Les écoulements se font surtout par l'intermédiaire des sources karstiques Font Dame et Font Estramar dont le débit moyen de 5 m³.s⁻¹ à 10 m³.s⁻¹ peut atteindre 15 m³.s⁻¹ à 20 m³.s⁻¹ lors de fortes pluies. La température de ces sources est relativement constante, de l'ordre de 17 °C à 19 °C. Au sud, la plaine alluvionnaire de la Salanque est dessinée par la rivière Agly (fig. 69). Nous n'oublions pas les émissaires des stations d'épuration se déversant soit directement dans l'étang, comme pour les bassins de lagunage de Port-Barcarès, Fitou, Port-Leucate et Leucate, soit par l'intermédiaire de ruisseaux et de canaux (canal de St-Hippolyte au sud, canal de Salses dans l'anse de la Roquette, ruisseau de l'Arène dans le Paurel à l'extrême nord).

Il existe trois communications avec la mer, ou graus. Le grau des conchyliculteurs au nord existait avant l'aménagement du littoral. Réaménagé, son débit reste faible. Le grau de Port-Leucate, long de 3 km, a été entièrement creusé lors de l'aménagement du littoral en 1969. Le grau Saint-Ange au sud, long de 2 km, a été recreusé en 1965.

La température des eaux de la lagune est sous l'étroite dépendance de celle de l'air, elle fluctue selon les conditions météorologiques annuelles. La salinité moyenne a évolué depuis l'ouverture permanente des graus. Ainsi, elle varie de 30 à 37, selon les saisons, ce qui correspond à une augmentation notable qui la rend proche de celle de l'eau de mer. Il existe cependant un gradient de salinité, décroissant d'est en ouest, dû à la présence de résurgences. L'oxygène dissous est généralement en quantité suffisante. Les sels nutritifs sont en quantité supérieure à celle que l'on trouve en mer, mais inférieure à celle généralement relevée dans les autres lagunes littorales.

La flore, elle aussi, a évolué dans le sens d'une plus grande affinité avec celle de la mer. Les phanérogames recouvrent une grande surface, ce sont principalement les

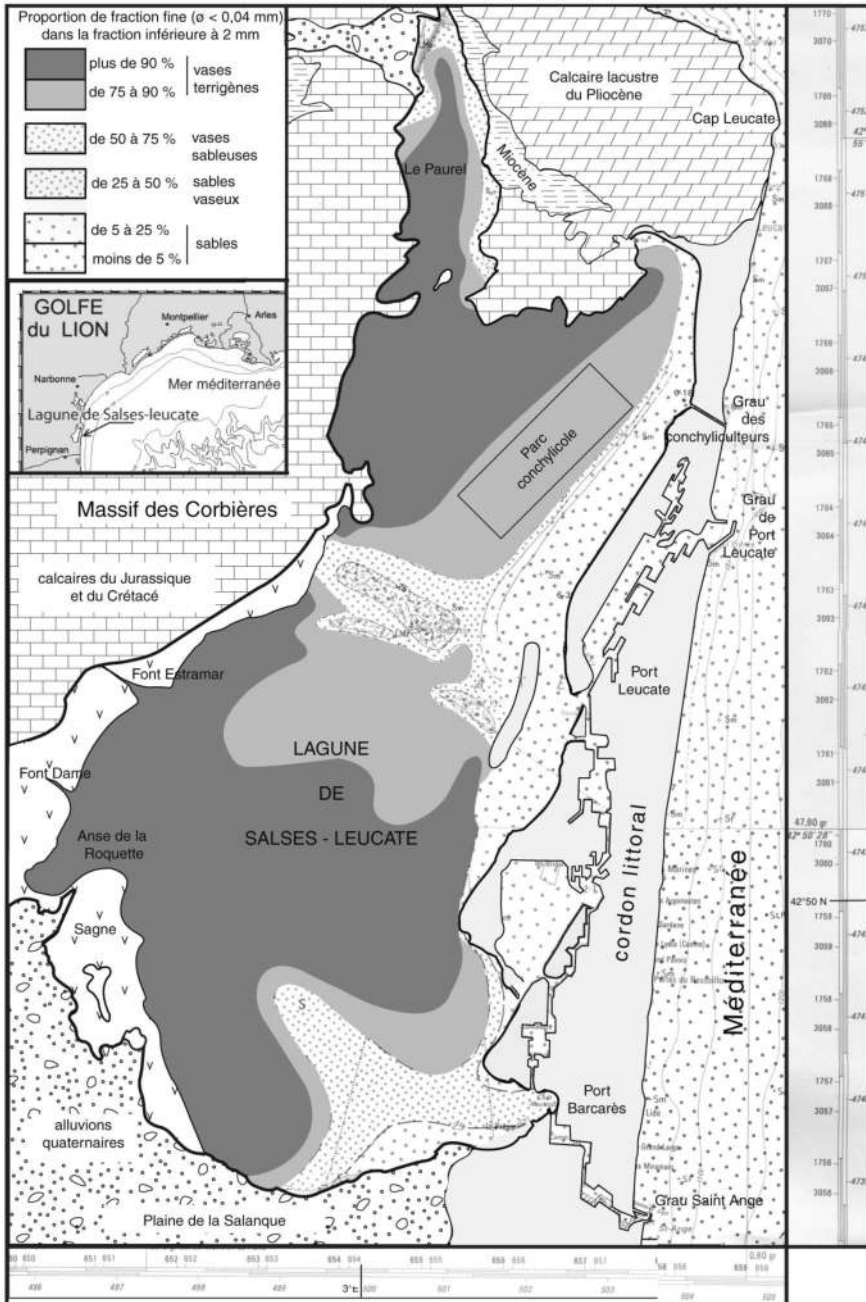


Figure 69. Carte sédimentologique de la lagune de Salses-Leucate (réalisée par R. Buscaïl).
In: cartes géologiques au 1/ 50 000 de Perpignan et de Leucate.

herbiers de zostères (*Zostera marina* près des graus et *Zostera noltii*, la plus répandue). Les algues sont variées (*Ulva rigida*, *Enteromorpha intestinalis*, *Laurencia* sp., *Cystoseira barbata*) ; on note un envahissement par *Valonia* et par les sargasses depuis 1985. En ce qui concerne le phytoplancton, la lagune est relativement pauvre par rapport à d'autres lagunes.

La faune benthique est riche et représentée par des mollusques (palourdes, clovisses, huîtres et moules), des crustacés (crabes et crevettes, amphipodes et isopodes) et des annélides. L'ichtyofaune est représentée par plus de 30 espèces, les unes sédentaires (gobies, athérines), les autres migratrices (loups, muges, soles, sars et anguilles) (Hervé et Bruslé, 1980).

La lagune est exploitée pour ses ressources vivantes. La pêche à l'anguille et la conchyliculture, plus particulièrement l'ostréiculture, y sont actives, mais la lagune fait aussi l'objet d'une importante activité touristique sur les abords et le plan d'eau. Au cours des années 1960-1970, le développement des stations littorales, l'urbanisation des bassins versants et le développement agricole, exercent une forte pression sur le milieu lagunaire, surtout au niveau de la qualité des eaux. À cette même époque, la conchyliculture et la pêche prennent leur essor. Exigeant une bonne qualité des eaux, les moules et huîtres sont parfois confrontées à des crises dystrophiques ou à des contaminations les rendant impropres à la vente et à la consommation.

En définitive, cette lagune se caractérise par sa forte valeur patrimoniale, ses larges communications avec la mer par trois graus et ses nombreux réseaux de surveillance, mais aussi, par les menaces qui pèsent sur la qualité de l'eau, en raison de la présence de stations d'épuration et d'activités agricoles et touristiques.

Indicateurs géochimiques de la qualité des milieux aquatiques

Quinze stations ont été choisies en fonction des différents échanges hydriques : résurgences d'eau douce karstique sur la bordure occidentale, entrées d'eau marine par les graus sur la façade orientale, « aguilles » drainant la basse plaine agricole de la Salanque au sud et émissaires de 7 stations d'épuration.

Sur les prélèvements d'eau, ont été déterminés les paramètres suivants : sels nutritifs (phosphates PO_4^{3-} , nitrates NO_3^- , silicates SiO_2), matières en suspension (MES), carbone organique dissous (COD), carbone organique particulaire (COP), azote total particulaire (NTP), pigments (chlorophylle a -Ca- et phéophytine a -Pa-).

Les sels nutritifs renseignent sur la qualité minérale de l'eau, ils servent de nourriture aux micro-organismes. Les phosphates et les nitrates sont en partie issus des rejets de stations d'épuration ou de rejets agricoles, et, à forte concentration, ils sont des indicateurs de pollution. Les silicates proviennent des eaux douces.

Le COD, le COP et le NTP caractérisent la quantité et la qualité de la matière organique dissoute et particulaire. Les pigments – chlorophylle α et phéophytine α – permettent d'estimer la biomasse phytoplanctonique, tant fraîche que dégradée, présente dans l'eau. L'ensemble de ces paramètres nous indique l'origine minérale ou organique du matériel en suspension dans l'eau, ainsi que son état de fraîcheur ou de dégradation.

Les carottes de sédiment prélevées par carottier gravitaire manuel ont permis de caractériser les dépôts sur un ensemble de dix stations. Les teneurs en carbone organique (C_{org}), en azote total (NT) et en métaux à l'état de traces (Pb, Zn, Fe, Mn, Cd, Cu) renseignent sur la quantité et la qualité de la matière organique sédimentaire, ainsi que sur la pollution métallique associée. La composition chimique élémentaire des otolithes de poissons a également été analysée.

Les propriétés de l'eau : « non loin d'un lac marin »

Historiquement, deux graus naturels alimentaient la lagune en eau de mer. À la fin des années 1960, lors de l'aménagement touristique du littoral, trois graus ont été aménagés, augmentant ainsi les échanges entre la mer et la lagune. Cette dernière est aussi alimentée en permanence par les eaux douces de deux résurgences principales, et temporairement, après de fortes pluies, par quatre ruisseaux. Ceux-ci transportent des matières en suspension et des éléments nutritifs qui, en se déposant, contribuent au développement de la végétation. Notons l'effet, dans le bassin nord, des cultures conchylicoles qui consomment le phytoplancton et rejettent les pigments dégradés.

Un état des lieux sur la qualité des eaux de la lagune a été réalisé pendant les années 2002 et 2003, à deux périodes contrastées du point de vue des conditions climatiques : le printemps et l'été. En effet, en ces deux saisons, les températures et les salinités moyennes varient respectivement de 14 °C à 25 °C et de 28 à 36. Recevant les apports des ruisseaux et du ruissellement, les eaux lagunaires peu profondes renferment en moyenne plus de matières en suspension que les eaux marines qui en contiennent de l'ordre de 1,5 mg.l⁻¹ sur le plateau et moins de 1 mg.l⁻¹ dans les eaux profondes. Salses-Leucate ne déroge pas à la règle, avec en moyenne 4 mg.l⁻¹ de matériel particulaire en suspension dans les eaux.

Deux sous-bassins sont séparés par une ligne de hauts-fonds marquée par les îlots de Vy et de la Rascasse. Le bassin nord renferme plus de matières en suspension que le bassin sud (+ 1 mg.l⁻¹). Entrent alors en jeu les phénomènes de remise en suspension des fonds vaseux dans un milieu peu profond qui est très exposé à la tramontane, celle-ci étant très soutenue au niveau du Cap Leucate. En ce qui concerne la quantité de COP, la lagune en renferme 0,3 mg.l⁻¹ contre 0,08 mg.l⁻¹ en mer côtière et encore deux fois moins en zone profonde (0,04 mg.l⁻¹). Les concentrations en COD décroissent également de la lagune (200 µmoles) vers le plateau adjacent (40 à 80 µmoles).

D'un point de vue qualitatif, les eaux des deux bassins sont très contrastées, affichant une richesse en matière organique particulaire plus grande au sud qu'au nord (respectivement 8 % et 6 % de carbone organique et 1,2 % et 0,7 % d'azote total) (fig. 70a). De même, le bassin sud est en moyenne plus riche en COD (250 µmoles) que le bassin nord (< 200 µmoles) (fig. 70b). Ces caractéristiques peuvent s'expliquer par une importante dilution des eaux du bassin nord par les eaux marines, aux faibles concentrations en COD et en COP, qui pénètrent largement par les deux graus des conchyliculteurs et par celui de Port-Leucate. L'hétérogénéité de la distribution de la matière organique particulaire et dissoute entre les deux bassins résulte de la relative indépendance des circulations hydrodynamiques. En effet, la barrière naturelle que constitue la ligne de hauts-fonds limite les échanges entre les parties sud et nord de l'étang (Cesmat, 2002).

Le développement planctonique se situe surtout dans la partie sud-est du bassin (jusqu'à 3,6 µg Ca.l⁻¹) comme la conséquence d'une plus grande richesse en nutriments. Au printemps, les teneurs en nitrate sont trois fois plus élevées (3,7 µmoles NO₃⁻.l⁻¹) dans le bassin sud que dans le bassin nord (1,2 µmole NO₃⁻.l⁻¹). La biomasse phytoplanctonique est en bon état puisque les pigments dégradés sont en quantités faibles (en moyenne 0,6 µg Pa.l⁻¹). Dans l'anse de la Roquette, les apports en sels nutritifs, issus des marais humides, permettent également le bon développement de la biomasse microalgale (2,8 µg Ca.l⁻¹) dans cette zone calme. Dans le bassin sud, les teneurs en silicate (14,2 µmoles SiO₂.l⁻¹) sont plus du double de celles du bassin nord

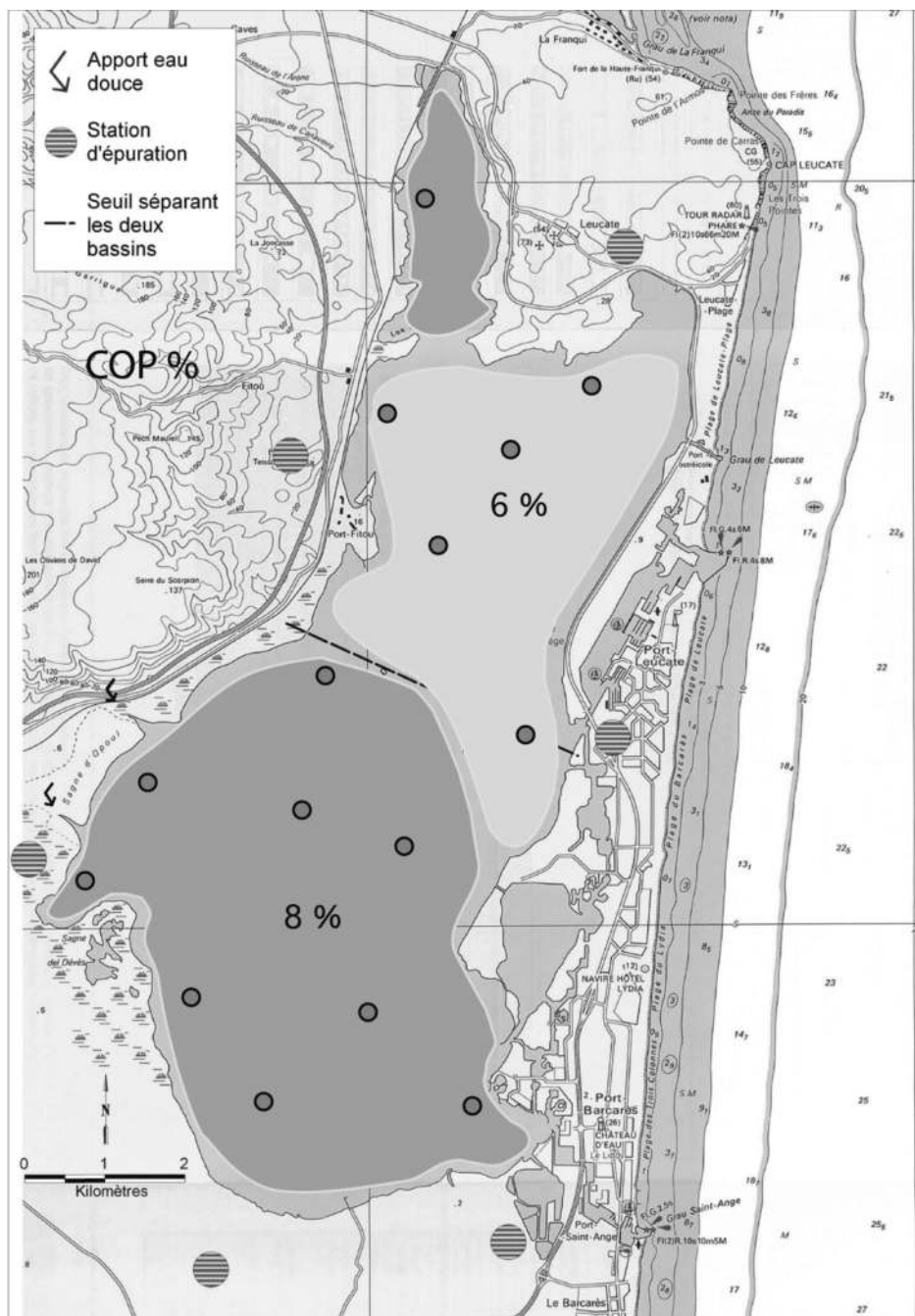


Figure 70a. Répartition moyenne des concentrations en carbone organique particulaire (COP, % p.s.) dans les eaux de surface de la lagune de Salses-Leucate.

(6 $\mu\text{moles SiO}_2\cdot\text{l}^{-1}$), en accord avec les arrivées d'eau douce des deux résurgences importantes. Les silicates soutiennent la production phytoplanctonique dans ce bassin (fig. 71, cf. planche couleur 15). Dans le bassin nord, du fait de sa consommation par les mollusques filtreurs du parc de conchyliculture, la biomasse phytoplanctonique est faiblement développée (0,6 $\mu\text{g Ca}\cdot\text{l}^{-1}$ en moyenne) ; son état de dégradation est avancé puisque les concentrations en pigments dégradés sont équivalentes à celles en pigments frais, et cela même au printemps.

L'impact anthropique se fait sentir sur la quantité et la qualité de la matière organique en suspension. Les plus fortes valeurs de matière organique particulaire (MOP) caractérisent l'eau des anses de la Roquette et du Paurel, deux zones confinées où débouchent des émissaires des stations d'épuration de Salses et de Caves. Grâce au rapport C / N de la matière organique en suspension, on peut estimer l'origine et la qualité de la production organique. Les valeurs minimales (C / N = 4), dans l'anse de la Roquette et devant le lagunage du Barcarès, attestent d'une pollution bactérienne – le C / N des bactéries est de 4 – en relation avec les rejets des stations d'épuration de Salses et du Barcarès.

L'effet des saisons est très contrasté. Ainsi, les matières en suspension sont trois fois plus abondantes au printemps (6 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) qu'en été (1,7 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Au printemps, de longues périodes de vent fort de direction NW remettent en suspension les sédiments de surface. De plus, en cette saison, la pluviosité est importante, elle alimente la lagune en eau turbide par les ruisseaux et petits canaux, ainsi que par les résurgences qui restituent le ruissellement sur les Corbières.

La composition du matériel organique en suspension est, elle aussi, variable au cours des saisons. Au printemps, elle est moins riche en carbone organique et en azote (respectivement 7 % et 1 %) qu'en été (respectivement 12 % et 2,6 %). Cependant, avec trois fois plus de matières en suspension, c'est tout de même au printemps que la quantité de COP est plus abondante dans les eaux de l'étang, soit 410 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (au printemps) contre 170 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (en été). Cette matière organique particulaire est dégradée (C / N = 7,5) car elle est issue, en partie, de la remise en suspension des sédiments. Dans ce cas, il faut préciser que la période de prélèvement a été précédée de 12 jours de vent de direction NW soufflant jusqu'à 70 $\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$, phénomène fréquent dans la région et qui est à l'origine de la couleur ocre des étangs.

En été, le matériel organique en suspension est frais car il est produit par l'activité biologique autochtone (bactéries, plancton dont les foraminifères). La biomasse microalgale est très homogène sur toute la lagune (0,5 $\mu\text{g Ca}\cdot\text{l}^{-1}$ en moyenne). Comme sa teneur en pigments dégradés est faible (0,3 $\mu\text{g Pa}\cdot\text{l}^{-1}$ en moyenne), l'état de la population phytoplanctonique est bon (fig. 72, cf. planche couleur 16). C'est aussi à cette période que la matière organique dissoute est en plus forte concentration (300 à 400 $\mu\text{moles de COD}$) dans les eaux de la bordure ouest et celles de l'anse du Paurel, zones peu profondes où la dégradation bactérienne des détritiques d'herbiers de macrophytes est très active, en raison des fortes températures (> 25 °C).

La particularité la plus flagrante est le basculement saisonnier nord-sud des sels nutritifs (fig. 71 et 72, cf. planches couleur 15 et 16). Au nord et en été, les teneurs en nitrate sont plus élevées du côté ouest, près des sorties de rejets des stations d'épuration de Fitou et du Paurel, ainsi qu'à l'est, près de celle de Port-Leucate (environ 3 $\mu\text{moles NO}_3^-\cdot\text{l}^{-1}$). De même, au nord, les teneurs en phosphate sont plus du double en été qu'au printemps (respectivement 1,11 $\mu\text{mole PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$ et 0,47 $\mu\text{mole PO}_4^{3-}\cdot\text{l}^{-1}$ en moyenne) et notamment

près des parcs conchylicoles (jusqu'à $4,9 \mu\text{moles PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$) où la minéralisation intense des biodépôts régénère les phosphates (Sornin *et al.*, 1986).

C'est aussi en été que l'impact anthropique se fait sentir et marque relativement les deux bassins. Dans le bassin sud, deux zones de bordure très enrichies en COP et en azote se distinguent alors : l'anse de la Roquette, au sud-ouest, et devant l'émissaire du lagunage du Barcarès, au sud-est. Des rapports C / N inférieurs à 4,5 permettent de détecter une source de pollution bactérienne au niveau de ces sites, laquelle est confirmée par des valeurs élevées de demande biologique en oxygène en 5 jours (DBO_5) (Ifremer, 2004). En été, par vent marin, les eaux de surface du bassin sud circulent d'est en ouest, puis elles s'incurvent le long de la ligne des hauts-fonds qui leur barre le passage vers le nord (Cesmat, 2002). La contamination reste dans le bassin sud.

Néanmoins, par rapport aux autres lagunes du Languedoc-Roussillon, la lagune de Salses-Leucate subit une influence anthropique modérée (Ifremer, 2004). La lagune de Thau, par exemple, soumise à une forte influence anthropique – apports urbains, agricoles, conchylicoles – révèle une eau de qualité moins bonne, avec des teneurs élevées en phosphate (jusqu'à $1,8 \mu\text{mole PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$) et des blooms phytoplanctoniques importants (jusqu'à $9,7 \mu\text{g Ca} \cdot \text{l}^{-1}$) mais en mauvais état puisque les pigments dégradés sont majoritaires ($\text{Pa} > \text{Ca}$). Les faibles teneurs en nitrate ($< 0,23 \mu\text{mole NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$) s'expliquent par la consommation du phytoplancton.

Si l'on compare les résultats de cette étude réalisée en 2002 avec ceux d'une étude antérieure (Laboratoire Arago, 1981), les concentrations en nitrate et en silicate dans l'eau restent du même ordre de grandeur ($0,3$ à $1,5 \mu\text{mole NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ et 10 à $25 \mu\text{moles SiO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$). Concernant les phosphates ($0,2$ à $0,3 \mu\text{mole PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$), les concentrations en 1980 étaient similaires à celles obtenues dans l'étude au printemps 2002, mais plus faibles que celles mesurées en été. Cette différence estivale reflète donc l'impact du développement touristique depuis une vingtaine d'années, avec des rejets plus importants des stations d'épuration. L'étude du laboratoire Arago (1981) faisait part du caractère limitant de l'azote minéral pour la production primaire, malgré un développement phytoplanctonique important ($3 \mu\text{g Ca} \cdot \text{l}^{-1}$). Globalement, les résultats de 2002 font état d'une bonne qualité de la colonne d'eau vis-à-vis de l'eutrophisation, ce qui est en accord avec les résultats de l'Ifremer (Ifremer, 2004).

Les sédiments, pièges à polluants métalliques

La lagune de Salses-Leucate, zone tampon entre le milieu terrestre et le domaine marin, peut être le réceptacle de nombreuses pollutions fixées sur la matière minérale ou organique particulaire. Le rôle de la matière organique dans la complexation de certains éléments métalliques, au sein du milieu liquide et des sédiments, n'est plus à souligner. Les sédiments de surface (0 à 1 cm) prélevés en 2002 sont riches en carbone organique ($3\% \text{C}_{\text{org}}$) et en azote ($0,2\% \text{N}$), comparativement aux sédiments marins voisins du plateau, qui en renferment moins de 1 % en moyenne (Buscaill *et al.*, 1995). Toutefois, une certaine variabilité est observée en relation avec l'hétérogénéité des faciès, ceux-ci allant des vases les plus fines dans la partie ouest aux sables sur la bordure est du cordon littoral (fig. 69). Les vases des bordures peu profondes, ainsi que les sédiments situés en face des stations d'épuration de Port-Leucate, Port-Barcarès, Salses et Fitou, se distinguent par les plus forts taux de matière organique (3% à $5\% \text{C}_{\text{org}}$ et $0,3\% \text{N}$) (fig. 73, cf. planche couleur 17).

Les tests géochimiques (C / N, chlorophylle a) permettent d'attribuer à la matière organique une origine végétale autochtone (phytoplancton et macrophytes). L'une de ses sources serait, à l'ouest et au sud-ouest, les zones d'herbiers constituées de phanérogames (surtout *Zostera noltii*), ainsi que de plusieurs espèces d'algues avec dominance d'ulves et d'entéromorphes. En moyenne, la matière organique de l'interface eau-sédiment est peu dégradée, en accord avec des apports réguliers issus de la production dans la colonne d'eau (bloom important en relation avec la richesse en sels nutritifs de ce milieu). Toutefois, au plus profond du bassin sud, les sédiments de surface renferment une forte proportion de matière organique dégradée (Pa / Ca = 60, valeur très élevée, ce qui est un indicateur de matière planctonique très altérée). Dans cette zone, située hors des principaux circuits des courants, le temps de résidence est long à l'interface (Cesmat, 2002). Deux sites sont caractérisés par la dégradation préférentielle des composés azotés, avec C / N = 15. Au nord, dans l'anse du Paurel, zone peu profonde (1 m) et particulièrement exposée au vent dominant de direction NW, ou tramontane, les phénomènes fréquents de remise en suspension dégradent l'azote – plus sensible que le carbone. Au sud, les apports azotés importants, issus des bassins de lagunage du Barcarès, sont à l'origine d'intenses processus de dégradation bactérienne à l'interface eau-sédiment ; la matière organique est alors très altérée et appauvrie en azote. À l'opposé, dans le parc conchylicole, un rapport C / N = 8, le plus faible de la lagune, est dû aux biodépôts sous les filières (fig. 73, cf. planche couleur 17).

Des tests de contamination métallique ont été effectués. Les métaux majeurs (Fe, Mn) et à l'état de traces (Cu, Cd, Pb, Zn) ont été dosés dans dix sédiments de surface (0 à 1 cm), vaseux et riches en matière organique (fig. 74, cf. planche couleur 18). Pour la majorité de ces éléments métalliques, les concentrations varient peu sur l'ensemble de la lagune. Toutefois, des concentrations maximales en Zn (108 ppm et 91 ppm) et en Mn (432 ppm et 445 ppm) s'observent à l'est, devant les stations d'épuration de Port-Leucate et de Port-Barcarès qui se jettent directement dans la lagune. À ces stations, les teneurs en matière organique sont les plus élevées (3,3 % et 5 % de C_{org}). Cette association de métaux avec la phase organique, sous forme de complexes, peut se produire notamment au cours de phénomènes de floculation, au passage entre les eaux douces et les eaux salées. En revanche, le Cd est surtout concentré dans le centre du bassin sud où sa teneur dans le sédiment peut atteindre 4,3 ppm, comparativement à 0,4 ppm dans les sédiments côtiers. Cette distribution s'explique par l'association de cet élément avec la phase argileuse du sédiment, très abondante au centre du bassin sud où la profondeur atteint 3,80 m.

Par rapport au bruit de fond naturel, pris au niveau international dans des roches anciennes, et considéré comme référence, des facteurs d'enrichissement élevés sont observés pour trois métaux à l'état de traces, soit 1,5 pour le Zn, 2 pour le Pb et 13,5 pour le Cd. Cela désigne ces métaux comme des polluants des vases. Les teneurs en Pb et en Zn sont du même ordre de grandeur que celles trouvées en mer dans les sédiments du plateau du golfe du Lion, soit respectivement 38 ppm et 39 ppm de Pb, 60 ppm et 100 ppm de Zn (Roussiez *et al.*, 2006). En revanche, le Cd est l'élément qui présente le facteur d'enrichissement le plus élevé (13,5), il est 8 fois plus concentré dans les sédiments de l'étang (2,7 ppm) que dans les sédiments marins (0,36 ppm) du plateau adjacent (tableau 8). Ici, il faudrait relier ces valeurs aux taux relativement plus forts de matière organique dans les vases lagunaires. Toutefois, les concentrations en Cd n'atteignent pas

un seuil d'alerte comme dans les sédiments du golfe de Fos (18 ppm), zone considérée, il y a déjà 25 ans, comme fortement polluée (Chabert, 1980).

Les feuilles de zostères – herbiers les plus répandus dans la lagune – montrent aussi un enrichissement en Zn, Pb et Cd ; elles sont capables de fixer ces éléments en quantité plus grande que le sédiment sur lequel elles ont été prélevées (tableau 8). On sait qu'une partie de leur biomasse contribue à la sédimentation lagunaire, et donc au piégeage de ces éléments métalliques au niveau du fond.

Tableau 8. Teneurs en métaux (à l'état de traces) dans les sédiments des lagunes de Salses-Leucate et de Thau, et dans ceux de la zone côtière

	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Pb (ppm)	Cd (ppm)	Fe (%)
Leucate 81-82 ^a	313	68	33	32	3,6	1,8
Leucate 02-03 ^b	288	61	21	38	2,7	1,5
Thau 91 ^c	206	137	57	55	0,3	1,4
Thau 00 ^d	158	120	104	77	3,1	1,6
Plateau 02 ^e	979	102	23	39	0,4	3,8
Zostère 02 ^b	438	119	23	48	2,9	1,6

a : Buscail *et al.* (1984), b : ce travail, c : Pénat et Picot (1991), d : Abdullah (2000, comm. pers.), e : Roussiez *et al.* (2006).

Le réseau national d'observation (RNO) évalue les niveaux de la contamination chimique (métaux, organohalogénés, hydrocarbures) dans le milieu marin. Dans ce cadre, les concentrations en métaux ont été évaluées dans les tissus des moules des parcs conchylicoles du bassin de Leucate (Ifremer, 2001). Il s'avère que pour le Pb, le Cu et le Cd, les teneurs sont plus élevées dans les sédiments que dans les moules ; les sédiments fonctionnant donc comme un piège très efficace. À l'inverse, le Zn semble se fixer plus efficacement sur les tissus des moules (jusqu'à 150 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de matière sèche). Ce phénomène pourrait expliquer les plus faibles concentrations de Zn rencontrées dans les sédiments de la lagune (61 ppm) par rapport à ceux du plateau voisin (102 ppm).

Comparativement et toujours en Languedoc-Roussillon, la lagune de Thau présente des teneurs en Zn, Cu et Pb, de 2 à 5 fois plus élevées que celles de Leucate. Deux études, faites en 1991 et en 2000, montrent que les teneurs en Cu, Pb et Cd ont augmenté dans ce laps de temps mais que celle en Zn est restée stationnaire. Cette contamination chronique semble être liée au développement du complexe industriel de Sète.

Une étude antérieure, menée pendant les années 1981 et 1982, couvrait l'ensemble de la lagune de Salses-Leucate (Buscail *et al.*, 1984). Les taux de C_{org} et d'azote dans les sédiments de surface étaient respectivement de 2,4 % et 0,2 %, c'est-à-dire du même ordre de grandeur que ceux de nos analyses récentes. Les teneurs en métaux des sédiments superficiels de la lagune étaient également du même ordre de grandeur depuis les années 1980 (tableau 8). L'ensemble de ces résultats confirme le caractère stable, depuis 20 ans, de ce milieu.

La comparaison avec les sédiments de la zone côtière montre que la lagune de Salses-Leucate n'est pas plus polluée que le milieu marin adjacent. Cela s'accorde avec l'absence d'activité industrielle, portuaire ou urbaine, ainsi qu'avec les conditions hydrologiques particulières de cette lagune dont les trois graus permettent d'abondantes entrées d'eau marine et une bonne circulation qui « marinise » le milieu. La contamination en

Cd semble avoir pour origine les fertilisants car cet élément y est présent en très forte concentration, et il est suspecté de s'accumuler à long terme dans les sols (Otero *et al.*, 2005). Le bassin sud est particulièrement enrichi en Cd, en raison du lessivage des sols agricoles de la Salanque et de la région de Salses, et du piégeage de cet élément dans les vases, riches en matière organique, et dans les végétaux (zostères).

L'otolithe, reflet de l'environnement ?

Les populations ou les stocks de poissons vivent dans différents environnements, tels que la mer ou les lagunes. Les poissons se nourrissent et se développent dans ces milieux, en incorporant notamment les éléments essentiels à la calcification de leurs otolithes. Les otolithes sont de nature cristalline et stable, ils ne subissent pas de résorption une fois la cristallisation réalisée. Les éléments incorporés se trouvent donc piégés dans les otolithes jusqu'à la mort du poisson. La composition élémentaire des otolithes devrait alors servir d'identificateur de la population des poissons auxquels ils appartiennent.

Les poissons que nous avons choisis sont les représentants typiques des milieux lagunaires : gobies (sédentaires), anguilles, daurades et soles (migratrices). Ils ont été capturés dans les lagunes de Salses-Leucate et de Thau ainsi qu'en mer.

Les anguilles font l'objet d'un suivi particulier depuis de nombreuses années. En effet, l'anguille européenne, *Anguilla anguilla*, a une valeur non seulement économique mais aussi patrimoniale pour l'ensemble de l'Europe et pour la France en général, et plus particulièrement pour les pêcheurs méditerranéens. Elle est toutefois exposée à un grand nombre de facteurs (pêche, aménagements, rejets, contaminations, parasites) qui peuvent mettre en danger ses populations. Depuis 1980, il est observé une diminution généralisée des densités d'anguilles en Europe, faisant craindre à certains la disparition, à plus ou moins long terme, de l'espèce. Ainsi par exemple, en vingt ans, le recrutement en civelles a vu son effectif divisé par dix (Sasal *et al.*, chapitre 12 de cet ouvrage). À Salses-Leucate, la pêche est axée sur les anguilles jaunes et argentées ; selon les pêcheurs, les quantités capturées sont faibles mais stables.

Les dosages des éléments chimiques dans les otolithes des poissons ont montré des différences de concentration entre les poissons de mer et ceux de lagune (fig. 75). Les éléments : Al, Cd, Fe, Cu et Pb sont en plus grande quantité dans les otolithes des poissons lagunaires que dans ceux de mer. Les concentrations dans l'otolithe reflètent donc les concentrations du milieu récemment fréquenté. Dans le cas des anguilles, contrairement aux autres poissons, les concentrations en métaux (Cd, Pb, Cu et Fe) sont élevées et sont à relier, non seulement avec le milieu mais aussi avec la nourriture. En effet, l'anguille se nourrit de proies (essentiellement des invertébrés) vivant dans les herbiers de phanérogames ; or ces invertébrés sont inféodés aux herbiers et en tirent leur nourriture. Comme nous l'avons vu, les feuilles de zostères sont capables de fixer, de manière très forte, les polluants métalliques. Il est donc logique de trouver ceux-ci en fin de chaîne alimentaire, biominéralisés dans les otolithes des anguilles. Cela ne s'applique pas aux autres poissons (gobies, daurades, sars) qui ont des comportements alimentaires différents, comme la daurade par exemple qui se nourrit principalement de petites moules.

L'empreinte élémentaire semble être un excellent traceur biologique de groupes de poissons. Cette application a donné de très bons résultats chez les poissons de lagune et de mer.

Les otolithes

Les otolithes (du grec *oto*, l'oreille, et *lithos*, la pierre, soit littéralement la pierre de l'oreille) sont des pièces minéralisées de l'oreille interne du poisson. Ils sont composés de cristaux d'aragonite (carbonate de calcium) enrobés dans une trame protéique qui ne représente que 1 % à 10 % du poids de l'otolithe. Les otolithes sont les organes de l'équilibration chez le poisson. Ils sont présents dès l'éclosion et s'accroissent par adjonction de couches concentriques depuis le centre (ou *nucleus*) jusqu'à la périphérie, durant toute la vie du poisson. Ils sont utilisés en ichtyologie pour évaluer l'âge (soit en jours pendant la vie larvaire, soit en années pendant la phase adulte). Ils enregistrent aussi tous les événements marquants de la vie du poisson (étapes du développement, changements du milieu, perturbations...). Ils sont considérés comme de véritables « boîtes noires ». En relation étroite avec le milieu extérieur, ils contribuent à mieux connaître les antécédents du poisson (température, salinité, environnement). Par suite, si l'otolithe est essentiellement composé de calcium, il biominéralise les éléments à l'état de traces et mineurs, présents dans l'environnement. L'otolithe est aussi un bon « proxy » pour apprécier l'état des milieux aquatiques.

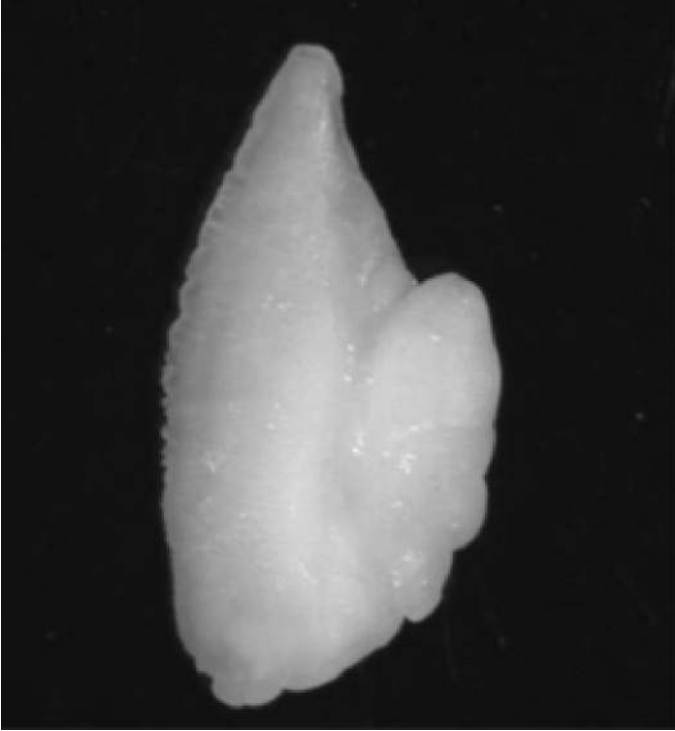


Photo 3. Un otolithe d'anguille (crédit photo : Raymonde Lecomte)

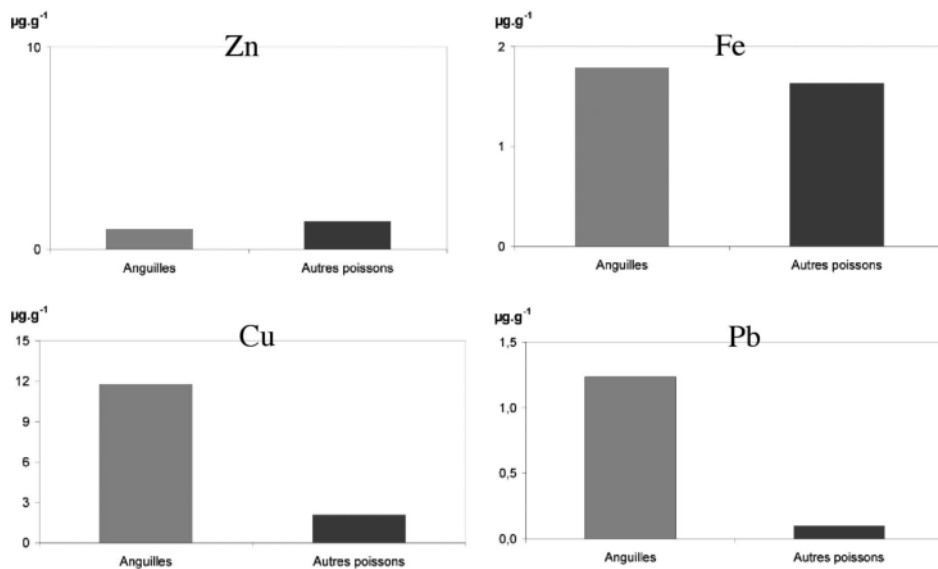


Figure 75. Comparaison entre les éléments chimiques incorporés dans les otolithes d’anguilles et dans celles d’autres poissons de la lagune de Salses-Leucate.

Conclusion

La lagune de Salses-Leucate est fortement « marinisée » depuis son aménagement et le percement de trois ouvertures permanentes sur la mer, ce qui en fait toute son originalité. C’est une lagune qui se caractérise par :

- une intense activité photosynthétique ;
- une grande quantité de sels nutritifs, supérieure à celle relevée en mer ;
- un rythme saisonnier fortement défini : une période estivale et une période hivernale ;
- des différences fonctionnelles entre la rive proche du continent et la rive proche de la mer, et entre le bassin nord fortement « marinisé » et le bassin sud alimenté par deux résurgences, et sous influence continentale.

Comme toutes les lagunes, elle est intermédiaire entre continent et mer. C’est un réceptacle de particules – de diverses origines – et de contaminants, tels que :

- apports directs ou indirects par les stations d’épuration mal dimensionnées, mais celles-ci sont en cours de recalibration ;
- apports ubiquistes d’origine atmosphérique qui entraînent un enrichissement en métaux, tout comme sur la zone margino-littorale ;
- apports continentaux venant de l’érosion des sols du bassin versant et des fertilisants riches en cadmium et en pesticides (suivi RNO). La présence de polluants métalliques dans les otolithes de poissons reflète leur disponibilité dans le milieu environnant, mais leur toxicité est encore mal appréhendée. Certains éléments à l’état de traces sont connus pour leur implication dans le métabolisme du poisson, soit comme micronutriments essentiels (Zn par exemple), soit pour leur toxicité (Cd), ou encore les deux en fonction de leur concentration.

La lagune de Salses-Leucate, comparée aux autres lagunes du Languedoc-Roussillon, reste préservée de l'eutrophisation ; pendant les étés 2003 et 2006, la « malaïgue » a encore perturbé l'ostréiculture dans la lagune de Thau. Ce bon état général s'explique notamment par une pression anthropique limitée (sauf agricole) sur un bassin versant de surface réduite, ainsi qu'une large ouverture sur le milieu marin (présence de trois graus), ce qui favorise le renouvellement des eaux.

Du point de vue de la contamination chimique par les micropolluants, les résultats montrent l'absence d'un impact notable des activités humaines sur cette lagune, en raison de la faible pression industrielle. Seule la pression agricole affecte la lagune, principalement dans le bassin sud, comme en témoigne la présence notable de Cd, de pesticides et d'herbicides (suivi RNO).

Malgré une certaine hétérogénéité spatiale faite d'unités fonctionnelles, la lagune présente une certaine stabilité sur la durée d'observation d'une vingtaine d'années, tant sur le plan de la salinité que sur les concentrations en matière organique et en métaux dans les sédiments, ou en sels nutritifs dans l'eau. Même les pêcheurs signalent des captures de poisson relativement stables malgré l'accroissement de la population et la création de stations balnéaires. Néanmoins, dans ce bassin aquacole, passé en zone B en mars 2002, les producteurs doivent plonger leurs coquillages dans des bassins de purification, ce qui est une contrainte supplémentaire par rapport aux bassins de zone A qui n'ont aucune obligation de traitement avant commercialisation. Des problèmes de qualité de l'eau, surtout en termes de pesticides, ont incité les partenaires institutionnels à mettre en place des programmes efficaces de lutte contre la pollution et de gestion de la ressource eau. L'agglomération Perpignan-Méditerranée vient de proposer une gestion intégrée des zones côtières, dans laquelle la lagune de Salses-Leucate figure en bonne place pour la création d'une ferme aquacole. Bel exemple de gestion durable ! L'équilibre hydrobiologique, tant attendu par les biologistes depuis les grands travaux des années 1970 pour l'aménagement du littoral, serait-il enfin atteint ?

Références bibliographiques

Buscaïl R., Cauwet G., Cambon J.P., 1984. *Apports des éléments métalliques par les fleuves côtiers méditerranéens : importance du piégeage dans les étangs et devant les embouchures (littoral du Languedoc-Roussillon, golfe du Lion, France)*. Rapport des VII^e Journées « Études Pollutions », Lucerne, CIESM., pp. 31-43.

Buscaïl R., Pocklington R., Germain C., 1995. Seasonal variability of the organic matter in a sedimentary coastal environment: sources, degradation and accumulation (continental shelf of the Gulf of Lions). *Continental Shelf Research*, 15 (7), 843-869.

Cesmat L., 2002. *Application du modèle hydrodynamique MARS 3D sur la lagune de Salses-Leucate*. Rapport de DEA, université de la Méditerranée à Luminy, 35 p.

Chabert D., 1980. *Pollution chimique par les métaux lourds et les composés organochlorés d'un milieu lagunaire (la lagune de Brusç)*. Thèse de spécialité, université de Toulouse III, 203 p.

Hervé P., Bruslé J., 1980. L'étang de Salses-Leucate : écologie générale et ichtyofaune. *Vie Milieu*, 30, 275-283.

- Ifremer, 2001. *Résultats de la surveillance de la qualité du milieu marin littoral, région Languedoc-Roussillon*. Bulletin de la surveillance, laboratoire de Sète, édition 2001, 40 p.
- Ifremer, 2004. *Réseau de suivis lagunaires du Languedoc-Roussillon : bilan des résultats 2003*. Rapport RSL, avril 2004, 523 p.
- Otero N., Vitoria L., Soler A., Canals A., 2005. Fertiliser characterisation: major trace and rare earth elements. *Applied Geochemistry*, 20, 1473-1488.
- Pénat G., Picot B., 1991. Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne : l'étang de Thau. *Oceanologica Acta*, 14 (5), 459-472.
- Laboratoire Arago, 1981. *Écologie de l'étang de Salses-Leucate en 1980*, rapport, 55 p.
- Roussiez V., Ludwig W., Monaco A., Probst J.-L., Bouloubassi I., Buscail R., Saragoni G., 2006. Sources and sinks of sediment-bound contaminants in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea): a multi-tracer approach. *Continental Shelf Research*, 26, 1843-1857.
- Sornin J.-M., Feuillet M., Héral M., Fardeau J.-C., 1986. Influence des cultures d'huîtres *Crassostrea gigas* sur le cycle du phosphore en zone intertidale : rôle de la biodéposition. *Oceanologica Acta*, 9 (3), 313-322.
- Wilke M., 2001. *Synthèse critique des connaissances sur l'étang de Salses-Leucate et ses conditions abiotiques*. Rapport EPHE-ESA 8046 Cnrs pour le CEDD-PPF de l'université de Perpignan, 82 p.

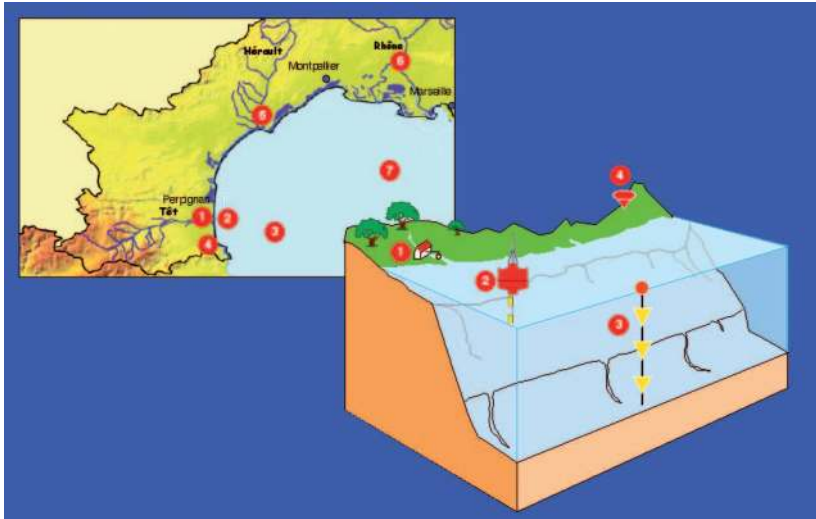


Figure 1. Stratégie des recherches dans la zone atelier Orme (golfe du Lion) ; les sites de suivis à long terme sont indiqués par des points rouges numérotés.
Points 1, 5 et 6 : préleveurs automatiques sur les fleuves ;
point 2 : bouée météo-hydrologique littorale ;
points 3 et 7 : lignes de mouillage instrumentées de courantomètres et de pièges à particules ;
point 4 : station de collecte de poussières atmosphériques.
Ces observations sont complétées par les campagnes de terrain.

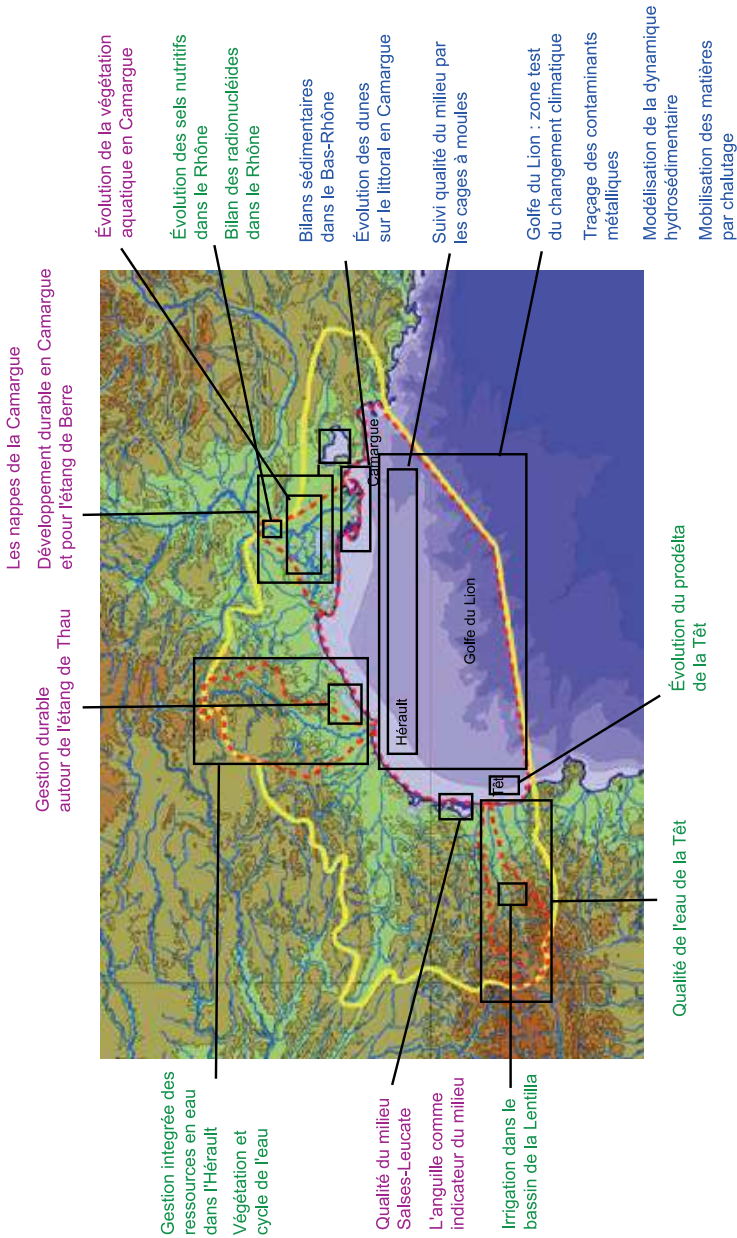


Figure 2. La zone atelier Orme-golfe du Lion est basée sur une stratégie d'approche des sous-systèmes continentaux et marins correspondant à des unités fonctionnelles : bassins versants (Têt, Hérault, Rhône aval, en vert) ; zones humides et lagunes (Salses-Leucate, Thau, Camargue, étang de Berre, en violet) ; zone côtière incluant le littoral (en bleu). L'organisation de l'ouvrage est conforme à cette stratégie ; la légende des encadrés décrit la diversité des approches et des échelles à l'intérieur de chaque unité.

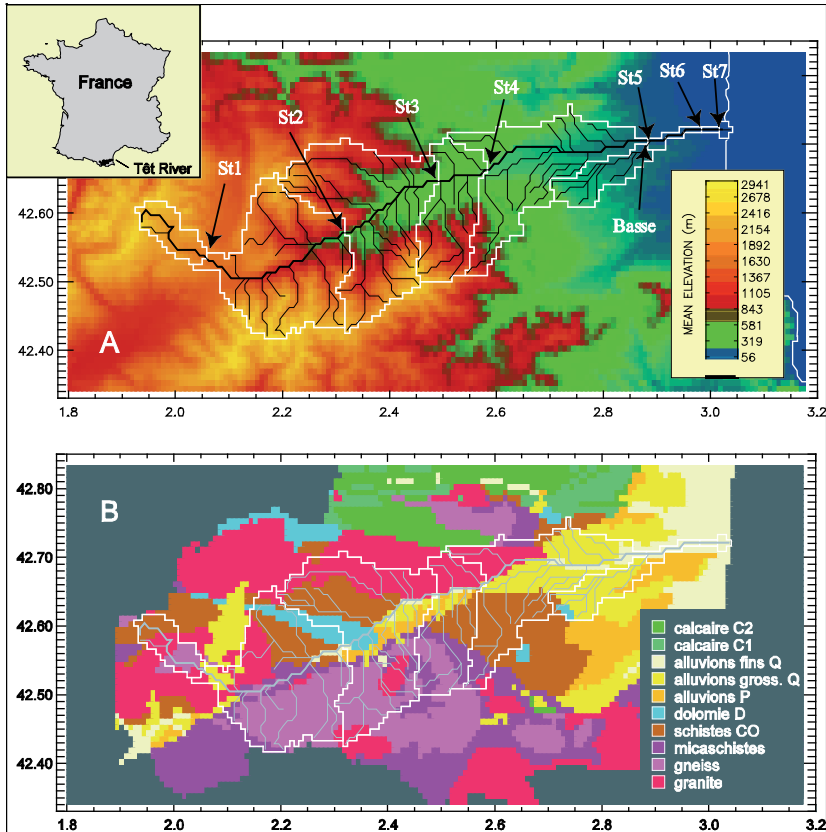


Figure 4. Le bassin versant de la Têt et les stations de prélèvement.

La carte du haut (A) montre l'emplacement des stations de prélèvement et les sous-bassins correspondants en fonction de la morphologie. À noter que la station d'épuration de Perpignan se trouve entre les stations St5 et St6. La carte du bas (B) indique les types de roche qui affleurent dans le bassin (CO : Carbonifère–Ordovicien, D : Dévonien, C1,2 : Crétacé, P : Pliocène et Q : Quaternaire).

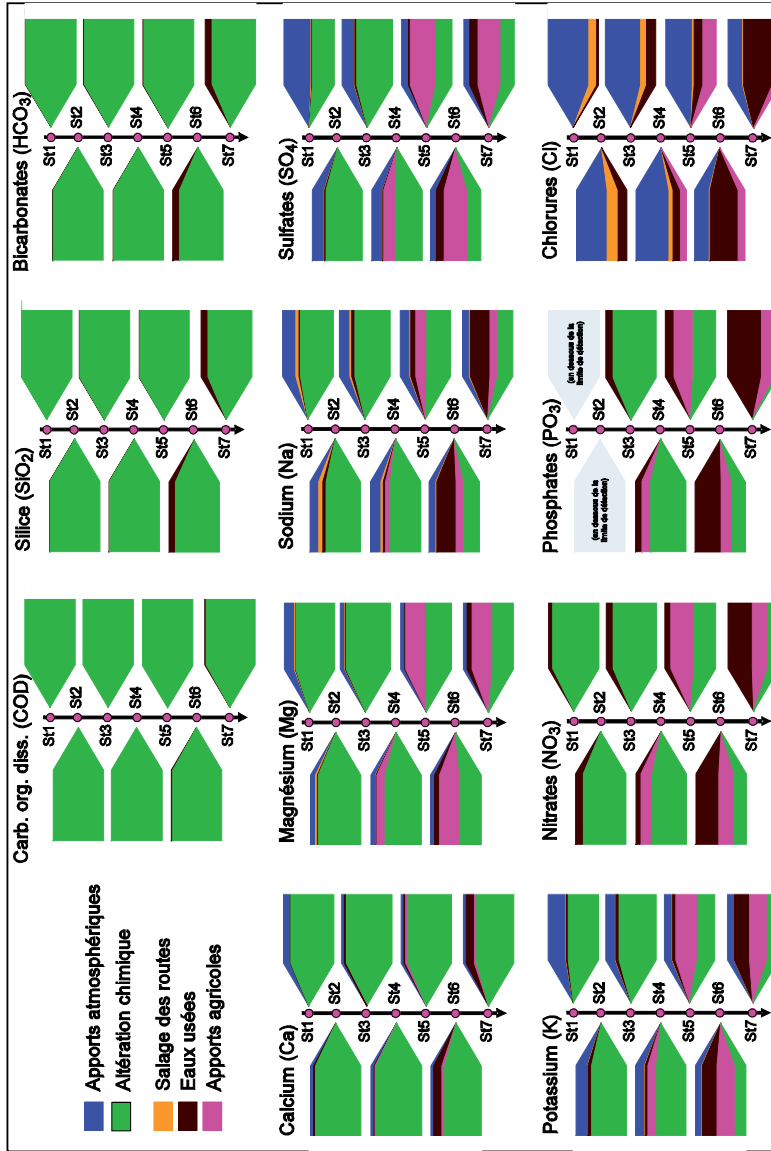


Figure 6. Origine des éléments dissous dans la Têt.

Pour chaque station, les surfaces colorées sont proportionnelles à la contribution des différentes sources au transport des éléments dissous indiqués. Seules les couleurs vertes et bleues correspondent à des origines naturelles (García-Estevés *et al.*, 2007).

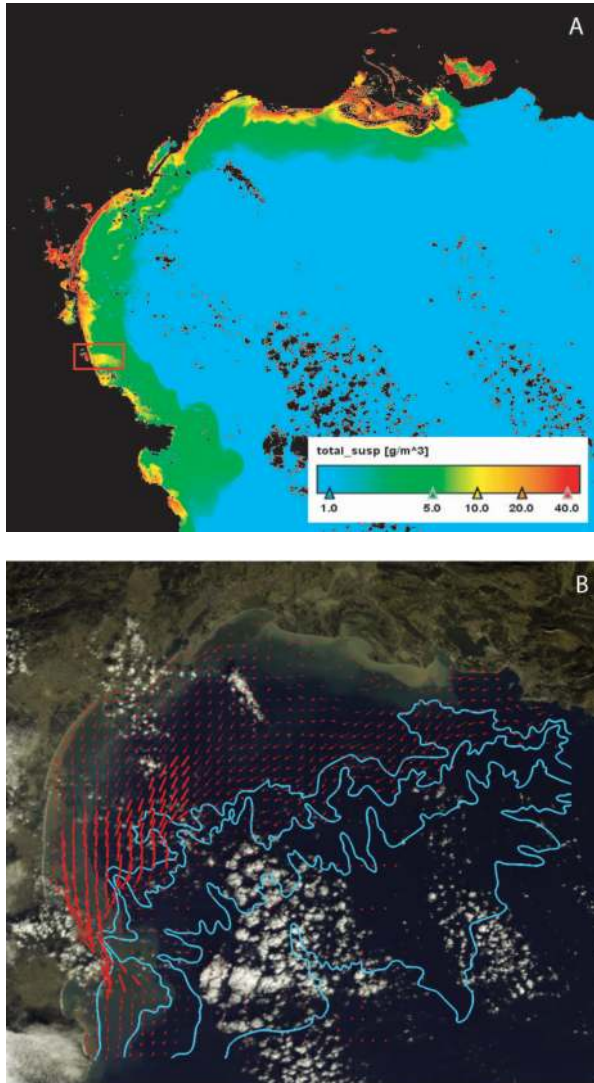


Figure 10. (A) Répartition de la turbidité de surface dans le golfe du Lion à partir du traitement numérique d’une image satellite MERIS prise le 8 décembre 2003 après la crue généralisée du 4 décembre. Les plus fortes concentrations sont localisées en face de l’embouchure des fleuves côtiers et du Rhône, mais aussi en face des graus des lagunes. (B) Image originale sur laquelle sont superposés les courants de fond – modélisés selon Ulses (2005) – et la bathymétrie. Les taches noires au niveau du golfe du Lion sur la figure A et les taches blanches sur la figure B correspondent à des nuages.

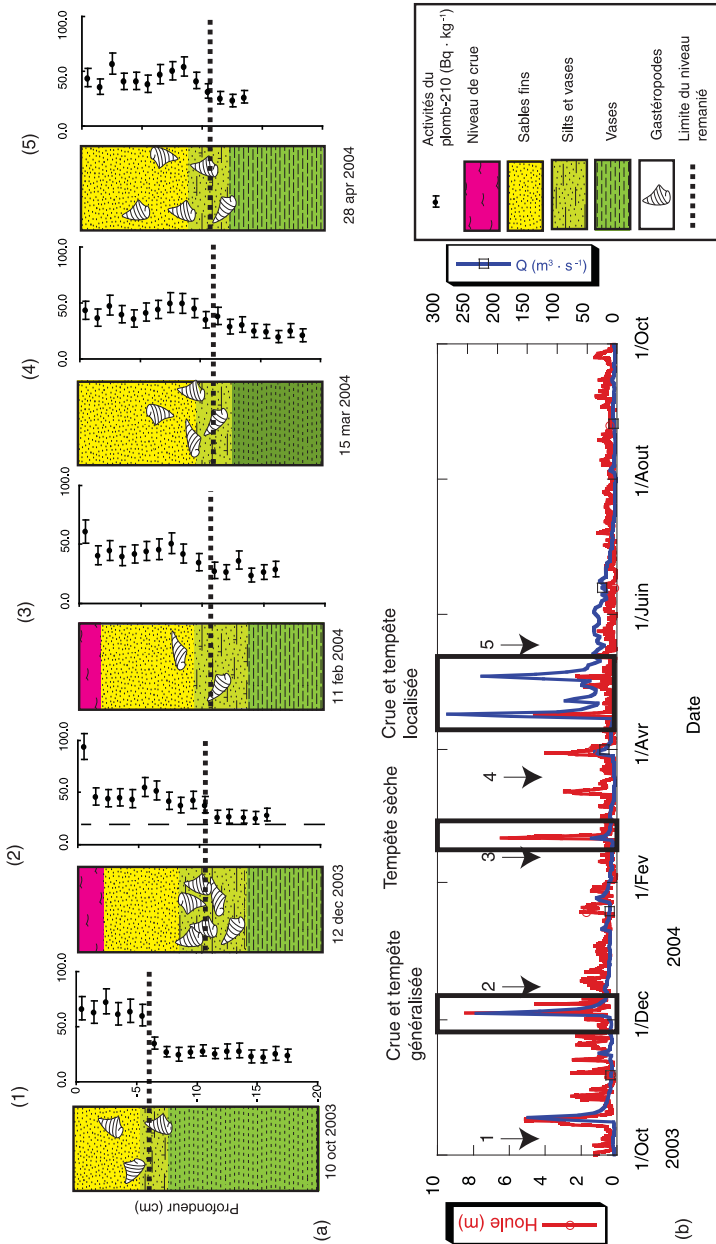


Figure 11. Impact des événements de crue et de tempête sur l'enregistrement sédimentaire au niveau du prodelta de la Têt : (a) l'évolution des fonds sédimentaires, suivie par carottage, est représentée en cinq étapes (1 à 5), d'octobre 2003 à avril 2004 ; (b) succession des événements de crues (avec Q le débit moyen journalier du fleuve Têt, en m³ · s⁻¹, en bleu) et de tempêtes (hauteur significative des vagues, en m, en rouge) pendant la période octobre 2003–octobre 2004.

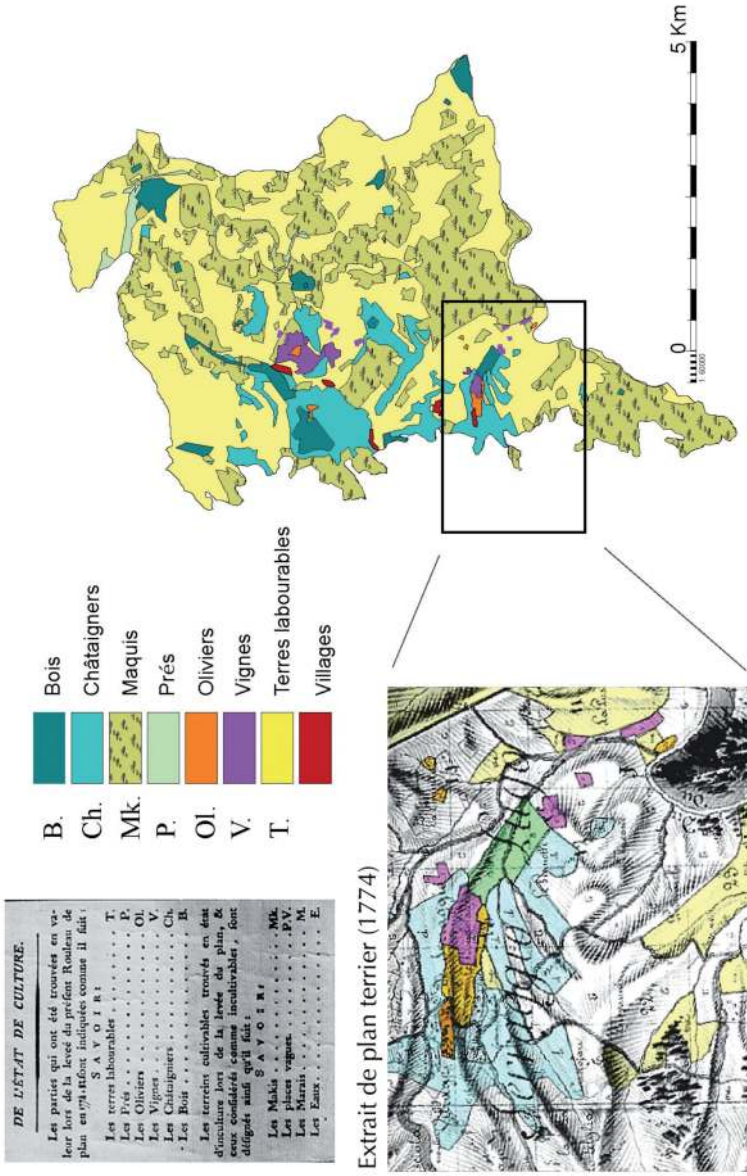


Figure 21. Exemple d'une source cartographique historique. En bas à gauche, un extrait du plan terrier de la Corse, dressé en 1774 sur ordre de Louis XV, après acquisition de l'île. À droite, la carte correspondante. La légende en haut à gauche est celle utilisée pour reconstruire la dynamique de cette occupation jusqu'à nos jours.

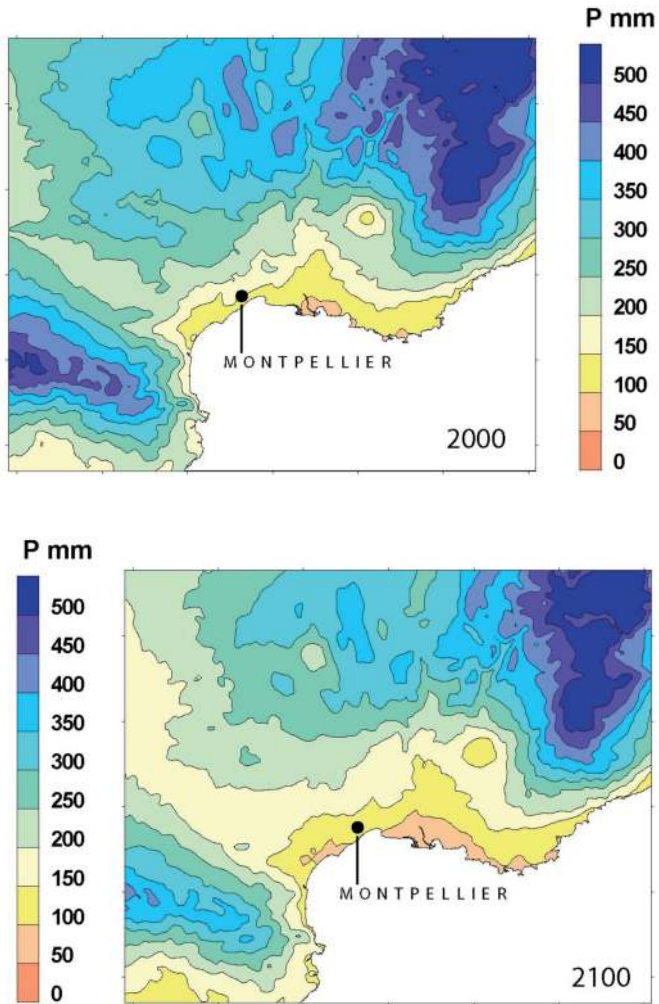


Figure 23. Carte des précipitations estivales, de mai à août, issue du modèle météo Arpège–Météo France, et interpolation pour le Sud de la France sur la période 1970-2000 et sur le futur 2070-2100.

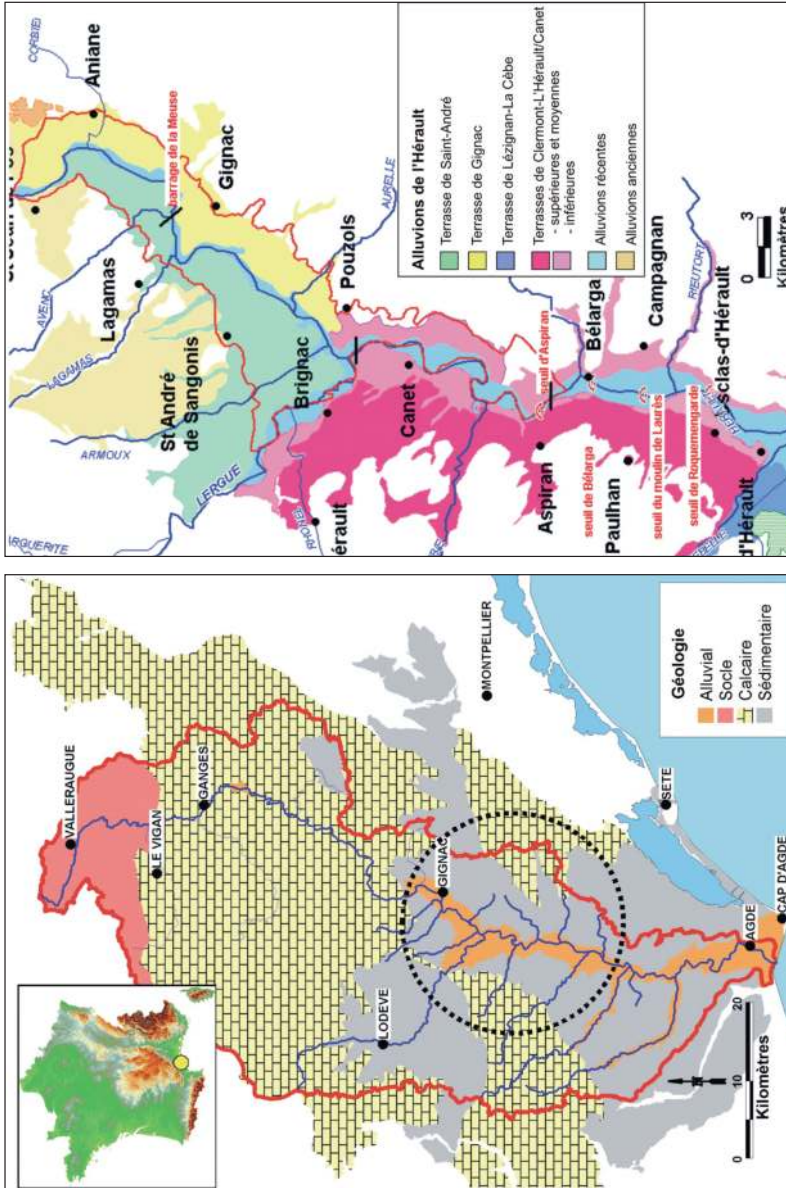


Figure 25. Zone d'étude. À gauche, la localisation générale du bassin versant en relief sur la carte de France. À droite, la moyenne vallée de l'Hérault.

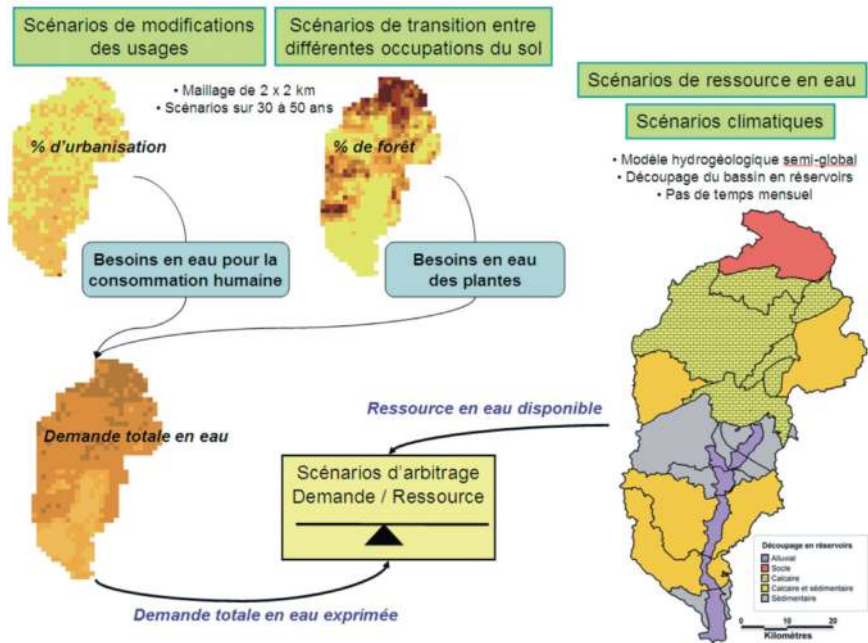


Figure 27. Schéma de principe du prototype SCAPT.

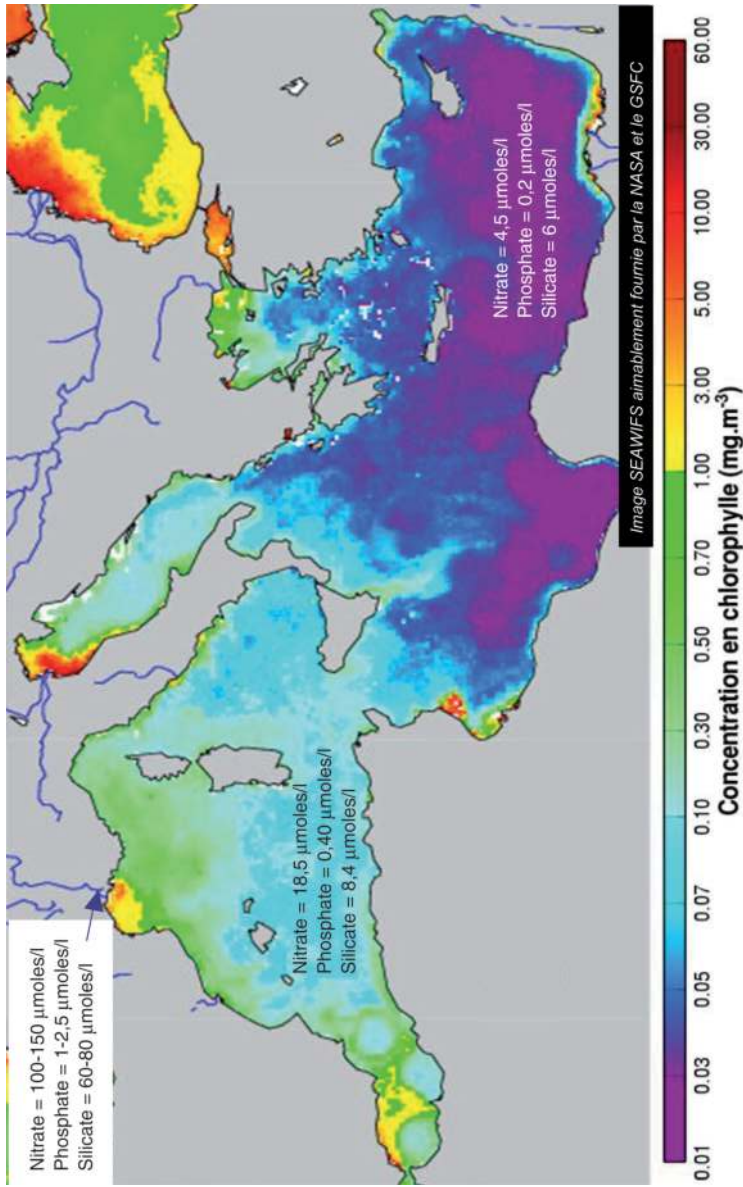


Figure 30. Image satellitaire composite décrivant les concentrations de chlorophylle de surface en Méditerranée. Le golfe du Lion, soumis aux apports rhodaniens, apparaît comme une région très productive. On remarque également la diminution des teneurs en chlorophylle entre le bassin occidental et le bassin oriental, due à un gradient marqué des éléments nutritifs (nitrate, phosphate, silicate) dans les eaux profondes.

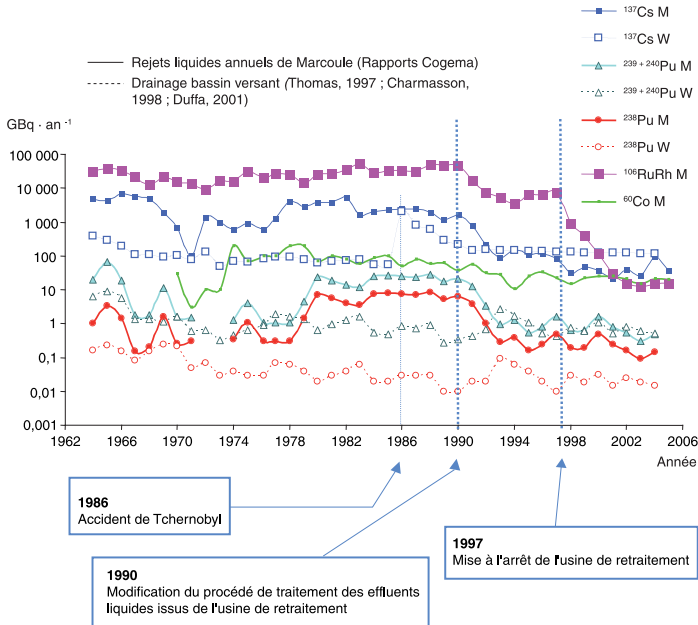


Figure 43. Chronique des apports annuels (en GBq · an⁻¹) dans les eaux du Rhône, depuis 1964, de radionucléides artificiels issus du drainage des sols du bassin versant (W) et des rejets de Marcoule (M).

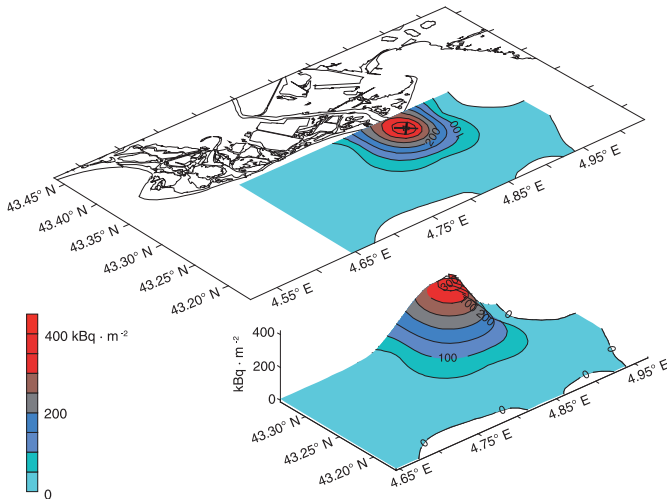


Figure 46. Isoinventaires (kBq · m⁻²) en ¹³⁷Cs obtenus à partir des carottes prélevées en 1990-1991 à l'embouchure du Grand-Rhône. Représentation du contourage en 2 et 2 dimensions (axe x = latitude, axe y = longitude, axe z = inventaire en kBq · m⁻²).

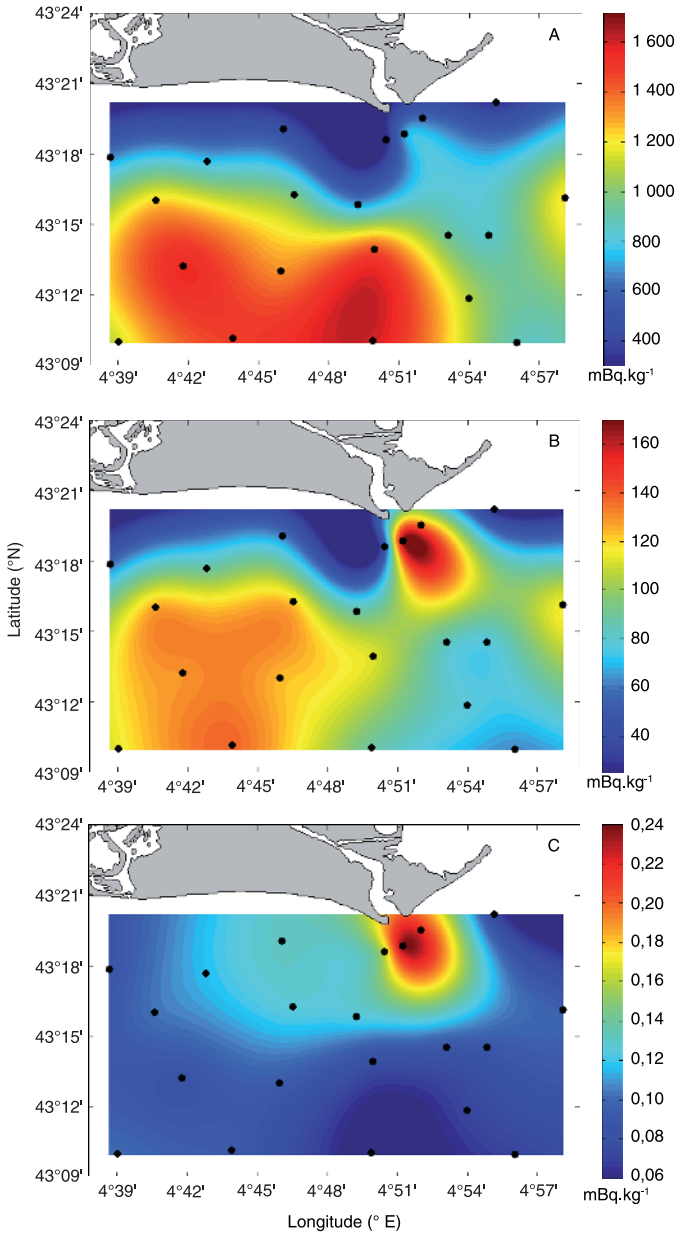


Figure 47. Distribution spatiale, en 2001, des activités en $^{239+240}\text{Pu}$ (A) et ^{238}Pu (B) ainsi que du rapport d'activité $^{238}\text{Pu} / ^{239+240}\text{Pu}$ (C) dans les sédiments de surface face à l'embouchure du Rhône (d'après Lansard, 2005).

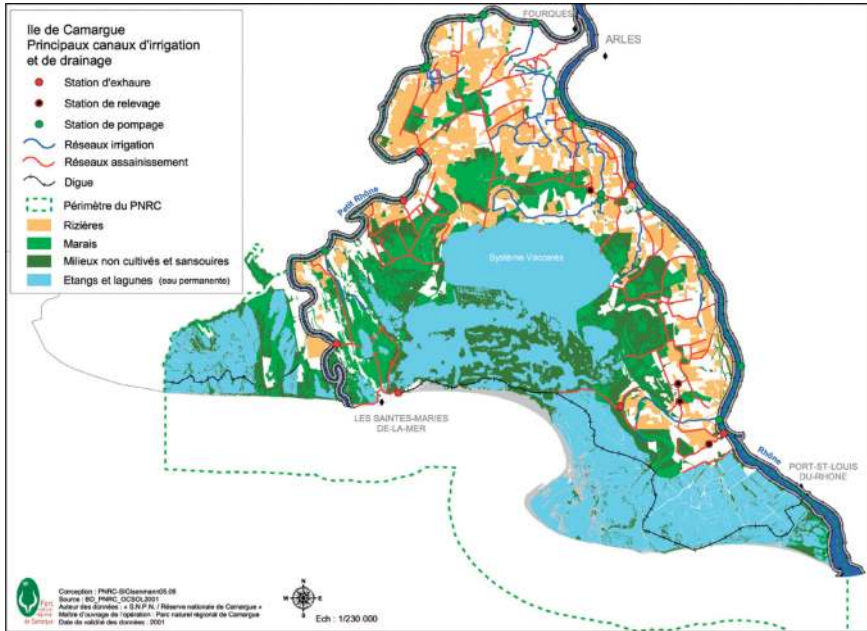


Figure 52. Principaux aménagements hydrauliques sur le territoire du Parc de Camargue.

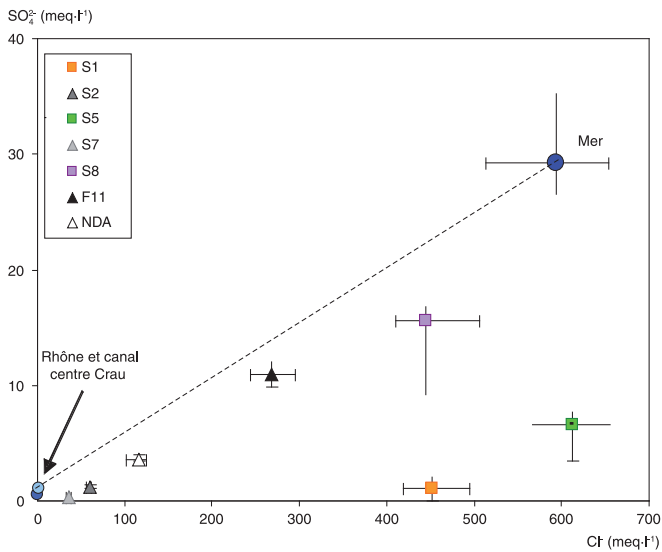


Figure 65. Relation entre les teneurs en sulfate et en chlore dans l'eau de la nappe des cailloutis. Les points S1 à S8, F11 et NDA, correspondent aux emplacements des piézomètres dans cette zone d'étude.

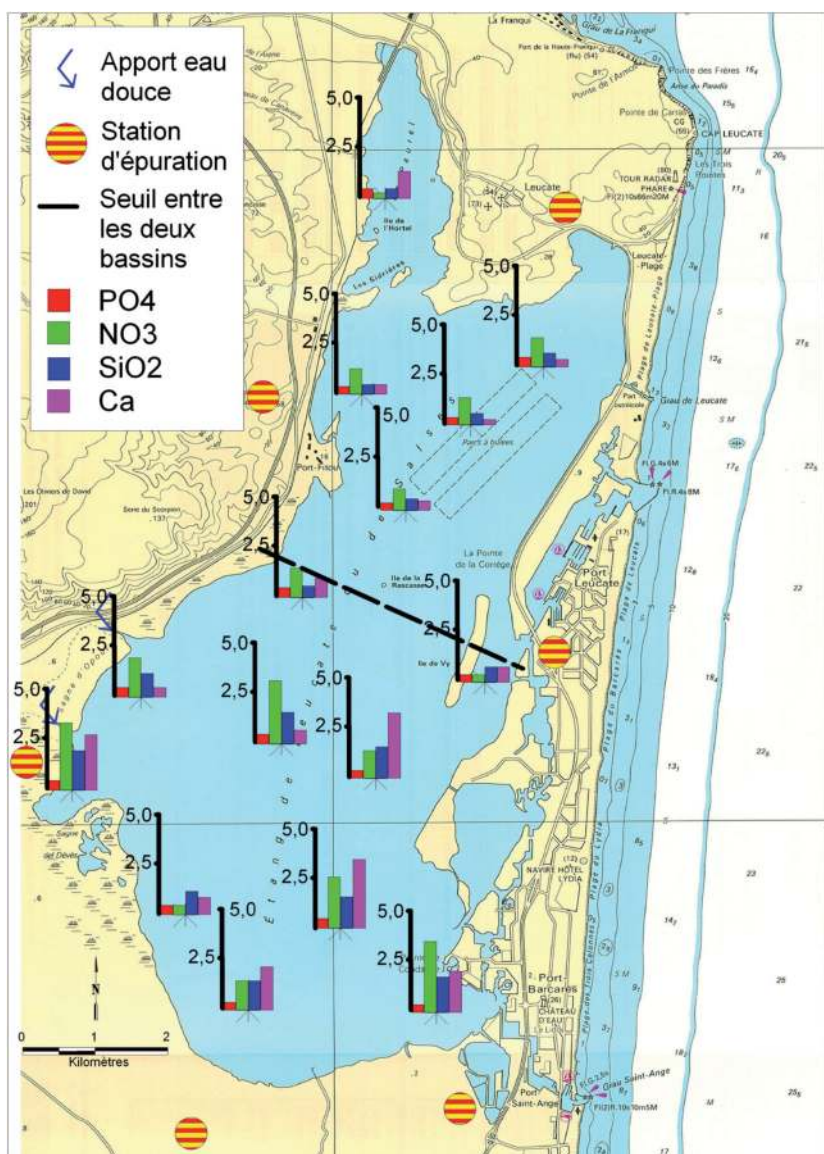


Figure 71. Répartition spatiale des teneurs en : phosphate (en $\mu\text{mole PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$), nitrate (en $\mu\text{mole NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$), silicate (x10, en $\mu\text{mole SiO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$) et chlorophylle (en $\mu\text{g Ca} \cdot \text{l}^{-1}$) dans les eaux de surface de la lagune de Salses-Leucate, au printemps 2002.

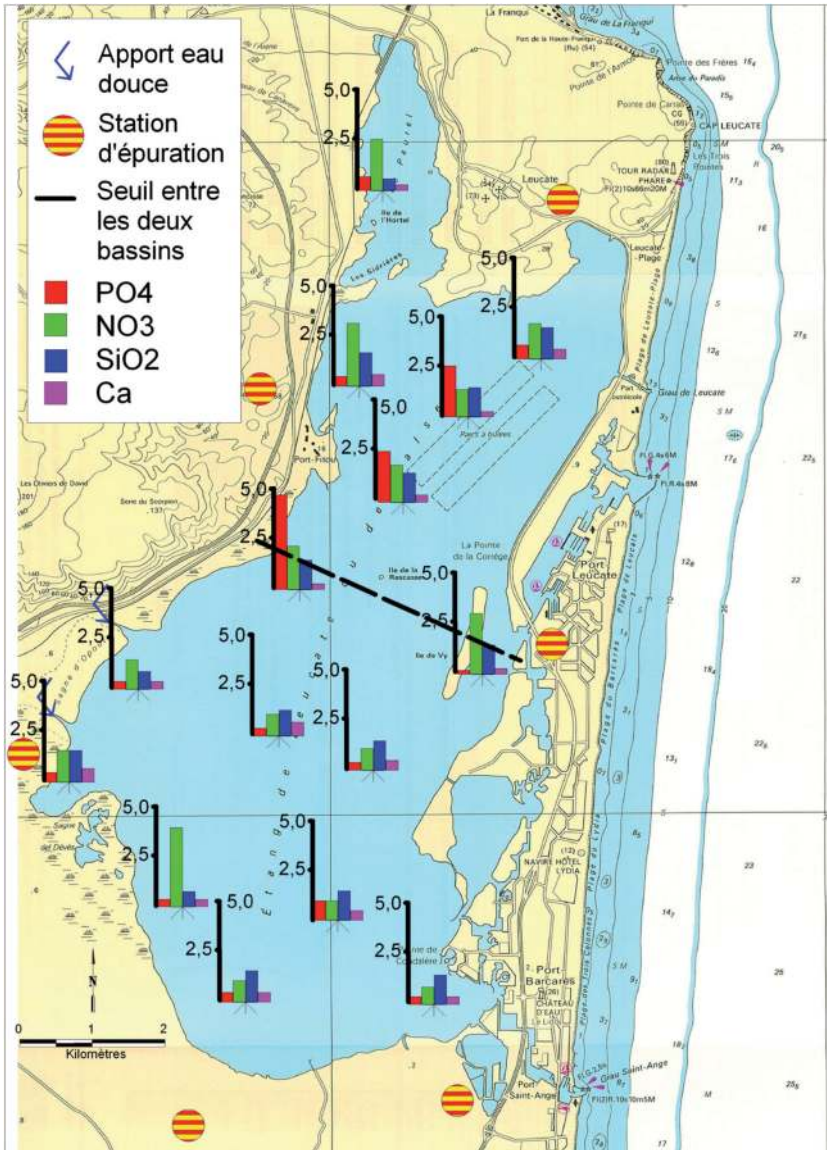


Figure 72. Répartition spatiale des teneurs en : phosphate (en $\mu\text{mole PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$), nitrate (en $\mu\text{mole NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$), silicate ($\times 10$, en $\mu\text{mole SiO}_2 \cdot \text{l}^{-1}$) et chlorophylle (en $\mu\text{g Ca} \cdot \text{l}^{-1}$) dans les eaux de surface de la lagune de Salses-Leucate, dans l'été 2003.

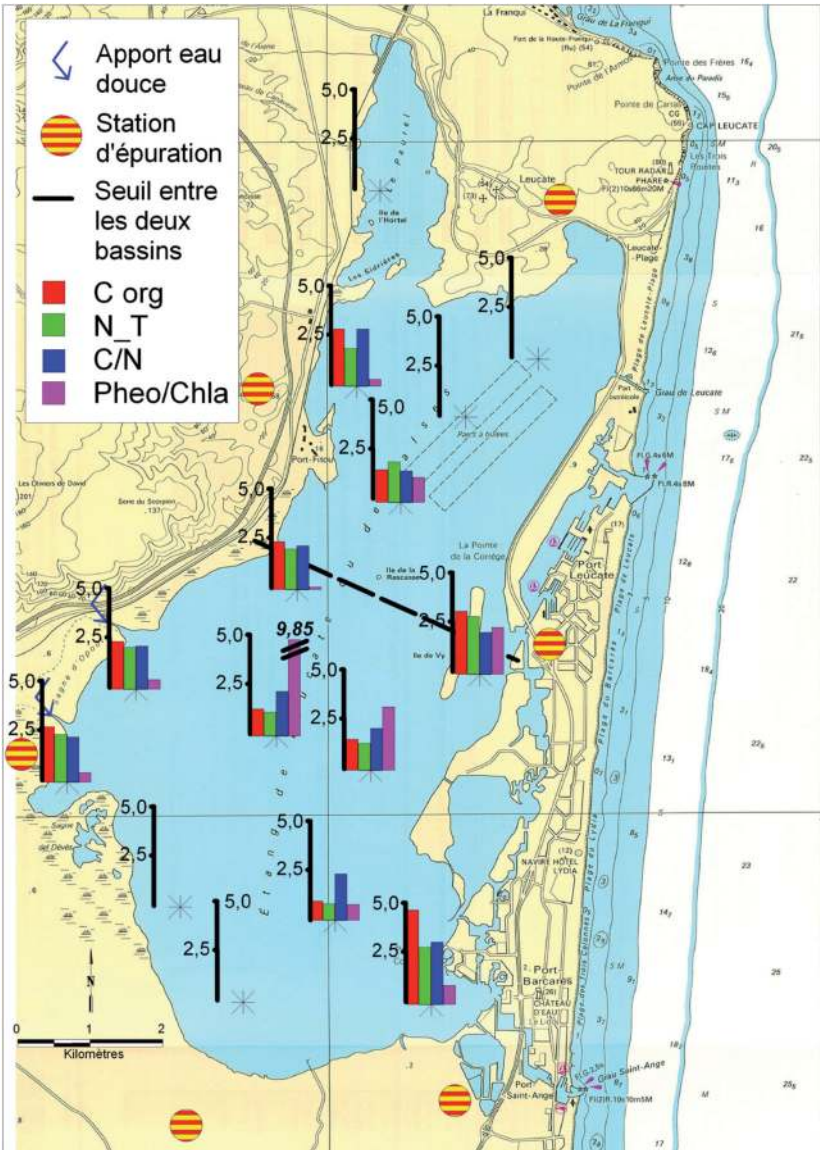


Figure 73. Distribution des paramètres caractérisant la matière organique des sédiments superficiels (0–1cm) dans la lagune de Salses-Leucate : C_{org} en % p.s., $NT \times 10$ en % p.s., rapport C / N (/5) et rapport Pheo / Chla (/10).

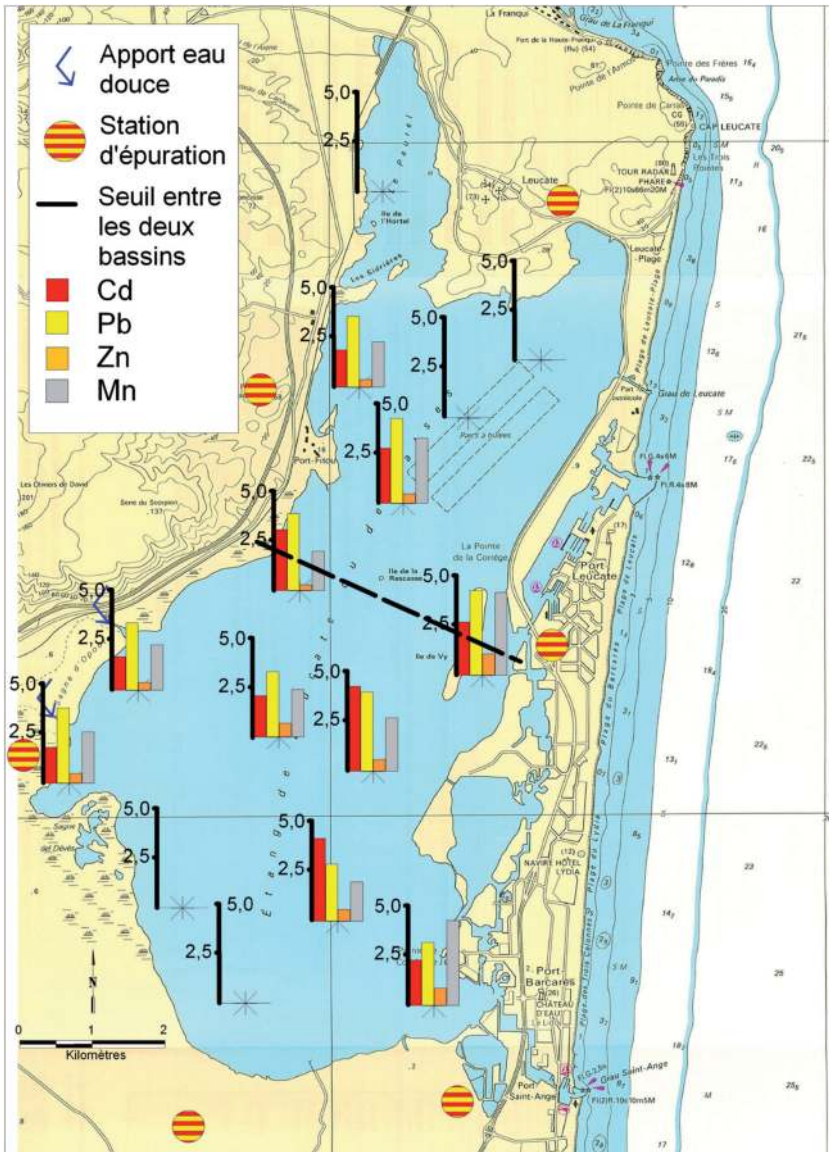


Figure 74. Répartition des teneurs en éléments métalliques dans les sédiments superficiels (0–1cm) de la lagune de Salses-Leucate : Cd en ppm, Pb (/10) en ppm, Zn (/100) en ppm, Mn (/100) en ppm.

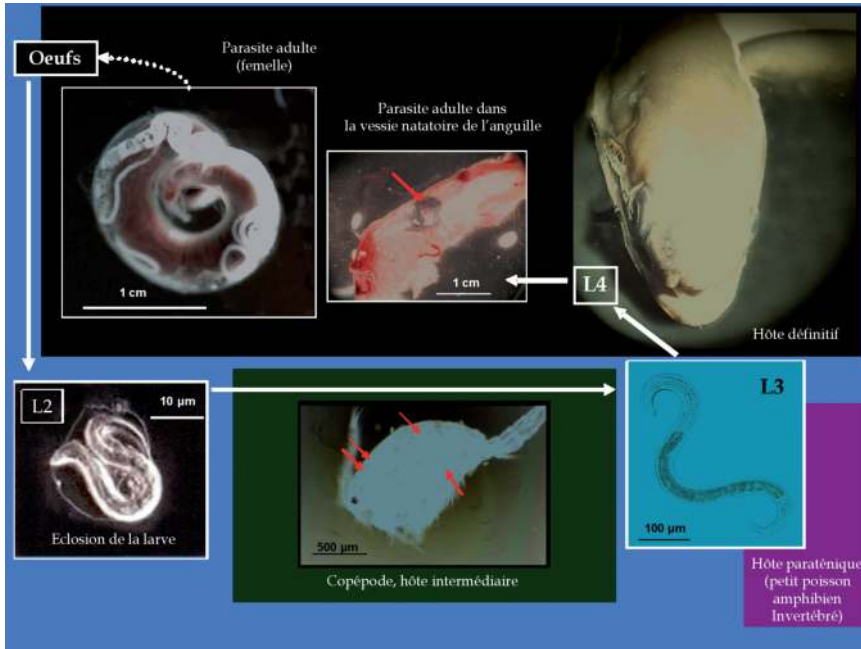


Figure 78. Cycle de vie du nématode parasite *Anguillicola crassus*. Les parasites mâles et femelles adultes vivent dans la vessie nataoire de l'anguille européenne, hôte définitif. Des larves L2 éclosent des œufs pondus dans le milieu extérieur, sont consommées par l'hôte intermédiaire et atteignent le stade L3 en une dizaine de jours. À ce stade, soit l'hôte intermédiaire est directement prédaté par l'anguille, soit il est ingéré par un hôte paraténique qui sera, par la suite, mangé par une anguille. Une fois dans la vessie nataoire du poisson, la larve L3 se transforme en larve L4 puis en adulte.

Crédit photos : femelle adulte, larve L2 et copépode infesté (J. Lecomte) ; larve L3, anguille et vessie nataoire (UMR 5244 Cnrs-EPHE-UPVD).

Figure 84. Aménagement hydroélectrique Durance-Verdon (crédit photos EDF).

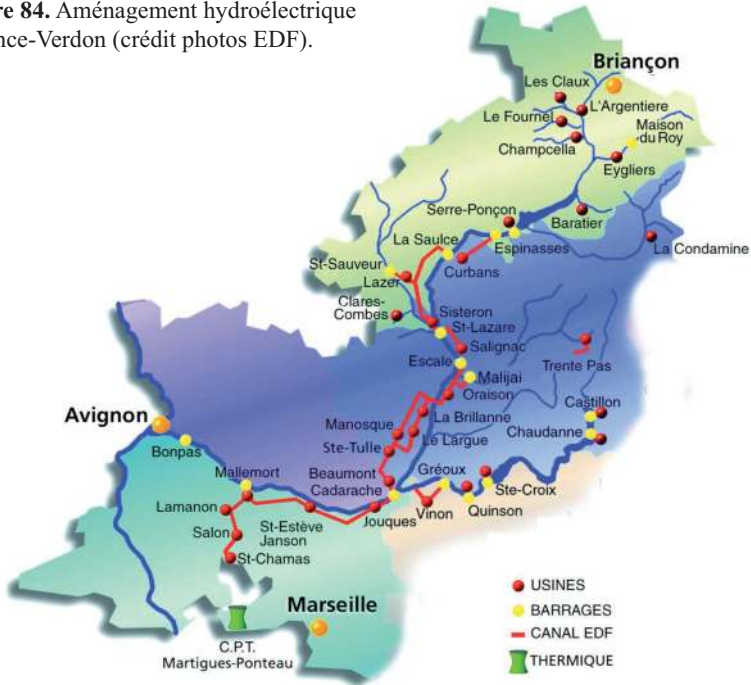
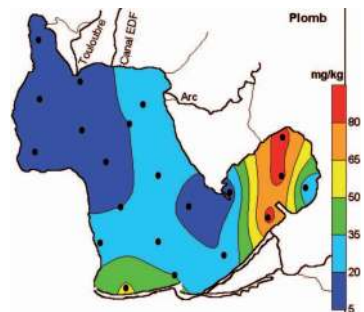


Figure 90. Répartition des teneurs en plomb (en $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) dans les sédiments de surface de l'étang de Berre, en 2004. Les plus fortes concentrations sont relevées au droit des principaux sites industriels (d'après les données du suivi Gipreb). Du bleu foncé au rouge : échelle croissante des concentrations.



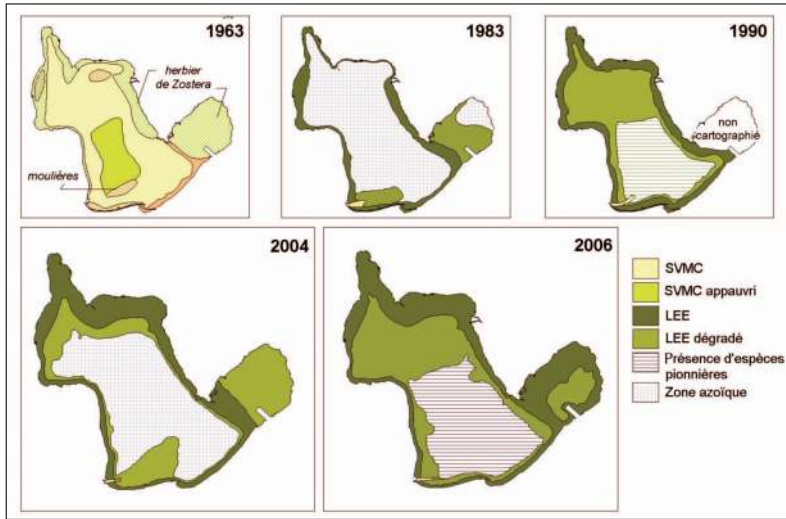


Figure 91. Évolution des peuplements de macrofaune benthique du substrat meuble, entre 1963 et 2006. SVMC = sable vaseux de mode calme, LEE = lagunaire euryhalin eurytherme. Les cartes sont réalisées d'après les données de Mars (1966) pour l'année 1963, Stora *et al.* (1995) pour les années 1983 et 1990 et Stora *et al.* (2004, 2006).

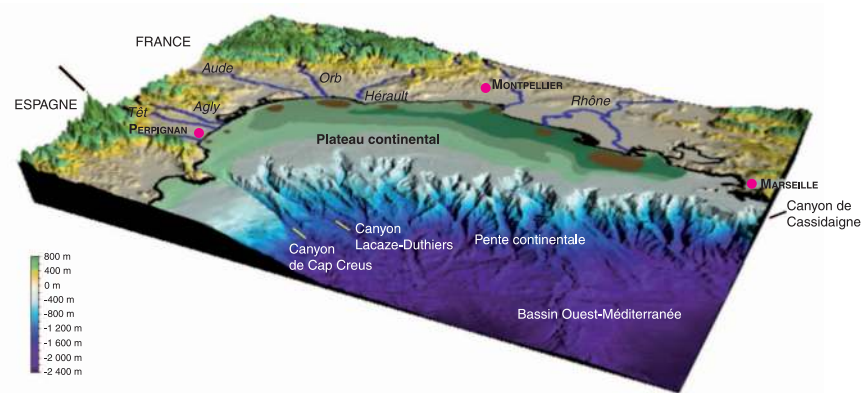


Figure 94. La zone côtière du golfe du Lion associe une forte énergie physique (vents de secteur N–NW et E–SE, courant nord-méditerranéen, *upwelling*, plongée d'eaux denses) et une forte productivité biologique (c'est l'une des zones les plus productives de Méditerranée). La figure 94 – compilation Monaco et Aloïsi (2001) et Berné *et al.* (2004) – fait apparaître, en dégradés de vert, la situation des prodeltas et de la vase côtière et leur relation fonctionnelle avec le réseau fluvial. La matière y est stockée, puis exportée vers le bassin profond à travers un réseau serré de canyons sous-marins.

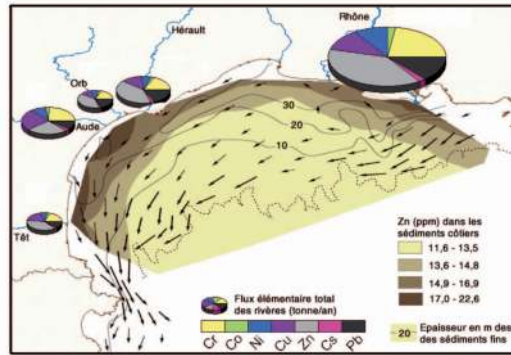


Figure 97. Approche intégrée de la contamination par les métaux. Une analyse multitraceur métallique (Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cs, Pb, Cd), menée à la fois sur les suspensions fluviales et sur les sédiments superficiels de la zone côtière (campagne de prélèvements Remora de l'IRSN), permet de mettre en évidence : – la contribution prépondérante du bassin-versant du Rhône, – la spécificité de certains métaux (cas du cuivre dans le territoire agricole du Languedoc-Roussillon) – les pollutions localisées (flèches) (rejets directs de Pechiney dans le canyon de Cassidaigne) – l'enrichissement préférentiel de la plupart des contaminants dans la zone proche-littorale. Ce dernier point est illustré, ici, par la distribution du zinc stocké dans les prodeltas et dilué au large sous l'effet des courants (flèches), dans les conditions particulières de tempêtes.

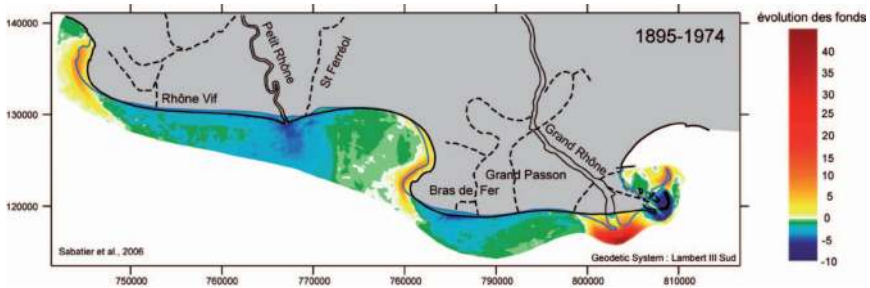


Figure 98. Évolution bathymétrique (0 à -20 m) des fonds du delta du Rhône, entre 1895 et 1974. Les secteurs en érosion (en bleu) se localisent au niveau des anciennes embouchures du Rhône, mais aussi à proximité du Petit-Rhône actuel (Saintes-Maries-de-la-Mer), privé d'apports sableux. L'embouchure actuelle du Grand-Rhône est en gain sédimentaire localement (en rouge). Les autres plages en gain sur la mer sont les flèches sableuses qui reçoivent les sédiments des secteurs limitrophes en érosion. À cette échelle de temps, le delta du Rhône se caractérise par un déplacement latéral des plages (érosion / dépôt), tandis que les sables du Rhône sédimentent à l'embouchure. A noter que les plages en érosion sont celles qui accueillent les infrastructures urbaines et industrielles de Camargue.

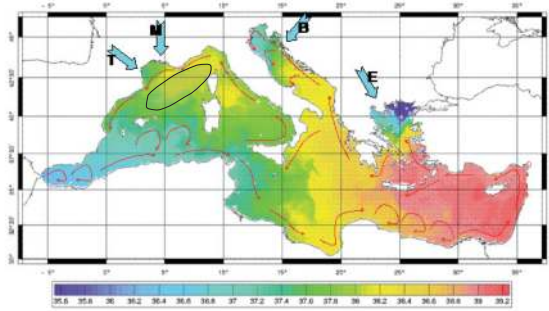


Figure 99. Salinité en surface de la Méditerranée, donnée par le modèle numérique MFS-TEP (INGV Bologne). À Gibraltar, les eaux de l'Atlantique, de salinité plus faible (couleur bleue sur la carte), entrent (flèches rouges) dans le bassin Méditerranéen (schéma adapté de Millot et Taupier-Letage, 2005). Les eaux de la mer Noire (en bleu foncé), également moins salées, entrent en mer Égée par le détroit des Dardanelles. Les flèches bleues indiquent les vents dominants : tramontane (T), mistral (M), bora (B) et étésien (E). La région grisée, en ovale, correspond à la zone de convection profonde du golfe du Lion.

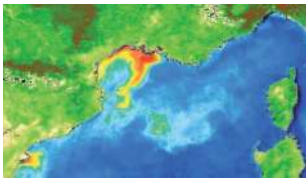


Figure 100. Image de chlorophylle de surface mesurée par le capteur satellitaire SEAWIFS. Bien visibles, le panache du Rhône qui s'étend vers le large, et au sud-ouest de l'image, le panache de l'Èbre.

Figure 101. Température de surface mesurée par satellite (capteur AVHRR). Les températures augmentent en passant du bleu foncé au jaune et au rouge. Le Nord du golfe du Lion est caractérisé par des eaux froides à la côte (bleu foncé) caractéristiques de la présence d'*upwelling* induit par le mistral.

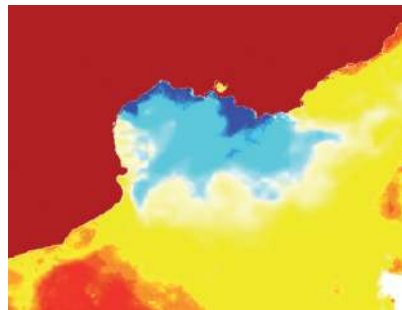


Figure 102. Modélisation numérique du courant (flèches bleues) en situation de mistral. Une boucle de courant anticyclonique (sens des aiguilles d’une montre) s’installe sur le plateau du golfe du Lion, en réponse à la décroissance du vent vers l’ouest dans cette zone. À l’est du Rhône, le plateau continental est trop étroit pour l’établissement d’une telle circulation (figure adaptée de Estournel *et al.*, 2003).

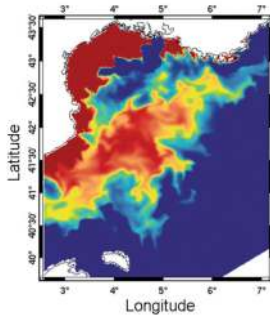
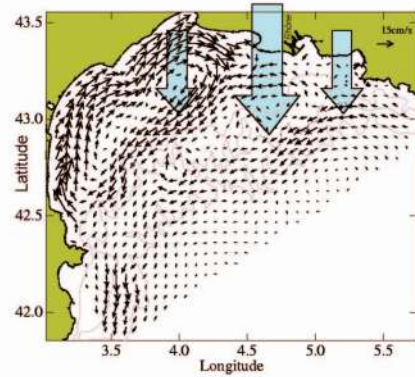


Figure 104. Modélisation numérique des formations d’eau dense à la côte en hiver. Noter les densités fortes dans la région de Sète–Montpellier, à proximité de Marseille et sur la côte du Roussillon.

Figure 103. Modélisation numérique de la convection au large du golfe du Lion. Les couleurs représentent la densité, les valeurs les plus fortes étant en rouge. La zone de convection est ciselée par les instabilités qui naissent à l’interface entre les eaux denses et les eaux plus légères les environnant.

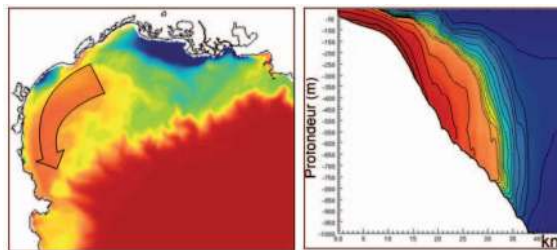
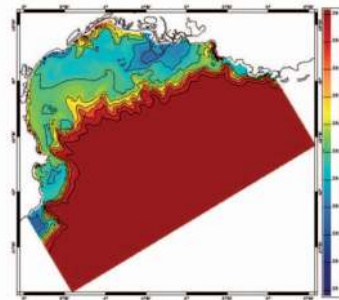


Figure 105. À gauche, évacuation des eaux denses (en rouge) du plateau continental du golfe du Lion vers le sud-ouest (dans le canyon du Cap de Creus) par une tempête de vent d’est (marin). En bleu, les eaux légères, déversées par les fleuves, sont plaquées contre la côte par le vent. À droite, on visualise l’évacuation, le long du canyon, du sédiment érodé sur le plateau par les houles. Plus la couleur est rouge, plus les concentrations en sédiment dans l’eau de mer sont importantes.

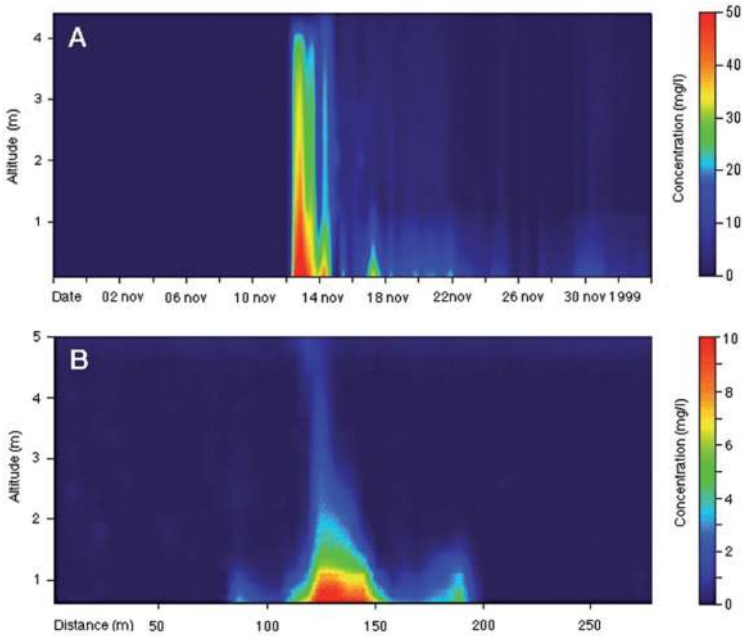


Figure 108. Distribution de la matière particulaire en suspension, dérivée de mesures acoustiques, dans les premiers mètres au-dessus du fond, pendant une forte tempête sur un fond sablo-vaseux (A, évolution temporelle en un point) et par un chalut de fond sur un fond vaseux (B, coupe transverse au panache). Les valeurs représentent les concentrations en excès, soustraction faite de la concentration avant resuspension, qui est de l'ordre de quelques $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

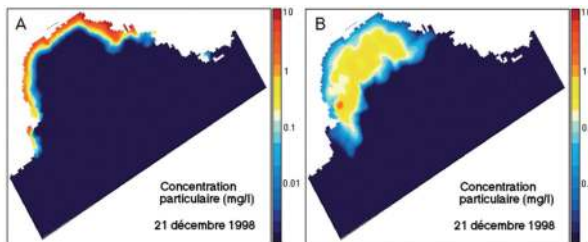


Figure 109. Simulations de la concentration particulaire près du fond pendant l'hiver 1998-1999. En A, le matériel particulaire provient uniquement de la resuspension naturelle du sédiment, provoquée par les vagues et les courants. En B, le matériel en suspension provient de l'activité d'une flottille de chalutiers. On note que dans le premier cas, seul le domaine proche du littoral est concerné ; dans le deuxième cas, l'impact est sensible sur le plateau externe, et plus particulièrement sur la partie sud du golfe, qui est la zone ayant la plus forte activité de pêche.

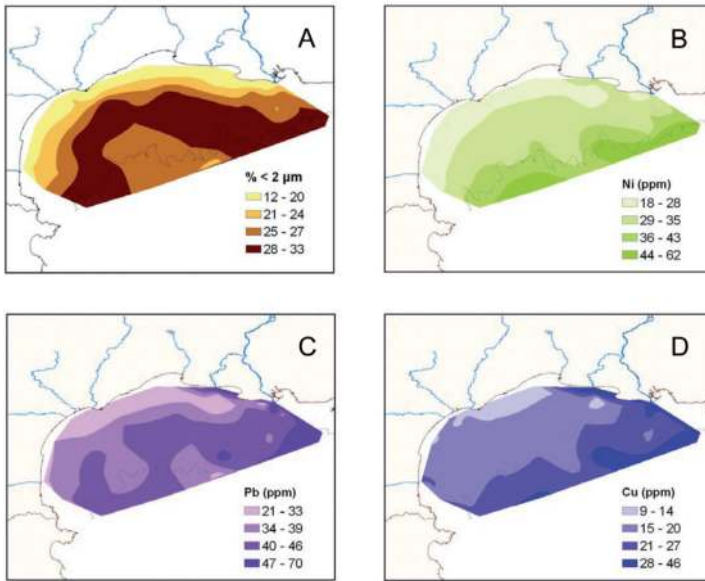


Figure 112. Cartographie des métaux dans les sédiments de surface (fraction inférieure à $63 \mu\text{m}$). Les teneurs en argiles (fraction inférieure à $2 \mu\text{m}$, fig. 112A) sont comparées avec les teneurs en Ni, Pb et Cu (fig. 112B et D). Cela souligne clairement l'association des métaux avec la fraction fine des sédiments, qui augmente naturellement avec la profondeur, parallèlement à l'atténuation des courants moyens.

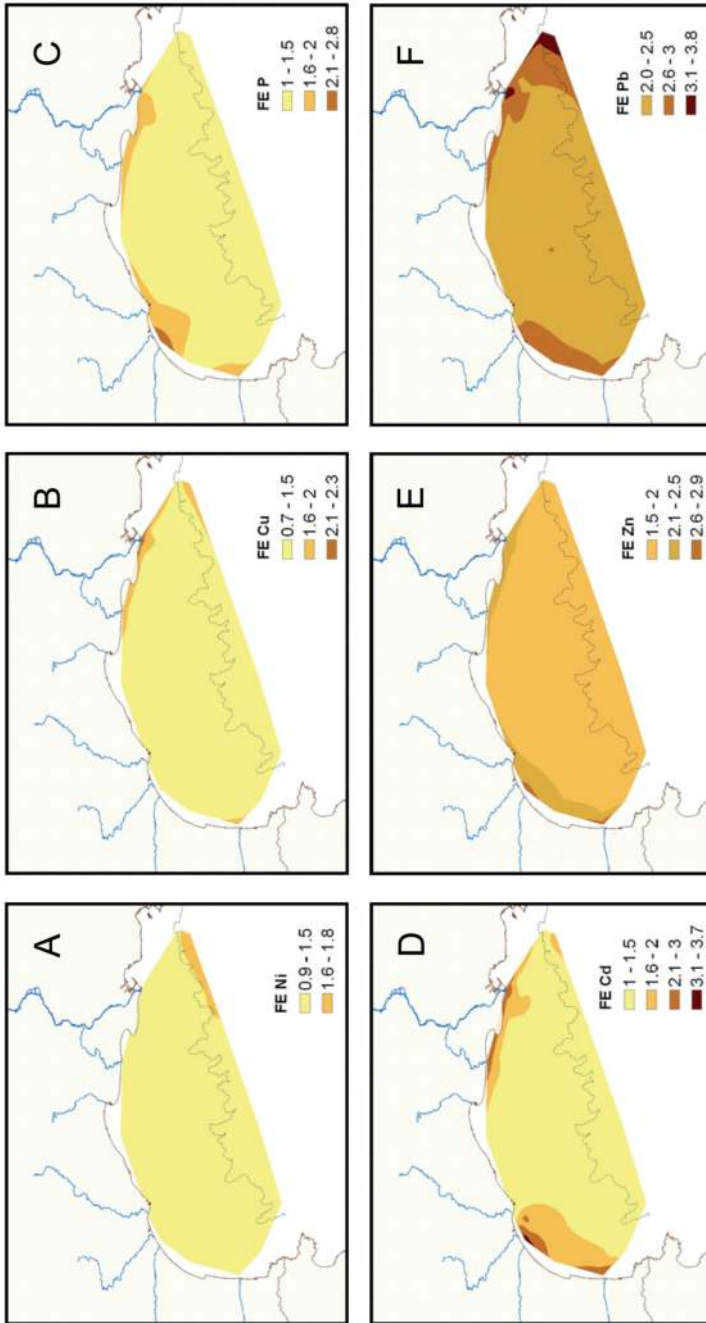


Figure 113. Cartographie des facteurs d'enrichissement (FE) des métaux dans les sédiments de surface (fraction inférieure à 63 μm). La distribution des facteurs d'enrichissement permet de réduire l'effet de l'hétérogénéité granulométrique des sédiments. On met, alors, en évidence le piégeage des métaux dans les zones proches du littoral (domaine infralittoral), autour des émissaires naturels (fleuves) et artificiels. Plus au large, les valeurs chutent rapidement sous le seuil naturel, sauf pour Zn (fig. 113E) et pour Pb (fig. 113F).

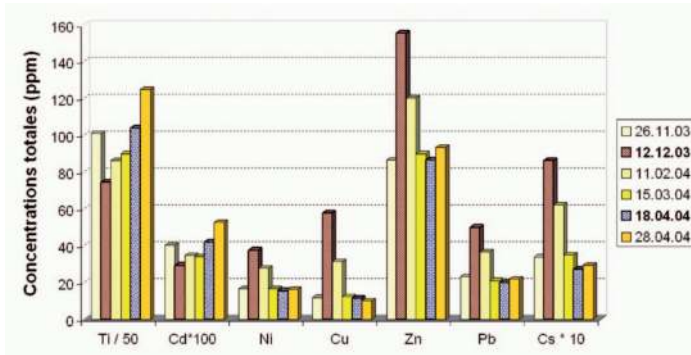


Figure 115. Évolution temporelle des teneurs métalliques dans le prodelta de la Têt. Les dates du 12/12/2003 et du 18/04/2006 correspondent aux prélèvements après des crues. Seule la première a donné lieu à un dépôt de sédiment frais au site étudié (emplacement de la bouée Poem-LR). Les concentrations métalliques, fortement liées aux teneurs en argile, diminuent après la crue de décembre qui va provoquer la remise en suspension de la fraction fine du dépôt, tandis que les concentrations en Ti augmentent, cet élément étant connu pour son association avec les silts (entre 2 et 63 μm).

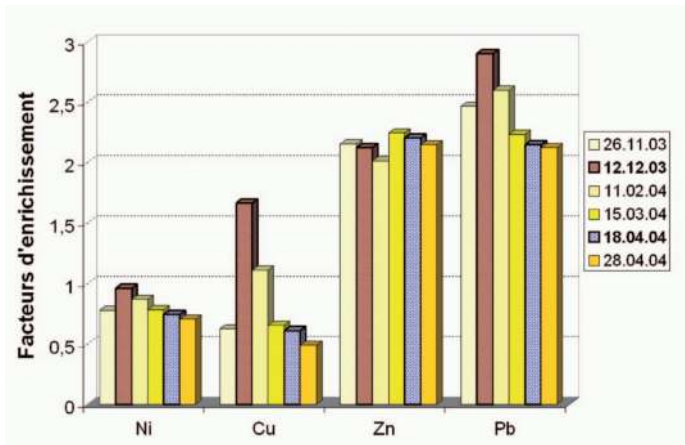


Figure 116. Évolution temporelle des facteurs d'enrichissement (FE) dans le prodelta de la Têt. Les échantillons, qui correspondent à ceux de la figure 115, montrent que les FE peuvent aussi diminuer avec le temps, surtout pour le Cu qui est mobilisé par désorption de sa « fraction facilement échangeable ».

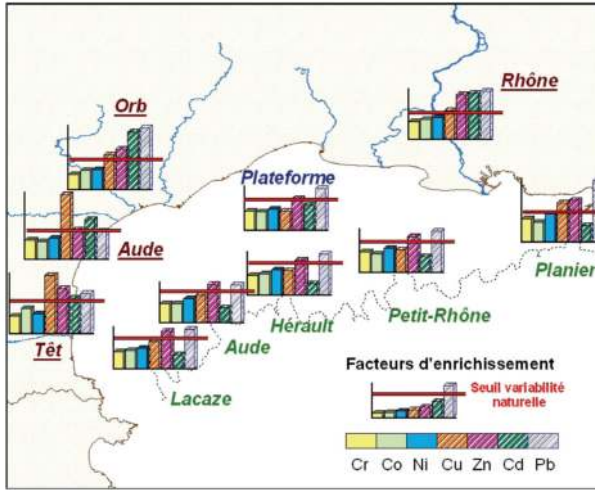


Figure 117. Les métaux à l'état de traces, « signatures » de l'origine et des transferts de matière dans la zone atelier Orme. Comparaison entre les facteurs d'enrichissement des métaux dans les particules des fleuves (en rouge), les sédiments de la plate-forme (moyenne de l'ensemble des échantillons) et les pièges (en vert), après la crue de décembre 2003. Les résultats indiquent une homogénéisation du matériel, par transformations successives au cours du transfert vers le bassin.

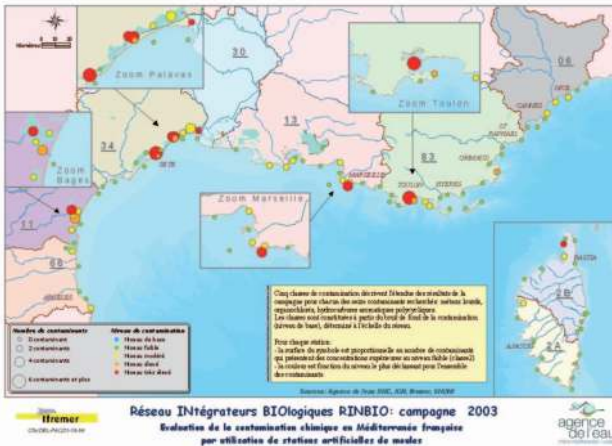


Figure 118. Évaluation de la contamination chimique en Méditerranée française par utilisation de stations artificielles de moules.

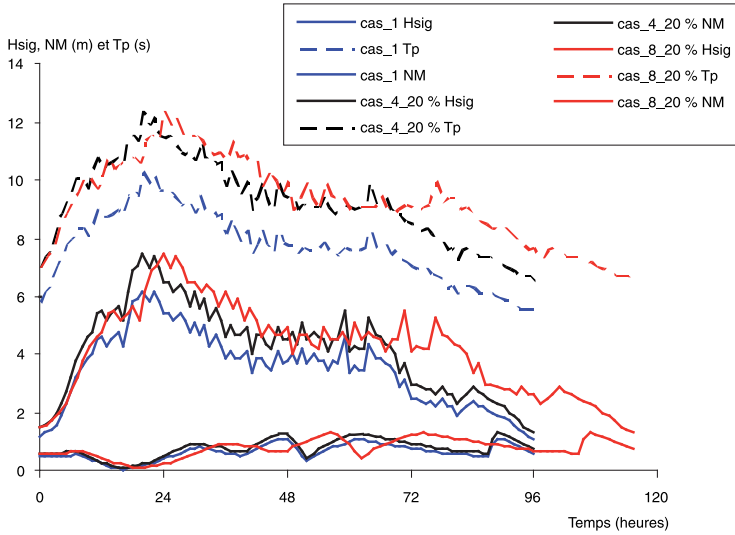


Figure 127. Forçages pendant la tempête de 1997 ainsi que deux exemples de forçages simulés (cas 4 et cas 8). Par souci de clarté graphique, tous les cas ne sont pas représentés. Hsig = hauteur significative de la houle (en m), Tp = période au pic de la houle (en s) et NM = niveau marin (en m).

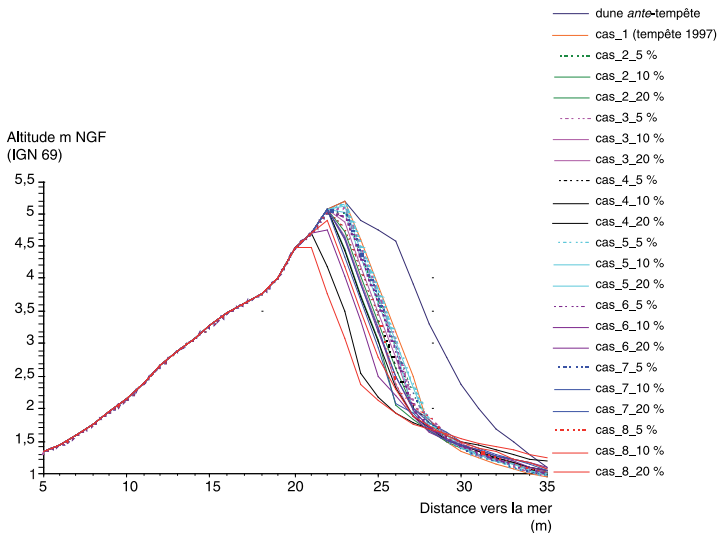


Figure 128. Profils, mesuré et simulé, de la dune.

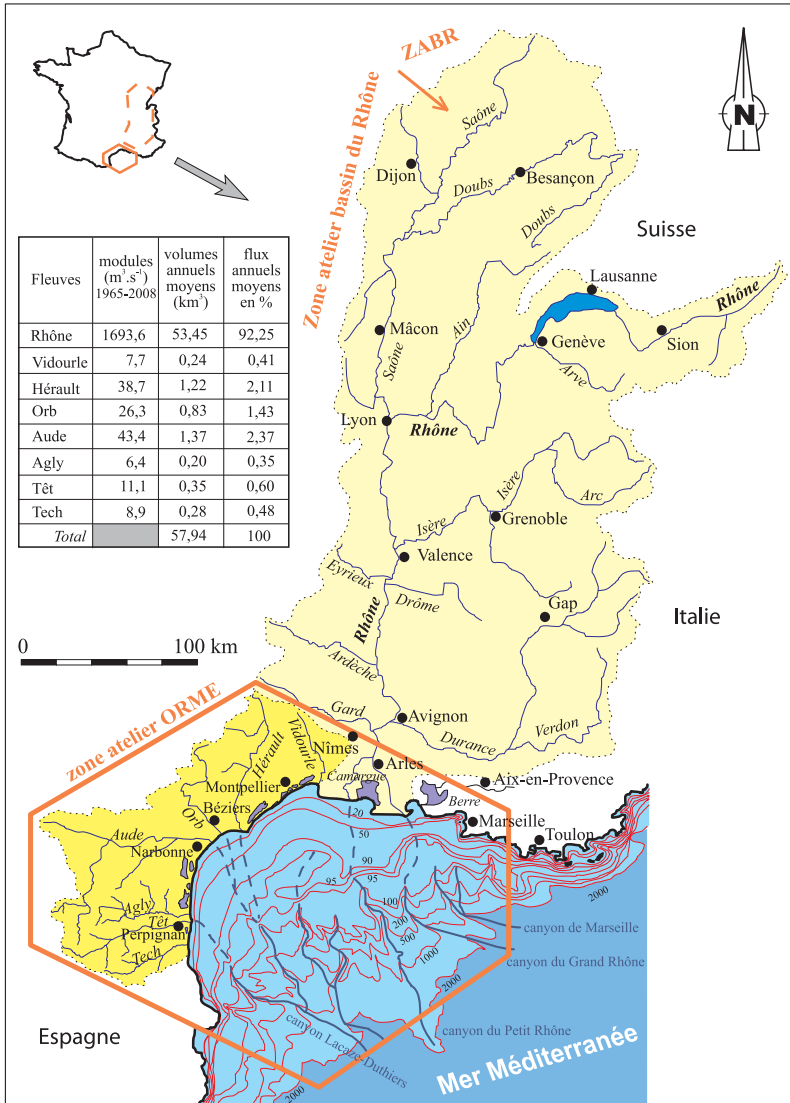


Figure 130. La zone atelier Orme–golfe du Lion, une interface entre terre et mer. Origine des données bathymétriques : SHOM (Service hydrographique et océanographique de la Marine) et campagnes océanographiques du Cefrem. Les données hydrologiques figurant dans le tableau proviennent de la « banque Hydro » du Meeddat et de la Compagnie nationale du Rhône ; les stations utilisées se trouvent à proximité des embouchures des cours d'eau ; les données manquantes (mensuelles, annuelles) dans une série ont été reconstituées à partir des stations amont (coefficients de corrélation compris entre 0,897 et 0,959) (carte réalisée par A. Monaco et P. Serrat).

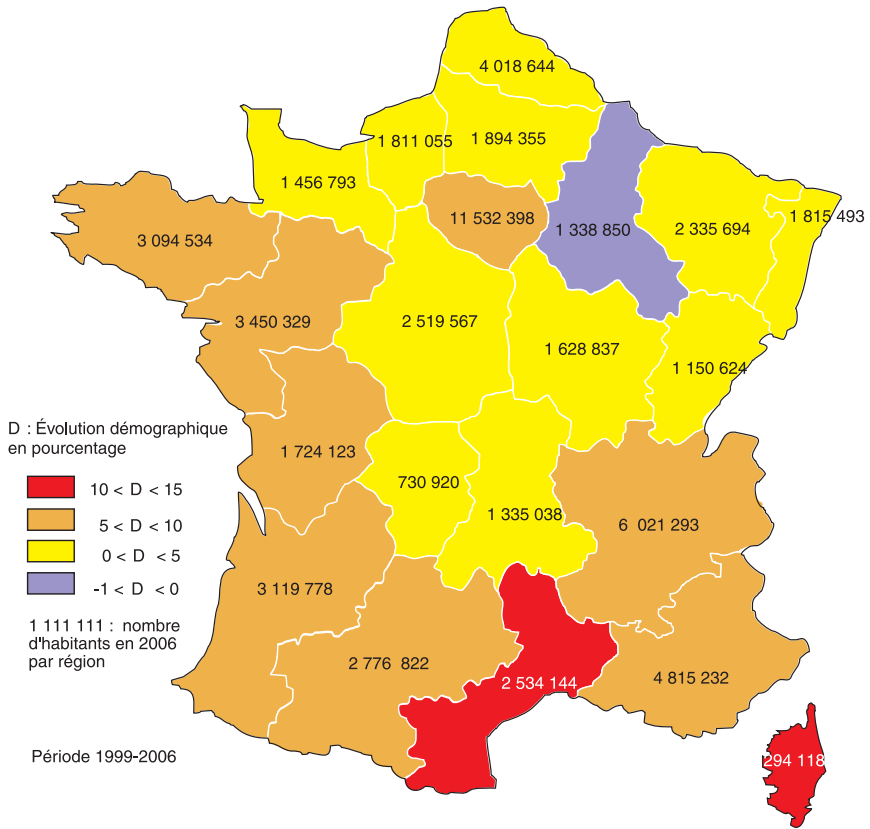


Figure 131. Le Languedoc-Roussillon, première région de la France métropolitaine pour la croissance démographique durant la période 1999-2006, joute la région Paca, également en expansion. Au cours de cette période, la population de ces deux régions a augmenté de 554 586 habitants. Dans ce contexte, la stratégie de la zone atelier Orme-golfé du Lion pour l'observation scientifique à long terme apparaît adaptée au concept de développement durable. Cette idée a prévalu dans la présentation de cet ouvrage consacré à l'environnement aquatique, l'eau étant un indicateur pertinent de la vulnérabilité des milieux, soumis aux doubles impacts du changement climatique en cours et des usages de la société en expansion.

Carte réalisée par P. Serrat et A. Monaco, d'après les données Insee 2008 sur les recensements généraux de la population française en 1999 et 2006, le décret n° 2008-1477 du 30 décembre 2008 (J.O. du 31/12/2008) authentifiant les résultats du recensement général de la population française et le décret n° 2000-1021 du 17 octobre 2000 modifiant le décret n° 99-1154 du 29 décembre 1999.

Chapitre 12

Entre terre et mer : le point sur une situation critique pour l'anguille européenne

PIERRE SASAL, CATHERINE DA SILVA, GÉRALDINE FAZIO

Résumé

L'anguille européenne, *Anguilla anguilla*, est une espèce de poisson qui est connue de tous mais qui n'en demeure pas moins mystérieuse et fascinante. Mystérieuse parce qu'il existe encore d'importantes zones d'ombre dans son cycle de vie, et fascinante car ce que l'on connaît de ce dernier est exceptionnel. En effet, au cours de sa vie, il lui faut traverser deux fois l'océan Atlantique : une fois en tant que larve pour rejoindre les rivières des côtes européennes où elle grandira, et une autre fois en tant qu'adulte pour aller se reproduire sur le lieu de sa naissance, au niveau de la mer des Sargasses. Elle réalise deux métamorphoses qui entraînent des modifications drastiques de sa physiologie. Finalement, elle est confrontée à de nombreuses épreuves susceptibles de réduire son espérance de vie, telles que la pêche, la pollution, la modification de son habitat, le réchauffement global et les pathogènes. Parmi ces derniers, le nématode invasif *Anguillicola crassus* est sans doute celui qui, actuellement, a les conséquences les plus désastreuses sur la dynamique de la population ; il fait ainsi de l'anguille européenne une espèce menacée. Par ailleurs, la position de l'anguille au sein des écosystèmes lagunaires en fait un marqueur de la dégradation du milieu. La survie de l'espèce passe donc par une gestion raisonnée de l'ensemble des facteurs affectant son cycle de vie.

Introduction

Depuis la nuit des temps, contes et légendes, mythes et réalités, entourent la vie mystérieuse des anguilles. Les dernières études révèlent que le genre *Anguilla* compterait

15 espèces et 3 sous-espèces, mais nul doute que ce poisson, empreint de mysticisme, nous réserve encore bien des surprises. Alors qu'Aristote, au IV^e siècle avant notre ère, effectuait les premières observations, nombreux sont encore aujourd'hui celles et ceux qui cherchent à lever complètement le voile sur la biologie des anguilles. Tout le monde pensait que le plus difficile avait été réalisé en 1922, lorsque le Danois Johannes Schmidt découvrit le site de ponte de deux espèces d'anguilles dans la mer des Sargasses. Il décrit alors les routes de migration de l'anguille européenne, *Anguilla anguilla*, qui traverse l'océan Atlantique pour rejoindre les côtes européennes. Certaines anguilles, portées par le courant des Açores, vont traverser le détroit de Gibraltar et venir coloniser les côtes méditerranéennes, plus particulièrement les étangs littoraux du Languedoc-Roussillon (fig. 76). La deuxième espèce qui se reproduit en mer des Sargasses, l'anguille américaine ou *Anguilla rostrata*, remonte le long des côtes puis colonise les eaux douces d'Amérique du Nord. Ce n'est qu'en 1991, lors de la mission d'une équipe japonaise au niveau du courant nord-équatorial, à l'ouest des îles Mariannes, que l'aire de ponte de l'anguille japonaise *Anguilla japonica* a été découverte. En ce qui concerne les autres espèces, les études sont en cours ; encore aujourd'hui, nombreux sont les mystères du cycle de vie des anguilles. Le principal, et non des moindres, tient à leur reproduction. En effet, si de jeunes anguilles prélevées en milieu naturel peuvent poursuivre leur croissance en captivité, il est à l'heure actuelle impossible d'amener des anguilles adultes à produire des larves viables. Remporter un tel défi, ce qui ne saurait tarder étant donné l'intérêt de la communauté scientifique pour les anguilles en général, pas moins de 2 000 publications scientifiques ces vingt dernières années, réglerait sans doute quelques problèmes concernant la gestion et l'exploitation de ces poissons. Trois espèces sont principalement exploitées dans le monde, ce sont : *Anguilla anguilla*, *A. rostrata* et *A. japonica*. Au cours des 25 dernières années, la diminution des densités de populations d'anguille européenne est évidente sur toute son aire de répartition. Même si la tendance semble se stabiliser dernièrement, l'espèce demeure en danger du fait de l'ensemble des menaces qui pèsent continuellement sur elle. Face à un tel constat, les instances européennes ont demandé une interdiction totale de la pêche jusqu'à ce que des signes clairs de reconstruction des stocks soient établis (ICES, 2006). L'espèce a été inscrite à l'annexe II de la CITES en 2007, et la Commission européenne a demandé la mise en place, pour la fin de l'année 2008, de plans de gestion visant à la sauvegarder (EC 1100/2007).

Il est tout de même précisé que la pêche n'est pas la seule responsable des diminutions de stocks observées et que l'ensemble des impacts anthropiques sur la ressource doit être réduit à son niveau le plus bas possible. Un tel challenge doit être relevé au plus vite si nous ne voulons pas que cette espèce s'ajoute à la longue liste des espèces qui disparaîtront pendant le XXI^e siècle.

Un cycle de vie particulier, des menaces constantes

La complexité du cycle de vie de l'anguille européenne est sans aucun doute extrême. Il fait intervenir à la fois deux migrations transatlantiques, deux métamorphoses – ou du moins des modifications physiques et physiologiques profondes – ainsi que des milieux de vie aussi différents que les eaux profondes de la mer des Sargasses, les estuaires, les étangs littoraux ou les rivières et fleuves de la façade atlantique de l'Europe et de l'Afrique du Nord. Pour les anguilles qui viennent coloniser les lagunes méditerranéennes, il faut

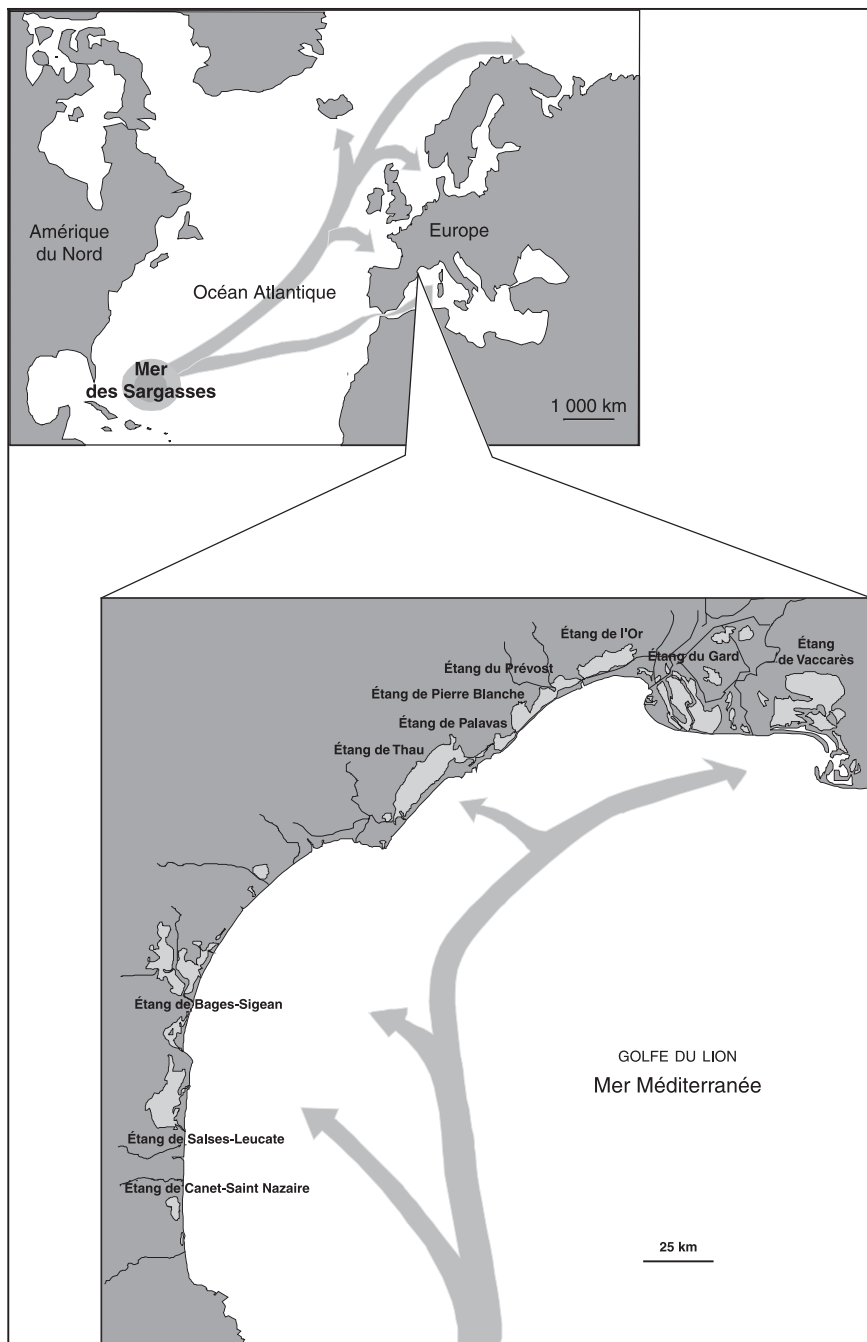


Figure 76. Route migratoire des anguilles européennes vers les étangs du Languedoc-Roussillon.

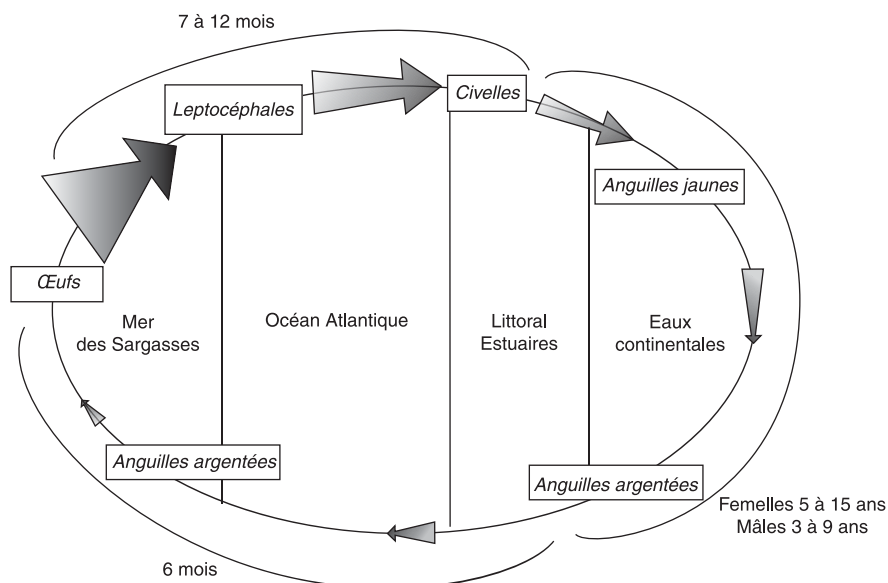


Figure 77. Cycle de vie de l'anguille européenne, *Anguilla anguilla*. Les valeurs sont des moyennes issues de la littérature et peuvent varier en fonction des auteurs. À chaque étape du cycle de vie, différents facteurs vont entraîner une diminution du nombre d'individus d'une même cohorte. Le nombre d'adultes susceptibles de se reproduire dans de bonnes conditions déterminera le nombre de recrues l'année suivante.

de surcroît traverser le détroit de Gibraltar et une partie de la mer Méditerranée (fig. 77). Si l'on fait abstraction de la prédation, pour laquelle aucune donnée n'est disponible, tant sur les œufs lors de la ponte que sur les larves leptocéphales lors de leur traversée transocéanique, les menaces et les pressions sont permanentes tout au long du cycle de l'anguille. Ces pressions sont de tous genres :

- directement liées au cycle de vie (passage d'un milieu salin à un milieu d'eau douce et vice-versa, zone de ponte en profondeur, etc.),
- pressions naturelles (prédation, parasitisme, instabilité de l'habitat),
- pressions anthropiques (pêche, altérations du milieu, entraves à la migration, pollutions),
- voire même des pressions « naturelles d'origine anthropique » (réchauffement de la planète, introduction de compétiteurs ou de pathogènes).

L'arrivée des anguilles depuis la mer des Sargasses

Parmi les causes du déclin des populations d'anguilles, le réchauffement de la planète est supposé avoir un rôle non-négligeable, en modifiant par exemple le chemin migratoire des larves leptocéphales. Ainsi, le réchauffement de la mer des Sargasses et de la gyre subtropicale pourrait réduire la circulation des nutriments, diminuer la productivité régionale de la zone, et par conséquent, affaiblir les larves leptocéphales avant leur migration. Par ailleurs, la réduction de 30 % de la dérive nord-atlantique, observée depuis 1957 et alliée à une stabilité du *Gulf Stream* en surface, pourrait permettre d'expliquer partiellement la diminution du recrutement de civelles dans la partie la plus sud de l'aire

de répartition de l'espèce. Cependant, nombreux sont ceux qui pensent que le raccourci cause-effet est trop vite pris ; il semble évident que les résultats sont encore insuffisants pour conclure à un effet du réchauffement de la planète sur la diminution des populations d'anguilles.

Si elles ont pu passer les premières étapes de leur vie (éclosion, migration) et arriver jusqu'au plateau continental, après 9 mois environ de nage plus ou moins active, et portées par le *Gulf Stream* et la dérive nord-atlantique, les larves leptocéphales vont subir leur première métamorphose en civelles (Lecomte-Finiger, 1994). Commence alors, pour ces jeunes anguilles, une autre vie au cours de laquelle les conditions du milieu vont leur demander des efforts constants d'adaptation.

Une adaptation difficile aux conditions environnementales

Dès leur arrivée dans l'estuaire, les jeunes civelles vont mettre en place une physiologie adaptée à la vie dans les eaux saumâtres et douces, à savoir le développement de la pigmentation et les échanges ioniques principalement.

Chez les poissons, un changement d'environnement, consécutif à la migration, est généralement marqué par une évolution de la coloration, par souci d'homochromie avec le nouveau milieu. Durant la transition estuarienne, les civelles, entièrement transparentes, vont progressivement acquérir une coloration allant du vert au noir, grâce à la production de mélanophores, au niveau de la région dorso-latérale. La partie ventrale devient opaque mais n'est pas mélanisée. La progression « standardisée » de cette pigmentation (depuis les extrémités du corps vers la partie médiane) a permis de définir 7 stades pigmentaires caractéristiques de l'âge des civelles. Outre la protection vis-à-vis des prédateurs, il semble que, chez l'anguille, l'acquisition de cette livrée ait un effet sur le comportement et le *preferendum* lumineux. En effet, les civelles présentent un phototactisme négatif dont l'intensité croît avec la progression de la pigmentation.

Les poissons euryhalins, c'est-à-dire capables de supporter des variations de salinité importantes, consacrent 15 % à 20 % de leur budget énergétique au maintien de l'homéostasie¹. Assurer constamment une osmorégulation efficace revêt une importance capitale pour la survie, et ce d'autant plus dans des milieux changeants comme les étangs littoraux méditerranéens. Pour maintenir un état osmotique stable, les poissons boivent beaucoup lorsqu'ils sont en eau de mer, c'est-à-dire en milieu hyperosmotique, et ils boivent peu mais éliminent beaucoup lorsqu'ils sont en eau douce, ou en milieu hypo-osmotique. Chez l'anguille, il a été montré qu'une telle adaptation comportementale intervient dès que l'animal perçoit le changement de salinité. L'ensemble du tube digestif, les branchies, le rein et la vessie urinaire, sont impliqués dans cette régulation osmotique. Le transport de l'eau (du milieu intérieur vers le milieu extérieur et vice-versa) s'effectue au moyen de canaux hydriques transmembranaires, désignés par le terme d'aquaporines, sous la dépendance du cortisol et de l'ACTH (corticotestimuline). Par ailleurs, le transfert des sels est assuré par des enzymes transmembranaires, principalement la Na^+ / K^+ ATPase qui fait rentrer 2 ions K^+ et sortir 3 ions Na^+ . Ces enzymes génèrent un déséquilibre spécifique des concentrations ioniques entre les milieux extérieur et intérieur par le transport actif d'ions (Perry, 1997).

¹ L'homéostasie est la capacité qu'ont certains organismes à maintenir une stabilité relative des concentrations ioniques internes, malgré la variation constante de celles du milieu extérieur.

De telles modifications physiologiques sont énergétiquement coûteuses ; seules les jeunes anguilles ayant une condition parfaite pourront espérer poursuivre leur croissance. Ces dernières vont devoir faire face à une autre menace : les pêcheurs de civelles. Pour la France, l'ensemble du marché est concentré sur la façade atlantique puisque la pêche à la civelle est interdite en Méditerranée. Néanmoins, compte tenu des prix pratiqués, l'existence d'un marché parallèle – alimenté par une activité de braconnage – est dénoncée par les petits métiers locaux. La grande majorité des prises de civelles sert à alimenter les fermes de grossissement asiatiques, le reste est consommé en Europe, soit sous forme de civelles en Espagne, soit après grossissement et transformation dans les pays du Nord de l'Europe. Dans les années 1980, le marché asiatique de l'anguille européenne ne représentait que 3 % des captures ; de nos jours et compte tenu de l'évolution des marchés, plus de 80 % des captures de civelles sont exportés en Asie. Face à une demande croissante, les prix sont passés, en l'espace de vingt ans, de moins de 50 € le kilo à plus de 800 € pour les civelles vivantes destinées au marché asiatique, et de moins de 50 € le kilo à plus de 200 € pour les civelles destinées au marché espagnol (S. Bonhommeau, données non publiées).

La vie continentale

L'estuaire passé, les jeunes anguilles partent à la conquête des milieux d'eaux douces et saumâtres dans lesquels va se tenir la part la plus importante de leur cycle de vie, autrement dit leur croissance. Le terme « conquête » peut paraître disproportionné, mais une lutte difficile s'engage pourtant, en premier lieu contre le courant. Les anguilles vont remonter activement les cours d'eau, cherchant la moindre trace d'humidité, pour gagner des mares et autres trous d'eau *a priori* inaccessibles. Chez cette espèce, la vaillance des femelles semble surpasser celle des mâles, puisqu'on observe généralement une ségrégation sexuelle. Les mâles, plus petits, sont généralement plus nombreux dans les parties inférieures des cours d'eau, et les femelles, plus grandes, dans les parties les plus hautes. Les conditions dans lesquelles s'effectue cette migration en eau douce sont très variables en fonction des bassins versants considérés. Sans parler des conditions physico-chimiques souvent dégradées des rivières, ce sont les barrages et les aménagements des berges qui ont les conséquences les plus importantes sur la dynamique des populations d'anguilles. En effet, ces obstacles limitent l'accessibilité aux zones moyennes et supérieures des bassins versants. En Europe, il est estimé que 7 % à 25 % de l'aire de répartition potentielle de l'anguille européenne sont rendus inaccessibles par des obstacles infranchissables. Des efforts ont été faits pour mettre en place des passes à poissons, permettant la remontée des rivières, mais ces passes ne rendent jamais l'obstacle totalement transparent en termes de dynamique de population. Par ailleurs, les mortalités et les blessures engendrées dépendent du type de turbines, de la présence ou non de grilles, de l'espacement des barreaux et de la position de la prise d'eau par rapport à l'axe de la rivière. Lorsque plusieurs obstacles à la migration se succèdent, la mortalité cumulée peut être très élevée. Si elle est importante lors de l'amontaison, elle l'est aussi, voire plus importante, lors de l'avalaison. S'ajoutant à ces effets délétères, la diminution de la surface des zones humides – par remblaiement, drainage ou modification des cours pour l'agriculture – agit aussi en synergie, rendant les conditions de vie de l'anguille encore plus critiques.

Un retour aux sources périlleux

Après 5 à 15 années passées dans les rivières ou dans les étangs côtiers, arrivées au terme de leur croissance, les anguilles vont subir une seconde métamorphose appelée argenture, concomitante de la migration catadrome². Les changements physiologiques sont importants : de jaune-olive, la livrée devient blanc-argenté. Les organes des sens, et plus particulièrement les yeux, sont modifiés. Ces derniers augmentent considérablement de taille, ils anticipent la vision en eau salée par la modification de la production des opsines, protéines constitutives des pigments visuels. Dans la rétine des anguilles, va ainsi s'opérer une transition entre les *Fresh Water Opsins* (FWO), sensibles aux longueurs d'onde reçues en eau douce, et les *Deep-Sea Opsins* (DSO), sensibles aux longueurs d'onde reçues en milieu marin (Hope *et al.*, 1998). La maturation des gonades débute puis s'achève au cours de la traversée transocéanique. L'osmorégulation, la physiologie de la respiration, ainsi que la qualité de la musculature, subissent des changements en vue des six mois de nage active en milieu marin. Une particularité est que durant cette traversée de l'Atlantique, l'anguille cesse totalement de se nourrir, et son tube digestif régresse. Néanmoins, la capacité natatoire des anguilles est exceptionnelle ; des études expérimentales ont montré qu'elles étaient capables de nager durant 117 jours sans arrêt, perdant ainsi près de 20 % de leur masse initiale et parcourant plus de 5 500 km. Ces études sont riches d'enseignements en ce qui concerne la biologie et la physiologie des anguilles, mais elles ont été réalisées avec des individus bien portants, sains de tout pathogène ou polluant. Il est clair que, tout au long de sa vie littorale et continentale, l'anguille subit des pressions plus ou moins naturelles qui vont affaiblir sa condition et rendre cette deuxième traversée de l'Atlantique aléatoire en termes de survie.

Une vie exposée aux dangers de la phase fluvio-littorale

Une fois les modifications physiologiques réalisées, les filets des pêcheurs évités et les barrages franchis, les anguilles commencent alors leur phase de croissance à proprement parler. Elles adoptent un mode de vie benthique, restant enfouies dans le sédiment le jour et chassant des crustacés et de petits poissons la nuit. Ces changements de comportement vont les exposer d'une part, aux parasites naturellement présents dans le milieu et, d'autre part, aux contaminants présents dans leurs proies et dans les sédiments littoraux qui en sont riches.

L'anguille peut être confrontée à deux types de parasites. Les parasites à cycle simple peuvent réaliser l'ensemble de leur cycle grâce à l'anguille ; les parasites à cycle complexe ont besoin d'un ou de plusieurs hôtes intermédiaires – généralement des mollusques, des crustacés ou de petits poissons – pour atteindre l'anguille, hôte définitif hébergeant le parasite adulte. Sur l'ensemble de l'aire de répartition de l'anguille européenne, plus de 50 espèces de parasites (protozoaires, champignons, acariens, annélides, mollusques, crustacés, monogènes, acanthocéphales, digènes, cestodes ou nématodes) ont été signalés, au moins une fois. Par définition, un parasite aura un effet sur l'individu hôte qui l'héberge mais peut ne pas avoir d'effet sur la dynamique de la population hôte.

² Les espèces catadromes grandissent en eau douce et se reproduisent en milieu marin. La migration catadrome conduit les anguilles depuis les rivières – où elles ont grandi – vers la mer des Sargasses pour se reproduire.

Si la plupart des espèces de parasites ont un effet minime sur les populations d'anguilles dans leur ensemble, certaines ont été introduites et ont généralement des effets pathogènes importants. C'est le cas du rhabdovirus EVEX (*Eel Virus European X*), des monogènes *Pseudodactylogyrus anguillae* et *P. bini*, et du nématode *Anguillicola crassus*, tous ayant été introduits vers la fin des années 1970 depuis le Japon.

Les connaissances actuelles sur le virus EVEX sont limitées, mais les signes cliniques qui lui sont associés sont généralement ceux d'un rhabdovirus, à savoir perte d'appétit, nage anormale puis hémorragie entraînant la mort du poisson. À l'heure actuelle, ce virus ne semble pas avoir été détecté dans les étangs littoraux méditerranéens, mais les études menées restent très ponctuelles et sa présence y est probable. Néanmoins, il a été démontré de façon expérimentale que les anguilles hébergeant le virus EVEX étaient dans l'incapacité d'atteindre la mer des Sargasses, et par conséquent, probablement de se reproduire.

Les monogènes sont des parasites externes à cycle direct qui peuvent causer des mortalités, soit directement, soit à la suite d'infections bactériennes développées sur les blessures résultant de l'accrochage des parasites sur les branchies. C'est surtout dans les élevages qu'ils font des dégâts, du fait de leur cycle direct et des fortes densités généralement observées. Pour tenter de lutter contre ces parasites, différents traitements ont été utilisés, mais leur efficacité demeure limitée puisqu'ils ne détruisent pas totalement le parasite ou ses œufs.

Parmi les espèces de parasites récemment introduites, le nématode *Anguillicola crassus* est celui qui a été le plus étudié ces dernières années. Ce parasite de la vessie natatoire, originaire du Japon, avait jusque récemment pour seul hôte l'anguille japonaise, *Anguilla japonica*. Les échanges de populations d'anguilles au sein du Sud-Est asiatique ont entraîné sa dissémination dans toute la région (Taiwan, Chine et Corée). Pour pallier la demande grandissante du marché asiatique, les importations d'anguilles européennes (*A. anguilla*) et d'anguilles américaines (*A. rostrata*) ont facilité le passage de ce parasite sur ces nouveaux hôtes. C'est, semble-t-il, via des anguilles japonaises infectées, déplacées en Allemagne au début des années 1980, que le parasite a colonisé l'Europe (Moravec, 1992). Ce n'est qu'au milieu des années 1990 qu'il a été répertorié pour la première fois aux États-Unis (Barse *et al.*, 2001). Cependant, s'il existait une relation hôte-parasite relativement stable entre le parasite et l'anguille japonaise, aussi bien du point de vue de la virulence du parasite que de la résistance de l'hôte, l'établissement du nématode sur des espèces naïves a déséquilibré le système hôte-parasite. Les conséquences ont été non seulement une dissémination rapide sur toute l'aire de répartition de l'anguille européenne, depuis le Nord de Europe jusqu'à l'Afrique du Nord (Kirk, 2003), et sur celle de l'anguille américaine, sur la façade est de l'Amérique du Nord (Barse *et al.*, 2001), mais aussi le développement de pathologies importantes induites par le parasite (Kirk, 2003). De façon synthétique, les travaux les plus récents montrent que la part d'énergie prélevée par les parasites modifie la capacité des anguilles à résister à des stress comme les hypoxies temporaires du milieu (Gollock *et al.*, 2005) ou aux effets immunodépresseurs des polluants (Sures et Knopf, 2004).

Le cycle biologique d'*Anguillicola crassus* a été très étudié depuis l'introduction du parasite en Europe (de Charleroy *et al.*, 1990) (fig. 78, cf. planche couleur 19). Les adultes mâles et femelles vivent dans la vessie gazeuse des anguilles où ils se nourrissent du sang de leur hôte. Après copulation, les femelles donnent naissance à des centaines

de larves L1 qui évoluent rapidement en larves L2. Celles-ci atteignent le tube digestif *via* le canal pneumatique avant d'être évacuées dans le milieu extérieur avec les fèces de l'hôte. Ces larves sont consommées par un copépode, hôte intermédiaire, chez lequel elles se développeront pour atteindre, en une dizaine de jours, le stade L3. Deux voies de transmission sont alors possibles :

- le copépode infecté est consommé directement par l'hôte définitif, ce scénario intervenant lorsque les anguilles sont de petite taille, donc zooplanctonophages ;
- le copépode infecté est consommé par un hôte paraténique, c'est-à-dire un hôte réservoir, facultatif et non-indispensable pour le déroulement du cycle du parasite, mais qui va favoriser sa dispersion et peut permettre son accumulation. Cet hôte paraténique est généralement un petit poisson, plus rarement un amphibien ou un invertébré. En conséquence, la transmission s'effectue vers les anguilles de plus grande taille, du fait de l'évolution des préférences alimentaires vers ce type de proies.

Quelle que soit la « voie empruntée », ce n'est qu'à l'intérieur de l'hôte définitif que le parasite poursuit son développement. Il traverse la paroi du tube digestif, puis celle de la vessie gazeuse, et commence alors à se nourrir du sang de son hôte. Il passe par un dernier stade larvaire L4 et atteint finalement le stade d'adulte, d'abord inapte à se reproduire puis sexuellement mature. Chez l'anguille japonaise, la durée du cycle a été estimée à 1 an, mais chez l'anguille européenne, il a été montré expérimentalement que le cycle pouvait se réaliser en 2 mois (de Charleroy *et al.*, 1990). La salinité joue un rôle dans le succès local du parasite, les anguilles les plus parasitées se trouvant généralement dans les milieux les moins salés. Néanmoins, il semble que le parasite tende à s'adapter assez rapidement aux variations de salinité auxquelles sont exposés les individus hôtes. Un suivi de 20 ans sur le canal de Fumemorte en Camargue montre qu'après une augmentation relativement rapide du pourcentage d'anguilles parasitées au début de l'introduction du parasite, celui-ci semble se stabiliser, depuis quelques années, autour de 60 % d'anguilles infestées (Lefebvre et Crivelli, 2004). Ce résultat peut refléter l'acquisition d'une certaine résistance par l'anguille européenne – comme cela est le cas pour l'anguille japonaise – mais il peut également provenir de mortalités accrues des individus les plus parasités. En juillet 2005, une étude ponctuelle sur 7 étangs du Languedoc-Roussillon nous a permis de mettre en évidence des variations spatiales importantes que seule la mise en place d'un réseau d'épidémiologie sur le long terme permettrait d'expliquer (fig. 79). Finalement, même si les échantillonnages restent limités, le pourcentage d'anguilles parasitées est supérieur à 60 % dans plus de la moitié des zones échantillonnées.

Au-delà des nombreux transferts de populations, réalisés sans précaution dans les années 1980, l'absence de spécificité pour son hôte intermédiaire, sa fécondité très importante, son cycle de vie très rapide dans le temps, mais aussi l'existence d'hôtes paraténiques, ont sans doute malheureusement contribué à la dissémination géographique d'*Anguillicola crassus*.

Il est difficile de faire une liste exhaustive de tous les contaminants présents dans les sédiments des différents estuaires que va croiser la cohorte de jeunes anguilles nouvellement recrutées. Certains polluants, comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les organochlorés de type polychlorobiphényles (PCB), les dioxines ou les retardateurs de flamme, dont les effets sont connus expérimentalement ou sur d'autres espèces de poisson, ont été plus étudiés ; leurs effets sur l'état sanitaire des poissons sont généralement mieux connus. Les HAP, dont les origines peuvent être à la fois industrielles

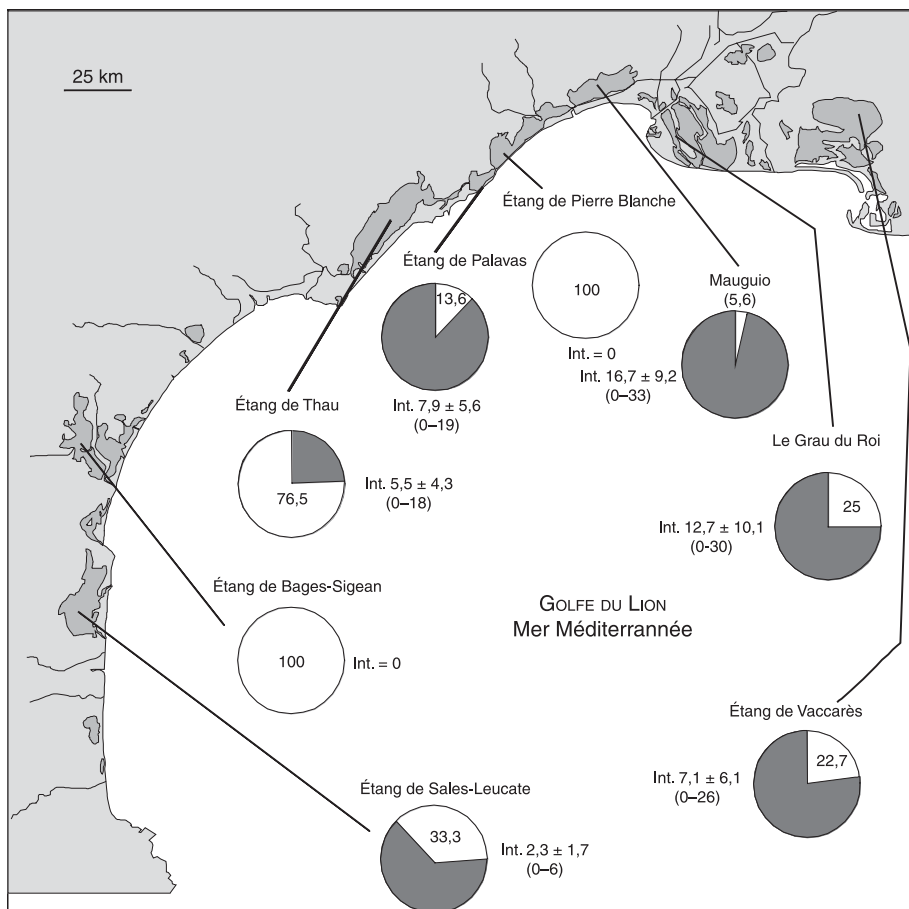


Figure 79. Pourcentages d’anguilles non infestées par *Anguillicola crassus* dans 7 étangs du Languedoc-Roussillon en juillet 2005 (Int. = Intensité moyenne de l’infestation). 12 à 30 anguilles ont été prélevées dans chaque étang. Les valeurs entre parenthèses sont les intensités minimales et maximales.

et urbaines, vont s’accumuler dans les sédiments, de par leur caractère hydrophobe. En ce qui concerne les PCB, on estime que 30 % de la production restent dans les milieux aquatiques et terrestres. Leur intégration dans la chaîne alimentaire entraîne une bioaccumulation chez les prédateurs. Les effets sur la physiologie des animaux sont nombreux : modification des équilibres hormonaux thyroïdiens, perturbation de la reproduction et de la croissance, perte de poids et favorisation des tumeurs. De par leur mode de vie benthique et leur position élevée dans la chaîne alimentaire, les anguilles concentrent de grandes quantités de polluants dans leur organisme, plus particulièrement dans les tissus adipeux. À ce jour, les effets de ces contaminants sur la survie des anguilles dans les eaux continentales ainsi que l’impact sur la santé des consommateurs sont peu connus. Néanmoins, il semble admis que les conséquences les plus fâcheuses pour les anguilles s’en ressentent lors de la migration transatlantique vers la mer des Sargasses. En effet, cette période est caractérisée par un jeûne complet des organismes, nécessitant la

mobilisation des réserves lipidiques. Les contaminants accumulés dans les graisses sont alors libérés, augmentant les concentrations circulantes et interférant dramatiquement avec le métabolisme.

Il a été montré expérimentalement que des anguilles affaiblies, soit par des pathogènes soit par des contaminants, ne pouvaient atteindre leur zone de ponte. Il apparaît aujourd'hui plus que probable que les anguilles infectées par *Anguillicola crassus* ont une vessie natatoire présentant des atteintes morpho-anatomiques telles que cet organe ne serait plus fonctionnel. Il leur serait alors impossible de rejoindre la zone de reproduction dans les eaux profondes de la mer des Sargasses. Par ailleurs, des études expérimentales réalisées en tunnel de nage ont montré une baisse de 20 % de la vitesse moyenne de nage chez les individus parasités, ainsi qu'une incapacité énergétique à rallier la zone de ponte. Les conséquences en termes de dynamique de la population semblent évidentes, particulièrement dans les zones où l'on observe des prévalences élevées d'infestation.

Conclusion

La parfaite connaissance du cycle de vie de l'anguille peut aider à la gestion raisonnée des pêcheries de civelles sur la côte atlantique, et de celles d'anguilles jaunes et argentées sur la façade méditerranéenne. Les activités humaines doivent pouvoir s'adapter au rythme d'avalaison et de dévalaison de l'espèce, en aménageant par exemple des périodes d'arrêt des turbines lors des crues automnales, favorables à des migrations massives. En ce qui concerne les pathogènes, naturels ou introduits, même si l'on peut espérer que les anguilles auront le temps, à l'échelle évolutive, de mettre en place progressivement des systèmes de défense, nos connaissances actuelles ne nous permettent pas d'agir sur leurs effets. Enfin, la maîtrise de la reproduction de l'anguille européenne pourrait être une aide capitale dans la protection de l'espèce.

Par ailleurs, la position de l'anguille dans la chaîne alimentaire, son cycle de vie comportant deux migrations transocéaniques, sa durée de vie relativement longue dans les eaux continentales et les étangs littoraux, font de ce poisson un modèle biologique d'étude particulièrement intéressant. C'est également un indicateur à la fois du changement global (modification des routes de migration) et des changements de l'environnement sous l'influence directe ou indirecte des pressions anthropiques (modification de l'habitat, disponibilité des proies, activités commerciales, etc.).

Les enjeux économiques sont différents sur la façade atlantique et sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse (RMC). Des mesures propres à chaque situation doivent être envisagées. En outre, des zones ateliers, permettant de mettre en place des suivis à long terme, doivent être développées à l'échelle de certains étangs du bassin RMC, afin de pouvoir extrapoler les données aux différents étangs présentant des conditions hydrodynamiques particulières. Même si les causes de la diminution de l'anguille sont multiples, la prise de conscience et les efforts doivent venir de l'ensemble des acteurs de la filière et des utilisateurs des habitats de ce poisson. En l'absence d'une telle prise de conscience collective et d'actions de protection conjointes, il n'est pas envisageable de voir les niveaux des stocks revenir à des valeurs permettant un maintien de l'espèce. Cela conduirait inéluctablement à sa disparition.

Références bibliographiques

- Barse A.M., McGuire S.A., Vinos M.A., Eierman L.E., Weeder J.A., 2001. The swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in American eels (*Anguilla rostrata*) from middle and upper regions of Chesapeake Bay. *Journal of Parasitology*, 87, 1366-1370.
- De Charleroy D., Grisez L., Thomas K., Belpaire C., Ollevier F., 1990. The life cycle of *Anguillicola crassus*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 8, 77-84.
- Gollock M.J., Kennedy C.R., Brown J.A., 2005. European eels, *Anguilla anguilla* L., infected with *Anguillicola crassus* exhibit a more pronounced stress response to severe hypoxia than uninfected eels. *Journal of Fish Diseases*, 28, 429-436.
- Hope A.J., Partridge J.C., Hayes P.K., 1998. Switch in rod opsin gene expression in the European eel, *Anguilla anguilla* L. *Proc. R Soc. Lond. B Biol. Sci.*, 265, 869-874.
- ICES, 2006. Report of the Joint EIFAC / ICES working group on eel (WGEEL), 23-27 January 2006. ICES CM 2006 / ACFM, n° 16, 350 p.
- Kirk R.S., 2003. The impact of *Anguillicola crassus* on European eels. *Fisheries Management and Ecology*, 10, 385-394.
- Lecomte-Finiger R., 1994. The early life of the European eel. *Nature*, 370, 424.
- Lefebvre F.S., Crivelli A.J., 2004. Anguillicolosis: dynamics of the infection over two decades. *Diseases of Aquatic Organisms*, 62, 227-232.
- Perry S.F., 1997. The chloride cell: structure and function in the gills of freshwater fishes. *Annu. Rev. Physiol.*, 59, 325-47.
- Sures B., Knopf K., 2004. Individual and combined effects of cadmium and 3,3',4,4',5-penta-chlorobiphenyl (PCB 126) on the humoral immune response in European eel (*Anguilla anguilla*) experimentally infected with larvae of *Anguillicola crassus* (Nematoda). *Parasitology*, 128 (4), 445-454.

Chapitre 13

Des indicateurs d'apprentissage institutionnel pour une gestion durable et participative des territoires littoraux

HÉLÈNE REY-VALETTE, OLIVIER DEDIEU, MARION RÉAU, PIERRE VALARIÉ

Résumé

Le caractère non seulement intégré mais aussi concerté des politiques de gestion intégrée des zones côtières oblige à s'interroger sur les dispositifs de gouvernance et de participation des acteurs. Il s'agit en effet de veiller au respect de l'équité institutionnelle, ce qui suppose des apprentissages de la part des acteurs dont la maturité institutionnelle et la représentation sont très hétérogènes. Ce chapitre propose dix-huit indicateurs d'apprentissage institutionnel qui relèvent de quatre catégories : la nature du dispositif, le rôle des réseaux d'acteurs, les dotations individuelles des acteurs et les caractéristiques du contexte. La mesure de ces indicateurs est réalisée sur dires d'experts dans deux sites, choisis pour leur caractère archétypal des types de dispositifs et des contextes géographiques. Il s'agit de la lagune de Thau dans l'Hérault et du site de Paulilles dans les Pyrénées-Orientales. Les résultats font apparaître des différences significatives qui confirment les observations de terrain, à savoir que le territoire de Thau a bénéficié du rôle facilitateur du contexte et du formalisme du dispositif, tandis qu'à Paulilles, où il n'existe pas de dispositif formel, ce sont plutôt les dispositions individuelles qui ont joué un rôle déterminant dans le processus d'apprentissage.

Introduction

La notion de développement durable devient aujourd'hui un référentiel largement reconnu, s'appliquant à l'ensemble des politiques publiques, et de plus en plus intériorisé

par les acteurs et les entreprises dans leurs comportements. Vulgarisé par le rapport Bruntland en 1987, le concept reprend les principes de l'écodéveloppement proposés, dès 1972, par Ignacy Sachs lors de la conférence (à Stockholm) des Nations unies sur l'environnement humain (Vivien, 2005). Cette notion tend à introduire de nouvelles logiques de transversalité, de prospective et de participation des populations dans les objectifs et les pratiques de l'action publique. Cela implique de passer d'une logique de gestion sectorielle – définie « verticalement » en fonction des spécificités techniques des « métiers » – à une gestion intégrée et concertée dont la cohérence doit être pensée à des échelles territoriales. L'entrée par le territoire résulte de la décentralisation qui renforce le poids des collectivités territoriales (régions, départements, intercommunalités et communes) dans la gestion publique. Cela fait passer l'État d'un rôle de prescripteur autoritaire à une fonction de coordonnateur, voire d'assembleur (Calame et Talmant, 1997). La référence territoriale permet en effet à la fois :

- d'impulser des synergies intersectorielles en bénéficiant d'externalités positives liées à la proximité (Torre et Zuindeau, 2006) et de coordonner localement les mesures des politiques publiques,
- de gérer les conflits entre usages et / ou entre populations dont la mobilité croissante conduit à des perceptions et des attentes divergentes (Perrier-Cornet et Soulard, 2003),
- de tenir compte de la pluralité des acteurs et des intérêts en présence, en favorisant la participation des populations aux politiques. Il convient alors de définir des échelles adaptées qui puissent être cohérentes, à la fois du point de vue des écosystèmes naturels dont il s'agit de gérer la conservation – tant pour leurs fonctions environnementales que plus généralement pour leur valeur d'existence – et de celui des groupes et réseaux sociaux dont on attend qu'ils se mobilisent efficacement pour gérer au mieux les pressions exercées sur ces écosystèmes.

Ces nouvelles logiques ont trouvé très tôt un écho dans le domaine de l'aménagement des territoires littoraux où elles ont donné lieu au concept de gestion intégrée des zones côtières (GIZC). Le littoral constitue en effet un territoire spécifique tant par la nature, la richesse et la fragilité des écosystèmes qu'il recouvre – à la frontière des espaces marins et terrestres – que par les formes particulières d'occupation humaine qu'il génère (économie portuaire et maritime) et l'importante attractivité dont il bénéficie. Celle-ci induit une forte concentration de flux migratoires, journaliers (entre le lieu de travail et la zone de résidence), saisonniers (tourisme) et définitifs, tant de la part d'actifs que de retraités. Il s'agit donc d'un espace particulièrement vulnérable, du fait de l'accroissement considérable des conflits d'usage résultant des pressions démographiques et urbaines auxquelles le littoral est soumis. La mise en place du Conservatoire du littoral (doté d'une faculté de préemption), puis en 1986 de la loi Littoral, devait permettre de réguler les enjeux fonciers et environnementaux sur ces espaces, en imposant des coupures d'urbanisation et en préservant au moins un tiers des rivages comme espace naturel. En 2005, 300 sites (76 610 hectares) dont 50 (9 000 hectares) en Languedoc-Roussillon ont ainsi été acquis, surfaces qui peuvent paraître dérisoires par rapport à l'étendue de l'espace côtier. L'envolée des prix du foncier sur le littoral constitue une contrainte importante à l'efficacité de cette loi, laquelle est dénoncée par certains maires qui réclament des assouplissements. En Languedoc-Roussillon, 54 communes (soit 1 838 km²) relèvent de la loi Littoral. Les coupures d'urbanisation, constituées d'espaces lagunaires ou agricoles, représentent 37 % du littoral (Mission Littoral, 2002). Les

politiques de GIZC, en accompagnement de ces mesures, ont pour ambition de dépasser les logiques de zonage en favorisant la mise en place de dispositifs de concertation et de coordination. Ceux-ci visent à établir des chartes de développement durable du littoral, qui concilient, autant que possible, l'ensemble des attentes, dans l'esprit d'un développement équilibré des quatre « piliers » du développement durable : l'environnement, l'économie, le social et la gouvernance. La question des dispositifs institutionnels (et par là de la gouvernance), tant comme la finalité d'un développement durable associant conservation et participation (Vivien, 2005) que comme l'outil favorisant l'apprentissage collectif d'un nouveau référentiel, devient une problématique centrale du développement durable. Elle est souvent présentée comme une dimension supplémentaire au sens d'un cinquième pilier (Lascombes, 2005).

Dès lors que la GIZC se définit comme une politique concertée, il convient d'analyser le fonctionnement des dispositifs institutionnels qui la mettent en œuvre. Plus particulièrement du point de vue de la gouvernance, il s'agit d'évaluer en quoi ces dispositifs permettent un équilibre entre acteurs, en respect de la propriété d'équité qui est au cœur du pilier social du développement durable. Il s'agit de veiller à ce que la définition collective des principes de développement soit l'expression de la construction « d'un bien commun issu d'un idéal porté par les acteurs du territoire » (Macombe *et al.*, 2006). Or, il existe des différentiels de poids et de représentation des acteurs. Certains groupes se trouvent marginalisés, en raison d'un déficit de moyens financiers, de la faiblesse de leur expérience institutionnelle ou de réseaux sociaux peu ouverts. On peut citer l'exemple du secteur halieutique, historiquement seul usager de la mer et habitué à des relations largement interfacées par les Affaires maritimes. Ce secteur a du mal à s'inscrire efficacement dans des dispositifs non-sectoriels. Ces différences d'intégration et de « maturité institutionnelle » entre les participants au sein des dispositifs de GIZC – complexes de par leur nature intercommunale et intersectorielle – impliquent des besoins d'apprentissage en vue d'une représentation plus équilibrée des acteurs et des intérêts. L'analyse des processus d'apprentissage institutionnel au sein des dispositifs de gestion intégrée devient alors une problématique centrale. La question de la légitimité des institutions ou des acteurs réunis au sein d'un dispositif donné est aussi un point fondamental, mais elle ne sera pas abordée ici. Notons qu'elle relève souvent de l'État, celui-ci n'étant plus seulement « rassembleur » mais aussi « assembleur » (Beuret et Pennanguer, 2003) ; en effet, la délimitation spatiale et la composition des dispositifs réglementaires, qui permettent la GIZC, relèvent en général du préfet. Notre problématique est donc centrée sur l'analyse des conditions d'apprentissage institutionnel, elle consiste à tenter d'élaborer des indicateurs pour mesurer les conditions et les modalités de cet apprentissage. Notre analyse¹ sera réalisée à partir de la comparaison de deux sites de la région Languedoc-Roussillon, choisis pour leur caractère archétypal des dispositifs et des contextes géographiques (zone humide pour l'un et côte rocheuse pour l'autre). Il s'agit de la lagune de Thau dans l'Hérault et du site de Paulilles dans les Pyrénées-Orientales. Tandis que la gestion intégrée pour l'étang de Thau s'est effectuée au travers d'un schéma de mise en valeur de la mer, signé en 1995 et longtemps resté le seul dispositif de ce type en France, la baie de Paulilles est, au contraire, caractéristique d'une gestion non-coordonnée par

¹ Ce travail de recherche a été mené en 2003-2004 dans le cadre d'un financement du programme « Gouvernance » du Cnrs. Il a constitué un apport en sciences sociales au programme Orme.

La lagune de Thau

L'étang de Thau (Hérault) est la lagune la plus grande (7 500 hectares) et la plus profonde du Languedoc-Roussillon. Comme beaucoup d'espaces littoraux, cet étang connaît un nombre croissant d'usages ainsi qu'une compétition de plus en plus âpre pour l'utilisation de ses espaces. Historiquement, le site de Thau s'est d'abord caractérisé par son développement industriel. Le port de Sète, fondé au ^{xvii}^e siècle, est progressivement devenu l'une des portes industrielles de la région, notamment dans les secteurs de l'agroalimentaire et de la pétrochimie. Quoique préexistante, la pêche s'est longtemps caractérisée par son caractère artisanal, n'existant qu'à condition de ne pas entraver le développement industriel du port de commerce. À compter des années 1950, s'est développée la conchyliculture vers laquelle de nombreux pêcheurs se sont alors tournés. Lors de la décennie suivante, l'aménagement touristique du littoral languedocien a été programmé par la Datar pour remédier à la crise viticole régionale. Cette politique, conjuguée à la croissance de l'héliotropisme, va générer l'apparition de nouveaux usages balnéaires ainsi que diverses tentatives de remise en cause de la vocation halieutique de l'étang de Thau. Enfin, depuis la fin des années 1990, la pression urbaine – notamment le desserrement de la ville de Montpellier située à proximité – s'est fortement intensifiée, accentuant ainsi la conflictualité de l'occupation du territoire. En 1995, un schéma de mise en valeur de la mer (SMVM) a été mis en place, largement porté par l'État, pour réguler ces conflits et favoriser le maintien de la qualité de l'eau dans la lagune. Ce dispositif a permis la reconnaissance des activités maritimes (pêche et conchyliculture) comme des vocations prioritaires, en relation avec leur importance économique et patrimoniale pour cette zone dont l'image maritime doit être maintenue. Le contexte dans lequel le SMVM a été introduit était facilitateur. La crise sanitaire majeure, survenue en 1989, a eu un impact économique d'autant plus fort qu'elle est intervenue peu avant les fêtes de fin d'année. Cela a alors sensibilisé les acteurs au besoin d'une régulation en faveur du maintien de la qualité de l'eau (Valarié *et al.*, 2000).

l'État, avec des interactions très conflictuelles entre acteurs, opposant deux logiques contradictoires qui visent d'une part la conservation et d'autre part la valorisation touristique du site (projet de marina).

Dans une première partie, on rappellera les spécificités et les enjeux de l'aménagement du territoire pour le littoral, en France et en Languedoc-Roussillon, avant de revenir plus en détail, dans la deuxième partie, sur la définition et les conditions de la GIZC. On présentera dans une troisième partie la méthodologie d'élaboration des indicateurs d'apprentissage institutionnel au sein de la GIZC et les principaux résultats observés pour les deux sites choisis.

Les enjeux pour le littoral : pourquoi la GIZC ?

La gestion du littoral fait l'objet d'une attention particulière par les politiques publiques, quels que soient les pays et les institutions. Elle est au cœur des réflexions des grandes organisations internationales depuis la fin des années 1990, avec notamment plusieurs guides méthodologiques destinés à en favoriser l'adoption (UE, 1999 ; Unesco, 2001 ; UICN, 2004). À l'échelle nationale, un diagnostic a été produit par la Datar en 2004, parallèlement à une réflexion prospective initiée par le ministère de l'Écologie et du développement durable, et à la suite d'une évaluation menée par la commission « Environnement littoral » en 2002 (CEL, 2002). Un rapport plus récent a été réalisé par la Diact en 2006, en réponse à la consultation des États membres sur le

La baie de Paulilles

L'aménagement de la baie de Paulilles, en Côte Vermeille (Pyrénées-Orientales), offre l'exemple d'un territoire régi à la fois par la loi Montagne et la loi Littoral, dont la mise en place a été coordonnée par la DDE dans les années 1980. Le projet de création d'une marina a donné lieu à une concertation houleuse qui constitue un exemple de l'émergence d'un compromis dans un jeu de « bras de fer ». Jusqu'à la fin des années 1970, le site héberge une dynamiterie Nobel dont l'existence remonte à 1871. Un siècle d'occupation industrielle a façonné son espace, mais sa valeur paysagère continue à mobiliser l'intérêt. Une procédure de classement, entamée en 1978 par les Bâtiments de France, vient confirmer la valeur écologique attribuée à cet espace, tout en soulevant une représentation concurrente : le potentiel économique et urbanistique du site. Pour les élus, ce dernier recèle un potentiel touristique très important dont la valorisation est un enjeu de développement local. En effet, sur cette côte rocheuse où les plages sont rares, celles de Paulilles sont particulièrement larges, elles complèteraient avantageusement celles des stations de Port-Vendres et de Banyuls. Face à ces oppositions d'intérêt, l'État va geler le POS de la commune, bloquant ainsi les pressions diverses des notables et associations locales jusqu'à ce qu'une vocation consensuelle sur la fonction de la zone s'établisse. En 1998, le Conservatoire du littoral rachète enfin le site de Paulilles, après vingt années de négociation entre élus, État, promoteurs et associations. En charge de la restauration du site, il insiste sur la réglementation liée au classement naturel (paysage remarquable et certification Natura 2000) ainsi que sur le risque d'inondation – zone rouge et bleue du PPRI (Plan de prévention des risques d'inondation) de Port-Vendres. Lors du rachat en 1998, une charte a été établie entre le propriétaire et le gestionnaire du site. Elle fixe les statuts et les engagements de chacun au sein du dispositif, ainsi que les objectifs de la restauration. Le gestionnaire accepte le principe de la restauration paysagère, devant déboucher sur une réouverture au public et sur des aménagements d'accueil. Ce dispositif connaît quelques « ratés » à son démarrage, suite à l'inexpérience de certains acteurs et à la méfiance d'autres. La situation se rétablit ensuite grâce à des réunions plus régulières ; la fréquence des échanges permettant une bonne circulation de l'information et constituant un atout pour les apprentissages mutuels et pour l'émergence de décisions communes.

bilan de l'application de la recommandation du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2002. Cette recommandation est relative à la mise en œuvre d'une stratégie de gestion intégrée des zones côtières en Europe (UE, 2002). Ces diagnostics ont confirmé le caractère stratégique et vulnérable de ces espaces et ont conduit à la mise en place par la Diact, en 2005, de 25 projets pilotes (en métropole et Dom-Tom) pour expérimenter et vulgariser les procédures de GIZC.

Plusieurs spécificités du littoral introduisent des particularités méthodologiques et renforcent les enjeux d'aménagement. Ce sont :

- La présence d'activités économiques (pêche, conchyliculture...) ou d'usages (nautisme, baignades...) spécifiques.
- L'importance de l'urbanisation liée à la forte pression démographique, avec une tendance à la métropolisation ou du moins à une importante urbanisation et périurbanisation.
- L'existence de problèmes spécifiques en gestion de la qualité de l'eau (phénomène de contamination bactérienne et lien avec la commercialisation des coquillages et la qualité des eaux de baignade...), ce qui a nécessité la mise en place de réseaux de suivi spécifiques par l'Ifremer.
- L'intervention de phénomènes physiques complexes, tels que l'érosion côtière ou les risques de submersion marine, dont la gestion suppose d'appréhender à la fois les enjeux, les échelles sédimentaires de gestion physique des phénomènes, les types de

fréquentation, l'évolution des procédés techniques et les échelles de gouvernance où ces éléments doivent être discutés, pour caractériser les principes de gestion.

– La présence d'intervenants et de réglementations institutionnelles spécifiques telles que le Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres (CELRL), la loi Littoral, la double tutelle des préfets et des administrateurs des Affaires maritimes (qui ont le statut de préfets maritimes), ce qui complexifie la régulation.

– Les difficultés de délimitation des territoires concernés (problème de la définition du trait de côte, définition des communes dites littorales selon la loi Littoral ou en fonction de leur distance à la côte) et les problèmes d'intégration des problématiques et des données maritimes et terrestres.

– La faible valorisation du patrimoine maritime relativement au domaine terrestre.

Sans détailler ces différents éléments, on peut cependant reprendre, à titre d'illustration, quelques-uns des constats qui permettent de caractériser ces territoires. Il s'agit donc d'espaces fortement urbanisés (76 % de la population du littoral fait partie d'une unité urbaine de plus de 5 000 habitants) qui sont soumis à une très forte pression démographique. Cette pression résulte en partie de flux migratoires importants liés au caractère très attractif des zones littorales, celles-ci étant considérées comme vecteurs de loisir et de bien-être. Tandis que l'importance relative des retraités au sein des migrants induit un vieillissement relatif de la population littorale, l'économie littorale évolue vers une économie résidentielle. Comme le souligne le rapport de la Datar en 2004, cette polarisation vers l'économie résidentielle est porteuse, à terme, d'importants risques d'accroissement des inégalités et de fragmentation sociale, de spécialisation sectorielle au profit d'activités plutôt tertiaires générées par la consommation de revenus issus d'autres zones et transférés par les migrations ou les transferts sociaux (retraites). L'évolution des spécialisations sectorielles qui en résultent conduit à un poids à présent prépondérant du tourisme (44 % de la valeur ajoutée littorale nationale), alors que les activités maritimes traditionnelles sont en déclin. Par rapport à la nouvelle spécialisation des territoires entre zones de production de valeur et zones de résidence et de loisir, le littoral tend ainsi à devenir un territoire « de consommation » (Davezies, 2004). Le rapport de la Datar (2004) souligne l'hétérogénéité croissante des populations littorales, avec une frontière de plus en plus floue entre « ceux qui y vivent, ceux qui en vivent et ceux qui y viennent », ce qui accentue le pluralisme et les oppositions de valeurs entre populations. Les attentes des nouveaux résidents ou des propriétaires de résidences secondaires sont plutôt en faveur de la protection de l'environnement, du cadre de vie, de la qualité des milieux et des paysages. En dépit d'un dynamisme économique certain – la croissance de la valeur ajoutée des économies littorales étant de 2 points supérieure à la moyenne nationale – l'étude de la Datar (2004) pointe l'importance des taux de chômage dans les communes littorales, notamment en Méditerranée. Cette situation s'explique en partie par l'importance des emplois saisonniers liés au tourisme, mais aussi par l'occupation de l'habitat secondaire des familles par des bénéficiaires du revenu minimum d'insertion (RMI). Cela conduit à une forte présence de ces populations hors saison dans les stations (Mission Littoral, 2002). Par ailleurs, lorsque les migrations concernent un couple d'actifs, il est fréquent que le changement du lieu de résidence implique une période de chômage pour l'un des deux actifs. Enfin, il ne faut pas omettre de signaler que les économies résidentielles, à forte composante de services, et constituées plutôt de petites entreprises artisanales, sont plus propices au développement de l'économie informelle.

On retrouve la plupart de ces caractéristiques dans le cas du Languedoc-Roussillon, avec une acuité particulière due à l'héliotropisme qui accentue la pression démographique. Cela conduit aux plus forts taux de croissance démographique (48 % pour l'Hérault) observés sur le littoral français (Datar, 2004). Le diagnostic économique du littoral régional, effectué par la Mission interministérielle en 2002, témoigne de la prédominance des entreprises de petite taille (95 % ont moins de 10 salariés et plus de la moitié n'en ont aucun), ce qui conduit à un déficit d'emplois salariés et à un *turn-over* des entreprises sensiblement plus élevé que la moyenne nationale. Il est fait état d'une économie « émiettée », en soulignant l'importance relative du secteur public. On note un taux d'activité plus faible des femmes, et plus généralement une accentuation de la précarité avec 15 % d'emplois salariés précaires (contre 10,4 % pour la moyenne nationale), ainsi que le plus fort taux national de bénéficiaires du RMI (7,5 % en 2000) et un taux de chômage parmi les plus forts de France, allant jusqu'à 20 % dans certaines stations littorales – Sète, Agde, Canet-en-Roussillon (Mission Littoral, 2002).

Une enquête sur l'image du littoral régional a été réalisée en 2002 pour la Mission Littoral en vue d'identifier les perceptions et les attentes des populations, résidentes et touristiques, ainsi que les composantes du patrimoine littoral. Il apparaît que l'image du littoral reste centrée sur les usages balnéaires traditionnels, occasionnant un tourisme de masse qui ne tire pas assez parti de la diversité des richesses, notamment des territoires de l'arrière-pays et des produits culturels et / ou ressources historiques (romaines, médiévales, cathares...). Si les points forts qui caractérisent le littoral correspondent à son caractère naturel, ses plages, le soleil, un pays de nature et de sensations fortes, l'enquête fait aussi ressortir l'existence de facteurs négatifs tels que béton, stations vieillissantes et tourisme de masse. L'image du littoral régional est portée à la fois par les caractéristiques physiques des sites et par la culture méditerranéenne dite « du Sud ». Parmi les représentations emblématiques, outre les plages, on trouve des sites remarquables (Grande-Motte, Collioure...), l'imagerie de la Camargue (flamants roses, taureaux, chevaux) et les paysages viticoles de contraste entre mer et montagne. Au-delà de ces représentations, le diagnostic environnemental effectué par la Mission Littoral témoigne de l'importance des richesses environnementales, notamment liées à la présence des étangs et des côtes rocheuses, dont la préservation face à la pression démographique croissante nécessite la mise en place de dispositifs de GIZC.

La réponse des politiques publiques : vers une gestion intégrée et concertée. La GIZC, comment ?

La GIZC vise à appliquer les principes du développement durable aux territoires littoraux. Rappelons que par nature, le développement durable réfute l'existence de solutions standard. Au contraire, il insiste sur la nécessité de proposer des objectifs et des dispositifs adaptés aux conditions locales, définis avec la participation des populations concernées. Cette propriété, associée au caractère souvent expérimental des dispositifs de GIZC, explique ainsi l'absence d'une définition de référence. L'une des plus citées est celle de Cicin-Sain et Knecht (1998) qui la définissent comme « un processus dynamique réunissant gouvernement et société, sciences et décideurs, intérêts publics et privés, en vue de la protection et du développement des systèmes et ressources côtiers ;

ce processus vise à optimiser les choix de long terme privilégiant les ressources et leur usage raisonné et raisonnable ». Les multiples définitions que l'on peut rencontrer ont en commun d'insister sur les aspects dynamiques et interactifs, ainsi que sur le caractère multidimensionnel et intégrateur des principes sous-jacents (objectifs, instruments, domaine d'action, espaces et disciplines).

Précédemment, les politiques d'aménagement, marquées par une logique de planification territoriale, s'appuyaient principalement sur une spécialisation spatiale des usages. L'introduction de la GIZC permet de ne pas se limiter à cette planification sectorielle, en œuvrant dans le sens de la définition de projets de développement durable des territoires littoraux. Ces projets sont concrétisés par des chartes de territoire qui permettent de mieux vivre ensemble et de valoriser et protéger les ressources patrimoniales des zones littorales. L'enjeu est de passer d'une approche contraignante à des projets de territoire concertés prenant en compte le pluralisme des points de vue (Rey-Valette et Roussel, 2006). Le rapport de la commission « Environnement littoral » met en avant la nécessité d'aborder l'ensemble du processus de décision, en respectant les principes de « démocratie participative incluant tous les acteurs d'un bout à l'autre du processus » (CEL, 2002). De manière plus opérationnelle, la Datar (2004) propose « d'articuler une approche classique de planification spatiale avec une approche de gestion centrée sur la régulation des usages dans une logique de proximité et en s'appuyant sur une définition concertée de charte de territoire ». Dans les faits, la GIZC se décline souvent par la mise en œuvre d'outils réglementaires de planification tels que les schémas de cohérence territoriaux (SCoT), les schémas d'aménagement et de gestion des eaux (Sage), les schémas de mise en valeur de la mer (SMVM), ou encore les parcs marins. Ces outils renvoient aux logiques générales de la gestion intégrée des territoires, notamment au niveau de la régulation de l'emprise urbaine. Dès lors, la GIZC peut aussi être définie comme un processus d'intégration des politiques locales (Hardy, 2006) au sein d'un « métadispositif ». Elle intervient à l'occasion de la mise en œuvre ou de la révision de schémas réglementaires offrant la possibilité de peser sur les décisions locales. On retrouve en effet dans la plupart de ces dispositifs, ainsi que dans les lois récentes en matière d'aménagement, les mêmes priorités que celles poursuivies par la GIZC. Ainsi la loi SRU (Solidarité et renouvellement urbain) du 13/12/2000 offre un outil d'aménagement intégré, au travers des SCoT (article L 122-1) qui introduisent le développement durable comme un enjeu majeur des documents d'urbanisme sur la base de trois principes :

- un aménagement de l'espace équilibré et respectueux de l'environnement,
- une diversité fonctionnelle et une mixité sociale,
- la protection et la préservation de l'environnement (qualité de l'eau, de l'air et des écosystèmes), la recherche d'économies en matière d'espace, de déplacements ou d'énergie, et la réduction des nuisances et des risques.

D'autres lois participent à cette logique, telles que la loi d'orientation pour l'aménagement et le développement durable du territoire (LOADDT), ou celle relative à la simplification de la coopération intercommunale, ou encore la loi de démocratie de proximité qui encourage la participation de la population aux décisions locales. Plus généralement, les réglementations et les actions publiques doivent tenir compte des recommandations édictées par la stratégie nationale sur le développement durable (SNDD) de juin 2003. Celle-ci met l'accent sur la dimension territoriale du développement durable – à travers la mise en place d'agendas 21 locaux autour des questions de préservation du patrimoine

culturel, de biodiversité, de reconquête de la qualité de l'eau, de réduction des inégalités écologiques et sociales... – ainsi que sur les actions d'information, de formation et de sensibilisation, visant à responsabiliser les acteurs et à transformer les modes de production et de consommation, tout en soulignant le rôle exemplaire que doivent jouer l'État et les administrations.

Ces éléments, qui s'appliquent quels que soient les territoires, sont à mettre en relation avec la loi Littoral. Celle-ci préconise que la mise en valeur des richesses du littoral doit se faire en respectant les espaces naturels et en préservant les activités économiques liées à la dimension maritime de ces territoires. Dans le cas du Languedoc-Roussillon, la gestion du littoral a bénéficié, de 2001 à la mi-2006, de l'appui d'une mission interministérielle (Mission Littoral), destinée à coordonner, à l'échelle régionale, les actions relatives à la gestion du littoral. À l'issue d'un diagnostic et d'une consultation élargie des principaux acteurs du littoral (250 personnes environ), la mission a élaboré un plan de développement durable du littoral autour de 15 axes d'intervention jugés prioritaires. Par la suite, l'institutionnalisation des relations entre l'État et les principales collectivités territoriales concernées a conduit à la création, à l'échelle régionale, d'un Conseil du littoral dont les axes préconisés recouvrent, en partie, ceux identifiés par la mission. Ces axes concernent en particulier : la réhabilitation des sites emblématiques, la gestion du trait de côte, la réhabilitation de l'immobilier de loisir et d'habitat, la promotion de la qualité paysagère et urbaine, l'adaptation de la politique foncière (zones urbanisées, zones remarquables et protégées, lutte contre la cabanisation), la gestion de l'emprise et des impacts des campings, les actions de restauration, de préservation et de valorisation des lagunes, la valorisation des activités de pêche et de conchyliculture, et enfin la compétitivité des ports. Autant de thèmes pouvant intervenir dans la définition des enjeux locaux que les dispositifs de GIZC doivent établir, en concertation avec les acteurs, avant de mettre en place des projets et des mesures de développement adaptés.

La GIZC : pour qui et avec qui ?

Rappelons que la GIZC nécessite de revoir, non seulement les objectifs et les principes du développement en faveur du pluralisme et de l'intégration de ces objectifs, mais aussi les modalités de mise en œuvre des politiques visant à les atteindre. Comme nous l'avons souligné en introduction, les dispositifs de GIZC se doivent de faire une large place à la concertation, ils s'inscrivent de fait dans une logique territoriale de développement local. Tandis que de nombreux travaux d'évaluation se proposent d'étudier les formes d'intégration et / ou le respect de la diversité des objectifs, il est moins courant et plus difficile d'analyser les conditions et l'effectivité des modes de concertation, et plus généralement des formes d'implication des acteurs et des populations. Pour ce faire, il convient d'élaborer des indicateurs qui rendent compte des conditions et de l'importance de l'apprentissage institutionnel, de façon à caractériser les propriétés des dispositifs de GIZC du point de vue des critères de gouvernance.

Il s'agit de s'assurer que tous les acteurs ont réellement les « capacités » d'intervenir (notion d'équité et d'équilibre au sein du dispositif), ce qui suppose que l'on puisse analyser les conditions favorables à leur implication (notion d'appropriation) et à l'acquisition des connaissances et des pratiques nécessaires (notion d'effectivité et d'efficacité de la participation). Ces conditions impliquent des capacités d'apprentissage

institutionnel des acteurs. Cela tient au fait, d'une part, des nouvelles échelles spatiales (bassin versant) auxquelles les dispositifs de GIZC sont déclinés, et d'autre part, de l'intégration de nouveaux types d'acteurs, élargissant ainsi les dispositifs de régulation sectoriels auxquels les acteurs étaient habitués. Les mécanismes et les facteurs de cet apprentissage institutionnel sont spécifiques et difficiles à appréhender, du fait des caractéristiques des connaissances et des savoirs mobilisés², ceux-ci étant à la fois tacites, collectifs et socialement construits, et donc contingents aux territoires (Rey-Valette, 2001). Dès lors, ils ne peuvent être saisis qu'à partir de travaux de terrain, tels que le prévoient des chantiers, des zones ou des sites ateliers. Cela permet d'identifier les relations de proximité entre acteurs – en partie liées au territoire – et de construire des objets de recherche pluridisciplinaire. C'est ensuite, par la comparaison de travaux de terrain, que l'on peut caractériser de tels facteurs – par essence contextuels. Dans cet esprit, nous nous proposons d'élaborer des indicateurs d'apprentissage institutionnel de la GIZC, à partir de la comparaison de deux situations opposées, représentatives des cas extrêmes de l'éventail des modes de mise en œuvre de la GIZC.

Construction des indicateurs d'apprentissage institutionnel pour la GIZC

L'utilisation d'indicateurs facilite les approches comparatives des propriétés et des caractéristiques des dispositifs dont la complexité et le caractère qualitatif entravent toute démarche de mesure. Ces difficultés conduisent à préconiser une évaluation suivant un principe de hiérarchie, sur la base de classes qualitatives appréciées « sur dire d'expert », en fonction des connaissances de terrain. Ce type de démarche qui permet un classement ordinal et comparatif des situations à partir d'un processus de *scaling* est fréquemment utilisé pour l'évaluation de facteurs qualitatifs (Moles, 1990 ; Schneider, 1998). On retrouve en partie cette logique dans le mode de construction des indicateurs de gouvernance du Pnud (2002), mais aussi à l'échelle des multiples expériences de construction d'indicateurs sociopolitiques (Lemel, 1997), ou encore lors de l'élaboration d'index internationaux de référence, tels que l'*International Socio Economic Index*. Ce dernier permet d'appréhender les conditions de vie, de santé, de sécurité et de travail, les formes de sociabilité, la participation et l'accès à l'information des populations, et plus généralement, le bien-être des sociétés et leur niveau de démocratie. Le caractère simple et homogène de la méthode d'évaluation, qui retient systématiquement trois classes d'importance croissante pour tous les types d'effets évalués, offre une grille de hiérarchisation multicritère des facteurs d'apprentissage. Cela permet de comparer et de hiérarchiser l'importance relative de ces facteurs. La simplicité de la démarche permet sa généralisation à de multiples dispositifs et territoires, en même temps qu'elle facilite la diffusion et la compréhension des résultats auprès de publics divers.

La définition des indicateurs d'apprentissage institutionnel, dont on veut rendre compte ici, nécessite au préalable l'identification des facteurs déterminants et des

² Nous n'abordons pas ici la question de l'acquisition des savoirs « techniques » spécialisés relatifs au fonctionnement des écosystèmes. Nous nous centrons plutôt sur les connaissances réglementaires, administratives et juridiques, relatives aux types de mesures et aux effets attendus de ces mesures, en fonction des formes des dispositifs.

variables à partir desquels l'information et les données peuvent être mobilisées. À partir de l'observation des forums et du fonctionnement des dispositifs de GIZC, quatre grandes catégories (A à D) de facteurs ont été identifiées.

Catégorie A : le type de dispositif

La nature ou le type des institutions ou dispositifs conditionne les apprentissages au sens où ils participent à l'institutionnalisation de ces apprentissages. Ceux-ci vont en effet être conditionnés en partie par les logiques de fonctionnement au sein des dispositifs. Ces logiques relèvent de l'adhésion à des règles, conventions ou routines organisationnelles, qui sont propres à ces dispositifs et qui cristallisent les compétences collectives. Ainsi, la nature – plus ou moins formelle – des dispositifs et leur mode d'organisation – plus ou moins hiérarchique – sont des éléments majeurs. La temporalité des dispositifs est aussi un facteur important qui intervient, aussi bien en tant que contrainte qu'incitation. Les indicateurs retenus pour la caractérisation des dispositifs sont les suivants :

- le type de dispositif (normatif, mixte, financier) ;
- la légitimité sociale du dispositif (faible, moyenne, forte) ;
- la fréquence des échanges (faible, moyenne, forte) ;
- la stabilité des personnes au sein du dispositif (faible, moyenne, forte).

En fonction des caractéristiques de chaque dispositif, l'apprentissage est plus ou moins facilité. Un dispositif extrêmement contraignant, peu légitime, faiblement animé, est susceptible de rendre le coût de l'investissement, et donc de l'apprentissage, plus élevé pour les participants.

Catégorie B : les interactions entre acteurs

Pour les acteurs, l'ouverture sur l'extérieur, les modes d'interaction et l'inscription dans des réseaux, apparaissent comme des conditions positives vis-à-vis des capacités d'apprentissage. On note ici une situation paradoxale. L'ancrage territorial, qui conduit à l'inscription dans des réseaux fermés porteurs de liens forts, est important pour la légitimité de la concertation et son adaptation aux spécificités locales, rejoignant ainsi le concept de normes partagées de Kalaora (2002). En même temps, cela est contradictoire avec l'ouverture sur l'extérieur qui facilite les innovations institutionnelles. De nombreux travaux sur les facteurs de succès des concertations à différentes échelles soulignent l'importance de l'existence d'acteurs d'interface (Lascoumes, 1994 ; Genieys, 2003). L'apprentissage est alors conçu comme relationnel. C'est au sein des relations que s'établissent les normes et l'échange. Ainsi, la connaissance des règles, des conventions et des routines, qui caractérisent le fonctionnement des dispositifs, relève d'un savoir-faire, en tant que connaissances tacites, produites de façon décentralisée et fondées sur l'imitation. Les indicateurs retenus pour la prise en compte du rôle des réseaux sont les suivants :

- l'intensité des réseaux (faible, moyenne, forte) ;
- la situation de l'acteur dans le réseau (au cœur, situation moyenne ou périphérique) ;
- la transversalité des réseaux (faible, moyenne, forte) ;
- la situation d'interface dans le dispositif.

Il s'agit ici de mesurer la nature et les caractéristiques des réseaux de l'acteur, ainsi que le positionnement de ce dernier en leur sein. L'une des hypothèses retenues est que les personnes qui ont une multiappartenance sont mieux disposées par rapport à l'apprentissage institutionnel.

Catégorie C : les caractéristiques individuelles des acteurs

Les dotations – ou caractéristiques individuelles – des acteurs qui participent aux dispositifs, concourent à expliquer leur plus ou moins grande capacité de flexibilité, d'écoute et de compréhension. Il convient donc de tenir compte des caractéristiques propres aux acteurs, en termes de capital social et de niveau de formation, mais aussi de qualités plus subjectives liées à leur capacité d'ouverture et d'adaptabilité. Les indicateurs retenus pour cette catégorie permettent de croiser des aspects en relation avec les caractéristiques sociales des acteurs et leur positionnement. Ce sont :

- le niveau de formation initiale – jusqu'en troisième (BEP), ou BEP-Bac, ou Bac + ;
- l'importance du capital social hérité (aucun, faible, fort) ;
- le degré d'adaptabilité (aucun, moyen, évolutif) ;
- la légitimité de l'institution d'appartenance (faible, moyenne, forte) ;
- le degré d'implication (faible, moyen, fort) ;
- le degré de légitimité de l'acteur (faible, moyen, fort).

Catégorie D : les caractéristiques du contexte

Enfin, les caractéristiques du contexte sont déterminantes. En particulier, l'existence d'une crise, au sens d'une situation de remise en cause des acquis, encore appelée « fenêtre d'opportunité » par les politistes, constitue un vecteur dynamisant des changements. En période de crise, les normes deviennent instables et peuvent être plus facilement remises en question. La crise modifie en profondeur le fonctionnement d'un système ou d'un dispositif, elle crée ainsi des conditions favorables à la révision, par les acteurs, des règles, des conventions ou des routines organisationnelles, ainsi qu'à l'apprentissage de nouvelles règles et conventions pouvant déboucher sur de nouvelles routines. Les indicateurs retenus pour rendre compte du contexte sont les suivants :

- l'existence d'un *leadership* politique (faible, moyen, fort) ;
- la capacité stratégique des porteurs de la démarche (faible, moyenne, forte) ;
- le caractère facilitateur du contexte (faible, moyen, fort) ;
- l'existence d'un sentiment fort et partagé d'insatisfaction, ce qui génère un consensus en faveur du changement (faible, moyen, fort) ;
- le degré de médiatisation du problème (faible, moyen, fort) ;
- le degré de cohésion et de cohérence du territoire (faible, moyen, fort).

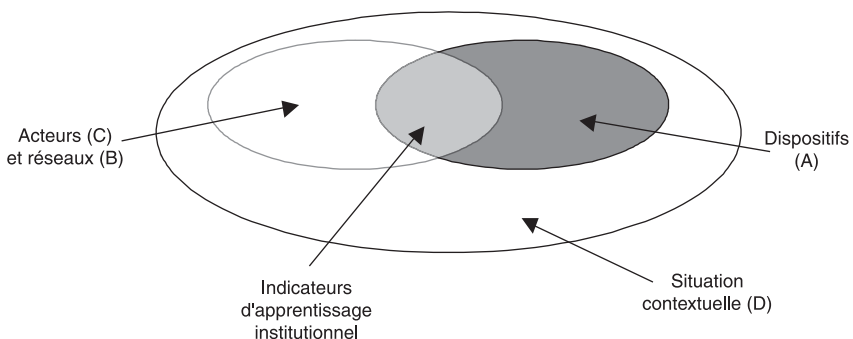


Figure 80. Illustration du caractère interactif des processus d'apprentissage institutionnels.

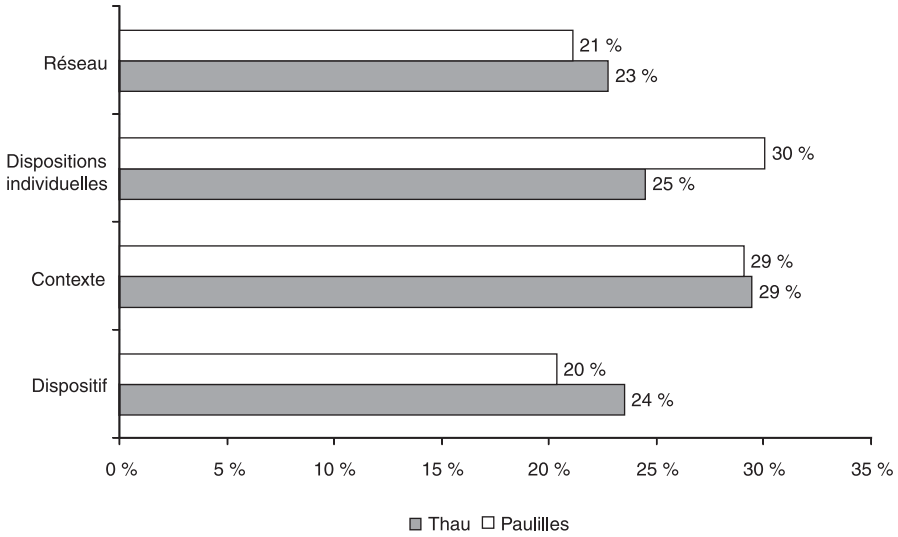


Figure 81. Poids relatif des facteurs d'apprentissage institutionnel.

Le caractère interactif des facteurs conduit à appréhender les processus d'apprentissage à partir du croisement de ces différents facteurs, comme en témoigne la figure 80.

Cette présentation par facteurs fait apparaître des différences significatives entre sites, notamment pour deux facteurs : la nature du dispositif et les dispositions individuelles. Dans le cas de Thau, le contexte (29 % du total) est non seulement le facteur le plus fort, mais la position des trois autres est ensuite sensiblement équilibrée, avec des valeurs respectivement comprises entre 23 % et 25 %. On retrouve ici un constat fait sur le terrain, à savoir que la réussite du SMVM de Thau est fortement liée à un contexte facilitateur. En revanche, pour Paulilles, on observe une partition en deux groupes de facteurs. Le contexte a un poids comparable à celui observé sur Thau mais il est légèrement devancé par les dispositions individuelles des acteurs (30 %). Les autres facteurs sont comparables (20 % et 21 %) et légèrement en retrait par rapport à ceux de Thau (fig. 81). Au-delà de la comparaison entre les sites, on peut noter globalement un certain équilibre entre les contributions relatives des quatre catégories de facteurs, ce qui tend à illustrer la propriété d'interactivité qui les caractérise, ainsi que les phénomènes de compensation entre facteurs qui en découlent. Ainsi, le formalisme du dispositif sur Thau permet, voire explique en partie, des dispositions individuelles plus faibles, alors qu'inversement, dans le cas de Paulilles qui se caractérise par la faiblesse du dispositif, ce sont plutôt les dispositions individuelles qui jouent un rôle déterminant dans le processus d'apprentissage. L'importance de ces dispositions individuelles peut être interprétée, soit comme une réaction des acteurs venant en quelque sorte pallier la carence institutionnelle du dispositif, soit comme un effet positif résultant de l'absence de formalisme et de « lourdeur institutionnelle ».

La compréhension des ressorts de ces dynamiques nécessite une comparaison plus précise des composantes de chacun des facteurs (fig. 82). On remarque une plus grande homogénéité des dispositions individuelles dans le cas de Thau où les acteurs ont tous un rôle institutionnel bien établi. Ce cas témoigne d'une faible ouverture du processus de

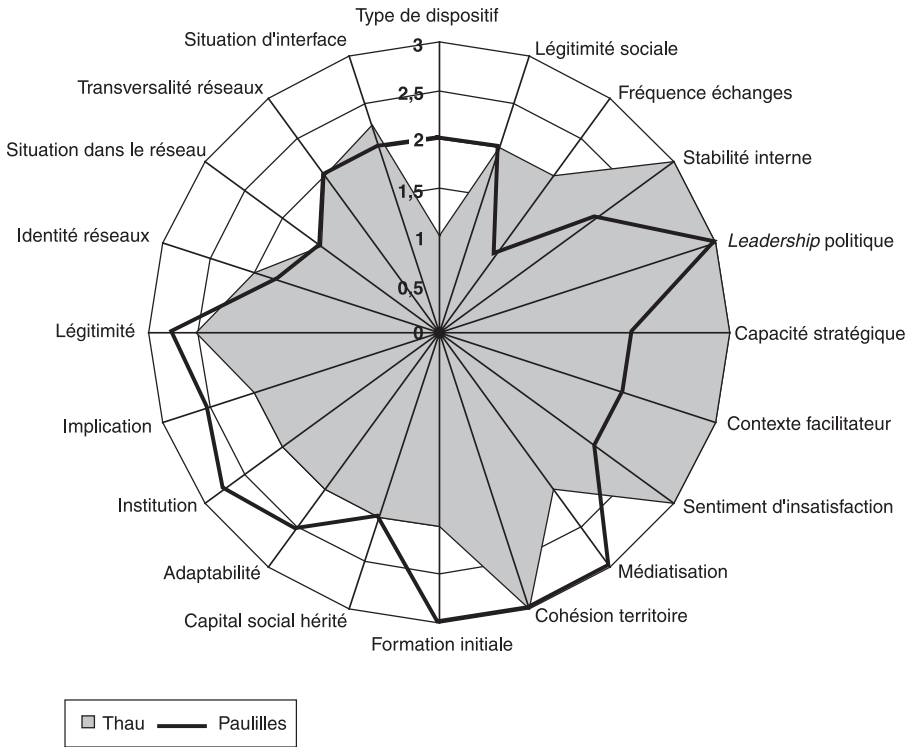


Figure 82. Présentation synthétique de l'ensemble des facteurs d'apprentissage institutionnel.

concertation et de son incapacité à sortir des logiques sectorielles. En dehors du capital social hérité, on observe à Paulilles des indices supérieurs pour l'ensemble des dispositions individuelles. Le niveau des profils correspondant au groupe associatif assimilable à la classe des notables permet de renforcer les dispositions globales par rapport à Thau où l'on note la présence d'acteurs socioprofessionnels moins adaptatifs. L'apprentissage des acteurs à Paulilles semble plus volontariste, compte tenu du départ, en début de concertation, des acteurs les plus expérimentés, mais aussi du manque de légitimité du dispositif et du climat très conflictuel et fortement médiatisé qui caractérise ce dispositif.

La comparaison des types de dispositif confirme l'atout du SMVM pour Thau, avec notamment des indices supérieurs concernant la fréquence des échanges et la stabilité interne. Ces conditions sont en effet importantes pour la construction d'une situation d'interconnaissance mutuelle et pour le renforcement de réseaux qui sont propices à l'apprentissage. De même, l'ensemble des facteurs rendant compte des caractéristiques du contexte témoigne d'une situation extrêmement favorable pour Thau, en lien avec une crise passée qui a facilité une certaine convergence des représentations des acteurs.

Conclusion

Les résultats de cette analyse comparative confirment son intérêt, y compris pour la compréhension des dynamiques propres à chacun des sites. La pluralité des critères

retenus permet d'analyser de façon fine les contributions relatives des facteurs. D'un point de vue méthodologique, il convient de rappeler que cette évaluation, « sur dire d'expert », a été réalisée après une discussion approfondie des motivations et critères de choix des classes. La validité de ce type d'approche, courante pour l'élaboration d'indicateurs sociaux ou institutionnels, est en effet largement dépendante de la méthodologie de classification, et en particulier de l'homogénéité des notations. Elle offre des possibilités intéressantes en matière d'intégration synthétique des observations qualitatives et des évaluations interdisciplinaires, même si le recours à des indicateurs est plus courant en sciences économiques que dans les autres sciences sociales.

Dans les travaux sur l'élaboration d'indicateurs d'évaluation de la GIZC elle-même, une forte carence a été notée en matière d'évaluation du volet institutionnel. C'est donc dans cette logique que s'inscrit l'élaboration d'indicateurs d'apprentissage institutionnel au sein des dispositifs de GIZC. On retrouve la problématique des rapports entre territoire, action collective et gouvernance. Ce champ de recherche étudie l'apport des relations de proximité. Il dépasse un cadre géographique strict pour appréhender les relations de proximité dite organisationnelle (pratiques communes) et / ou institutionnelle (repères communs) (Torre et Zuideau, 2006). Ces relations de proximité interviennent en tant que dispositifs ou ressources cognitives locales, et à ce titre, elles facilitent la coordination des acteurs. Les recherches dans ce domaine convergent en montrant l'importance de l'apprentissage institutionnel pour satisfaire aux objectifs de participation, de concertation et d'équité. Ces objectifs sont prônés par le développement durable et ils sont au cœur de la GIZC. L'analyse de tels processus territorialisés requiert des démarches inductives, à partir d'observations et de programmes de terrain qui se prêtent tout à la fois, à l'intégration de plusieurs points de vue disciplinaires et à la prise en compte des spécificités et dynamiques historiques propres aux territoires. Ainsi, alors que les réflexions épistémologiques soulignent l'évolution nécessaire des programmes et des pratiques de recherche pour le développement durable (Godart et Hubert, 2002), les zones ateliers, telles que le programme Orme, offrent des conditions de recherche adaptées, en permettant notamment l'intégration des acquis des recherches passées sur les relations entre territoire et développement durable. L'étude récente du ministère de l'Écologie et du développement durable montre que ces acquis sont significatifs et insuffisamment mobilisés (MEDD, 2002).

Références bibliographiques

- Beuret J.E., Pennanguer S., 2003. *Quand les citoyens modèlent l'action publique : la gouvernance des espaces littoraux*. Document de travail, Ensar, 8 p.
- Calame P., Talmant A., 1997. *L'État au cœur. Le mécano de la gouvernance*. Desclée de Brouwer, coll. Gouvernances démocratiques, Paris, 212 p.
- Cicin-Sain B., Knecht R.W., 1998. *Integrated coastal and ocean management: concepts and practices*. Island Press, Washington D.C., 517 p.
- Commission environnement littoral CEL, 2002. *Pour une approche intégrée de gestion des zones côtières. Initiatives locales, stratégie nationale*. Rapport au Gouvernement, MEDD / Datar / Ifremer, Paris, 82 p.

- Datar, 2004. *Construire ensemble un développement équilibré du littoral*. La documentation française, 155 p.
- Davezies L., 2004. Développement local : le déménagement des Français. La dissociation des lieux de production et de consommation. *Futuribles*, 295, 43-56.
- Diact, 2006. Rapport français d'application de la recommandation du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2002 relative à la mise en œuvre d'une stratégie de gestion intégrée des zones côtières en Europe, 87 p.
- Genieys W., 2003. Le *leadership* vu du territoire. Pour une sociologie de l'action publique des élus locaux. In: *Le leadership politique*, (Andy Smith, Claude Sorbets, eds), Presses universitaires de Rennes, pp. 205-227.
- Godard O., Hubert B., 2002. *Le développement durable et la recherche scientifique à l'Inra*. Rapport à Mme la directrice générale de l'Inra, 58 p.
- Hardy L., 2006. Articulation et harmonisation des outils de gestion du littoral : la valeur ajoutée d'une démarche de GIZC. Communication à la 1^{re} journée GIZC, 22 mars 2006, Diact, Paris.
- Kalaora B., 2002. Sociologue en mission. Le cas de la gestion intégrée des zones côtières à l'Île Maurice. *Okéanis*, 28 (1-2), 14 p.
- Lascoumes P., 1994. *L'écopouvoir, environnements et politiques*. Éditions La Découverte, Paris, 318 p.
- Lascoumes P., 2005. Le développement durable : vecteur d'innovations politiques ? In: *Le développement durable. Les termes du débat*, (Smouts M.C., ed.), Armand Colin, Paris, pp. 95-107.
- Lemel Y., 1997. Le repérage des positions sociales dans les travaux comparatifs internationaux. In: *Les indicateurs sociopolitiques aujourd'hui*, (Dupoirier E., Parodi J.-L., eds), L'Harmattan, Paris, pp. 69-95.
- Macombe C., Serena M., Piotrowski M., 2006. Une méthode de diagnostic d'un idéal, racine du développement territorial. Communication au symposium international *Territoires et enjeux du développement régional*, 9-11 mars 2006, Lyon, 15 p.
- Ministère de l'Écologie et du développement durable, 2002. *Étude bibliographique sur les territoires et le développement durable*. Rapport Fondation des Villes, juin 2002, 163 p.
- Mission Littoral, 2002. *Rapport du groupe d'approfondissement thématique « Activités économiques »*, 45 p.
- Moles A., 1990. Les sciences de l'imprécis. Le Seuil, Paris, 253 p.
- Perrier-Cornet P., Soulard C., 2003. *Prospectives des espaces ruraux français à l'horizon 2020*. Inra Sciences sociales, 4 p.
- Pnud, 2002. *Rapport mondial sur le développement humain. Approfondir la démocratie dans un monde fragmenté*. Pnud, 277 p.
- Rey-Valette H., Roussel S., 2006. La dimension institutionnelle de l'évaluation de la durabilité des territoires dans le cadre des politiques de gestion intégrée des zones côtières (GIZC). *Revue Développement Durable et Territoires*, 8, 15 p.
- Rey-Valette H., 2001. Le *knowledge management* transposé au domaine de la décision publique et du changement institutionnel : intérêt et leçons dans le cas de la gestion des

pêches. XI^e colloque international de la revue *Politiques et Management Public* sur le thème : Reconfigurer l'action publique : big-bang ou réforme ? 4-5 octobre 2001, Nice, 15 p.

Schneider D.C., 1998. Applied scaling theory. *Ecological Scale*, 253-269.

Torre A., Zuindeau B., 2006. Éditorial du dossier : proximité et environnement. *Revue Développement Durable et Territoires*, dossier n° 7, 8 p.

UE, 1999. *Vers une stratégie européenne d'aménagement intégré des zones côtières (AIZC). Principes généraux et options politiques*. Document de réflexion, 28 p.

UE, 2002. Recommandation du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2002 relative à la mise en œuvre d'une stratégie de gestion intégrée des zones côtières en Europe. *Journal officiel des communautés européennes*, L 148/24, 6-06-2002, 4 p.

UICN, 2004. *La conservation du littoral. Éléments de stratégie politique et outils réglementaires*, (Shine C., Lefebvre C., eds), UICN, Paris, 112 p.

Unesco, 2001. *Des outils et des hommes pour une gestion intégrée des zones côtières*. Guide méthodologique, vol II, coll. Manuels et guides, n° 42, 64 p.

Valarié P., Darviche M., Dédieu O., Diet G., 2000. *La consommation d'espace en zone littorale languedocienne : représentations et systèmes d'action. Systèmes de négociation et procédures contractuelles dans la conduite des politiques publiques d'aménagement et de protection de la zone littorale méditerranéenne*. Rapport d'étude Cepel, mars 2000, 186 p.

Vivien F.D., 2005. *Le développement soutenable*. Éditions La Découverte, coll. Repères, n° 425, Paris, 122 p.

Chapitre 14

Gestion intégrée de l'étang de Berre : des études opérationnelles pour sa réhabilitation

PHILIPPE PICON, GUILLAUME BERNARD

Résumé

Situé entre le golfe de Fos et la rade de Marseille (Bouches-du-Rhône), l'étang de Berre (155 km²) est l'une des plus grandes lagunes littorales d'Europe. Depuis la fin du XIX^e siècle, l'urbanisation et le développement d'industries lourdes (pétrochimie) ont généré d'importantes perturbations – pollution chimique, eutrophisation – de cet écosystème. En outre, depuis la mise en service de la centrale hydroélectrique de la Durance en 1966, un canal usinier dérive une partie des eaux de cette rivière et la déverse sur la rive nord de l'étang. Ces apports ont considérablement modifié les conditions hydrologiques de l'étang, en termes de salinité notamment, et ils ont amplifié les processus d'eutrophisation. La dégradation du milieu a conduit à la régression des principales biocénoses en place et à la diminution drastique des activités de pêche. Puis, l'image que l'étang renvoyait à ses riverains lui fit perdre sa vocation de lieu de loisirs. Toutefois, à partir des années 1990, la réhabilitation de l'étang de Berre, activement relayée par les élus locaux, est devenue un enjeu politique majeur. Des plans de reconquête ont été mis en place, appuyés par la création, en 2000, du Groupement d'intérêt public pour la réhabilitation de l'étang de Berre (Gipreb), structure d'étude et lieu de dialogue entre les acteurs locaux. Néanmoins, dans la perspective de réhabilitation du milieu, la complexité des processus en jeu implique de se situer au-delà de la seule démarche de gestion intégrée. Ainsi, parallèlement à l'élaboration d'objectifs de qualité, par la connaissance scientifique et le « dire prédictif », il y a nécessité d'études opérationnelles, d'avancées expérimentales et de démarches itératives, en fonction de la réponse du milieu.

Présentation générale : le milieu et ses usages

Situées à l'interface terre-mer, les lagunes littorales sont des zones très productives qui abritent une remarquable diversité floristique et faunistique. Elles accueillent de nombreuses activités traditionnelles telles que la pêche professionnelle ou la conchyliculture. Par ailleurs, en communiquant de façon plus ou moins permanente avec la mer ouverte, les lagunes permettent de réguler les arrivées d'eau provenant du bassin versant, et, dans une certaine mesure, d'épurer les eaux polluées. Toutefois, la qualité de l'eau de la plupart des zones humides méditerranéennes se dégrade, c'est pourquoi de nombreuses actions de sauvegarde des lagunes méditerranéennes sont mises en place. La reconquête de l'étang de Berre s'inscrit ainsi dans une démarche globale de gestion, de conservation et de mise en valeur engagée, aux échelles locale, nationale et internationale.

Situé dans le département des Bouches-du-Rhône, entre le golfe de Fos et la rade de Marseille, l'étang de Berre, d'une superficie de 155 km² (75 km de linéaire de côte environ), est constitué de deux parties séparées par un haut-fond : le Grand-Étang à l'ouest et l'étang de Vaïne à l'est (fig. 83). Son volume est estimé à 0,98 Gm³. Un petit étang, très peu profond, l'étang de Bolmon, est mitoyen de l'étang de Berre, sur sa côte sud.

L'étang s'est formé il y a 8 000 ans environ, lorsque la transgression holocène a submergé les dépressions de Caronte et de Berre, creusées dans les terrains détritiques maestrichtiens (Leenhardt et Roux, 1967). Contrairement aux étangs languedociens, séparés de la mer par de minces cordons littoraux, l'étang de Berre en est coupé par les hauteurs calcaires de la Nerthe. Il est relié au golfe de Fos, et donc à la mer Méditerranée, par le canal de Caronte, aménagé au début du xx^e siècle à 9 m de profondeur, sur plus de 6 km de long. Ce canal débouche dans l'étang au niveau de Martigues. Avant son effondrement en 1963, le tunnel du Rove reliait le sud de l'étang à la rade de Marseille.

Les conditions météorologiques, de type méditerranéen, impliquent des saisons contrastées avec un été aride, un hiver moyennement rigoureux et des pluies souvent torrentielles au printemps et en automne. Les précipitations moyennes annuelles sont comprises entre 500 et 600 mm. Ces conditions météorologiques, avec notamment des épisodes réguliers et soutenus de mistral, 142 jours par an en moyenne et des coups de vents jusqu'à 130 km.h⁻¹ jusqu'à 6 jours durant (Aillaud et Crouzet, 1988 ; Nérini, 2000), jouent un rôle prédominant dans la circulation des masses d'eau de l'étang, et plus précisément sur l'amplitude des courants sortants et entrants de l'étang. Les effets de la marée sont soit accentués soit atténués par l'influence de la direction et de l'intensité du vent. Sous l'action du mistral, se crée un courant de surface du nord vers le sud, favorisant la sortie de l'eau saumâtre en surface par le canal de Caronte. Dans ces conditions, l'eau de mer tendra alors à entrer dans l'étang par le fond, puis à remonter vers le nord jusqu'à former un *upwelling* rejoignant les eaux de surface. Si l'action du vent perdure, le brassage des masses d'eau permet alors l'installation d'une relative homogénéité verticale (Minas, 1973 ; Nérini, 2000 ; Nérini *et al.*, 2000). Par vent de secteur SE, la circulation aura tendance à s'inverser.

L'étang de Berre est le réceptacle naturel des eaux de l'Arc, de la Touloubre et, dans une moindre mesure, de la Durançole. Les eaux de la Cadière transitent par l'étang de Bolmon, lui-même en communication avec l'étang de Berre par le cordon dunaire du Jaï. Le bassin versant naturel a une superficie de 1 544 km², il regroupe 57 communes et s'étend, vers l'est, jusqu'au département du Var. La majeure partie du territoire n'est



Figure 83. Carte de situation de l'étang de Berre.

pas urbanisée ; les forêts et milieux semi-naturels et les territoires agricoles occupent respectivement 43 % et 40 % du sol, les territoires artificialisés en occupant 16 % (calcul à partir des données Ifen, 2006). Le bassin versant compte également près de 10 km² de zones humides (1 % de l'occupation du sol). Des échanges d'eau douce ont également lieu, le long de la façade est de l'étang de Berre et au nord de l'étang de Vaine, avec la nappe alluviale de l'Arc, située à faible profondeur (Bureau de recherche et géologie minière, 2006). Sur sa façade ouest, l'étang de Berre est en communication avec l'étang de l'Olivier (commune d'Istres).

En plus des cours d'eau cités précédemment, l'eau de la Durance, dérivée par un canal usinier jusqu'à l'usine hydroélectrique de Saint-Chamas, est rejetée, depuis 1966, au nord de l'étang de Berre. Le bassin versant total de l'étang, en y ajoutant celui de la Durance, peut donc être estimé à 14 600 km².

Autour de l'étang de Berre, s'est constitué un bassin social, économique et culturel de premier plan, fortement investi par les activités humaines. À l'Antiquité, l'étang de

Berre était déjà le domaine du sel et des paludiers, qui reléguait au second plan les activités agricoles traditionnelles. L'évolution des connaissances sur la transformation du sel et sa chimie a permis, dès le XVIII^e siècle, l'émergence d'activités nouvelles, tournées vers la fabrication de soude et d'autres dérivés chlorés, à destination des savonneries de Marseille. Cette époque a donné au territoire de l'étang de Berre sa vocation industrielle, elle-même favorisée par le développement des infrastructures routières et ferroviaires et, en particulier, l'aménagement, entre 1830 et 1850, de la ligne Paris-Lyon-Marseille qui longe la façade est de l'étang.

Le canal maritime – entre le golfe de Fos et la partie nord de Caronte – constitué à l'origine d'une succession de marais régulièrement colmatés, est creusé d'un bout à l'autre, pour la première fois entre 1855 et 1863, avec une profondeur de 3 m. Successivement approfondi à 6 m en 1874, puis à 9 m en 1925, il n'a cessé ensuite d'être réaménagé. Ce canal est prolongé dans l'étang de Berre par un chenal dragué à 9 m pour permettre le passage des pétroliers vers le port de la Pointe. En 1926, un canal de navigation, reliant Martigues à Marseille et traversant en souterrain la chaîne de la Nerthe, est achevé. C'est le tunnel du Rove qui forme ainsi une seconde entrée maritime (Mars, 1961).

Les années 1920-1930 marquent le début d'une nouvelle ère industrielle, avec l'installation des premières raffineries et la construction de deux ports pétroliers, à la Mède et à la Pointe de Berre. Un réseau dense de *pipe-lines*, reliant les raffineries aux terminaux pétroliers, est progressivement tissé sur les fonds de l'étang. De nombreuses autres industries – transformations pétrochimiques mais également construction aéronautique – s'implantent ensuite sur la rive sud de l'étang de Berre, accentuant encore la pression anthropique sur le milieu naturel.

En 1963, le tunnel du Rove est obstrué par un éboulement, interrompant ainsi la communication entre l'étang de Berre et la rade de Marseille. Puis en 1966, la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas est mise en service. Terminus d'un canal de dérivation de 50 km de long, qui alimente une vingtaine de centrales hydroélectriques depuis le lac de Serre-Ponçon dans les Alpes, l'usine de Saint-Chamas rejette les eaux douces de la Durance au nord de l'étang de Berre (fig. 84, cf. planche couleur 20).

Une situation environnementale préoccupante

Impact des apports d'eau douce et des limons

L'aménagement hydroélectrique de la Durance a structuré la gestion de l'eau dans toute la région, en remplissant trois fonctions essentielles : l'irrigation agricole, l'alimentation en eau potable et la production d'une énergie renouvelable (l'hydroélectricité). Ces missions sont remplies avec efficacité, mais avec un bémol important ; en effet, l'exploitation de cet aménagement a généré de forts impacts négatifs vis-à-vis de l'écosystème aquatique de l'étang, lui faisant subir une forte baisse et des variations brutales de salinité. Effective à partir de l'automne 1966, la dérivation des eaux de la Durance (centrale de Saint-Chamas) a abouti à déverser au nord de l'étang d'énormes quantités d'eau – trois fois supérieures en moyenne à la capacité de l'étang – et un volume de limon non moins considérable.

Depuis la mise en service de cet aménagement en 1966 et jusqu'en 1994, les apports d'eau douce de la Durance par le canal usinier de Saint-Chamas ont varié entre 1,2 Gm³.an⁻¹

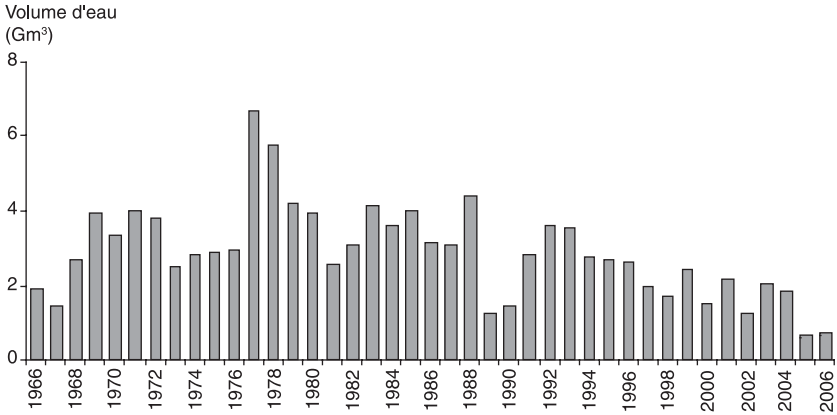


Figure 85. Volume annuel d'eau de la Durance apporté par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas dans l'étang de Berre, entre 1966 et 2006 (figure réalisée d'après des données EDF).

et $6,6 \text{ Gm}^3 \cdot \text{an}^{-1}$, soit 7 à 40 fois les apports naturels (fig. 85). Entre 1984 et 1999, les volumes d'eau douce rejetés par les trois rivières principales (Arc, Cadière, Touloubre) ont été évalués à $0,2 \text{ Gm}^3 \cdot \text{an}^{-1}$ en moyenne (Romaña *et al.*, 1985 ; Fiandino et Martin, 2004).

La dérivation de la Durance, par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas, a également constitué le principal vecteur de limons dans l'étang de Berre. Les apports en provenance de la Durance étaient en moyenne de 400 000 t entre 1966 et 2005, ils ont atteint un maximum de 1 640 000 t en 1977, tandis que les apports annuels par les tributaires naturels s'échelonnaient entre 10 000 t et 100 000 t sur cette même période. Le premier impact de ces apports massifs a concerné la salinité globale de l'étang (fig. 86). Constante autour d'une valeur de $32 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ jusqu'en 1966, elle s'est trouvée brutalement modifiée (Mars, 1949 ; Schachter, 1954 ; Mars, 1961 ; Minas, 1961, 1965 ; Blanc *et al.*,

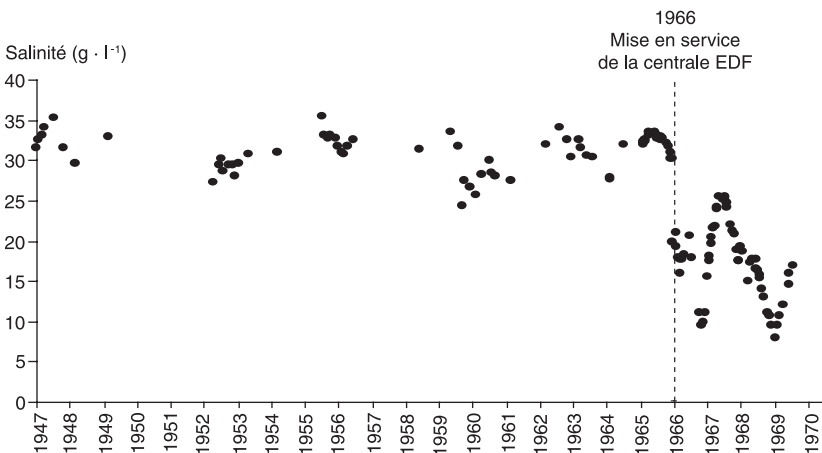


Figure 86. Évolution de la salinité de surface dans l'étang de Berre entre les années 1940 et la fin des années 1970 (d'après Kim, 1981). Chaque point représente une mesure.

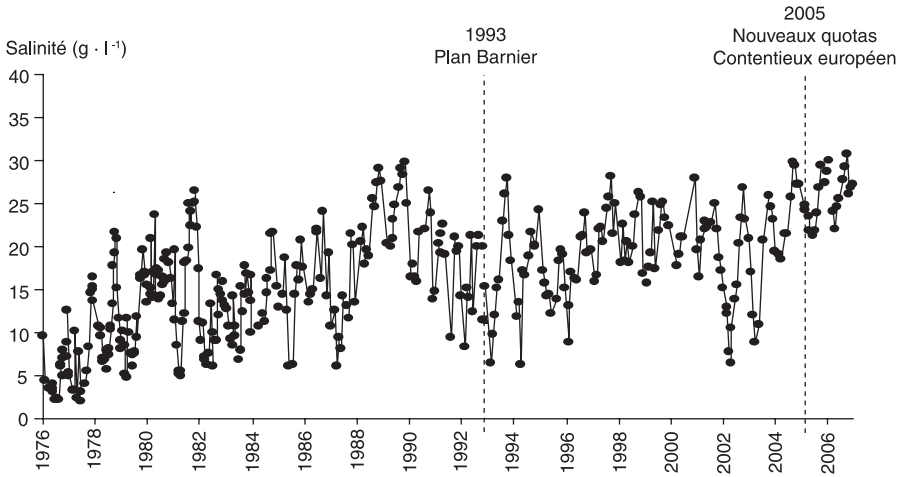


Figure 87. Évolution temporelle de la salinité moyenne de la masse d'eau superficielle (0-5 m). Pour les années 1976 à 1993, les données sont issues de la littérature. Pour les années 1994 à 2006, les données proviennent du suivi hydrologique Gipreb (moyenne sur 10 points de mesures mensuelles).

1967). Entre début mars et fin mai 1966, la salinité de surface a chuté pour atteindre la valeur de 11 g.l^{-1} (Minas, 1973).

Les déversements d'eau douce par la centrale de Saint-Chamas ont eu des effets d'autant plus graves qu'ils résultaient de turbinages, répondant eux-mêmes à des besoins énergétiques ponctuels, essentiellement en hiver, tout à la fois soudains et massifs. La chute de salinité s'est ainsi accompagnée d'une plus grande variabilité saisonnière, dans une gamme générant de fortes contraintes pour l'ensemble des biocénoses (fig. 87). Les plus basses salinités (2 g.l^{-1}) ont été enregistrées en 1977, suite au déversement de $6,6 \text{ Gm}^3$ d'eau douce, soit 7 fois le volume de l'étang. En d'autres années, et pour des raisons de sécheresse ou d'arrêt prolongé de la centrale comme en 1989-1993, la salinité peut varier d'un minimum de 20 g.l^{-1} à un maximum de 30 g.l^{-1} .

En même temps que cette variabilité temporelle, saisonnière et interannuelle, s'est installée une variabilité spatiale sur la verticale de la masse d'eau. La dessalure prononcée de la couche superficielle a en effet créé une stratification marquée et pérenne des eaux centrales dans le sud du Grand-Étang ; la halocline se situant à 6 m de profondeur environ, avec une salinité des eaux profondes variant entre 30 g.l^{-1} et 37 g.l^{-1} . Cette stratification se traduit par l'établissement d'un système bicouche typique d'un estuaire à coin salé (Mann et Lazier, 1996). Les mélanges verticaux ne concernent plus que la couche supérieure des eaux ; la couche inférieure (coin salé) n'étant affectée que lors des forts coups de vent (Minas, 1973, 1975 ; Kim, 1985 ; Nérini, 2000 ; Nérini *et al.*, 2000). La principale conséquence de cette stratification est la persistance des conditions anoxiques des eaux profondes.

Reconnue comme étant un impact majeur sur l'écosystème aquatique, la baisse brutale de la salinité, et surtout ses variations brutales, a été au cœur de la mise en place, en 1993, du premier plan de reconquête de l'étang – ou plan Barnier. Le ministre en charge de l'Environnement proposa un plan d'action pour la réhabilitation de l'étang avec, comme

action hautement symbolique, la restriction des rejets d'eau douce par la centrale EDF. Plusieurs décisions suivirent, jusqu'en 1999, avec comme conséquence, la limitation des apports d'eau douce à $2,1 \text{ Gm}^3 \cdot \text{an}^{-1}$. Le plan Barnier fut une étape importante en termes de décision politique mais malheureusement d'une efficacité limitée. En effet, le milieu subissait toujours l'impact des variations de salinité, problème qui ne peut pas être résolu par l'application de quotas à l'échelle d'une année. Suite à une action juridique entreprise en 1997 par la Coordination des pêcheurs, la France a été condamnée, le 7 octobre 2004, par la Cour de justice des communautés européennes (CJCE), pour manquement à ses obligations concernant l'application du protocole d'Athènes (Maljean-Dubois et Truilhé-Marengo, 2005). La CJCE a estimé que l'État français se devait d'agir plus efficacement pour lutter contre les effets négatifs des rejets d'EDF, considérant que :

- l'étang de Berre est un étang marin et que les textes internationaux de protection de la mer Méditerranée lui sont applicables (protocole d'Athènes et convention de Barcelone) ;
- les rejets de la centrale hydroélectrique EDF dans l'étang de Berre constituent bien une pollution en raison de leur quantité, l'eau rejetée n'étant pas toxique en elle-même.

Cette prise de conscience marque une étape forte en faveur de l'étang de Berre. En effet, les négociations qui se sont engagées entre l'État français et la Commission européenne ont débouché sur de nouvelles dispositions, allant nettement plus loin que le plan Barnier, à savoir :

- le renforcement des quotas annuels ($1,2 \text{ Gm}^3$ d'eau douce et 60 000 tonnes de limons) ;
- la limitation des variations saisonnières de salinité par application d'un quota hebdomadaire des rejets d'eau douce ;
- un certain niveau de salinité à garantir ;
- des objectifs biologiques à atteindre concernant les herbiers de zostères, les peuplements de moules, la macrofaune benthique et l'ichtyofaune.

De plus, ces mesures s'accompagnent d'une obligation de résultats. Elles sont ainsi appliquées dans un cadre expérimental, et elles devront avoir fait la preuve de leur efficacité courant 2009.

Depuis l'été 2005, par l'application des quotas mais aussi en raison d'une sécheresse persistante dans la région, la salinité globale de l'étang atteint des valeurs élevées, variant entre 20 g.l^{-1} en hiver et 30 g.l^{-1} en été (fig. 87).

Concernant les limons, la mise en service d'un bassin de délimonage à Cadarache, en 1980, puis le plan de réduction des rejets, adopté entre 1993 et 1999, ont permis de réduire ces apports à $500\,000 \text{ t.an}^{-1}$ puis à $100\,000 \text{ t.an}^{-1}$. En 2005, avec la nouvelle limitation des apports annuels à 60 000 t, la part théorique des apports en provenance de la Durance s'établit encore à près de 70 % des apports totaux.

L'eutrophisation

L'eutrophisation, très commune en milieu lagunaire, correspond à des apports trop élevés de nutriments (azote et phosphore) dans le milieu, ce qui stimule le développement des algues et conduit à des crises d'anoxie. Les sources d'azote et de phosphore dans l'étang de Berre sont multiples, avec les rejets urbains et industriels soit directs soit sur le bassin versant, les pollutions diffuses sur le bassin versant direct apportées par les eaux de ruissellement, les dépôts atmosphériques et une activité agricole importante, y compris sur le bassin versant de la Durance.

La logique d'urbanisation des rives de l'étang de Berre a reposé sur les politiques de création de « villes nouvelles » dans le courant des années 1970. Le territoire de l'étang de Berre est ainsi passé de 113 100 habitants en 1968 à près de 230 000 habitants aujourd'hui, soit 114 % d'augmentation (Insee, 2006). La répartition de cette population n'est pas homogène : 80 % de la population riveraine sont concentrés sur la partie sud d'une diagonale reliant Istres à Vitrolles, et la densité moyenne atteint, au sud de l'étang, près de 632 habitants par km², soit plus du double de la moyenne départementale. L'urbanisation du bassin versant naturel de l'étang a suivi une tendance similaire, et les communes qui s'y trouvent – regroupant aujourd'hui plus de 600 000 habitants – rejettent leurs effluents directement ou indirectement dans l'étang de Berre (Agence de l'eau RMC, 2006). Pour accompagner cette augmentation de population, 11 stations d'épuration ont été mises en service, entre 1965 et 1989, pour une capacité de 310 000 équivalents-habitants.

Bien que la concentration en sels nutritifs des eaux de la Durance soit inférieure à celle des autres tributaires (5 fois moins d'azote en moyenne sous forme de nitrates, 3 fois moins de phosphore minéral), la Durance constitue, de par les volumes apportés, la principale source d'azote, avec des flux de nitrate pouvant représenter 3 fois ceux des cours d'eau qui drainent le bassin versant (Minas, 1973). L'augmentation des apports en nitrate, concomitante à l'urbanisation et à la mise en service de la centrale EDF, a ainsi fait évoluer l'étang de Berre vers un fort niveau d'eutrophisation qui a perduré jusqu'à la fin des années 1990. Depuis la fin des années 1970, les politiques successives de réduction des rejets industriels, agricoles et urbains, ont permis de diminuer de manière significative les apports d'azote et de phosphore. La part, sur le bassin versant de l'étang, des effluents urbains épurés pour en éliminer ces nutriments est passée de 10 % en 1970 à 18 % en 1980, puis à 40 % en 1990 et à 95 % en 2000 (Agence de l'eau RMC, 2006). Les teneurs actuelles en sels nutritifs sont similaires à celles relevées dans d'autres lagunes méditerranéennes comme Thau (Gerbal et Verlaque, 1995 ; Laugier *et al.*, 1999) ou Venise (Sfriso et Marcomini, 1997).

Les changements les plus nets concernent les teneurs en chlorophylle a, dont les valeurs ont très fortement diminué depuis les années 1990 (fig. 88). Alors que jusqu'en 1999, la biomasse phytoplanctonique se caractérise par des valeurs extrêmes, signe d'une hypereutrophisation, elle se maintient, depuis 2001, à un niveau plus acceptable au regard des critères de qualité pour les milieux lagunaires. Des modifications sont également apparues dans la composition spécifique du phytoplancton, avec la présence d'espèces à affinité plus ou moins marine en fonction du niveau de salinité.

Turbidité et transparence de l'eau

L'apport massif des limons de la Durance, associé à la charge en matière particulaire d'origine organique (blooms phytoplanctoniques), a provoqué des turbidités importantes. Entre le début du xx^e siècle et la fin des années 1970, la profondeur théorique de la couche euphotique est ainsi passée de plus de 12 m à moins de 4 m. En 1978, période où les apports de limons étaient les plus importants, la profondeur de disparition du disque de Secchi¹ s'échelonnait entre 0,3 m au nord et 2,3 m au sud de l'étang (Kim, 1981). Des

¹ Il s'agit d'une technique de terrain consistant à mesurer la profondeur à laquelle un disque blanc disparaît. L'expression de la transparence est donnée en mètres de Secchi.

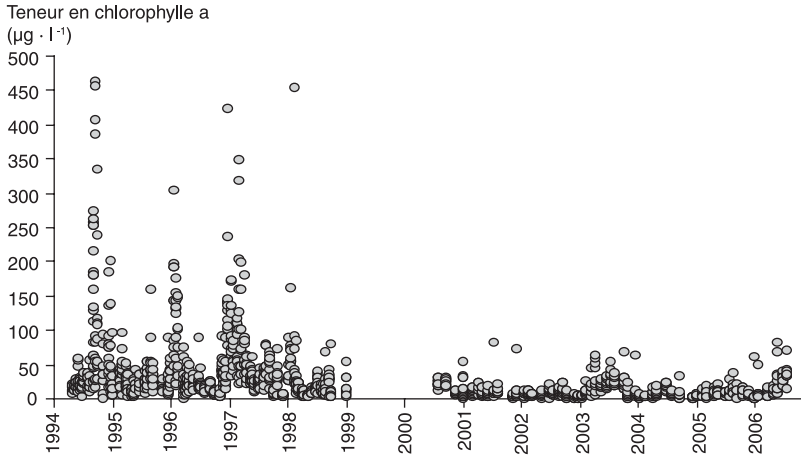


Figure 88. Évolution temporelle de la teneur en chlorophylle *a* dans l'étang de Berre (en $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) entre 1994 et 2006. Les données proviennent du suivi hydrologique Gipreb (10 stations, mesures mensuelles). Chaque point représente une mesure.

mesures récentes (de décembre 2005 à juin 2006), comprises entre 1,5 m et 5,8 m, sont toutefois en augmentation et se rapprochent des valeurs relevées en 1965. Cette tendance est à rapprocher de la diminution des teneurs en matières en suspension relevées dans les eaux de l'étang depuis la fin des années 1990. Elle est confirmée par la tendance générale de la turbidité qui montre une diminution régulière depuis 1997 (fig. 89).

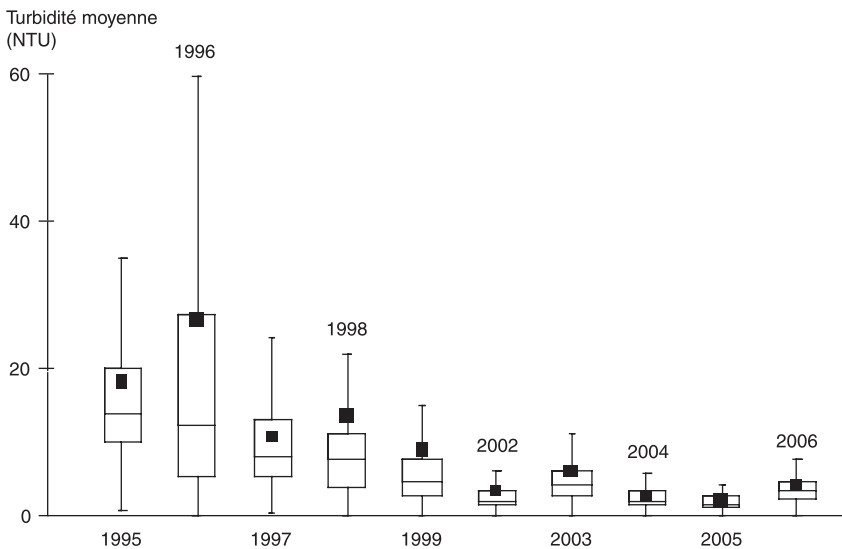


Figure 89. Turbidité moyenne (en NTU) sur l'ensemble de l'étang. Les données proviennent du suivi hydrologique Gipreb (10 stations, mesures mensuelles) pour la couche 0-4 m. Les résultats montrent une diminution de la turbidité moyenne et médiane (carrés noirs et barres centrales des boîtes) et de la dispersion des valeurs (moustaches).

L'augmentation de la turbidité, en diminuant la pénétration de la lumière sur le fond, a eu des répercussions importantes sur la distribution des communautés phyto-benthiques et des herbiers de magnoliophytes en particulier.

Les teneurs en oxygène dissous

L'une des conséquences de l'eutrophisation en milieu lagunaire est la réduction des teneurs en oxygène dans les parties les plus profondes. Dans l'étang de Berre, Chevallier (1916) décrivait déjà, comme habituels, des épisodes de forte mortalité des moules, durant l'été, à la suite du réchauffement des eaux qui n'étaient pas suffisamment brassées par le mistral, mais surtout par les dégagements gazeux provoqués par la décomposition de la végétation sur le fond. Après 1966, la zone nord et l'ensemble des niveaux superficiels de l'étang n'ont montré que peu de modifications dans l'évolution et la distribution de l'oxygène dissous. Les eaux demeurent largement oxygénées pendant la majeure partie de l'année, et les périodes de maxima (janvier-février et avril-mai) et de minima (juillet-août et novembre-décembre) sont conservées (Minas, 1973 ; Minas *et al.*, 1976 ; Kim, 1985 ; Nérini, 2000). En revanche, dans les eaux de fond de la zone sud et de la zone centrale, la stratification haline des eaux a induit des conditions anoxiques plus ou moins durables (Kim, 1981). Dès 5 m à 6 m de profondeur, la halocline est associée à une oxycline à caractère permanent. L'anoxie fréquente et prolongée des fonds de la zone centrale de l'étang a conduit, en particulier, à la régression des peuplements de la macrofaune benthique dans les parties les plus profondes de l'étang (Nérini, 2000 ; Nérini *et al.*, 2000).

L'eutrophisation, réellement préoccupante jusqu'au début des années 2000, semble en phase d'amélioration. Les symptômes sont toujours là : des échouages d'ulves sur les rives de l'étang, une eau parfois opaque et appauvrie en oxygène, mais sans commune mesure avec la situation passée. La mise aux normes des stations d'épuration y est pour beaucoup, et l'on peut raisonnablement espérer atteindre une situation acceptable à moyen terme.

La contamination chimique

Historiquement, la principale activité industrielle sur les rives de l'étang a concerné le raffinage et la pétrochimie, avec l'installation des premières raffineries entre 1920 et 1930. Deux terminaux pétroliers ont été mis en service sur l'étang. Ce sont : le port de la Pointe à Berre pour le transport de produits noirs, de gaz et de liquides chimiques, ainsi que le port de la Mède, à Châteauneuf-les-Martigues, pour l'expédition de produits raffinés. Ce dernier n'est aujourd'hui plus utilisé, une grande partie du transport des produits chimiques se faisant par *pipe-lines*. 22 canalisations sous-marines traversent ainsi l'étang. Par ailleurs, la plupart des industries installées en bordure d'étang ont un point de rejet situé, soit dans l'étang de Vaïne, soit dans le Grand-Étang (eaux de refroidissement, eaux pluviales, etc.). Jusqu'à la fin des années 1960, les rejets n'étaient pas réglementés, les pollutions accidentelles pouvaient alors être massives et fréquentes (Schachter, 1954). Suite à la création du Syndicat permanent pour les problèmes de pollution industrielle (SPPPI) en 1971 et à l'adoption de la réglementation sur les installations classées pour la protection de l'environnement, les rejets industriels dans l'étang ont été réduits d'environ 98 %. Cette diminution a été particulièrement significative entre 1985 et 2000, d'après les résultats issus de l'autosurveillance des industriels (Drire, 2000). Depuis, la situation a peu évolué, ce qu'expliquent les industriels par l'ancienneté

des installations dont la remise à niveau n'est pas toujours techniquement possible ou peut être extrêmement coûteuse.

La trace des activités industrielles reste toutefois encore visible dans les sédiments de l'étang de Berre (fig. 90, cf. planche couleur 20). La contamination des sédiments en métaux lourds et en polluants organiques (hydrocarbures, HAP, PCB) a ainsi atteint des niveaux considérables dans le sud du Grand-Étang et dans l'étang de Vaïne (Arnoux *et al.*, 1980), ainsi que dans l'anse de Saint-Chamas qui a longtemps abrité les installations de la poudrerie nationale. Depuis la fin des années 1980, une diminution des concentrations en hydrocarbures totaux et en contaminants métalliques dans les sédiments est observée, en particulier dans les secteurs qui étaient les plus touchés.

Évolution des communautés benthiques

La macrofaune benthique

Les premières modifications des biocénoses de la macrofaune benthique ont été relevées avec le creusement du canal de Caronte et l'apparition ou l'augmentation de certaines espèces marines (Chevallier, 1916 ; Mars, 1949). Dans tout l'étang, on trouvait un peuplement stable de type « sable vaseux de mode calme » (SVMC) – typique des lagunes présentant une relation importante avec la mer – ainsi que des variations modérées de la salinité et un sédiment généralement sableux. Ce peuplement s'est appauvri à partir de 1950, parallèlement à l'accroissement de la contamination par les hydrocarbures et à celui de la pollution urbaine. À partir de 1966, la plupart des espèces marines avaient disparu (Stora et Arnoux, 1983) et, dès 1972, le peuplement n'était ainsi plus constitué que d'un assemblage « lagunaire euryhalin eurytherme » (LEE), caractéristique des milieux littoraux et côtiers soumis à dessalure. Cette communauté, encore bien représentée en bordure côtière jusqu'à -5m de profondeur, s'appauvrit rapidement à mesure que la profondeur croît. Quant à la partie centrale et profonde de l'étang, elle est totalement azoïque, en raison de l'anoxie permanente générée par la stratification haline.

La majorité des espèces rencontrées sont les polychètes *Nereis succinea*, *N. diversicolor* et *Ficopomatus enigmaticus*, les mollusques *Cerastoderma glaucum*, *Mya arenaria* et *Hydrobia cf. ulvae*, les crustacés *Corophium insidiosum*, *Corophium orientale* et *Balanus eburneus*. Parmi les espèces accompagnatrices, on note la présence de la polychète *Polydora ciliata*, indicatrice d'instabilité, des polychètes *Colelepis fuliginosa* et *Capitella capitata*, des larves de chironomides, espèces indicatrices de perturbation maximale, de la polychète *Spio decoratus*, indicatrice de matière organique, du mollusque *Mytilus galloprovincialis* et de la polychète *Microspio meckznioianus* – tous deux bioindicateurs de salinité.

Les effets combinés des variations erratiques de salinité, des décharges de limons, des faibles taux d'oxygène dissous et de la pollution globale du milieu, sont à l'origine de la dégradation des peuplements (Stora et Arnoux, 1983). La mise en place du plan Barnier et la réduction des rejets d'eau douce et de limons depuis septembre 2005 n'ont pas permis, pour le moment, la restauration durable des biocénoses. La majeure partie des fonds de l'étang reste ainsi caractérisée par une biocénose de type LEE dégradée. Si la zone centrale de l'étang n'est plus considérée comme strictement azoïque, elle ne semble abriter que des individus isolés d'espèces adaptées aux fortes perturbations (fig. 91, cf. planche couleur 21).

Les herbiers de magnoliophytes

Jusqu'au début du xx^e siècle, l'étang de Berre a été un milieu écologiquement riche. La végétation, typique d'un milieu lagunaire méditerranéen, avec son cortège de macrophytes, était « variée et puissante » selon Marion (1887). Les courants, favorisant le transport des organismes marins dans l'étang de Berre par le canal de Caronte et le tunnel du Rove, contribuaient à uniformiser la flore et la faune de la mer et de l'étang. Les côtes rocheuses de l'étang, qui s'étendent sur sa façade ouest, approximativement de Saint-Chamas à Martigues, présentaient ainsi un étagement de la flore comparable à celui observé sur les côtes du golfe de Marseille (Huvé et Huvé, 1954).

Sur les fonds de substrat meuble, jusqu'au début du xx^e siècle, les herbiers mixtes à *Zostera marina* et *Z. noltii* occupaient la majeure partie des fonds de l'étang – jusqu'à 6 m à 7 m de profondeur – et côtoyaient les peuplements de *Potamogeton pectinatus* (Marion, 1887 ; Gourret, 1907). La surface des herbiers – suffisamment abondants pour générer une véritable industrie du « varech » – est estimée, à l'époque, à plus de 6 000 ha ! Mais, dès les années 1930, l'industrialisation des rives, l'augmentation de la turbidité, ainsi que les pollutions chimiques de l'eau et des sédiments, entraînent les premières dégradations de la flore. Les ceintures de *Cystoseira barbata*, sensibles aux pollutions de surface, sont les premières touchées (Riouall, 1972b). La régression de la limite inférieure des herbiers de *Zostera* est signalée dès 1938 (Mars, 1949).

En 1966, la dérivation des eaux de la Durance au nord de l'étang, par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas, a généré une forte variabilité des conditions hydrologiques et écologiques (Minas, 1974, 1976 ; Stora *et al.*, 1995 ; Nérini, 2000 ; Nérini *et al.*, 2000), accélérant encore le déclin des herbiers et conduisant à l'extinction de *Z. marina* (Riouall, 1971, 1972a, 1972b ; Huvé *et al.*, 1973 ; Pergent *et al.*, 1995). Au cours du temps, *Zostera noltii* semble avoir progressivement remplacé *Z. marina*, cette dernière ayant finalement disparu au milieu des années 1970 (fig. 92). À l'heure actuelle, *Zostera noltii* est la seule espèce de zostères présente dans l'étang (Bernard *et al.*, 2005). En 2006, les herbiers de *Z. noltii* ne couvraient plus que moins de 1 ha et pouvaient être considérés comme fonctionnellement éteints (Bernard *et al.*, 2007).

Potamogeton pectinatus, à affinité dulçaquicole, avait quasiment disparu des fonds de l'étang de Berre à la suite de l'approfondissement du chenal de Caronte, à 3 m puis à 6 m entre 1855 et 1874 (Marion, 1887 ; Gourret, 1907). Parallèlement à la régression de *Zostera*, l'espèce *Potamogeton pectinatus* a connu un développement spectaculaire dans les années 1980, après la mise en service de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas. L'espèce est ainsi passée d'une présence quasi anecdotique en 1970, quelques pieds isolés, à la constitution de ceintures continues, sur de grandes portions du littoral de l'étang, à la fin des années 1980. Par la suite, en 1993, la limitation des apports d'eau douce et de limons de la Durance a conduit à l'augmentation des salinités moyennes et à la régression progressive de *Potamogeton pectinatus*, qui a totalement disparu des fonds de l'étang en 2004 (Bernard, 2007).

L'étang de Berre a ainsi basculé, en cinquante ans, d'un système dominé par les herbiers de magnoliophytes à un état caractérisé par des fonds meubles dépourvus de végétation. La localisation actuelle de *Zostera noltii* dans l'étang de Berre, cantonnée aux très faibles profondeurs (inférieures à 1 m), semble plutôt suggérer un contrôle des herbiers par la lumière. La réduction progressive de la transparence des eaux – entre les années 1920 et les années 1980 – et la profondeur de la couche euphotique – remontant

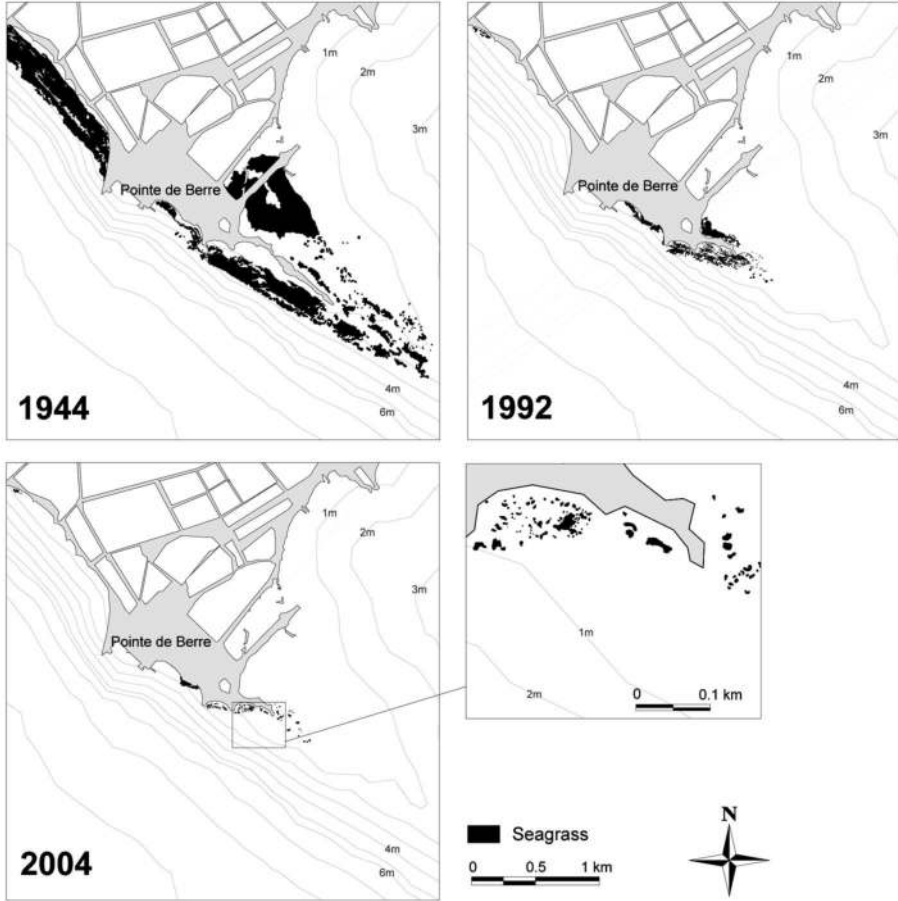


Figure 92. Régression des surfaces couvertes par *Zostera noltii* sur le site de la Pointe (étang de Berre) entre 1944 et 2004.

de 12 m à 3,5 m au cours de cette période – pourraient confirmer cette hypothèse. Cette réduction de la transparence des eaux peut également être liée à une production primaire plus importante, elle-même favorisée par l'augmentation des apports en sels nutritifs (Bernard *et al.*, 2007). En effet, les apports en azote dans l'étang de Berre ont atteint leurs valeurs maximales à la fin des années 1980, au plus fort des apports d'eau douce de la Durance ; ils ont ainsi contribué à une eutrophisation importante du milieu. En 1977, les apports d'azote (jusqu'à $300 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) ont ainsi été très supérieurs aux seuils donnés dans la littérature ($< 30 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ pour *Z. marina*) pour le maintien des herbiers de *Zostera* (Bowen et Valiela, 2001). En outre, par un effet de retour, la diminution des surfaces d'herbiers, qui piégeaient les sédiments, a pu favoriser la remise en suspension des sédiments fins, sous l'effet de l'agitation, augmentant ainsi la turbidité au niveau du fond.

Ainsi, la quasi-extinction des herbiers de *Zostera* dans l'étang de Berre est vraisemblablement liée à un ensemble de facteurs, ayant agi en synergie ou successivement, depuis le début du xx^e siècle. L'absence de recolonisation par *Z. noltii* peut être liée à un contexte d'eutrophisation rémanent : rejets de nutriments encore trop importants, remobilisation des nutriments piégés dans les sédiments et remise en suspension des sédiments fins, celle-ci étant facilitée par la diminution des surfaces d'herbiers, ce qui traduit une possible hystérésis du système (Bernard, 2007).

Les conséquences sociales, la mobilisation et la nécessaire concertation

La première conséquence de la pollution massive de l'étang a été le rachat des droits de pêche en 1957 par la puissance publique, en raison de l'accumulation de contaminants, en particulier des hydrocarbures, dans la chair des poissons.

Alors que l'étang fut, pendant longtemps, une réserve piscicole de première importance, permettant à 350 professionnels environ de vivre de la pêche, le nombre de ceux-ci s'est considérablement réduit malgré le rétablissement du droit de pêche en 1994. Il avoisine actuellement la trentaine, l'essentiel des prises se répartissant entre l'anguille, le muge, le loup et l'athérine. Le secteur de la pêche dans l'étang de Berre est considéré aujourd'hui comme sinistré. L'exploitation des coquillages (moules, huîtres, palourdes, clovisses), autre activité historiquement florissante, n'a pas non plus résisté à la dégradation du milieu, pour des raisons sanitaires évidentes.

Cependant, si l'arrêt de l'exploitation des ressources marines a un impact économique réel, on retiendra surtout l'impact symbolique de l'interdiction d'un usage ancestral. On entérine en quelque sorte la fonction unique de milieu récepteur pour l'étang de Berre, et donc son sacrifice au profit du développement industriel de la région.

Très vite également, la dégradation de l'étang, et surtout l'image qu'il renvoie à ses riverains, lui fait perdre sa vocation de lieu de loisirs, d'autant plus que de nouvelles nuisances apparaissent, dès les années 1960-1970. En raison de l'urbanisation rapide et du développement de l'agriculture sur son bassin versant, on assiste à l'eutrophisation du milieu et à la production de matière organique, ce qui conduit à une eau turbide, parfois malodorante, ainsi qu'à des amas de mousse sur le littoral lorsque le mistral souffle et à des « marées vertes » composées d'ulves.

La mise en service de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas, en 1966, est alors présentée comme une solution à tous ces problèmes. L'apport d'eau durancienne, de bonne qualité, va permettre de « nettoyer » l'étang, par effet de chasse. Or il s'avère très vite que ces rejets massifs et variables génèrent des impacts négatifs qui viennent se rajouter à ceux qu'ils sont censés supprimer. La déception est à la hauteur de l'espérance générée, et le mécontentement des pêcheurs et des populations riveraines va grandissant, d'autant plus que le contexte social devient difficile. Alors que l'aménagement industriel devait amener prospérité et emploi, les populations du pourtour subissent un taux de chômage supérieur à la moyenne départementale et une dégradation de leur cadre de vie. En 1999, le taux de chômage autour de l'étang (dans 10 communes) s'élève à 20 % contre 17 % pour les Bouches-du-Rhône et 11 % au niveau national. Ce mécontentement s'organise avec la création de nombreuses associations de type loi 1901. Les pêcheurs

se regroupent derrière la figure emblématique de Daniel Campiano, curé, pêcheur, premier prud'homme du quartier maritime de Martigues et fondateur de la Coordination des pêcheurs. La défense de l'environnement devient une question centrale, et la réhabilitation de l'étang de Berre, activement relayée par les élus locaux, devient un enjeu politique majeur. En 1991, sur la base d'une initiative locale, un référendum est organisé dans 9 des 10 communes de l'étang. Les riverains se mobilisent en nombre et votent à 95 % en faveur de l'arrêt des rejets de la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas, thématique qui restera au cœur de la revendication. Cette formidable mobilisation s'est en effet focalisée autour de « l'étang redevenu marin », en lien avec une image de l'étang présente dans la mémoire collective, celle de l'étang des années 1930-1940, riche de ses ressources marines, ayant une salinité relativement élevée ($32 \pm 4 \text{ g.l}^{-1}$) et des peuplements à caractère marin bien marqué (macrofaune benthique de type SVMC, vastes herbiers de zostères). Face à cette revendication, le concessionnaire tente d'y opposer un argumentaire basé sur l'idée que l'étang est historiquement un étang d'eau douce. La revendication d'un étang marin relèverait ainsi du fantasme d'un étang « mythique » qui, en réalité, n'aurait jamais existé ; les apports d'eau de la Durance permettraient alors de retrouver le véritable étang de Berre. Un tel débat sur le caractère marin ou non de l'étang n'a évidemment pas d'issue scientifique. Le caractère marin de l'étang a été plus ou moins marqué au cours de l'histoire, en fonction de la profondeur du canal de Caronte. Celui-ci a été approfondi à certaines périodes pour favoriser la navigation, ou au contraire poldérisé pour permettre l'agriculture. Les huîtres de l'étang étaient très appréciées des Romains, et l'exploitation du sel autour de l'étang date de plusieurs siècles.

La force et la légitimité de la demande sociale s'est de toute façon imposée, et a fini par être prise en compte au niveau national en 1993 avec le plan Barnier. La situation, qui reste particulièrement conflictuelle entre les populations – les pêcheurs et les élus d'un côté, l'État et EDF de l'autre – rend nécessaire l'installation d'un lieu de dialogue. C'est la création, en mai 2000, du Groupement d'intérêt public pour la réhabilitation de l'étang de Berre (Gipreb), établissement public rassemblant l'ensemble des acteurs de l'étang et de son bassin versant. L'objectif du Gipreb est d'élaborer et de mettre en œuvre une démarche collective de réhabilitation de l'étang.

Les missions du Gipreb

Deux missions essentielles sont portées par le Gipreb : les études et la concertation. Ainsi, depuis 2000, les connaissances acquises et les liens noués entre tous les acteurs ont permis de mettre en œuvre des programmes d'études techniques et scientifiques et de progresser vers une démarche structurante de « contrat d'étang ». Cette démarche est basée sur un bilan des connaissances réalisé en 2002, ayant pour socle la connaissance, partagée par tous, sur l'état de santé du milieu, ainsi que sur une large concertation ayant permis de faire émerger les grandes orientations pour sa réhabilitation. Plusieurs programmes d'étude ont été amorcés afin d'améliorer la connaissance du milieu, de définir des objectifs de qualité, d'accompagner le développement des usages et d'orienter les actions selon les priorités suivantes :

– la réouverture du tunnel du Rove à la circulation d'eau marine vers l'étang de Berre fait depuis longtemps partie des points forts de la demande locale pour la réhabilitation de l'étang et de ses milieux périphériques. Sur la base des études de faisabilité

réalisées par le Gipreb, ce projet entre en phase opérationnelle avec la désignation du port autonome de Marseille comme maître d'ouvrage des travaux de réouverture et de l'engagement des financeurs.

– Concernant les apports d'eau douce et de limons par la centrale hydroélectrique de Saint-Chamas, la réponse apportée – consistant à les réduire – ne satisfait pas la nécessité d'une approche globale, à la fois territoriale et thématique, de la gestion de l'eau. D'une part, elle conduit à limiter la production d'hydroélectricité (principal gisement d'énergie renouvelable), et d'autre part, elle génère des impacts négatifs préoccupants sur la Durance (limiter les rejets dans l'étang de Berre revient à augmenter les restitutions dans cette rivière), avec une fragilisation de la nappe, des dégradations déjà constatées sur les ouvrages d'art et un accroissement des risques d'inondation.

C'est pourquoi le projet de dérivation totale des eaux duranciennes vers un exutoire autre que l'étang est ardemment défendu par les acteurs locaux. Cela permettrait l'arrêt total des rejets dans l'étang et des restitutions en Durance, ainsi que la restauration de tout le potentiel d'hydroélectricité de l'aménagement. De plus, cela ouvrirait de formidables perspectives de gestion de l'eau à l'échelle de toute la région se situant à l'ouest de l'étang de Berre. Une étude de faisabilité technique et environnementale de dérivation de ces rejets s'est achevée fin 2007. Elle sera prochainement suivie d'une étude de prospective socio-économique, selon une approche comparative coûts-avantages des différentes options d'aménagement.

– La rénovation des systèmes d'épuration est en cours sur l'ensemble du bassin versant, dans le cadre des démarches de « contrat de rivière » et de l'application de la directive ERU (Eaux résiduaires urbaines). Les diagnostics des réseaux d'assainissement sont en projet pour la plupart des communes riveraines.

– Un programme scientifique de suivi du milieu est assuré par le Gipreb. Ce suivi a été complété et enrichi dans de nombreux domaines afin de fournir, aux acteurs du bassin versant, l'image la plus fine possible des évolutions de l'état écologique de l'étang et d'orienter les actions de réhabilitation. Il s'est par exemple enrichi de l'étude des apports polluants en provenance du bassin versant, pour une meilleure compréhension du fonctionnement écologique du milieu. Dans ce but également, un modèle numérique des paramètres physiques a été réalisé.

– Un programme d'étude permettant l'amélioration des conditions d'exercice des usages de l'étang de Berre est en cours. Il aborde notamment les activités de pêche, de baignade, de loisirs nautiques et de promenade.

– Des actions transversales de communication sont conduites de façon continue pour informer et sensibiliser les acteurs et le grand public sur l'ensemble des démarches engagées.

L'action du Gipreb se situe donc bien dans le cadre d'une gestion intégrée, alliant la problématique environnementale aux enjeux d'usages et de concertation. Mais dans le cas de l'étang de Berre, la démarche va au-delà : il s'agit de la réhabilitation d'un milieu lagunaire. Or une telle démarche se caractérise par sa complexité, comme est complexe le fonctionnement d'un tel écosystème. La connaissance scientifique opérationnelle et le « dire prédictif » atteignent rapidement leurs limites, du fait de la multiplicité des paramètres en jeu et de leurs innombrables interactions.

On citera à titre d'exemple la question de la gestion des apports d'eau douce et de limons par la centrale EDF. Le 28 décembre 2006, était approuvé le règlement d'eau de l'avenant à la concession hydroélectrique d'EDF pour les chutes de Salon et de

Saint-Chamas, sur la Durance, en vue de « la régulation hebdomadaire du fonctionnement des chutes à des fins d'amélioration de l'écosystème de l'étang de Berre et en application du protocole d'Athènes, relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution provenant de sources et activités situées à terre ». Ce règlement d'eau précise que : « les nouvelles conditions d'exploitation des centrales de Salon et Saint-Chamas visent à améliorer et stabiliser les conditions du milieu et donc les biocénoses de l'étang. Toutefois, les améliorations des peuplements végétaux et animaux qui seront induites par le lissage, le rehaussement des niveaux minimum de la salinité et la réduction des apports de limons, ne sont pas quantifiables à partir des données disponibles. L'étang de Berre est en effet un écosystème complexe, soumis à de très nombreuses influences, tant naturelles qu'anthropiques. C'est pourquoi, un suivi écologique spécifique est mis en place, en parallèle avec le suivi physique décrit en annexe 2, avec un premier bilan au 31 mars 2008, puis un second au 31 août 2009, sur la base de rapports semestriels à compter du 30 juin 2007. »

Des indicateurs biologiques ont été définis comme objets de ce suivi écologique. Il s'agit des herbiers de zostères, de la macrofaune benthique, de la population de la moule de Méditerranée (*M. galloprovincialis*) et de l'ichtyofaune. Le suivi scientifique de ces indicateurs doit donc témoigner d'une éventuelle amélioration de l'écosystème, qui serait rendue possible par la régulation des rejets.

Par ailleurs, le Gipreb et son conseil scientifique ont défini des objectifs de qualité pour l'étang de Berre, basés sur les herbiers de magnoliophytes et sur la macrofaune benthique. Le « bon état écologique » des masses d'eau de transition, incluant les lagunes, est également défini au titre de la directive cadre « Eau ».

L'idéal aurait donc été de prédéfinir le niveau acceptable de rejets, permettant d'atteindre ces objectifs de qualité. Mais la complexité de l'écosystème et la nécessité de répondre rapidement à une décision de justice rendaient impossible la mise en œuvre d'outils prédictifs de modélisation écosystémique.

Ainsi, il ne suffit pas d'avoir, en ligne de mire, des objectifs de qualité longuement élaborés, il est nécessaire de disposer d'études opérationnelles, d'avancées expérimentales et de démarches itératives, ajustées en fonction des réponses incertaines du milieu. Le Gipreb doit également faire face à la multiplicité des enjeux sociétaux, et par conséquent, à l'importance des conflits d'intérêt qui, alliés aux incertitudes inhérentes à l'écologie des milieux lagunaires, créent une forte inertie dans les prises de décision pourtant incontournables.

Par ailleurs, le poids des traditions institutionnelles, les « mille-feuilles » juridiques, les procédures et leurs inerties ou limites, sont autant de fonctionnements et de lacunes que le Gipreb, structure d'objectifs, vient de fait interroger. Les questions sont diverses, allant de la gestion du domaine public maritime (DPM) à la conduite de concertations effectives, de la vulgarisation scientifique aux processus de prise de décision multicritère décentralisés, du montage financier de projets d'environnement aux engagements effectifs des acteurs ou à l'élaboration d'une demande sociale active.

Références bibliographiques

Agence de l'eau RMC, 2006. Réseau national de bassin <<http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr>>.

- Aillaud C.J., Crouzet A., 1988. *Un milieu difficile, des plantes adaptées : la végétation littorale (halophytes et xérophytes) au sud du golfe de Marseille*. Publication du Centre de recherches et documentation pédagogique, pp. 1-49.
- Arnoux A., Monod J.L., Bouchard P., Airaud C.B., 1980. Évolution et bilan de la pollution des sédiments de l'étang de Berre. V^e Journée d'étude de la pollution, Cagliari ; CIESSM, pp. 433-446.
- Bernard G., 2007. *Changements à long terme des peuplements de magnoliophytes d'un étang sous forte influence anthropique : l'étang de Berre (Méditerranée, France)*. Thèse de doctorat, université de la Méditerranée, 147 p.
- Bernard G., Bonhomme P., Boudouresque C.F., 2005. Recovery of the seagrass *Zostera marina* in a disturbed Mediterranean lagoon (étang de Berre, Southern France). *Hydrobiologia*, 539, 157-161.
- Bernard G., Boudouresque C.F., Picon P., 2007. Long-term changes of *Zostera meadows* in the Berre lagoon (Provence, Southern France). *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 73, 617-629.
- Blanc F., Coste B., Minas H.J., Szekiolda K.H., 1967. Distribution des principaux facteurs hydrobiologiques dans un milieu de forte production organique : l'étang de Berre. *Marine Biology*, 1, 43-55.
- Bureau de recherche et géologie minière, 2006. *Aquifère alluvial de la plaine de Berre. Étude hydrogéologique et détermination de l'origine des pollutions diffuses*. Présentation intermédiaire des résultats, pp. 1-34.
- Bowen J.L., Valiela I., 2001. The ecological effects of urbanization of coastal watersheds: historical increases in nitrogen loads and eutrophication of Waquoit Bay estuaries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 1489-1500.
- Chevallier A., 1916. L'étang de Berre. *Annales de l'Institut Océanographique*, 7, 1-91.
- Drire, 2000. État de l'environnement industriel en Provence-Alpes-Côte d'Azur, édition 2000, pp. 1-125.
- Fiandino M., Martin C., 2004. Fluxes of suspended matter in the coastal rivers towards the pond of Berre (Bouches-du-Rhône, France). *La Houille Blanche*, 4, 97-101.
- Gerbal M., Verlaque M., 1995. Macrophytobenthos de substrat meuble de l'étang de Thau (France, Méditerranée) et facteurs environnementaux associés. *Oceanologica Acta*, 18, 557-571.
- Gourret P., 1907. Topographie zoologique des étangs de Caronte, de Labillon, de Berre et de Bolmon. Flore, faune, migrations, etc. *Annales du Muséum d'Histoire Naturelle de Marseille*, 11, pp. 1-166.
- Huvé P., Huvé H., 1954. Zonation superficielle des côtes rocheuses de l'étang de Berre et comparaison avec celles du golfe de Marseille (de Carry à Sausset). *Vie et Milieu*, 5 (3), 330-344.
- Huvé H., Kiener A., Riouall R., 1973. Modifications de la flore et des populations ichtyologiques des étangs de Berre et de Vaïne (Bouches-du-Rhône) en fonction des conditions hydrologiques créées par le déversement de la Durance. *Bulletin du Muséum d'Histoire Naturelle de Marseille*, 33, 123-134.

- Ifen, 2006. Corine Land Cover (2000), <<http://www.ifen.fr>>.
- Insee, 2006. <<http://www.insee.fr>>.
- Kim K.T., 1981. *Le phytoplancton de l'étang de Berre. Composition spécifique, biomasse et production ; relations avec les facteurs hydrologiques, les cours d'eau afférents et le milieu marin voisin (Méditerranée nord-occidentale)*. Thèse de doctorat, université d'Aix-Marseille, 243 p.
- Kim K.T. 1985. La salinité et la densité des eaux des étangs de Berre et de Vaïne (Méditerranée nord-occidentale). Relations avec les affluents et le milieu marin voisin. *Journal of Natural Science*, 5, 221-246.
- Laugier T., Rigollet V., de Casabianca M.L., 1999. Seasonal dynamics in mixed eelgrass beds, *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornem., in a Mediterranean coastal lagoon (Thau lagoon, France). *Aquatic Botany*, 63, 51-69.
- Leenhardt O., Roux M., 1967. Morphologie du *substratum* de l'étang de Berre. *Bulletin de la Société Géologique de France*, 7 (9), 88-92.
- Maljean-Dubois S., Truilhé-Marengo E., 2005. Le conflit entre les pêcheurs de l'étang de Berre et EDF. *Droit de l'Environnement*, 131 (7), 186-190.
- Mann K.H., Lazier J.R.N., 1996. *Dynamics of marine ecosystems. Biological-physical interactions in the oceans*. Blackwell Science, Malden, 2nd edition, 394 p.
- Marion A.F. 1887. Étude des étangs saumâtres de Berre (Bouches-du-Rhône). Faune ichtyologique. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, 104, 1306-1308.
- Mars P., 1949. Contribution à l'étude biologique des étangs méditerranéens. Quelques aspects de l'évolution de l'étang de Berre. *Bulletin de la Société Linnéenne de Provence*, 17, 8-16.
- Mars P., 1961. *Recherches sur quelques étangs du littoral méditerranéen français et sur leurs faunes malacologiques*. Thèse de doctorat, université de Paris, 271 p.
- Mars P., 1966. Recherches sur quelques étangs du littoral méditerranéen français et sur leurs faunes malacologiques. *Vie et Milieu*, 20, 1-359.
- Minas H.J., 1961. Quelques données hydrologiques sur l'étang de Berre. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, 23 (37), 5-17.
- Minas M., 1965. Aperçu hydrologique préliminaire sur l'étang de Berre. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, 35 (53), 3-9.
- Minas M., 1973. *Sur la synthèse et la dégradation de la matière organique dans l'écosystème de l'étang de Berre. Dynamique et bilans. Rapports avec le régime hydrologique*. Thèse de doctorat, université d'Aix-Marseille II, 339 p.
- Minas M., 1974. Distribution, circulation et évolution des éléments nutritifs, en particulier du phosphore minéral, dans l'étang de Berre. Influence des eaux duranciennes. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 59, 509-542.
- Minas M., 1975. *Changements rapides dans l'évolution des structures hydrobiologiques de l'étang de Berre*. Rapports des réunions de la Commission internationale de l'exploration scientifique de la mer Méditerranée, 22 (6).
- Minas M., 1976. Production organique primaire dans un milieu saumâtre eutrophe (étang de Berre). Effets d'une forte dilution (dérivation des eaux de la Durance). *Marine Biology*, 35, 13-29.

- Minas M., Bonin M.C., Coste B., David P., Minas H.J., 1976. Caractère particulier du mécanisme de l'eutrophisation dans l'étang de Berre. *Annales de l'Institut Océanographique*, 52, 153-161.
- Nérini D., 2000. *Analyse statistique de processus physiques et chimiques en océanologie côtière à l'aide d'une méthode de régression et de classification par arbre décisionnel. Application à l'étude d'un milieu fortement perturbé : l'étang de Berre*. Thèse de doctorat, université de la Méditerranée, 98 p.
- Nérini D., Durbec J.P., Manté C., 2000. Analysis of oxygen rate time series in a strongly polluted lagoon using a regression tree method. *Ecological Modelling*, 133, 95-105.
- Pergent G., Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée : état des connaissances. *Mésogée*, 54, 3-27.
- Riouall R., 1971. Inventaire floristique des étangs de Berre et de Vaïne (années 1970-1971). *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles et d'Archéologie de Toulon-Var*, 23, 153-160.
- Riouall R., 1972a. À propos des entéromorphes des étangs de Berre et de Vaïne. *Bulletin du Muséum d'Histoire Naturelle de Marseille*, 32, 153-160.
- Riouall R., 1972b. *Contribution à l'étude de la flore des étangs de Berre et de Vaïne (Bouches-du-Rhône)*. Thèse de doctorat, université d'Aix-Marseille, 518 p.
- Romaña L.A., Arnoux A., Gachelin S., Mori J.P., Philippe-Loeillet S., Poulaillon F., 1985. *Étang de Berre. Étude des apports limniques (canaux et rivières)*. Étude régionale intégrée, Ifremer et Cnrs, pp. 1-163.
- Schachter D., 1954. *À propos d'une pollution accidentelle de l'étang de Berre provoquée par un déversement massif d'hydrocarbures*. Rapports de la Commission internationale pour l'exploration de la mer Méditerranée, 12, 251-254.
- Sfriso A., Marcomini A., 1997. Macrophyte production in a Mediterranean coastal lagoon. Part I. Coupling with physico-chemical parameters and nutrients concentration in water. *Marine and Environmental Research*, 44 (4), 351-375.
- Stora G., 1976. Évolution des peuplements benthiques d'un étang marin soumis à un effluent d'eaux douces. *Bulletin d'Écologie*, 7 (3), 275-281.
- Stora G., Arnoux A., 1983. Effects of large freshwater diversions on benthos of a Mediterranean lagoon. *Estuaries*, 6, 115-125.
- Stora G., Arnoux A., Galas M., 1995. Time and spatial dynamics of Mediterranean lagoon macrobenthos during an exceptionally prolonged interruption of freshwater inputs. *Hydrobiologia*, (300-301), 123-132.
- Stora G., Gilbert F., Ré C., Bernard G., Picon P., 2004. *Dynamique des peuplements macrobenthiques de la partie centrale et de la bordure côtière de l'étang de Berre*. Rapport Gipreb/ Centre d'océanologie de Marseille, 28 p.
- Stora G., Gilbert F., Ré C., Bernard G., Picon P., 2006. *Dynamique des peuplements macrobenthiques de la partie centrale et de la bordure côtière de l'étang de Berre*. Rapport Gipreb/ Centre d'océanologie de Marseille, 25 p.

Partie III

**La zone côtière :
variabilité et vulnérabilité**

Chapitre 15

La zone côtière du golfe du Lion : zone test des changements environnementaux globaux et régionaux

ANDRÉ MONACO, MIREILLE PROVANSAL, WOLFGANG LUDWIG,
SERGE HEUSSNER, JACQUES CARBONNE

Résumé

Gérer un système naturel, c'est d'abord connaître sa dynamique, sa fonction et ses échanges avec les systèmes qui lui sont proches. Sur la base de nombreuses recherches pluridisciplinaires, échelonnées sur plusieurs années et menées à des échelles de temps et d'espace très variées, le golfe du Lion est présenté comme une zone test des changements intervenus dans la région méditerranéenne. Depuis 2000, le golfe du Lion appartient à un réseau national de zones ateliers de recherche travaillant sur les interactions entre milieux et sociétés. À travers l'évolution hydrosédimentaire du littoral et de la zone côtière, les auteurs tentent d'identifier l'impact du changement et de la variabilité climatiques, mais aussi de la pression anthropique, sur la qualité chimique du milieu. Cette démarche s'inscrit dans la perspective d'une gestion intégrée qui implique la coordination des actions avec les opérateurs et les acteurs régionaux et locaux, sans renoncer à une vision plus globale qui passe par les réseaux et les programmes internationaux.

Le golfe du Lion et ses interfaces

Un système est un ensemble d'éléments en interaction ; son existence implique une organisation, une fonction, une source d'énergie (ou forçage) assurant cette fonction, ainsi que des échanges à travers ses interfaces avec les systèmes qui lui sont proches. En matière d'environnement et de systèmes dits « naturels », il s'agit de systèmes

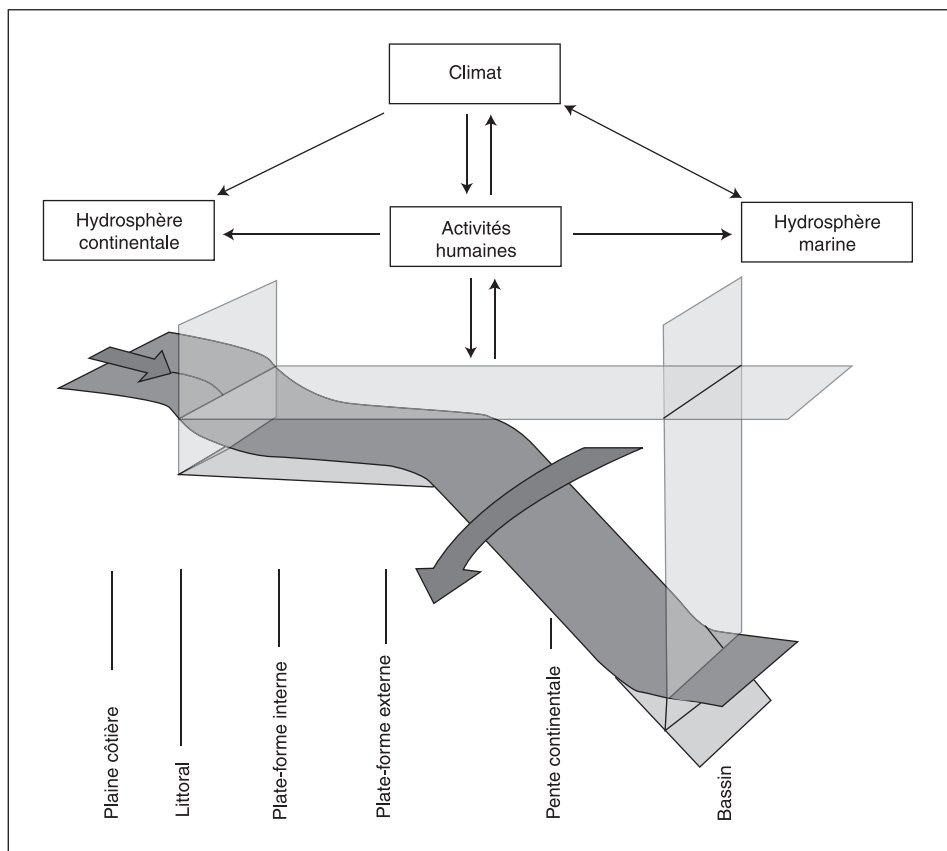


Figure 93. La zone côtière est une zone de transition, à l'interface à la fois avec l'atmosphère, le continent et l'océan ouvert. C'est une zone de fortes interactions physiques, chimiques et biologiques, où l'homme est de plus en plus présent et figure désormais l'une des interfaces. La complexité et la vulnérabilité de la zone côtière résultent de ce fort interfaçage. Parmi les appellations de la zone côtière, il y a celles de « précontinent » ou de « marge continentale » pour signifier qu'il s'agit de la prolongation des terres en mer. Morphologiquement, elle comprend un domaine à faible pente – le plateau continental de 0 à 100 m – et une pente (ou talus continental) qui mène au bassin océanique. Il est admis que la zone côtière s'étend de la plaine côtière au pied de la pente, soit jusqu'à des fonds de 2 000 m. Du point de vue administratif, la limite de la zone côtière au large est celle de la limite extérieure de la mer territoriale des États.

échangeant matière et énergie, ouverts aux interfaces. En ce sens, la zone côtière est un système dynamique ouvert (fig. 93). L'état du système se modifie avec tout changement survenu dans ses éléments ou dans les systèmes proches. La manière dont s'effectuent ces changements est appelée processus.

Le golfe du Lion est un sous-système de la Méditerranée, ouvert vers le bassin versant du Rhône aux Pyrénées, vers le bassin nord-méditerranéen et vers l'atmosphère sud-européenne. Ce chapitre présente l'état actuel de ce système et de ses sous-systèmes, ainsi que les processus et les changements perceptibles et prévisibles, et ce dans le double

contexte du changement climatique et de l'impact lié aux usages des terres et des milieux aquatiques, en particulier du domaine marin côtier.

Avoir l'ambition de gérer ces milieux, c'est opter pour une approche systémique, définir la structure et les fonctions du système, ses interfaces avec les systèmes proches, les interactions avec les sociétés qui l'occupent. C'est, aussi, rechercher les indicateurs quantitatifs et qualitatifs de sa fonction, de son état et de son évolution (fig. 94, cf. planche couleur 21).

Interface avec le continent

L'apport par les fleuves est une source importante de matière et d'énergie, il joue un rôle essentiel dans les bilans hydrosédimentaires et dans les cycles et les bilans biogéochimiques en domaine côtier. Cela est encore plus vrai pour le golfe du Lion, alimenté par le Rhône, actuellement le plus grand fleuve de Méditerranée. Les apports en nutriments (azote, phosphore, silice, carbone) sont à l'origine d'une forte productivité biologique au sein d'une mer classée parmi les plus oligotrophes du monde. Le rythme de ces apports justifie une partie de la variabilité du domaine marin – notamment du trait de côte. Cette variabilité est accentuée par les événements météo-climatiques, les crues générant plus de 70 % des apports solides.

Interface avec l'atmosphère

D'une manière générale, elle est occupée par la prairie phytoplanctonique qui joue le rôle de « pompe à CO₂ ». Dans le golfe du Lion, la production de carbone liée à cette activité biologique se situe autour de 106 g C.m⁻² par an (Morel et André, 1991). Le matériel organique, ainsi produit par le pompage biologique du CO₂ atmosphérique, est ensuite utilisé dans la colonne d'eau et par la vie benthique au niveau du sédiment.

La circulation atmosphérique générale et les vents constituent l'un des moteurs importants de la dynamique océanique et du climat. Ils ont une influence majeure sur les échanges de chaleur et de molécules entre l'océan et l'atmosphère. Ici, le stress – créé par les vents de secteur nord (continentaux, mistral et tramontane) et de secteur est-sud-est (marins) – engendre, dans le golfe du Lion, des structures à moyenne échelle, cycloniques et anticycloniques, de durée variable (Estournel *et al.*, chapitre 16 de cet ouvrage). Ces vents jouent un rôle majeur dans la genèse et l'orientation des houles qui conditionnent la dynamique du littoral et les mouvements convectifs des masses d'eau.

Interface ouverte vers le bassin nord-occidental

Le déficit hydrique de la Méditerranée est essentiellement comblé par l'apport d'eaux atlantiques qui pénètrent, par Gibraltar, jusque dans le bassin oriental. En hiver, le refroidissement général et les interactions avec les vents génèrent, en certains points, des plongées d'eaux froides, qui, par le fond, retournent à l'océan. Ce mécanisme de tapis roulant, ou *conveyor belt*, est planétaire et se manifeste dans tous les océans. Avec le nord-Adriatique et la mer Égée-mer Levantine, le golfe du Lion est l'un des rares points de formation des eaux profondes. Celles-ci sont des structures convectives essentielles à la dynamique globale et au renouvellement des eaux méditerranéennes dont les temps de résidence sont de l'ordre du siècle. Cet échange entre les eaux atlantiques, peu salées, et celles de la Méditerranée, salées et denses, détermine, avec la force de Coriolis, une partie importante de la circulation thermohaline dans la zone intéressée.

Le courant général vers le sud-ouest, dit liguro-provençal ou nord-méditerranéen, plus intense en hiver, passe au large de toutes les côtes nord-occidentales (ligures, françaises et espagnoles). Il fixe les conditions à la limite externe du système du golfe du Lion, au niveau de la pente continentale (*cf.* fig. 99, chapitre 16 de cet ouvrage). Ce flux d'eau est 1 000 fois supérieur à celui du Rhône !

Interface eau-sédiment

L'interface entre les eaux du fond et le sédiment est le lieu d'une intense « diagenèse », c'est-à-dire l'ensemble des transformations biochimiques et physico-chimiques affectant le sédiment après son dépôt. Cette diagenèse atteint d'abord la matière organique fraîchement déposée ; une grande partie du carbone organique est minéralisée par ce processus. Elle concerne aussi les éléments inorganiques comme les métaux. Ceux-ci se redistribuent alors dans les eaux interstitielles et les eaux libres de la couche benthique. Cette interface où le sédiment s'accumule (fonction puits) devient aussi une source de matière lorsque les conditions dynamiques au fond sont suffisantes pour remettre en suspension les particules, au moment des tempêtes en particulier.

L'homme, une cinquième interface du système côtier

La plupart des activités humaines (agricoles, industrielles) ainsi que les activités d'aménagement ou d'exploitation des ressources – vivantes ou minérales – à terre comme en mer, ont des répercussions sur la zone côtière. Les éléments chimiques qui dérivent de ces activités sont utilisés par les chercheurs comme des traceurs du fonctionnement de ces milieux, pour apprécier leur état d'anthropisation. Si celle-ci est très ancienne et remonte à plusieurs millénaires, elle prend, au cours du XX^e siècle, une importance considérable avec le développement industriel, urbain et touristique.

Dans une approche environnementale qui part de la connaissance des composants abiotiques et biotiques organisés en systèmes, nous avons choisi de décrire, plutôt, les éléments physiques et chimiques de base qui conditionnent le reste de l'écosystème. Ils permettent d'évaluer à la fois l'impact du changement climatique et celui de l'activité humaine. Cette approche fournit les éléments pour décrire l'état d'un anthroposystème méditerranéen.

Dynamique de la matière et fonctions du golfe du Lion

Le chemin des particules

Les particules proviennent de l'érosion des bassins versants (torrents alpins, cévenols et méditerranéens), des berges des fleuves, du lessivage des sols et des roches, de la couverture végétale, de la production biologique (végétale et animale) et de l'atmosphère. Elles peuvent être naturelles ou issues de l'activité humaine, actives, transformables ou réfractaires. Elles ont des tailles diverses, voire submicroniques lorsqu'il s'agit d'aérosols. Leur cheminement peut être très variable, jusqu'à plusieurs milliers de kilomètres pour les particules les plus fines.

Plusieurs raisons justifient le choix de cette part de la matière dans la définition de l'état et de l'évolution de l'environnement côtier (Monaco *et al.*, 1990) :

– toutes ces particules sont impliquées dans les cycles biogéochimiques, dont celui du carbone, si important dans la régulation du climat ;

- la variabilité de leur production et de leurs flux traduit la variabilité des facteurs hydrologiques et des bilans sédimentaires ;
- ce sont les principaux convoyeurs des polluants organiques et inorganiques. Ces particules servent donc à en tracer les trajectoires ;
- elles aboutissent toutes à la mer, en particulier dans la zone côtière où les trois interfaces (continent, atmosphère, océan hauturier) interagissent fortement. Elles alimentent et nourrissent le milieu, mais le contaminent aussi.

Le développement remarquable de techniques permettant d'observer ces particules, de les identifier et d'en faire l'analyse ponctuelle, constitue un argument supplémentaire.

À partir des apports d'origine continentale, on peut isoler un premier stock de particules qui sédimente au droit des embouchures, à l'interface entre milieu continental et milieu marin. Il correspond aux phases les plus grossières (sables et silts) qui s'accumulent en amont des prodeltas. Le tri exercé par les houles sélectionne les sables. Ceux-ci sont alors distribués vers les plages dont ils permettent l'avancée ou la stabilisation.

Un deuxième stock est constitué de particules fines (silts-limons, argiles, colloïdes) qui, dans les conditions hydrologiques actuelles, occupent la plus grande partie des fonds, depuis la zone côtière jusqu'au bassin profond. Dans le golfe du Lion, comme sur la plupart des zones deltaïques dans le monde, les flux de particules diminuent globalement vers le large, ce qui traduit un épuisement du stock provenant du continent.

À cette variabilité spatiale, s'ajoute une grande variabilité saisonnière. Les flux les plus forts sont observables en hiver, au début du printemps et en automne, sous l'influence conjuguée des crues et des tempêtes, des apports de poussières atmosphériques (poussières sahariennes, aérosols) et de la production marine. Concernant les facteurs physiques, les variations de ces flux sont corrélées avec la variabilité du courant nord-méditerranéen, qui longe la pente continentale, et avec les processus de convection hivernale, soit en définitive, avec le climat et la dynamique générale du bassin nord-occidental. La stratégie de terrain décrite dans la figure 95 a permis d'identifier clairement ce contrôle dynamique et le rôle des canyons dans l'exportation des particules vers les limites ouvertes du système « golfe du Lion » (Heussner *et al.*, 2006).

Le sédiment côtier, une image des conditions météo-climatiques extrêmes

Depuis que la mer a atteint son niveau maximal il y a 6 000 ans, les sédiments déposés forment un prisme ouvert vers le continent. Le prisme sableux littoral est directement soumis aux effets des houles et des surcotes, jusqu'à une limite de mobilité qui n'excède généralement pas 5 m à 8 m de profondeur. Les tempêtes de SE et les vents de terre – le mistral et la tramontane – ont des effets opposés. Selon l'orientation de la côte par rapport aux houles de tempêtes, les dérives littorales s'organisent en cellules sédimentaires (Suanez et Provansal, 1998 ; Sabatier, chapitre 21 de cet ouvrage). Si la dérive générale est orientée vers l'ouest puis vers le sud, plusieurs secteurs présentent des courants côtiers inverses, induits par la réfraction locale des houles.

Dans le domaine infralittoral, entre 20 m et 40 m de profondeur, les prodeltas sont la manifestation d'un dépôt précoce de particules fines, celui-ci se produisant au moment des crues. L'affrontement des eaux continentales et marines, associé au « choc salin », provoque alors le dépôt en masse des alluvions et la formation de faciès mixte silto-argileux. Sur le reste du plateau continental, les dépôts sont fins et homogènes jusque

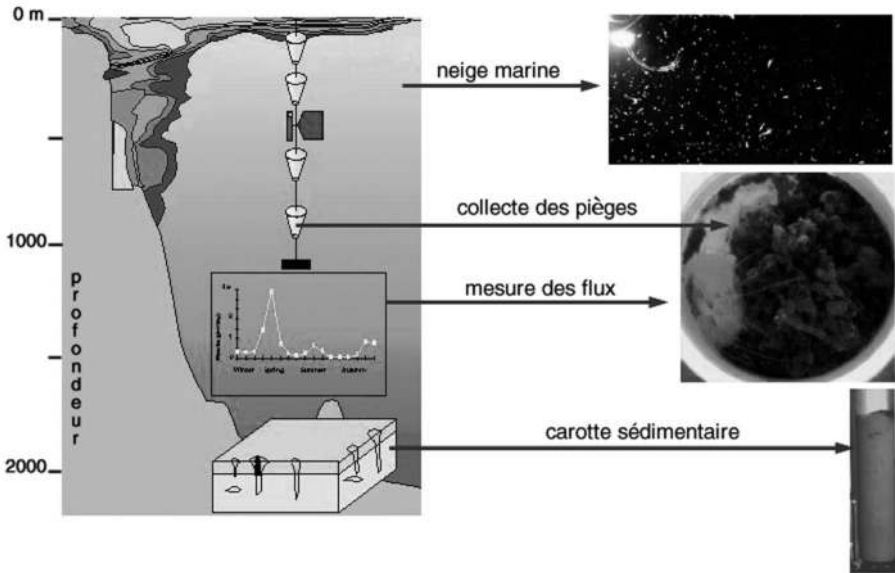


Figure 95. Dans tous les environnements côtiers, la matière particulaire en suspension (MES) se concentre aux diverses interfaces, mais surtout à l'interface avec le continent (apport tellurique). Elle se structure en fonction de la distribution des masses d'eau. Pour quantifier les flux de matière et d'éléments vers le fond, une stratégie particulière consiste à déployer des pièges à particules fixés à diverses profondeurs sur des lignes de mouillage. Ces instruments collectent en continu la « neige marine » – association de particules fines de toute origine et de produits de l'activité biologique – qui est à la base de la formation des sédiments profonds. Les suivis permettent d'enregistrer la variabilité des flux dans le temps, à diverses résolutions. L'analyse de carottes de sédiments prélevées dans les mêmes zones assure la continuité du système actuel et la reconstitution de l'environnement passé, séculaire à plurimillénaire. Ce dispositif intéresse la communauté des scientifiques travaillant sur les cycles biogéochimiques, en particulier celui du carbone, et sur le rôle des océans dans la régulation du climat. Il a été mis en place sur le golfe du Lion en 1985 ; un suivi est assuré depuis 1993 pour améliorer les bilans et enregistrer les événements météo-climatiques et hydrologiques.

vers 85 m et forment la vasière médiane (fig. 96). Son plus fort développement se situe au niveau du débouché du Rhône (source principale de limons et d'argiles) puis diminue vers le sud-ouest. Ces vases sont constituées de particules terrigènes, mais aussi de restes d'organismes benthiques et planctoniques. Les canyons introduisent des discontinuités dans ce recouvrement de vases ; en effet, les phénomènes de chenalisation, de glissement, voire de courants turbides, entraînent la mise en affleurement et la remobilisation de formations fossiles, y compris sableuses.

Le modèle de transport d'eau et de particules, établi par Ulses (2005) pour des conditions extrêmes de tempêtes, est le plus proche de la réalité de terrain représentée par la cartographie des sédiments. La distribution et la puissance des sédiments fins déposés sur le plateau (prodeltas de la zone infralittorale et vasière médiane) simulent le train de particules, soit directement issues des fleuves en crue, soit remises en suspension et entraînées vers le sud-ouest par les courants de fond. Dans ces conditions, elles peuvent franchir les limites géographiques du système « golfe du Lion » *sensu stricto*. Ainsi, le plateau externe – surtout dans sa partie sud où se concentrent les courants de fond les

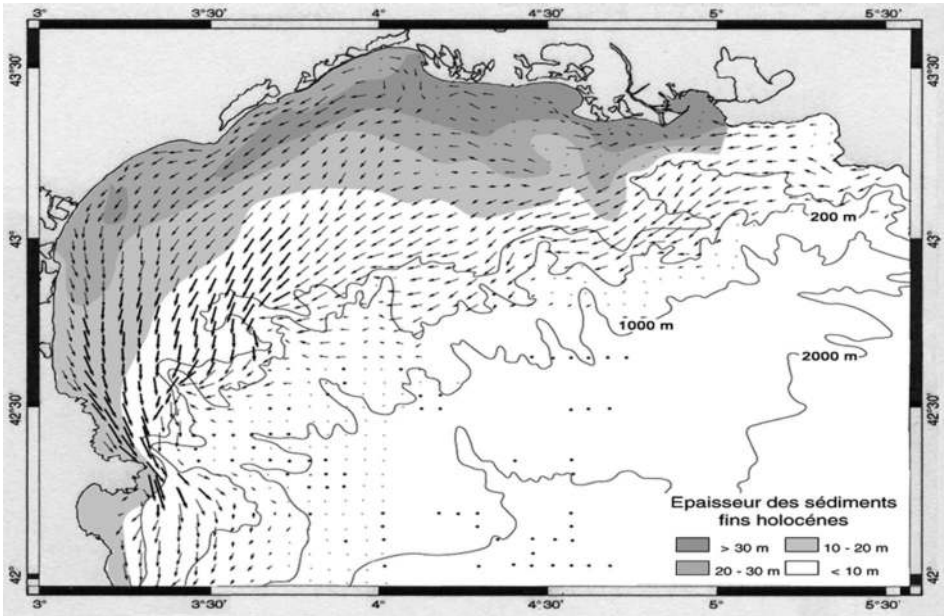


Figure 96. Relation entre nature et structure des dépôts et la dynamique des événements météo-climatiques.

Le prélèvement de nombreuses carottes sédimentaires ainsi que les relevés géophysiques ont permis d'établir une cartographie des sédiments déposés sur le plateau continental du golfe du Lion depuis le dernier réchauffement climatique et la transgression holocène (Monaco et Aloïsi, 2001). Les lignes d'isoépaisseurs de sédiments fins cohésifs font apparaître l'existence d'une vasière, développée depuis le milieu infralittoral jusqu'au centre du plateau. Son épaisseur est maximale autour du complexe deltaïque rhodanien puis diminue vers le sud-ouest. Le modèle simplifié de transport d'eau et de particules, établi par Ulses (2005) pour des conditions de tempêtes de secteur sud-est (tempête de décembre 2003 par exemple), montre les champs de courants près du fond (vitesses proportionnelles aux longueurs des flèches). Les zones les plus dynamiques du secteur sud-ouest correspondent aux secteurs de moindre dépôt sédimentaire récent, voire à l'affleurement de formations reliques préholocènes. La prolongation de la vasière médiane, peu épaisse, au-delà de la frontière franco-espagnole, suit la focalisation des particules fines par les courants forts qui empruntent ce seuil.

plus forts – correspond aux zones de moindre dépôt de fines depuis la période holocène. En conséquence, des formations sableuses fossiles, témoins d'anciens littoraux, y affleurent. Durant ces événements, des eaux denses se forment et s'écoulent dans les canyons avec de fortes vitesses susceptibles de creuser des sillons dans les fonds meubles de ces vallées sous-marines (Canals *et al.*, 2006). Ces résultats de modèles, validés par les expériences *in situ*, montrent que l'impact des aléas météo-climatiques est déterminant pour le fonctionnement et la structuration du système côtier. L'impact en matière écologique n'a pas encore été abordé, et la question se pose de savoir comment s'établit l'équilibre biologique de ces milieux.

Le sédiment côtier, une image de l'anthropisation

La Méditerranée est l'une des régions au monde qui subit la plus forte pression anthropique sous ses différentes formes : suppression, touristique, urbaine et industrielle, des milieux littoraux, pollution de diverses origines par les contaminants métalliques et

organiques. Au sein de la Méditerranée, le golfe du Lion, placé entre industrialisation, agriculture et tourisme, est entièrement anthropisé : métaux, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), polychlorobiphényles (PCB), radionucléides, transuraniens (plutonium, américium), etc. Afin de gérer et de prévenir d'éventuels risques à des niveaux élevés de la chaîne trophique, il y a lieu de mieux comprendre les sources et les voies prises par les éléments chimiques ainsi que leur devenir.

L'analyse comparée des contaminants métalliques présents dans les alluvions des principaux fleuves et dans les sédiments montre, pour la presque totalité des métaux, des concentrations plus fortes dans la zone infralittorale où ils marquent les prodeltas – celui du Rhône étant quantitativement dominant – et une dilution vers le large et la plate-forme externe. La figure 97 (*cf.* planche couleur 22) donne l'exemple du zinc – identifié pour l'essentiel à du zinc anthropique – dont les flux les plus forts sont délivrés par le Rhône. Le plomb, comme le zinc, a augmenté dans l'atmosphère parallèlement au développement de l'activité industrielle. Il provient pour 57 % des rejets industriels et pour 43 % des essences automobiles (situation depuis l'introduction de l'essence sans plomb). D'autres éléments sont plus spécifiques d'un apport local, leur nature dépendant des activités humaines dans le bassin versant correspondant. C'est, par exemple, le cas du cuivre, de l'arsenic, du cadmium et du mercure, associés aux activités agricoles du bassin Languedoc-Roussillon.

Dans la zone, certains métaux proviennent de rejets industriels directs en mer ; c'est le cas du titane et du plomb qui, associés aux oxydes de fer et silicates, forment une grande partie des résidus de traitement de la bauxite. Ces résidus, appelés « boues rouges », sont rejetés par la société Pechiney dans le canyon de Cassidaigne, par 300 m de fond, à 3,5 milles au large des côtes marseillaises. Le « marquage » des sédiments par ces métaux permet de reconnaître clairement la zone présentant cet impact chimique. Celle-ci s'étend jusqu'à 2 000 m de profondeur et vers l'ouest, c'est-à-dire dans le sens du courant général qui entraîne les particules.

En définitive, comme dans la plupart des zones côtières, 70 % des contaminants du golfe du Lion sont d'origine tellurique, donc issus directement ou indirectement de la terre, *via* l'atmosphère et les sols pour certains. Ils suivent les trajectoires des particules fines sur lesquelles ils se fixent le plus souvent. La zone infralittorale, à l'interface entre le continent et l'océan, constitue le premier puits, ou réservoir, au droit de tous les émissaires naturels et artificiels. Compte tenu des flux d'apports, le réservoir de contaminants le plus important est le prodelta du Rhône. Ce piégeage se fait essentiellement durant les crues par décharge brutale des alluvions (Roussiez *et al.*, 2005 ; Radakovitch *et al.*, 2007). Il faut savoir que 70 % à 90 % des flux de particules à la mer se produisent pendant ces événements hydroclimatiques qui ne durent qu'une courte période, équivalente à 12 % du temps. Les radioéléments rejetés par la centrale de Marcoule, comme le césium 137, simulent parfaitement cette dynamique (Arnaud *et al.*, chapitre 7 de cet ouvrage).

Toutefois, ces aires proches du littoral, où les contaminants sont piégés dans les sédiments fraîchement déposés, sont, elles aussi, exposées à la houle et aux courants. Elles subissent une plus ou moins grande remobilisation. Ici, une fraction de ces contaminants est biodisponible, c'est-à-dire susceptible de passer dans la chaîne du vivant. La fraction fine des sédiments est prioritairement dispersée le long du littoral, puis elle finit par atteindre les réservoirs plus profonds, vasière médiane du plateau ou canyons sous-marins. Dans les conditions extrêmes, ce système conduit les particules jusqu'à l'extrémité sud-ouest du golfe, et, au-delà, vers les canyons espagnols (fig. 96) (fig. 97, *cf.* planche couleur 22).

On connaît le rôle joué par les canyons dans le transfert des eaux et des particules. Ce sont, à la fois, des pièges et des conduits vers le système profond. C'est la raison qui a conduit Pechiney, en 1967-1968, à rejeter les boues rouges en tête du canyon de Cassidaigne. C'est la même dynamique qui explique que les déchets solides faiblement dégradables, constitués à 70 % par des plastiques, sacs et bouteilles, s'accumulent prioritairement au-delà du plateau, dans les canyons. Concernant l'impact écologique des boues rouges, les études menées en 1970-1971 montrent un ensevelissement de la faune benthique (Bourcier et Zibrowius, 1972). Cela est logique lorsque l'on sait que 1,5 million de tonnes (matière sèche) est rejeté par an, à des concentrations qui atteignent 300 g.l^{-1} . Depuis cette date, les chercheurs ont noté l'incorporation et l'ingestion, par les organismes, des particules provenant des rejets. Toutefois, ces particules étant considérées comme inertes, aucune étude écotoxicologique ne semble avoir été menée.

Un bilan de matière à affiner

La notion de budget est très féconde pour définir la fonction d'un système. En prenant en compte les entrées (apport des rivières, apport atmosphérique et production primaire) et les sorties (dépôt, export advectif hors de la zone) de la matière particulaire dans le système, un premier bilan montre que la zone côtière du golfe du Lion est, pour la période holocène et à l'échelle séculaire, un véritable puits. Seulement 15 % environ de matériel particulaire seraient exportés vers le bassin profond (Durrieu de Madron *et al.*, 2000). Le même constat pourrait être fait pour les contaminants. Le bilan du carbone semble équilibré si l'on prend en considération la dégradation rapide de la matière organique dans la colonne d'eau et à l'interface eau-sédiment. Cette première évaluation sous-estime des processus plus récemment étudiés comme les plongées d'eaux froides hivernales caractéristiques de la zone, ou la remise en suspension du sédiment provoquée par les tempêtes exceptionnelles, ou encore le chalutage (Durrieu de Madron et Ferré, chapitre 17 de cet ouvrage). En effet, dans le cas des événements météorologiques survenus pendant les hivers 1999-2000 et 2003-2004, on a vu des vitesses de courants exceptionnelles pouvant atteindre 1 m.s^{-1} jusque dans l'axe profond (1 000 m) des canyons situés à la sortie sud-ouest du golfe du Lion (Canals *et al.*, 2006). Il est donc clair que le premier bilan doit être affiné pour tenir compte, à la fois, des effets des aléas climatiques et de ceux de l'activité humaine, qui s'exercent sur ces fonds et contribuent à une large exportation de matière du plateau vers le bassin profond.

Impacts des changements climatiques sur la dynamique du système côtier

Impact sur l'hydrosystème et sur l'écosystème

En raison du fort couplage entre l'atmosphère et la masse océanique, la Méditerranée, comme toutes les mers du monde, a répondu aux changements climatiques de la planète, au cours du passé géologique. La plupart des traits de la zone côtière sont hérités des mouvements de régression et de transgression de la mer, correspondant respectivement aux périodes glaciaires et interglaciaires quaternaires. Les canyons sous-marins sont notamment les témoins érosifs de ces variations eustatiques. Ils sont particulièrement

nombreux dans le golfe du Lion où ils occupent 50 % de la pente continentale et témoignent des nombreuses divagations des réseaux hydrographiques.

Comme pour les carottes de glace, l'analyse de carottes sédimentaires et de sondages effectués dans cette zone a permis de reconstituer les variations du climat et du niveau marin. Le dernier événement glacio-eustatique, et notamment la remontée dite « holocène » liée au réchauffement climatique intervenu il y a environ 15 000 ans, a profondément marqué la zone côtière. La vitesse d'élévation du niveau marin, depuis le niveau le plus bas à -120 m, a été très rapide puisqu'elle a pu atteindre 50 cm par siècle. Le ralentissement puis la stabilisation autour du littoral actuel datent de -6 000 à -3 000 ans (Vella et Provansal, 2000).

C'est l'activité cyclique du soleil qui module le comportement de l'atmosphère globale. À l'échelle de l'Europe, l'oscillation nord-atlantique (NAO)¹ explique 34 % de la variabilité interannuelle du climat. Mais le réchauffement climatique planétaire intervenu dans les 50 dernières années est, en grande partie, attribuable aux activités humaines, d'après le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Giec). Selon un scénario utilisé en Europe, prévoyant un triplement de la concentration de CO₂ d'ici la fin du XXI^e siècle, la température devrait s'élever de 3 °C à 7 °C pour la région méditerranéenne (1,4 °C à 5,8 °C à l'échelle mondiale). L'effort de recherche sur les données anciennes et les longues séries effectuées par Météo France s'accordent à envisager une augmentation des précipitations en Europe du Nord et, de façon moins sûre, une fréquence accrue des épisodes extrêmes. L'analyse des chroniques séculaires des surcotes, mesurées sur les marégraphes du périmètre entre Marseille et Perpignan au cours du XX^e siècle, montre une légère tendance à leur augmentation. La recherche des relations entre la fréquence accrue des tempêtes et le recul du trait de côte est en cours dans le programme Implitec, géré par le comité Giec (Gestion des impacts du changement climatique) du Meeddat (ministère de l'Écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire). Dans le Bassin méditerranéen, tous les modèles s'entendent à prévoir une sécheresse en été (réduction de la pluviométrie de l'ordre de 20 %), accompagnée par « une augmentation de la fréquence, de l'intensité et de la durée des phénomènes météorologiques extrêmes » (Ullmann *et al.*, 2007).

Ce qui est donc prévisible sur le système marin, ce sont des impacts majeurs sur le cycle de l'eau, la dynamique des échanges aux diverses interfaces et les cycles biogéochimiques. En 1990, Béthoux *et al.* avaient déjà noté une augmentation de la température et de la salinité des eaux profondes du Bassin algéro-provençal, par rapport aux premiers relevés en 1959 (0,13 °C entre 1959 et 1999). Cette observation a été la première manifestation directe de l'effet de serre, enregistrée en milieu marin. Les programmes européens *Marine Science and Technology*, dont le projet Mater (*Mass Transfer and Ecosystem Response*), focalisé sur la Méditerranée, ont ensuite été l'occasion de faire le point sur l'état des écosystèmes de plusieurs mers régionales. Après avoir été considérée comme un « laboratoire naturel », la Méditerranée est devenue une zone test des changements globaux et régionaux (Monaco, 1998). Ainsi par exemple, l'analyse du régime des courants sur plusieurs années, au niveau des détroits qui font communiquer les différents sous-bassins, a mis en relation leurs fluctuations avec l'évolution temporelle de la NAO.

¹ La *North Atlantic Oscillation* ou NAO se mesure à l'aide d'un indice calculé comme un différentiel de pression de surface entre les Açores (ou ses régions proches comme le Portugal ou Gibraltar) et l'Islande.

Dans les années 1985-1995, on a analysé l'apparition, en mer Égée, d'une nouvelle masse d'eau profonde – *Eastern Mediterranean Transient* – due à la baisse des précipitations et à plusieurs hivers froids sur l'Est méditerranéen pendant cette période. Plus ou moins en relation avec un événement de même type, une augmentation décennale de la température et de la salinité des eaux méditerranéennes sortant par Gibraltar est relevée par Millot (2006). Ces modifications entraîneront le changement des caractéristiques des eaux atlantiques, et à terme, du climat nord-européen, à travers un ralentissement du *Gulf Stream*. Cet effet s'ajoute à celui d'un apport accru d'eaux douces, lié à la fonte des glaces et à l'augmentation des précipitations dans le Nord.

Dans le golfe du Lion – l'un des rares lieux de formation des eaux profondes méditerranéennes – des suivis hydrologiques révèlent à présent la récurrence d'événements d'intense *cascading* d'eaux denses et leur répercussion sur l'hydrologie profonde de tout le bassin occidental. Avec le fort hydrodynamisme du secteur sud-ouest, associé aux événements météo-climatiques, ces phénomènes hydroclimatiques sont probablement à l'origine du maintien des communautés de coraux profonds d'eaux froides. Celles-ci ont été observées dès 1964 par D. Reyss dans le canyon Lacaze-Duthiers, mais elles sont aussi présentes dans le canyon proche du Cap Creus. Le golfe du Lion, lieu de fortes interactions entre l'hydrosphère, l'atmosphère, la biosphère et l'anthroposphère, présente ainsi les principaux indicateurs d'un changement global et peut être considéré comme une zone test. Pour cette raison, cette zone représente l'un des points d'étude du programme européen Hermes (*Hotspot Ecosystems Research on the Margins of European Seas*, <<http://www.eu-hermes.net>>) sur la biodiversité profonde (UNEP-WCMC, 2007), auquel le Cefrem contribue.

Dans un scénario d'augmentation de la température globale, et donc du réchauffement des eaux marines, devenu réalité, les modèles récents (Somot *et al.*, 2006) prévoient, à la fin du XXI^e siècle, un affaiblissement de la circulation thermohaline (–40 %) et une nette diminution du taux de formation d'eau profonde (–80 %). Ceux-ci sont les deux principaux facteurs qui contrôlent la dynamique de la matière et les flux biogéochimiques dans le golfe du Lion. L'hypothèse d'une disparition, à terme, de la convection profonde est même envisagée. Dans ces conditions, un bouleversement total de l'écosystème est attendu à l'échelle du Bassin méditerranéen et, *a fortiori*, à l'échelle régionale.

À ce jour, et dans les limites géographiques des habitats côtiers, les spécialistes constatent et prévoient des impacts sur la phénologie des organismes et la distribution des espèces. La synthèse des réponses écologiques au changement climatique observé depuis 30 ans montre une modification des rythmes et de la durée de certaines activités de la flore et de la faune, de leurs habitats ou de la dynamique des communautés. Il semble que, malgré leur forte variabilité qui masque les tendances, les eaux côtières françaises répondent au réchauffement global. Dans le golfe de Gascogne, le réchauffement des eaux durant la dernière décennie a provoqué le déplacement de certaines espèces vers le nord (environ 50 km par an) et des modifications dans le recrutement de nombreux poissons exploitables, d'après le centre de recherche halieutique méditerranéenne et tropicale de Sète (CRHMT, <www.crh-sete.org>). Sur les côtes de Provence, Laubier *et al.* (2003) attribuent la mortalité massive de gorgones et d'éponges – survenue durant l'été 1999 – à un réchauffement prolongé des eaux. Néanmoins, l'action d'agents pathogènes, favorisée par la température, est aussi évoquée. Ces mêmes auteurs signalent, à partir d'autres études et grâce à un suivi sur 30 ans, une tendance au réchauffement sur

la côte espagnole d'Estartit. Durant cette période, la température des eaux côtières aurait augmenté de + 0,7 °C à + 1,4 °C.

On s'attache actuellement à évaluer les conséquences de ces modifications sur la conservation de la biodiversité. Des études récentes, tant en Atlantique qu'en Méditerranée nord-occidentale, ont mis en relation les changements de la dynamique du système pélagique zooplanctonique avec le climat et la NAO (Molinaro *et al.*, 2005).

Impact sur le littoral

Depuis les années 1990, l'augmentation du niveau marin – due à la dilatation thermique et à la fonte des glaciers et des calottes glaciaires – est mesurée et surveillée grâce aux satellites altimétriques Topex / Poseidon et Jason. Depuis 1992, elle serait de 2 mm.an⁻¹ en moyenne en Méditerranée. Il semble qu'entre 1993 et 1998, le processus se soit accéléré, ce qui représente 10 cm à 20 cm en un siècle. Au cours du xx^e siècle, l'élévation à Marseille et à Sète a été évaluée à environ 1,5 mm.an⁻¹, alors qu'elle atteint plus de 2,5 mm.an⁻¹ sur le littoral de Camargue, ce qui démontre une tendance de ce delta à l'affaissement (Suanez *et al.*, 1997). Quel que soit le scénario d'émission, tous les modèles simulent, à la fin du XXI^e siècle, une montée du niveau marin qui varie de 18 cm à 51 cm, ce qui provoquerait une perte globale d'environ 30 % des zones humides côtières (Giec, 2007).

Associée à ce phénomène mais aussi à l'augmentation probable des aléas climatiques, l'érosion s'est généralisée à tout le littoral français. Selon l'Institut français de l'environnement (Ifen), le recul atteindrait 2,5 m.an⁻¹ en moyenne en Aquitaine. Le littoral du golfe du Lion est, lui aussi, directement menacé par l'érosion et la submersion des cordons dunaires et des zones humides deltaïques. Un rapport du Centre d'études techniques de l'équipement (Cete Méditerranée) fait état d'une érosion généralisée en Languedoc-Roussillon ; l'érosion y atteint en moyenne 4 m.an⁻¹. Mais il a été montré qu'aux phénomènes climatique et eustatique se surajoutent : la réduction des apports en matériaux meubles (réduction des stocks littoraux anciens, réduction de la fréquence des fortes crues), l'effet des aménagements dans les bassins versants et celui des ouvrages de défense sur le littoral (Sabatier *et al.*, 2006) (fig. 98, *cf.* planche couleur 22). Si l'augmentation des occurrences de tempêtes et de surcotes est bien avérée, le phénomène sera accéléré (Ullmann *et al.*, 2007).

Une autre conséquence de l'élévation du niveau marin et du recul du littoral est l'intrusion d'eau salée dans les aquifères côtiers, fortement accentuée par la surexploitation des ressources en eau. Elle est déjà sensible dans les étangs inférieurs du delta du Rhône, selon les mesures effectuées régulièrement par la Réserve naturelle de Camargue, ainsi que pour les aquifères quaternaire et pliocène de la plaine du Roussillon (Serrat et Lenoble, 2007).

Le phénomène d'érosion intéresse également le domaine infralittoral et les prodeltas qui représentent un substrat particulier très dépendant des apports organiques et inorganiques frais. Le remaniement de ces unités fonctionnelles et leurs modifications rhéologiques – sous l'effet de la turbulence due à la houle – entraînent des effets à l'échelle de l'écosystème benthique, de la macrofaune et de la méiofaune. Pour les réseaux trophiques de poissons, la dépendance vis-à-vis des conditions de ces milieux a été démontrée. Dans le prodelta du Rhône, Harmelin-Vivien et Salen-Picard (2002) font l'hypothèse que le climat, à travers les fluctuations de la NAO, des précipitations et donc

des débits du fleuve, pourrait expliquer les fluctuations – observées depuis 30 ans – des ressources démersales de sole.

Dans la perspective générale et amorcée de modifications dans la température et la salinité des eaux profondes, et par conséquent de la circulation thermohaline générale et du régime de formation des eaux denses, c'est le changement de la fonction même de l'ensemble de la zone côtière du golfe du Lion qui doit être envisagé. La complexité des interactions ainsi que l'incertitude sur la fréquence d'occurrence des événements extrêmes ne permettent pas de dire si le milieu va tendre vers l'eutrophisation – comme il a été souvent envisagé – ou vers une plus large exportation et une séquestration en milieu profond. La marge du golfe du Lion « puits » deviendrait-elle « source » ?

Impact des activités humaines

Contamination chimique et exploitation des ressources vivantes

La plupart des éléments et molécules, issus de l'activité humaine et émis dans l'atmosphère, dans les eaux continentales ou dans les sols, « marquent » les sédiments modernes de la Méditerranée. Les exemples sont nombreux. Ainsi, le césium 137 des premiers essais thermonucléaires est présent dans l'ensemble du Bassin méditerranéen ; le signal de l'accident de Tchernobyl, survenu en 1986, a été largement enregistré dans les eaux et les sédiments de l'ensemble de ce bassin, sauf à l'extrémité occidentale, dans le bassin d'Alboran.

Les chlorofluorocarbones ou CFC, gaz organiques utilisés comme gaz réfrigérants et agents propulseurs dans les aérosols, sont de puissants gaz à effet de serre qui, dans la stratosphère, détruisent la couche d'ozone. Interdits à partir de l'an 2000, ils vont persister encore 100 ans dans l'atmosphère, avec des conséquences sur l'environnement (qualité de l'air, végétaux dont les végétaux aquatiques, climat). On les retrouve dans les eaux océaniques et méditerranéennes où ils servent de traceurs pour reconstituer la circulation générale des masses d'eau.

Le programme européen Adios (*Atmospheric Deposition and Impact of Pollutants, key Elements and Nutrients on the Open Mediterranean Sea*) (<<http://adios.univ-perp.fr>>) a étudié et modélisé les mécanismes d'apports naturels (les poussières sahariennes par exemple) et anthropiques, leur dépôt et leur impact sur la macrofaune profonde de la Méditerranée. Les résultats montrent que presque tous les produits de l'activité humaine sont détectables aux grandes profondeurs, jusqu'à 3 000 m, dans les sédiments dont ils contaminent les premiers centimètres. Métaux, PCB, HAP – ces derniers issus de la combustion de produits organiques à usage industriel – sont présents jusqu'au centre des sous-bassins. Dans pratiquement tous les cas, leurs teneurs sont plus élevées dans le bassin occidental, en raison d'une plus grande concentration des activités industrielles et urbaines, ainsi que de la présence d'apports continentaux plus importants venant des bassins versants de grands fleuves comme le Rhône, l'Èbre ou le Pô.

L'impact des métaux sur la faune profonde a été analysé. Parmi les nombreux résultats du programme Adios, on relève par exemple que, par bioaccumulation le long de la chaîne alimentaire, les niveaux de mercure sont supérieurs au niveau maximum autorisé par la Commission européenne pour les poissons de consommation. L'utilisation de biomarqueurs suggère que le mégabenthos (requins et crabes) de Méditerranée occidentale est

plus exposé au stress environnemental, pour les raisons évoquées ci-dessus. Dans ces conditions, on peut penser que les cétacés, nombreux à estiver dans les canyons du golfe du Lion, sont non seulement menacés par le changement climatique, mais également par le changement environnemental, de ce secteur de la Méditerranée.

Une observation devenue commune est l'augmentation générale des concentrations en sels nutritifs. Mesurée depuis 1960 dans les eaux profondes du bassin occidental de la Méditerranée, l'augmentation de l'azote et du phosphore atteint 0,5 % par an ! Si elle peut avoir des effets positifs comme l'augmentation de la productivité (celle des petits poissons pélagiques par exemple), elle s'accompagne d'une diminution de la diversité pour aller vers l'accroissement des espèces opportunistes.

Si à l'évidence, tous ces produits chimiques sont liés aux activités industrielles, agricoles et urbaines, la question souvent débattue porte sur le mécanisme de la contamination profonde : apports directs de l'atmosphère ou advection depuis le continent ? De toutes les études présentées dans cet ouvrage, il apparaît que les apports continentaux, mais aussi la zone côtière au sens large du terme, voire la marge continentale, constituent la source principale (même si non-exclusive) des produits anthropiques. Les particules et agrégats et leur charge polluante sont entraînés loin de leur point-source et franchissent les frontières théoriques du système, que ce soit directement par les fleuves au moment des crues ou, comme on l'a vu, après remobilisation des sédiments côtiers sous l'effet des tempêtes ou des mouvements des masses d'eau (plongée d'eaux denses hivernales, *cascading*, convection profonde).

Dans la zone côtière elle-même, métaux, radionucléides mais aussi PCB, aujourd'hui reconnus pour leur dangerosité, ont depuis longtemps été identifiés sur le plateau continental du golfe du Lion, comme dans les étangs. Les recherches les plus récentes présentées ici ont clairement mis en rapport et quantifié les sources continentales et les puits ou pièges sédimentaires en mer. Elles contribuent aussi à reconnaître les mécanismes de cette contamination et les conditions de redistribution des contaminants vers les sous-systèmes. Cependant, le problème de l'impact de ces substances sur le vivant reste d'actualité. L'Ifremer, en collaboration avec l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN) et avec le soutien de l'Agence de l'eau, a développé une stratégie de *biomonitoring* de la zone infralittorale, basée sur l'immersion de « cages à moules » pendant des mois. En effet, ces organismes filtreurs sont parfaitement adaptés pour suivre la dynamique des substances dissoutes et particulaires d'origine tellurique ou issues des émissaires naturels et urbains (Andral, chapitre 19 de cet ouvrage). Par ailleurs, d'autres substances sont recherchées, comme les composés pharmaceutiques, consommés en quantités importantes et rejetés dans le milieu aquatique *via* les stations d'épuration (Step). Présents à l'état dissous, mais également fixés aux particules et au sédiment, leurs effets sur les organismes sont peu connus. Les effets toxiques des métaux, des radionucléides et des contaminants organiques, sur les grandes fonctions biologiques sont actuellement analysés, avec le support de la région Languedoc-Roussillon. Pour le merlu par exemple, les niveaux de contamination seraient six à huit fois plus élevés dans le golfe du Lion que dans le golfe de Gascogne ! (<<http://www.ifremer.fr/syscolag>>).

L'une des sources, encore peu connue ou du moins non encore quantifiée, ayant potentiellement un impact sur la zone côtière, concerne les émissions des régions industrialisées ou des zones urbaines importantes. Un inventaire est en cours par le programme Escompte (Expérience sur site pour contraindre les modèles de pollution atmosphérique

et de transport d'émissions) pour le département des Bouches-du-Rhône et l'unité urbaine de Marseille-Aix (<<http://www.airmaraix.com>>). Ce programme est entré dans une phase opérationnelle grâce à l'outil Aires (Système opérationnel de simulation et de prévision de la qualité de l'air en région Paca), considéré comme un système d'aide à la décision intégrant l'information réglementaire.

Enfin, la Méditerranée accueillant 30 % du trafic marchand mondial, le risque d'une pollution par les hydrocarbures reste entier. Des mesures existent, mais en cas d'événement en zone côtière, la seule mesure de prévention est l'application du modèle océanographique d'analyse et de prévision Mercator qui assimile des données d'observation et des mesures *in situ* (<<http://www.mercator-ocean.fr>>).

Il reste que de nombreuses études scientifiques admettent que la principale cause des modifications constatées est l'exploitation même des ressources, avec pour conséquences : la dominance dans les écosystèmes côtiers de bas niveaux trophiques (éponges, macroalgues, détritiques, méduses, bactéries), la dominance d'espèces à vie courte (petits poissons pélagiques, crevettes) au détriment de poissons à vie longue et de grande taille (poissons démersaux tels que merlus, mérus, morues). Selon le rapport du CRHMT en 2008, il apparaîtrait en définitive que, par la surexploitation, l'activité humaine soit à l'origine de la détérioration des écosystèmes et qu'elle amplifie l'impact d'autres facteurs environnementaux. Par la technique même du chalutage, surtout le chalutage de fond, l'activité de pêche a pour effet de provoquer un « labourage », une érosion des fonds et une remise en suspension des sédiments ; elle tendrait à modifier la structure des fonds mais aussi à altérer les réserves nutritives du sédiment et à redisperser les contaminants. Dans le golfe du Lion, une étude récente a montré que la quantité de carbone particulaire, remise en suspension par le chalutage et les tempêtes, est comparable aux apports annuels par le Rhône, soit 1 Mt.an^{-1} à 5 Mt.an^{-1} (Durrieu de Madron et Ferré, chapitre 17 de cet ouvrage). Elle modifierait ainsi les bilans d'échanges entre le continent et la marge continentale.

Anthropisation des plages : dégradation des cordons littoraux et artificialisation du trait de côte

Après un important afflux sédimentaire à la fin du XIX^e siècle, dû au défrichement des versants montagneux (Provansal *et al.*, 2003 ; Maillet *et al.*, 2006), les aménagements des bassins versants des rivières ont réduit l'importance des apports sableux au cours du XX^e siècle (Provansal *et al.*, chapitre 20 de cet ouvrage), aggravant le recul du littoral et menaçant la survie de ce milieu. Dans le delta du Rhône, la répartition spatiale des secteurs en érosion / accumulation est organisée en cellules. Celles-ci ont fait l'objet d'un recensement et d'une cartographie dans le cadre du Sdage RMC, sous l'impulsion de l'Agence de l'eau. Ce linéaire est en effet l'objet d'une emprise économique importante, industrielle, portuaire et touristique, qui est parfois en conflit avec la protection du paysage et du patrimoine naturel. Les choix de gestion sont très différents selon les nécessités humaines et économiques, à savoir fixer le trait de côte ou accepter un recul modéré (Sabatier et Suanez, 2003). Globalement, la mince frange du littoral du Languedoc-Roussillon est plus fragilisée, elle présente moins de possibilités de « repli » que le vaste delta du Rhône.

La dégradation et, parfois, la destruction complète des cordons dunaires, portent un grave préjudice à l'équilibre naturel des plages. La surfréquentation touristique et l'urbanisation dégradent les espèces pionnières et psammophiles qui maintiennent le sable.

Les dunes du golfe du Lion n'ont jamais eu l'ampleur de celles du littoral atlantique, en raison de la force des vents de terre qui entraînent en mer une partie importante des stocks sableux. Néanmoins, elles constituent une barrière efficace à la pénétration des vagues de tempêtes. À l'initiative du Conservatoire du littoral, le Cerege a réalisé une simulation du déplacement des dunes en fonction des différents scénarios de montée du niveau de la mer à proximité de l'embouchure du Rhône. L'étude des dynamiques éoliennes a fait l'objet de suivis et de modélisation, en particulier dans le programme Liteau-plages sableuses, appliqué à un site atelier en Camargue. Leur rôle protecteur sur les milieux lagunaires est actuellement évalué dans le cadre du programme Gizcam (Liteau-2), sous la responsabilité de la Fondation de la Tour du Valat. Les politiques de réhabilitation, à l'incitation des collectivités publiques (PNRC, Conservatoire du littoral) favorisent l'implantation de ganivelles – barrières en lattes de bois – dont les effets, inégaux selon les sites, ne sont efficaces que si l'alimentation sédimentaire est suffisante.

Les ouvrages lourds en enrochement (digues frontales, épis, brise-lames, digues portuaires) sont efficaces et justifiés sur les secteurs à forte valeur économique, où leur utilisation est nécessaire pour bloquer l'érosion côtière (complexe industriel de Fos, exploitation salinière en Camargue, ville des Saintes-Maries-de-la-Mer). Cependant, leur efficacité est limitée dans le temps, et ils peuvent induire des effets négatifs. Les suivis topo-bathymétriques de précision et la photointerprétation, réalisés dans le cadre des observatoires de recherche (Orme, Ore-Resyst), ont montré que ces ouvrages, en « durcissant » la côte, aggravent la réflexion des houles, provoquent une exportation massive des sables vers le large et renforcent dangereusement la pente de l'avant-plage (Samat et Sabatier, 2007). Longitudinalement, les ouvrages privent de sédiment le littoral situé en aval dérive, qui recule plus rapidement ; c'est le cas, parmi bien d'autres, à Valras dans l'Hérault ou aux Baronnetts en Petite-Camargue. Les techniques innovantes, telles que le rechargement de plages en sables prélevés au large, ou les ouvrages en *by-passing* sédimentaire sur l'axe fluvial, permettent un meilleur transit sédimentaire jusqu'au littoral. Elles commencent à peine à être mises en application.

Vers une gestion intégrée et durable de la zone côtière

Le bilan des connaissances sur la zone atelier n'aborde pas tous les aspects de l'écosystème du golfe du Lion, mais se place dans la perspective de deux initiatives internationales, la directive cadre européenne sur l'eau (DCE / 2000) et la gestion intégrée des zones côtières (GIZC). Dans les deux cas, il s'agit, sur des bases scientifiques pertinentes issues d'observations et de suivis, de définir des plans d'action pour la préservation, la restauration de la qualité des milieux et des ressources et l'utilisation durable des milieux. Dans un ouvrage récent du Plan Bleu (Benoit et Comeau, 2005), cinq grands déterminants du développement durable pour la Méditerranée sont définis ; parmi eux, les changements climatiques et l'évolution de l'environnement en termes de pollution. Le diagnostic et les objectifs d'actions doivent être établis par unité hydrologique. C'est le cas du programme d'observation dans la zone atelier Orme, pour laquelle les unités hydrologiques concernent les basses vallées du Rhône, de l'Hérault et de la Têt, ainsi que la zone côtière du golfe du Lion où des aires fonctionnelles ont pu être délimitées. Néanmoins, une gestion adaptée signifie, aussi, la mise en évidence de tendances et donc, la connaissance des sources et des échelles de la variabilité.

En ce qui concerne le climat, les tendances évolutives observées sont cohérentes avec les résultats issus des modèles, prévoyant un réchauffement général, marqué, dans la région méditerranéenne, par la sécheresse des étés et la pluviosité plus grande en hiver, plus localement par le renforcement du phénomène cévenol. Ces tendances sont aggravées par la gestion récente et actuelle des bassins versants. Les modifications attendues tiennent au déficit du bilan hydrique et hydrologique, ainsi qu'à la circulation et aux échanges des masses d'eau et de matière. On relève déjà, au niveau de l'interface bassin versant-mer, la réduction des apports solides du Rhône, qui auraient diminué de plus de 60 % (Provansal *et al.*, chapitre 20 de cet ouvrage).

À l'échelle de la zone littorale, le renforcement des surcotes de tempêtes et l'élévation du niveau marin se combinent aux impacts négatifs des ouvrages, pour aggraver les risques d'érosion-submersion des espaces côtiers. L'utilisation des ressources en eau aggrave la baisse du niveau des aquifères côtiers mais aussi leur qualité chimique. Cette évolution, combinée à la diminution de l'apport sédimentaire et aux effets du chalutage sur les fonds marins, pourrait entraîner un « décapage » progressif de la couverture sédimentaire – constituée depuis des millénaires – et du réservoir nutritif. Ce phénomène est accentué dans le secteur sud-ouest du golfe. À terme, la fonction « puits » du système évoluerait vers une fonction d'exportation vers le bassin profond, avec une modification drastique des populations benthiques et démersales et, plus globalement, du bilan biogéochimique.

La marque de l'anthropisation par les contaminants inorganiques est définitivement inscrite dans le milieu et ne peut que s'accroître, compte tenu de la pression humaine, démographique et touristique, ainsi que de la littoralisation. Le Languedoc-Roussillon est la troisième région touristique de France, et la population du littoral a doublé en 40 ans, celle de certaines communes (Canet-en-Roussillon, proche de l'embouchure de la Têt) ayant même décuplé. Une projection de l'Insee prévoit 3,3 millions d'habitants en 2030, contre 2,5 millions actuellement.

Les cours d'eau, dont le Rhône, drainant les grands bassins versants d'agriculture intensive, sont les principaux vecteurs de transmission des polluants ; s'y ajoutent les apports impulsifs des rivières côtières. En mer, la zone proche du littoral constitue le réservoir le plus important de contaminants, susceptible d'altérer la qualité des eaux au moment des plus fortes fréquentations. Cette fonction de réservoir est également valable pour tous les rejets urbains directs, en voie d'augmentation d'ailleurs. Mais si le sédiment est, dans un premier temps, un excellent piège, on a vu que, sous l'action des tempêtes et du chalutage, les particules « porteuses » sont remobilisées et parcourent tout le domaine. Le traçage par les éléments anthropiques indique clairement que, dans un système aussi dynamique que le golfe du Lion, la contamination est sans frontière et elle dépasse les limites territoriales et théoriques de ce système côtier. De ce fait, la zone côtière du golfe du Lion s'étend jusqu'au domaine bathyal, au pied de la pente continentale, voire jusqu'au bassin nord-méditerranéen, grâce aux canyons. En termes de gestion, on préférera la définition plus fonctionnelle d'une zone côtière étendue jusqu'à la limite d'influence des apports d'origine tellurique et des indicateurs de l'activité humaine.

Sur ces bases, il s'agit de répondre aux questions des gestionnaires et des acteurs pour la « construction d'indicateurs de vulnérabilité et de durabilité ». Le golfe du Lion, zone clé de la Méditerranée, est une zone test où le volume des recherches permet de passer de l'exploration à la gestion – en considérant les diverses échelles d'impact – en

quelque sorte, tendre à l'opérationnalisation du concept de gestion intégrée de la zone côtière. Qu'il s'agisse du climat ou de la contamination, la gestion de ces impacts dépend en premier lieu des initiatives organisationnelles de tous ordres (conférences, commissions, plans d'action, conventions, programmes) et des juridictions internationales. Dès 1975, le Plan d'action pour la Méditerranée (Pam) instaure une coopération autour de la Méditerranée. De là, émanent la convention de Barcelone, entrée en vigueur en 1978, et plus récemment, le protocole relatif à la gestion intégrée des zones côtières de la Méditerranée (janvier 2008). Pour lutter contre la pollution d'origine terrestre, le Pam dispose d'un « protocole tellurique » pour éliminer les pollutions et les rejets toxiques susceptibles de bioaccumulation (Benoit et Comeau, 2005). On sait que la mobilisation et les accords prennent du temps et, qu'une fois la décision prise et la législation appliquée, le temps de réponse de l'environnement est long. Grâce à l'amélioration des stratégies et des techniques d'observation, on peut dire que, désormais, la planète bénéficie d'une meilleure surveillance. L'Organisation météorologique mondiale (OMM), par exemple, veille à l'évaluation des ressources en eau et à l'établissement de prévisions hydrologiques, grâce à la mise en réseau des informations.

Du point de vue opérationnel, les actions se situent dans les bassins versants avec la réduction des charges de contaminants de source industrielle, agricole et urbaine, et le traitement des rejets. Dans beaucoup de cas, notamment dans la zone atelier, les réseaux de surveillance RNO (Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin) ont permis de constater une tendance décroissante des contaminants. Les mêmes mesures concernent les micro-organismes pathogènes qu'il faut réduire par des techniques d'assainissement adéquates. Quant à la réduction des apports solides, préjudiciable à l'engraissement des plages, elle est due à des modes de gestion sur lesquels il est possible d'intervenir. Ainsi, l'interdiction des extractions de granulats dans les lits mineurs est réglementée depuis une vingtaine d'années. L'augmentation des débits réservés, en particulier sur les Rhônes « court-circuités » par les barrages hydroélectriques, est en cours pour permettre de réactiver le transit de la charge de fond. Enfin, la restauration des bras anciens du fleuve devrait aller dans le même sens.

Sur le littoral, les effets perturbateurs de certains ouvrages sont maintenant mieux connus. À l'instigation du Conservatoire du littoral, du Parc régional de Camargue et des Services maritimes, de nouvelles méthodes sont aujourd'hui envisagées, comme la restauration du transport longitudinal, le rechargement des plages ou l'acceptation d'un recul raisonné. En ce qui concerne le rechargement, le patrimoine géologique du golfe du Lion offre des ressources en sable – dans les littoraux fossiles submergés durant la dernière transgression – et quelques zones de stockages sédimentaires en aval-dérive des principales cellules hydrosédimentaires littorales (golfe de Beauduc et golfe d'Aigues-Mortes). Quant à la gestion d'un recul programmé, des études de modélisation des scénarios de la dynamique côtière sont nécessaires. Ces études viendront bientôt épauler la mise en place des plans de prévention des risques littoraux (PPRL), à l'image de ce qui existe depuis 2003 pour la prévision des crues (SPC).

La recherche d'autres méthodes devient également un enjeu paysager : l'armature d'encrochements défigure bien des sites, provoquant en retour une diminution de la fréquentation touristique, liée à la recherche d'espaces plus « sauvages ». Les débats autour de l'occupation « non-réglementaire » de Beauduc en Camargue témoignent de ce besoin de nature, peu compatible avec la multiplication des ouvrages de génie civil.

La pression des activités en mer, la pêche notamment, est particulièrement forte en région. Si des groupes d'experts mondiaux ont mis l'accent sur la surexploitation et la nécessité d'une « coopération à l'échelon de la région », on a négligé jusqu'ici l'impact du chalutage sur la qualité de l'environnement et sur la fonction même de l'écosystème. Dans un futur proche, existe le risque d'assister à un conflit d'usages entre l'exploitation des ressources vivantes et celle des ressources minérales – granulats – destinées à la restauration des plages.

Les programmes internationaux de recherche pluridisciplinaire, relevant du développement durable, sont regroupés au sein de l'entité *Earth System Science Partnership*. Ce sont : le Programme mondial de recherches sur le climat (PMRC), le Programme international géosphère-biosphère (PIGB), tous deux ayant servi de cadre à plusieurs travaux présentés dans cet ouvrage, le Programme international sur les dimensions humaines du changement global (PIDH) et le programme mondial de recherche sur la biodiversité (Diversitas).

Aujourd'hui, de nombreux programmes de recherche nationaux et européens ainsi que des observatoires s'activent dans le golfe du Lion. Des réseaux de surveillance du littoral sont mis en œuvre. Des services et systèmes de prévision de crues et des procédures d'alerte pour les événements climatiques sont mis en place par la Direction de l'eau du Meeddat et Météo France. Des modèles d'océanographie deviennent opérationnels à l'échelle régionale. Le Pam a aidé à la mise en œuvre de programmes d'aménagement côtier, dont 12 projets situés en Méditerranée. De ces expériences, le Plan Bleu tire plusieurs enseignements, à savoir que l'utilisation d'indicateurs de développement durable, en amont du processus de GIZC, permet un rapprochement entre les partenaires, à la condition toutefois que des objectifs prioritaires soient identifiés. « L'échelle régionale pourrait, sous réserve de mécanismes assurant une prise en compte des enjeux du long terme, devenir un niveau adéquat de promotion de la gestion intégrée », en associant volonté politique, animation locale et ressources financières. La Commission européenne, soucieuse des politiques régionales, serait prête à considérer des projets labellisés « Arc Latin » dans lesquels pourrait entrer la régionalisation de la gestion environnementale.

La gestion intégrée du golfe du Lion et de l'ensemble de son bassin versant nécessiterait une coordination, à différentes échelles, entre les deux régions – Languedoc-Roussillon et Paca – et les divers acteurs (contrats de baie, Sage, contrat de plan État-région). Les agences, en l'occurrence l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse, qui est l'opérateur de la mise en œuvre de la DCE pour ces régions, pourrait contribuer à cette coordination. L'effort de fédération d'Orme, autour de la zone atelier labellisée par le Cnrs, peut être un préalable à la concertation, mais il faut convaincre les décideurs de travailler sur le long terme (<<http://www.sceco.univ-montp1.fr/usages-indicateurs/welcome.html>>). Il y aurait également intérêt à intégrer la zone atelier dans un réseau européen ou international, pour prendre en compte les aspects globaux et bénéficier des expériences acquises ailleurs. Outre la coordination, l'échange de données, l'information et la communication, font partie des moyens pour répondre au plus juste aux questions des gestionnaires et des acteurs. La plupart des scientifiques y sont prêts. Ils sont également prêts à contribuer à l'éducation, maillon indispensable à la participation de tous. À l'initiative des Nations unies, un comité français de la Décennie de l'éducation pour le développement durable a été mis en place en 2005.

En définitive et sur tous les plans, la grande diversité, voire la multiplicité des acteurs, le manque ou l'insuffisance de coordination, sont les défauts majeurs qui entravent la

gestion intégrée. Déjà en 1997, la Commission européenne prévoyait un programme pour « l'aménagement intégré des zones côtières », ainsi que sa définition par des praticiens et scientifiques de différentes régions côtières et des actions coordonnées aux échelles nationale, régionale et locale. À cela, s'ajoute la difficulté des relations entre chercheurs, ingénieurs, associations et politiques. En 2006, on pouvait faire ce même constat : la mise en œuvre du développement durable de la zone côtière est lente, malgré les avancées de la recherche et une forte demande publique et politique. En 2008, les problèmes se posant dans l'urgence, des initiatives prennent corps pour prévenir les besoins en eau dans la zone littorale de la région méditerranéenne fragilisée par la sécheresse, et pour répondre à la directive européenne sur l'eau. La Société d'aménagement régional (bas-Rhône Languedoc) engage des études préalables pour réaliser, d'ici 2013, une « artère littorale » afin d'amener l'eau du Rhône jusqu'à Narbonne, et à terme dans les Pyrénées-Orientales. En effet, compte tenu de la croissance démographique, la demande en eau potable dans la région Languedoc-Roussillon progressera de 20 % d'ici 2020 !

Le scientifique est maintenant sollicité pour s'engager rapidement dans l'opérationnel, à savoir apprécier la vulnérabilité des systèmes naturels et socio-économiques, et concevoir, avec les gestionnaires, opérateurs et acteurs, des stratégies d'adaptation aux changements globaux (naturels et anthropiques). Ce concept d'adaptation est indissociable de ceux du développement durable et de la gestion intégrée. Il comprend cependant une démarche ou action préventive pour faire face aux changements constatés et prévisibles ainsi qu'à la vulnérabilité du patrimoine naturel côtier. Il est au cœur de presque tous les programmes nationaux et internationaux sur l'environnement. On a voulu souligner ici l'intérêt que présentent les dispositifs d'observation (Ore par exemple) ou les zones ateliers, dont Orme. Ces dispositifs rassemblent tous les éléments nécessaires à la gestion environnementale : transdisciplinarité, observations à long terme, développement de technologies adaptées et régionalisation des approches et des modèles.

Références bibliographiques

- Benoit G., Comeau A., 2005. *Méditerranée – les perspectives du Plan Bleu sur l'environnement et le développement*, éditions de l'Aube et Plan Bleu, 427 p.
- Berné S., Carré D., Loubrieu B., Mazé J.P., Morvan L., Normand A., 2004. *Morpho-bathymetric map of the Gulf of Lions, 1/250 000 scale*, éditions Ifremer, Brest.
- Béthoux J.P., Gentili B., Raunet J., Tailleux D., 1990. Warming trend in the Western Mediterranean deep water. *Nature*, 347, 660-662.
- Bourcier M., Zibrowius H., 1972. Les boues rouges déversées dans le canyon de Cassidaigne. *Téthys*, 4 (4), 811-842.
- Canals M., Puig P., Durrieu de Madron X., Heussner S., Palanques A., Fabres J., 2006. Flushing submarine canyons. *Nature*, 444, 354-357.
- Durrieu de Madron X., Abassi A., Heussner S., Monaco A., Aloïsi J.-C., Radakovitch O., Giresse P., Buscail R., Kerhervé P., 2000. Particulate matter and organic carbon budgets for the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 23 (6), 717-730.
- GIEC, 2007. *Rapport de synthèse du groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat*, OMM, Pnue.

- Harmelin-Vivien M., Salen-Picard C., 2002. Influence du climat et du débit des fleuves sur les pêcheries de sole en Méditerranée. *Lettre PIGB*, 14, 62-66.
- Heussner S., Durrieu de Madron X., Calafat A., Canals M., Carbonne J., Delsaut N., Saragoni G., 2006. Spatial and temporal variability of downward particle fluxes on a continental slope: lessons from an 8-yr experiment in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Marine Geology*, 234, 63-92.
- Laubier L., Pérez T., Garrabou J., 2003. Mortalité massive de gorgones et d'éponges en Méditerranée nord-occidentale en 1999. *Lettre PIGB*, 15, 50-55.
- Maillet G., Sabatier F., Rousseau D., Provansal M., Fleury J., 2006. Connexions entre le Rhône et son delta (partie 1) : évolution du trait de côte du delta du Rhône depuis le milieu du XIX^e siècle. *Géomorphologie*, 2, 111-124.
- Millot C., Candela J., Fudac J.L., Tberd Y., 2006. Large warming and salinification of the Mediterranean outflow due to changes in its composition. *Deep-Sea Research*, 53 (4), 656-666.
- Molinario J.C., Ibanez F., Nival P., 2005. North Atlantic climate and North Western Mediterranean plankton variability. *Limnology, Oceanography*, 50 (4), 1213-1220.
- Monaco A., Biscaye P.E., Soyer J., Pocklington R., Heussner S., 1990. Particle fluxes and ecosystem response on a continental margin: the 1985-1988 Mediterranean Ecomarge experiment. *Continental Shelf Research*, 10 (9-11), 809-839.
- Monaco A., 1998. La Méditerranée : zone test des changements globaux et régionaux des écosystèmes. *Lettre PIGB-PMRC*, 30-40.
- Monaco A., Aloïsi J.C., 2001. Carte de la nature des fonds du golfe du Lion. <<http://medias.obsmp.fr/orme>>.
- Morel A., André J.M., 1991. Pigment distribution and primary production in the Western Mediterranean as derived and modelled from coastal zone scanner observation. *J. Geophys. Res.*, 96, 12685-12698.
- Provansal M., Vella C., Arnaud-Fassetta G., Sabatier F., Maillet G., 2003. Role of the fluvial sediment input in the mobility of the Rhône delta coast (France). *Géomorphologie, Relief, Environnement*, 4, 271-282.
- Radakovitch O., Roussiez V., Ollivier P., Ludwig W., Grenz C., Probst J.L., 2007. Input of particulate heavy metals from rivers and associated sedimentary deposits on the Gulf of Lions continental shelf. *Estuar. Coast and Shelf Sci.*, published online 28.09.2007.
- Reyss D., 1964. Contribution à l'étude du rech Lacaze-Duthiers, vallée sous-marine des côtes du Roussillon. *Vie et Milieu*, t. XV, 1, 1-46.
- Roussiez V., Aloïsi J.-C., Monaco A., Ludwig W., 2005. Early muddy deposits along the Gulf of Lions shoreline: a key for a better understanding of land-to-sea transfer of sediments and associated pollutant fluxes. *Marine Geology*, (222-223), 345-348.
- Sabatier F., Maillet G., Fleury J., Provansal M., Antonelli C., Suanez S., Vella C., 2006. Sediment budget of the Rhône delta shoreface since the middle of the 19th century. *Marine Geology*, 234 (1-4), 143-158.
- Sabatier F., Suanez S., 2003. Evolution of the Rhône delta coast since the end of the 19th century. *Géomorphologie, Relief, Processus, Environnement*, 47, 283-300.

Samat O., Sabatier F., 2007. Bathymetric impacts of a seawall, Gulf of Lions, Méditerranée, 108, 119-125.

Serrat P., Lenoble J.L., 2007. La surexploitation des aquifères du Roussillon : une ressource patrimoniale en danger. *La Houille Blanche*, 3, 71-78.

Somot S., Sevault F., Déqué M., 2006. Transient climate change scenario simulation of the Mediterranean Sea for the twenty-first century using a high resolution ocean circulation model. *Climate Dynamics*, 27 (7-8), 851-879.

Suarez S., Prosper-Laget V., Provansal M., 1997. Variations relatives du niveau marin dans le delta du Rhône et à Marseille. Implications climatiques et/ou tectoniques. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, IIA, 324, 639-646.

Suarez S., Provansal M., 1998. Large scale shoreline change, Rhône delta. *Journal of Coastal Research*, 14, 493-503.

Ullmann A., Pirazzoli P.A., Tomasin A., 2007. Sea surges in Camargue: trend over the 20th century. *Continental Shelf Research*, 27, 922-934.

Ulses C., 2005. *Dynamique océanique et transport de la matière particulaire dans le golfe du Lion : crue, tempête et période hivernale*. Thèse de doctorat, université Paul Sabatier, Toulouse, 245 p.

UNEP-WCMC, 2007. *Deep-sea biodiversity and ecosystems: a scoping report on their socio-economy, management and governance*. Biodiversity Series, 28.

Vella C., Provansal M., 2000. Relative sea-level rise and neotectonics events during the last 6500 years on the Southern Eastern Rhône delta, France. *Marine Geology*, 170 (1-2), 27-39.

Chapitre 16

Le golfe du Lion, poumon de la circulation méditerranéenne

CLAUDE ESTOURNEL, PATRICK MARSALÉIX, FRANCIS AUCLAIR, CAROLINE ULSES,
MARINE HERRMANN

Résumé

Le golfe du Lion est une zone où les mouvements océaniques sont très énergétiques, ce qui en fait l'un des moteurs de la circulation méditerranéenne, par la transformation de l'eau de surface légère – en provenance de l'Atlantique – en eau dense qui remplit le bassin profond. Cela s'effectue principalement en hiver sous l'action des vents froids et secs que sont la tramontane et le mistral. Ceux-ci produisent sporadiquement des évaporations et des refroidissements intenses de la surface. Ces mouvements horizontaux et verticaux jouent un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes. En effet, ils enfouissent en profondeur des éléments chimiques d'origine continentale, produits de l'érosion naturelle ou de l'activité humaine. Inversement, ils stimulent la production biologique en hiver par la remontée d'eaux de fond enrichies. Ce chapitre décrit les principaux mécanismes qui régissent la circulation océanique dans le golfe du Lion, ainsi que les transferts verticaux, en envisageant non seulement l'action des différents types de vent mais également celle des apports d'eau douce du Rhône et celle de la circulation générale, à l'échelle de l'ensemble du Bassin méditerranéen.

Le golfe du Lion

Parler globalement de l'océan, c'est évoquer le rôle majeur qu'il joue dans la régulation du climat de la Terre *via* la circulation des masses d'eau. Schématiquement, les courants marins redistribuent l'excès de chaleur, apporté par le soleil aux zones

tropicales, vers les régions polaires déficitaires. Ces courants porteurs d'eau chaude, donc légère, circulent principalement en surface, tandis que l'eau refroidie aux hautes latitudes gagne en densité et plonge, sous l'effet de son propre poids, pour remplir l'ensemble des bassins océaniques profonds.

La Méditerranée ne représente qu'une goutte dans cet océan planétaire, et pourtant on a l'habitude de la présenter comme une miniature de l'océan global. En effet, à son échelle, elle possède un fonctionnement proche de celui décrit plus haut. De plus, les signes du changement climatique – lié à l'augmentation des gaz à effet de serre – y

Les outils de l'océanographie physique

Comme pour les prévisions météorologiques, on utilise de plus en plus de modèles numériques. À la base, les mouvements de la mer sont gouvernés par les équations de la physique, et plus précisément de la mécanique des fluides. Ces équations ne peuvent être résolues à la main, et on a besoin d'ordinateurs puissants pour en calculer les solutions à partir des conditions initiales (l'état de la mer à un moment donné) et des conditions dites aux limites (le vent ou l'attraction des astres, responsables de la marée, par exemple). En pratique, l'océan est représenté par un quadrillage en 3 dimensions qui épouse les côtes et le fond de la mer. Les équations du courant, de la température et de la salinité, sont résolues à chaque cellule (maille) du quadrillage. La finesse du quadrillage est limitée par la puissance des ordinateurs.

En zone côtière, on a besoin de beaucoup de précision, en particulier pour bien représenter la ligne de côte et les variations des fonds océaniques. Comme il n'est pas possible d'avoir un quadrillage fin sur tout un océan, on procède alors par des imbrications successives de grilles, de résolution croissante, qui permettent de zoomer sur une région particulière.

Malgré sa puissance, un modèle n'est pas suffisamment réaliste pour être prédictif s'il n'utilise pas les observations. C'est la raison pour laquelle, dans le domaine de la météorologie, on a multiplié les stations où sont effectués, plusieurs fois par jour, des relevés de vent, de température et d'humidité. Il est beaucoup plus difficile de faire de telles mesures dans la mer. C'est pourquoi ont été mis au point des capteurs – embarqués sur des satellites – qui permettent de faire des observations régulières, en particulier de la hauteur de la mer. Ces observations, moyennant certaines hypothèses simplificatrices, peuvent être absorbées par les modèles (on parle d'assimilation de données) pour les aider à mieux représenter les courants marins.

Les scientifiques réalisent de nombreuses campagnes de mesures à bord de navires océanographiques depuis lesquels ils déploient des instruments pour mesurer les paramètres physiques, chimiques et biologiques. Cependant, le besoin croissant d'observations pour améliorer la qualité des modèles a conduit au développement de capteurs autonomes. Ceux-ci transmettent les données par satellite qui détermine également leur position. Des sondes, réalisant des mesures de température et éventuellement de salinité, sont larguées régulièrement par des *ferries* qui effectuent des liaisons régulières. Cependant, ces sondes n'effectuent les mesures qu'au cours de leur chute, elles sont ensuite perdues. Des sondes autonomes plus coûteuses ont été développées, elles permettent de réaliser des plongées et remontées successives, assurant ainsi la collecte de données pendant plusieurs mois. Depuis peu, sont utilisés des planeurs sous-marins, appelés *gliders*, sur lesquels on peut embarquer différents capteurs de mesure, et dont on programme à l'avance la trajectoire. Cela permet ainsi d'assurer la collecte de nombreuses données. Enfin, en zone côtière, des plates-formes de mesure, basées sur de grosses bouées ancrées, sont installées pour réaliser des mesures en continu. Il est également important de mesurer les apports d'eau douce et de matière dissoute et particulière à la mer. De plus en plus, on équipe les fleuves de stations de prélèvement permettant de réaliser régulièrement ce type de mesures.

ont été observés depuis les années 1950, sous la forme d'un réchauffement significatif et d'une augmentation de la salinité des eaux profondes. Ces considérations mettent en avant l'intérêt d'étudier et de surveiller la Méditerranée, laboratoire relativement accessible à l'observation *in situ*.

En resserrant encore le zoom, la zone du golfe du Lion possède des caractéristiques remarquables qui en font l'un des moteurs de la circulation méditerranéenne, comme le sont ces régions polaires qui recyclent, à l'échelle de la planète, l'eau de surface en eau profonde. À côté de ce processus physique très particulier qui prend naissance dans les eaux profondes du large, à quelques 300 kilomètres de nos côtes, le golfe du Lion est aussi une zone côtière. Constitué d'un vaste plateau continental¹, il peut être vu comme une zone tampon entre le continent vecteur d'eau douce et l'océan profond.

La mer Méditerranée compte en fait peu de vastes plateaux continentaux. Les deux plus importants se situent dans sa partie nord, il s'agit du golfe du Lion et du Nord de l'Adriatique. Ces zones côtières reçoivent des quantités importantes d'apports continentaux par l'intermédiaire des fleuves, principalement le Rhône pour le golfe du Lion et le Pô pour l'Adriatique. Ces deux fleuves sont les plus gros de la Méditerranée, depuis la construction du barrage d'Assouan sur le Nil. La zone côtière et les écosystèmes très riches qu'elle abrite réagissent, transforment, stockent et exportent ce matériel issu de l'érosion des sols, des déchets de l'agriculture, de l'élevage et plus généralement des contaminants associés à l'activité humaine. L'une des préoccupations des scientifiques est de comprendre comment fonctionne ce « réacteur » et d'appréhender les modifications de son fonctionnement face aux changements rapides imposés par l'activité humaine. Il est clair que cette vaste question passe par une approche interdisciplinaire qui fait intervenir des connaissances en biologie, en chimie et en physique. Concernant ce dernier point, la préoccupation centrale de l'océanographe physicien est de comprendre le cheminement, dans la zone côtière, de la matière issue des fleuves, ainsi que les conditions environnementales qu'elle y rencontre (température, ensoleillement), sa probabilité d'y être stockée sur de très grandes échelles de temps ou bien d'être évacuée vers le bassin profond. En fait, il s'agit de comprendre les mouvements internes au domaine côtier et, de manière indissociable, les échanges entre la boîte côtière et les milieux qui l'entourent, à travers ses interfaces.

On a déjà parlé du Rhône en tant que source d'apports continentaux ; nous verrons ici plus en détail les processus physiques particuliers qui régulent la dispersion en mer de ces apports.

Le plateau du golfe du Lion étant largement ouvert sur le bassin profond, ce sont les échanges avec le large qui devront également être pris en compte. L'importance de ces échanges distingue le golfe du Lion de l'Adriatique par exemple. Ce dernier est séparé du Bassin méditerranéen par le détroit d'Otrante, d'une largeur inférieure à 100 kilomètres et d'une profondeur inférieure à 1 000 mètres, ce qui limite mécaniquement les transferts d'eau. Les échanges entre la zone côtière et le large sont variables, à la fois dans l'espace (en surface, près du fond, à l'ouest, à l'est...) mais également dans le temps. Ils se font en réponse à des forçages dont on appréhende encore mal le rôle. Dans tous les cas, un point

¹ Le plateau continental est la zone de transition entre le continent et les eaux profondes de l'océan. Le plateau s'étend depuis la côte jusqu'à des profondeurs de 200 mètres. Sa largeur est très variable. À sa limite externe, la pente continentale (ou talus) descend de manière abrupte vers les grandes profondeurs.

notable est le rôle de conduite naturelle, joué par les canyons sous-marins qui incisent le talus menant aux grandes profondeurs.

Troisième interface de la zone côtière, l'atmosphère, avec un ingrédient majeur dans notre région méditerranéenne, le vent. Le vent est un moteur des courants marins, et le golfe du Lion est l'une des régions les plus ventées de la Méditerranée, avec le mistral et la tramontane qui soufflent de l'air sec, froid en hiver et chaud en été, de la terre vers la mer. Ces vents gouvernent le bilan de chaleur et d'eau des couches marines de surface. Cela a pour conséquence d'augmenter la densité des eaux de surface en hiver sous l'influence du refroidissement et de l'évaporation, et de créer ainsi des mouvements convectifs qui peuvent brasser l'ensemble de la colonne d'eau épaisse de 2 500 mètres au large devant le golfe du Lion (Medoc Group, 1970). Dans la partie moins profonde de la zone côtière, l'organisation spatiale du mistral et de la tramontane, qui ont été canalisés par le relief terrestre, imprime cette organisation aux courants marins.

Le golfe du Lion, incluant domaines côtier et hauturier, apparaît donc comme une zone très « dynamique » de la Méditerranée, riche en mouvements horizontaux et verticaux qui conditionnent la richesse des écosystèmes. Face au réchauffement de la planète, induit par les émissions de gaz à effet de serre, cette machine pourrait ralentir, voire s'arrêter, ce qui aurait des conséquences, que l'on n'estime pas encore, sur la vie marine.

La circulation générale en Méditerranée

La Méditerranée est un bassin d'évaporation, ce qui veut dire que les pluies et les apports des fleuves ne compensent pas l'évaporation, et donc la tendance serait à l'assèchement s'il n'y avait pas un apport d'eau supplémentaire. Le détroit de Gibraltar, qui fait communiquer Atlantique et Méditerranée, est ainsi le siège de forts courants qui assurent les échanges d'eau entre les deux bassins et l'équilibre global en eau de la Méditerranée. L'eau venant de l'Atlantique est plus douce que l'eau de la Méditerranée, et donc moins dense, ce qui se traduit par un cheminement de cette eau en surface. Différents facteurs, dont l'importance respective n'est pas totalement élucidée, expliquent le cheminement de ces eaux dites « atlantiques modifiées »² dans l'ensemble du Bassin méditerranéen (fig. 99, cf. planche couleur 23). Elle suivent tout d'abord les côtes de l'Afrique du Nord en décrivant de larges tourbillons. À leur arrivée au niveau du détroit de Sicile, une partie poursuit son trajet dans le Bassin méditerranéen oriental tandis que l'autre partie se sépare en deux branches qui s'écoulent de part et d'autre de la Sardaigne puis de la Corse et se rejoignent au nord de celle-ci pour former le courant liguro-provençal-catalan (en abrégé LPC, appelé également « courant Nord »). Comme son nom l'indique, le LPC longe, d'est en ouest, les côtes qui se succèdent depuis le golfe de Gênes, la Côte d'Azur, le golfe du Lion et les côtes catalanes espagnoles.

Les eaux atlantiques modifiées ont alors une épaisseur de l'ordre de 200 mètres, mais le courant lui-même est plus épais car une autre masse d'eau, d'une provenance tout à fait différente, rejoint le même parcours (Millot et Taupier-Letage, 2005). Cette masse d'eau provient du Bassin méditerranéen oriental appelé aussi Levantin, elle est plus dense que les eaux atlantiques modifiées car elle est beaucoup plus salée. Elle entre dans

² Le terme « modifiées » traduit le fait qu'au fil de son périple, l'eau perd ses propriétés d'origine – ici température et salinité – en se mélangeant avec les eaux environnantes plus salées et plus chaudes.

le bassin occidental au détroit de Sicile qui fait communiquer les bassins occidental et oriental. C'est la densité d'une masse d'eau qui détermine son niveau d'équilibre. Cette masse d'eau, appelée « eau levantine intermédiaire », dont le cœur se situe à 400 mètres environ de profondeur, s'insère alors sous l'eau atlantique modifiée. Ce sont alors ces deux masses d'eau superposées, bien identifiables par leur température et leur salinité, qui forment le courant LPC. Celui-ci suit les côtes italiennes, françaises et espagnoles, du bassin occidental.

C'est en fait un abus de langage de dire que le courant suit la côte. En effet, ce courant, établi sur plusieurs centaines de mètres d'épaisseur, est doté d'une certaine « rigidité » qui l'empêche de s'introduire dans les espaces peu profonds, et donc de longer les côtes. Le courant tend alors à s'écouler le long du talus continental, ce qui peut être très proche de la côte (de l'ordre de quelques km). C'est le cas par exemple dans la région de Nice où le relief sous-marin est très escarpé dès la côte, mais dans le golfe du Lion, il repousse le courant à plusieurs dizaines de km des côtes (80 km au sud de Montpellier). À partir de cette description, on peut séparer le golfe du Lion – auquel nous nous intéressons ici – en trois zones :

- la zone côtière (le plateau continental),
- les eaux centrales du bassin,
- entre les deux, dans la région du talus continental, le courant liguro-provençal-catalan LPC qui s'écoule avec des vitesses de l'ordre de 40 cm.s^{-1} en surface, et qui constitue une barrière entre ces deux zones. Le débit du courant LPC est de l'ordre de 1 sverdrup, ce qui représente un million de mètres cubes par seconde.

Le Rhône

Le Rhône déverse en moyenne $2\,000 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ d'eau douce dans le golfe du Lion. Son débit est donc 500 fois plus faible que celui du courant LPC. Les records enregistrés atteignent $13\,000 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ – il s'agit de la crue de décembre 2003 qui a entraîné la rupture des digues au nord d'Arles, la précédente crue de cette ampleur datant de 1856. L'eau douce étant plus légère que l'eau de mer salée, elle s'écoule en surface et forme un « panache ». Celui-ci peut généralement s'identifier à l'œil nu, en raison du trouble de l'eau lié à la présence de limons. À la sortie de l'embouchure, les eaux douces sont expulsées vers le large, puis en condition de vent faible, elles sont déviées vers l'ouest, en raison de la force de Coriolis liée à la rotation de la Terre. Le panache s'écoule alors le long des côtes de Camargue. Cependant, dans le cas général, l'écoulement se faisant en surface est fortement soumis au vent, et ce d'autant plus que la forte différence de densité entre le panache et les eaux sous-jacentes réduit le frottement à l'interface entre les deux fluides. Ce mécanisme permet aux eaux douces, présentes sur une couche d'une épaisseur de l'ordre d'un à quelques mètres, d'être fortement accélérées par le vent. Des courants de 70 cm.s^{-1} ont été mesurés dans le panache du Rhône par situation classique de mistral tandis que les courants dans les eaux côtières environnantes étaient de 10 cm.s^{-1} . La forte mobilité du panache a pour corollaire que sa position change rapidement au gré des variations du vent. En situation de mistral, il s'étend vers le sud, et quand il rencontre, au niveau du talus, la barrière du courant liguro-provençal, sa progression vers le large s'arrête, il suit alors le bord interne du courant en se dirigeant vers le sud-ouest. Il prend ainsi la forme d'une virgule, bien visible sur les images de chlorophylle prises depuis les

satellites (fig. 100, cf. planche couleur 23). Lorsque le vent souffle de l'est, le panache s'écoule vers l'ouest, bien plaqué contre la côte. Lorsque le vent tourne du mistral vers une situation d'est par exemple, le panache formé en mer se détache, et un nouveau panache se reforme à l'embouchure, en réponse aux nouvelles conditions de vent. On a alors des lentilles d'eau dessalée, isolées, qui se déplacent sous l'effet du vent et des courants ambiants. Bien sûr, les échanges entre le panache et les eaux marines ne sont pas nuls, et petit à petit, au fil de sa progression, le panache se dilue, tout en gagnant en salinité, jusqu'à ce qu'il disparaisse totalement. Plus le débit est fort, plus le panache reste longtemps individualisé. Il arrive que des salinités exceptionnellement faibles, imputées au Rhône, aient été mesurées dans les eaux espagnoles jusqu'à Barcelone. À débit égal, plus le vent est fort et plus le mélange entre eau douce et eau salée est important, et plus le panache s'éteint donc rapidement.

Quel rôle joue le Rhône à l'échelle du golfe du Lion ? On ne parlera pas ici de son influence majeure sur l'activité biologique (Raimbault *et al.*, chapitre 6 de cet ouvrage). Du côté des caractéristiques physiques de la zone, le Rhône réduit la salinité du plateau continental, ce qui crée un front de densité entre le plateau et la pente continentale où s'écoulent les eaux plus salées du courant liguro-provençal. On peut alors s'attendre à une modulation de ce courant³ lors de saisons caractérisées par des débits soutenus. Des simulations numériques montrent que les débits forts conduisent en hiver à un renforcement des instabilités du courant⁴, ce qui se traduit par une intensification des méandres du courant LPC devant le golfe du Lion. Une conséquence plus claire du débit élevé se manifeste en hiver, lorsque les vents refroidissent et, donc, densifient les eaux côtières qui plongent alors sous les eaux plus légères du large. Cet effet est modulé, voire contré, par les forts débits du Rhône qui, par leur faible salinité, allègent les eaux du golfe du Lion.

Le vent

Le régime météorologique dominant est très particulier dans le golfe du Lion. L'existence du mistral et sa quasi-omniprésence ne peuvent pas échapper aux fidèles du bulletin météorologique. Son terrain de prédilection est la vallée du Rhône, mais au débouché en mer, le mistral peut souffler jusqu'aux côtes de l'Afrique du Nord, en perdant bien sûr de sa puissance le long de sa trajectoire en mer. Son homologue dans la partie occidentale du golfe du Lion est la tramontane qui souffle environ 3 jours sur 4 dans la région perpignanaise. Ces vents, liés à la présence d'un anticyclone sur le golfe de Gascogne et d'une dépression sur le golfe de Gênes, amènent des masses d'air froid,

³ Lorsque deux masses d'eau de densités différentes sont accolées, les deux principales forces qui s'équilibrent sont : la force de pression qui résulte de cette différence de densité, et qui est donc perpendiculaire à l'interface entre les masses d'eau, et la force de Coriolis créée par la rotation de la Terre et qui est orientée sur la droite du courant dans l'hémisphère nord. Le courant s'établit donc parallèlement à l'interface de densité. On dit que le courant est en équilibre géostrophique. Le contraste de densité entre les eaux du plateau et de la pente pourraient ainsi renforcer le courant LPC qui, globalement, suit la pente continentale.

⁴ Lorsque le gradient de densité séparant deux masses d'eau est très prononcé, le courant géostrophique associé peut devenir instable. Le courant produit alors des méandres qui déforment l'interface de densité. C'est fréquemment le cas du courant LPC à la fin de l'hiver.

et généralement sec, du Nord. De plus, ils sont canalisés par le relief continental, ce qui tend à produire des couloirs de vent qui se prolongent en mer.

En hiver, l'air qui arrive sur la mer peut être très froid (températures proches de 0 °C) et sec, tandis que la surface de la mer au large se situe au voisinage de 13 °C (qui est aussi la température des eaux les plus profondes du bassin). À son passage sur la mer, l'air se réchauffe et gagne de l'humidité aux dépens de la surface marine. Ce type de vent, soufflant de la terre vers la mer, se retrouve dans diverses régions du nord de la Méditerranée (dans l'Adriatique par exemple, ou la bora qui descend des Alpes, ou bien les étésiens en mer Égée) (fig. 99, cf. planche couleur 23), mais en tant que vent fort et dominant, c'est une configuration plutôt rare sur la planète.

Comment mistral et tramontane agissent-ils sur la circulation marine ? Les mécanismes induits sont divers et dépendent de la saison.

Phénomène d'*upwelling*

En été, la mer est dite stratifiée, c'est-à-dire que la température de l'eau, réchauffée par le soleil, augmente près de la surface. Le mistral qui souffle du Nord entraîne les eaux de surface sur une épaisseur d'autant plus importante que le vent est fort (typiquement une vingtaine de mètres). L'équilibre des différentes forces en présence fait que l'eau est entraînée, non dans la direction du vent mais sur la droite de celui-ci (dans l'hémisphère nord), et ce d'autant plus que la profondeur augmente (ce qu'on appelle la spirale d'Ekman). Sans entrer dans les détails, les eaux de surface du golfe du Lion sont poussées vers le large, ce qui crée une dépression du niveau de la mer, à partir de la côte, pouvant atteindre plusieurs dizaines de centimètres. La compensation se fait alors par des remontées d'eau plus ou moins profondes et plus froides. C'est le phénomène d'*upwelling* qui conduit à un refroidissement rapide des eaux côtières ; il apparaît en moins d'une journée après le démarrage du vent (fig. 101, cf. planche couleur 23). Ces effets sont bien connus des baigneurs qui fréquentent le golfe du Lion, principalement du Languedoc jusqu'aux côtes varoises. On peut signaler au passage que la température n'est pas le seul paramètre modifié, mais que, dans certaines conditions, le phénomène d'*upwelling* peut remonter, à la surface, des substances nutritives abondantes dans les eaux profondes. Ces substances nourrissent ensuite les premiers maillons de la chaîne alimentaire marine – le phytoplancton. L'*upwelling* est un mécanisme bien connu dans de nombreuses régions du globe, celles soumises à des vents dominants favorables, et qui sont les plus riches du point de vue des ressources de pêche (côtes du Pérou, côte occidentale de l'Afrique du Sud, Oregon, Mauritanie). Dans le golfe du Lion, les effets productifs de l'*upwelling* sont limités car dans la plupart des cas, il ne permet pas de ramener, en surface, des eaux très profondes, en raison de la largeur importante du plateau, ce qui se traduit par l'éloignement des centres d'*upwelling* des zones profondes.

Circulation côtière

Comme on l'a dit ci-dessus, le mistral et la tramontane sont canalisés, y compris en mer. La présence de vent spatialement variable complique le schéma décrit au paragraphe précédent. Ce n'est plus tant le vent lui-même – sa force et sa direction – qui explique son effet sur les courants marins, mais sa non-homogénéité traduite en propriétés mathématiques du champ de vecteur, à savoir sa divergence – notion qui parle d'elle-même – et son rotationnel, qui caractérise la rotation des courants ou leur canalisation.

Dans le cas du golfe du Lion, on a affaire à des rotationnels de vent importants. Lorsque le vent souffle sur la mer, il communique à celle-ci son rotationnel, ce qui se traduit par la génération de circulations tourbillonnaires. Des mesures de courant, réalisées à partir d'appareils placés sous la coque de navires océanographiques qui sillonnent le plateau continental du golfe du Lion, ont ainsi mis en évidence, en hiver, des circulations cycloniques et anticycloniques de 50 à 100 kilomètres de diamètre, établies depuis le fond jusqu'à la surface. Grâce à des modèles numériques, Estournel *et al.* (2003) montrent que ces cellules de courant coïncident avec la décroissance du vent de part et d'autre de l'axe de la veine, axe qui correspond au changement de signe du rotationnel (fig. 102, *cf.* planche couleur 24). Ces cellules de courant jouent un rôle dans la rétention de l'eau sur le plateau continental. Il est donc clair que les modèles de prévision des courants ne peuvent se contenter d'une connaissance ponctuelle du vent, mais qu'ils nécessitent des données précises sur la structure spatiale du vent et son évolution dans le temps.

Phénomènes convectifs au large

Le vent n'agit pas que pour générer des courants. En soufflant sur la mer, il produit de l'évaporation, ce qui refroidit les eaux superficielles et augmente leur salinité ; les deux processus se traduisent par une augmentation de la densité. Les eaux de surface étant alors plus lourdes que les eaux sous-jacentes, elles plongent avec des vitesses verticales d'environ 10 cm.s^{-1} , formant des cheminées de convection d'un diamètre inférieur au kilomètre. La zone affectée par cette convection profonde se situe au large du golfe du Lion (fig. 99, *cf.* planche couleur 23), elle est centrée à $42^{\circ}\text{N } 5^{\circ}\text{E}$ dans une zone où le vent est statistiquement le plus fort (à la rencontre de la tramontane et du mistral). La structure verticale des masses d'eau y est favorable ainsi que la topographie sous-marine. Plus l'hiver est rigoureux, plus la convection est intense. En certaines années, l'augmentation de densité des eaux de surface permet à celles-ci de plonger jusqu'au fond (situé à environ 2 500 m de profondeur). Au fil de l'hiver, le contraste de densité entre la zone de convection profonde et les eaux environnantes s'accroît ; un courant géostrophique se met en place tout autour de la zone de convection, puis devenant instable, il donne naissance à des méandres et à des tourbillons, d'abord de grande taille puis qui dégèrèrent en structures de plus en plus petites. Ces structures complexes cisèlent la zone de convection profonde (fig. 103, *cf.* planche couleur 24) et créent un mélange horizontal, en ramenant, en surface, les eaux légères de la périphérie vers les eaux très denses du centre de la zone. Cette phase, dite de restratification, met fin à la convection d'autant plus qu'elle intervient en fin d'hiver-début de printemps, alors que le bilan de chaleur redevient positif grâce à l'augmentation du flux solaire.

Le golfe du Lion est l'une des rares zones de convection profonde dans le monde, à l'instar de régions au climat beaucoup plus extrême comme la mer du Labrador, la mer de Norvège ou la mer de Weddel. La convection est un processus vital du point de vue des écosystèmes ; en effet, elle permet d'oxygéner les eaux de fond et de remonter en surface les substances nutritives présentes en abondance dans les eaux profondes. Au printemps, lorsque la restratification intervient, interrompant le brassage convectif et permettant ainsi aux organismes de rester dans les eaux de surface de nouveau plus légères, la disponibilité en lumière est ainsi suffisante pour que se développe une forte production de phytoplancton en Méditerranée nord-occidentale. Cela contraste alors avec la pauvreté générale de l'ensemble du bassin.

Cascades d'eau dense côtière

En hiver, les conséquences du mistral et de la tramontane sur les eaux peu profondes du plateau continental diffèrent de ce qui se passe au large. Tout d'abord, à déperdition de chaleur égale vers l'atmosphère, moins la profondeur est importante et plus la chute de température est élevée. Les eaux littorales peuvent ainsi subir rapidement des refroidissements importants, provoquant, comme au large, une augmentation de la densité. Même si les refroidissements sont nettement plus importants qu'au large, la densité des eaux côtières ne devient pas toujours aussi forte que celle du large, en raison de la présence d'eau d'origine fluviale qui réduit leur salinité. De plus, les courants associés au vent étant généralement forts près des côtes, le temps de séjour des masses d'eau dans la région soumise au vent n'est éventuellement pas élevé. On comprend alors que les zones dans lesquelles on trouve les eaux les plus denses sont celles qui sont, à la fois, soumises aux vents les plus forts et les plus éloignées des fleuves, et / ou celles pour lesquelles la forme de la côte favorise la rétention des eaux. Dans le golfe du Lion, on a identifié des zones préférentielles de formation d'eau dense (fig. 104, cf. planche couleur 24) le long de la côte du Roussillon (absence de fleuves importants et tramontane violente), dans le golfe d'Aygues-Mortes et, de manière plus limitée, dans le golfe de Fos et dans la région de Marseille (favorables à une relative stagnation de l'eau). Par opposition, la côte de Camargue, entre les deux bras du Rhône, pourtant soumise au mistral, n'est pas favorable à la formation d'eau dense en raison des apports d'eau douce de ces deux fleuves.

Grâce à la pente du fond qui caractérise le plateau continental, l'eau dense ainsi formée à la côte va alors s'écouler le long du fond sous l'action de la gravité, en s'introduisant sous l'eau plus légère située au-dessus des zones plus profondes. On a alors affaire à un courant de gravité qui, en raison de la rotation de la Terre, n'est pas dirigé suivant la ligne de plus grande pente mais subit une déviation vers la droite par la force de Coriolis. Celle-ci lui confère une composante importante le long des isolignes de profondeur, laissant donc les grandes profondeurs sur sa gauche. Appliqué au golfe du Lion, cela se traduit par le fait que les eaux denses, formées principalement dans la partie ouest du golfe, s'écoulent sur le fond vers le sud-ouest où, dans la région de la frontière franco-espagnole, le plateau continental devient très étroit, constituant une sorte d'impasse. La carte des fonds sous-marins nous indique alors que l'exutoire est le canyon du Cap de Creus qui vient inciser le plateau jusqu'à moins d'un kilomètre de la côte (Canals *et al.*, 2006). L'eau dense s'écoule alors dans le canyon, on parle de cascades, avec des vitesses proches du mètre par seconde, favorisées par la forte pente et par le fait que la veine d'eau est canalisée par la forme du canyon. Plus l'excès de densité gagné près de la côte est fort, plus l'eau peut plonger en profondeur à l'intérieur des canyons jusqu'à ce qu'elle atteigne son niveau d'équilibre (densité environnante égale à la densité de la cascade). Cela est très variable et dépend de la rigueur des hivers. Lors d'hivers cléments, le niveau d'équilibre est de quelques centaines de mètres ; les eaux côtières sont alors entraînées le long du talus espagnol par le courant liguro-provençal-catalan. Durant les mois de février 1999 et 2005, correspondant à des hivers particulièrement froids, des observations ont montré que les eaux froides formées sur le plateau du golfe du Lion avaient atteint le fond du bassin profond, en passant la barrière du courant liguro-provençal-catalan. Les formations d'eau dense côtière apparaissent ainsi concurrentes de la convection profonde du large pour former les eaux profondes du bassin.

Les tempêtes de secteur est

Le vent de secteur est à sud-est, qu'on appelle le marin, est porteur de mauvais temps dans le golfe du Lion. Il souffle parfois en violentes tempêtes, généralement en automne ou en hiver. Les pluies intenses sur les Cévennes et la Provence, qui lui sont souvent associées, sont la cause des crues soudaines des fleuves du golfe du Lion, et en particulier du Rhône. Ces crues sont aggravées par le fait que le marin fait monter le niveau de la mer à la côte (situation inverse de l'*upwelling*), ce qui réduit la vitesse d'écoulement des fleuves dans les régions littorales caractérisées par de très faibles dénivelés topographiques ; c'était le cas des crues de l'Aude en 1999. Un autre corollaire du marin est qu'il lève des houles dont la hauteur peut dépasser 8 m. Enfin, ces tempêtes génèrent de très forts courants sur le plateau continental du golfe du Lion. Ces courants suivent les lignes topographiques de l'est vers le sud-ouest, ce qui conduit à une accélération du courant lorsque le plateau se resserre dans la partie sud-ouest du golfe. Au niveau du Cap de Creus, le plateau est si étroit qu'il ne peut laisser passer qu'une partie du flux. L'excès est alors poussé à l'intérieur du canyon du Cap de Creus. On a vu plus haut que les eaux denses formées sur le plateau en hiver s'écoulaient en cascades dans ce même canyon. Même si le devenir de ces eaux côtières semble identique, on a affaire à des mécanismes bien différents. Dans les conditions du marin, l'écoulement dans le canyon est forcé par le vent, indépendamment de la densité respective des eaux côtières et des eaux du large. En automne, lorsque l'eau du plateau est plus légère que l'eau du large, dès que le vent s'arrête, l'eau légère qui a été enfoncée dans le canyon remonte en surface sous l'effet de la poussée d'Archimède. Cette situation est donc très différente de l'écoulement naturel des eaux denses formées à la côte en hiver, qui plongent dans le canyon sous l'effet de leur propre poids. Les deux effets peuvent cependant se conjuguer lorsque la tempête de marin arrive en fin d'hiver, après des coups de mistral et de tramontane qui ont formé des quantités importantes d'eau dense. La tempête a alors pour effet de vidanger très rapidement l'eau dense du plateau vers les grandes profondeurs. Quelles que soient les conditions, ces tempêtes soufflant du large produisent un renouvellement rapide des eaux côtières et des constituants qui leur sont associés (fig. 105, cf. planche couleur 24).

Les échanges entre la côte et le large

Les deux mécanismes qu'on vient de décrire, cascades d'eau dense et tempêtes de secteur est, sont les mécanismes majeurs de transfert d'eau côtière vers le large, et surtout vers les grandes profondeurs. À ce titre, ils sont d'un grand intérêt quand on sait que les plateaux continentaux constituent un réceptacle de l'érosion naturelle des sols, mais aussi des produits de l'agriculture, de l'industrie et généralement des activités humaines, qui sont drainés par le ruissellement des sols ou déversés par les stations d'épuration vers les cours d'eau, les fleuves puis la mer. De plus, les plateaux continentaux sont des zones où la production biologique est forte, ce qui se traduit par des transformations du carbone présent sous forme minérale dissoute en carbone organique dissous et particulaire ; la source de carbone provenant du CO₂ atmosphérique. Les plongées d'eau dense et les tempêtes de marin – au moins lorsqu'elles ont lieu en hiver – permettent ainsi de soustraire du CO₂ de l'atmosphère et d'enfouir durablement le carbone dans le bassin profond. Sur ce point, les recherches sont encore très récentes pour permettre

une estimation des quantités de carbone mises en jeu. Des études en cours montrent également que les transferts de matière, par les canyons, vers les grandes profondeurs, permettent d'alimenter les écosystèmes profonds et d'augmenter considérablement la biodiversité, en créant localement et épisodiquement une chaîne alimentaire dans des zones généralement désertes.

Le golfe du Lion face au changement climatique

Les premiers travaux de modélisation numérique, prenant en compte le couplage océan-atmosphère, ont été réalisés pour évaluer l'impact de l'augmentation prévue, pour le XXI^e siècle, des gaz à effet de serre sur la Méditerranée (Somot *et al.*, 2006). Ces travaux indiquent une augmentation du bilan annuel de chaleur apportée à la mer. De même, on assisterait à une réduction des précipitations et des apports fluviaux. La conséquence de ces modifications du climat sur la mer serait une augmentation de la température et de la salinité des eaux de surface, ces deux phénomènes jouant dans le sens opposé sur la densité de l'eau. Néanmoins, l'augmentation de la température l'emporterait, et l'on assisterait ainsi à une réduction progressive puis à une disparition de la convection profonde et des écoulements d'eau dense côtière vers les grandes profondeurs. Les travaux actuels visent à évaluer les conséquences de ces changements sur les organismes marins, depuis les plus petits – les bactéries et les populations phyto-planctoniques – jusqu'aux ressources de la pêche. Seuls les modèles numériques étayés et vérifiés sur le fonctionnement actuel des écosystèmes peuvent permettre de répondre à ces questions. Encore faut-il qu'ils soient capables de prendre en compte les stratégies d'adaptation de la nature à de nouvelles conditions environnementales. Ces points sont au cœur des préoccupations actuelles des océanographes.

Références bibliographiques

Canals M., Puig P., Durrieu de Madron X., Heussner S., Palanques A., Fabres J., 2006. Flushing submarine canyons. *Nature*, 444 (7117), 354-357.

Estournel C., Durrieu de Madron X., Marsaleix P., Auclair F., Julliand C., Vehil R., 2003. Observation and modelisation of the winter coastal oceanic circulation in the Gulf of Lions under wind conditions influenced by the continental orography (FETCH experiment). *Journal of Geophysical Research*, 108, C3 (7), 1-18.

Medoc Group, 1970. Observations of formation of deep-water in the Mediterranean Sea. *Nature*, 227, 1037-1040.

Millot C., Taupier-Letage I., 2005. Circulation in the Mediterranean Sea. *Hdb Env Chem.*, vol. 5, part K, pp. 29-66, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Somot S., Sevault F., Déqué M., 2006. Transient climate change scenario simulation of the Mediterranean Sea for the twenty-first century using a high-resolution ocean circulation model. *Climate Dynamics*, 27 (7-8), 851-879.

Chapitre 17

Impact des événements extrêmes et du chalutage sur les bilans de matière et de carbone dans le golfe du Lion

XAVIER DURRIEU DE MADRON, BÉNÉDICTE FERRÉ

Résumé

Parvenir à effectuer un bilan des échanges de matière et d'énergie est l'un des objectifs les plus explicites pour définir la fonction d'un système, en l'occurrence d'un système côtier. Cela est encore plus vrai lorsqu'il s'agit de faire le bilan du carbone dans l'étude des cycles biogéochimiques à l'interface entre le continent, l'atmosphère et l'océan. Jusque récemment, les bilans effectués en golfe du Lion ont omis de prendre en compte la resuspension des particules et des éléments à l'interface eau-sédiment du système, durant les événements météo-hydrologiques. Des expériences et modélisations récentes suggèrent que la resuspension naturelle par les vagues et courants, et celle anthropique par le chalutage de fond, contribuent de manière significative aux bilans des échanges de matière et de carbone organique particulaire entre le plateau continental et le domaine profond de la zone côtière.

Le golfe du Lion, source ou puits de matière ?

La communauté scientifique travaillant sur le cycle du carbone dans le domaine marin n'a distingué le compartiment côtier que récemment (Liu *et al.*, 2000). Les marges continentales forment, à la lisière des continents, une zone tampon où l'océan, le continent et l'atmosphère, sont en interaction directe. La ligne bathymétrique autour de 200 mètres marque la limite et la rupture de pente entre le plateau continental et la

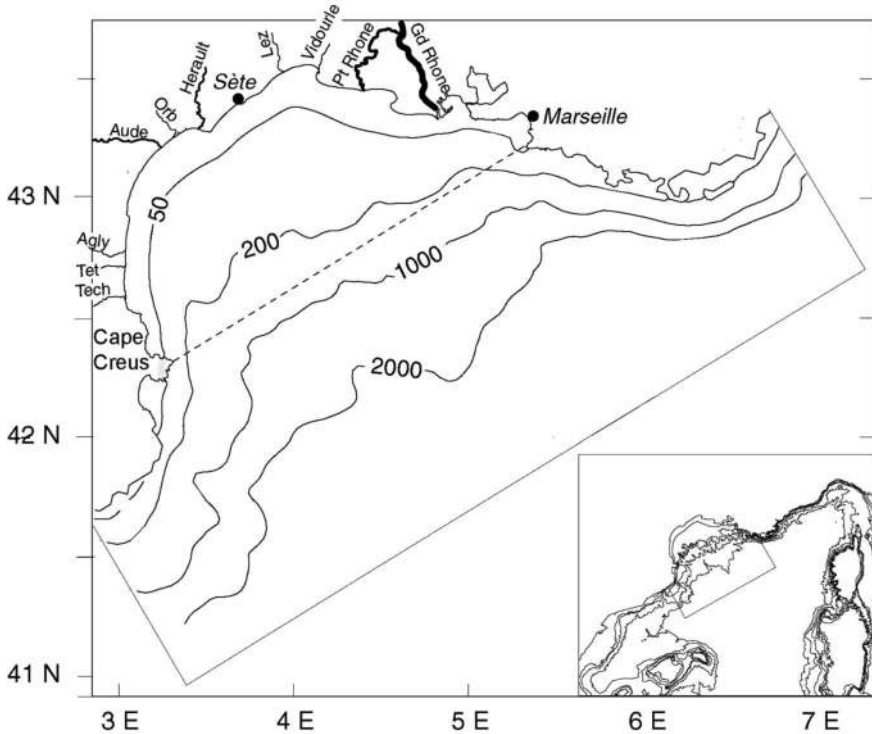


Figure 106. Zone d'étude englobant la marge continentale du golfe du Lion. Le trait pointillé longeant la rupture de pente délimite la frontière prise en compte dans le calcul des échanges côte-large. L'axe des ordonnées représente la latitude nord (en degrés) et l'axe des abscisses représente la longitude est (en degrés).

mer ouverte (fig. 106). Soumises à d'importants apports terrigènes et sous l'effet d'un hydrodynamisme intense, de grandes quantités de matières organiques et inorganiques, dissoutes et particulaires, sont échangées sur les marges ; elles interviennent dans le fonctionnement de l'écosystème qu'elles représentent. Le compartiment sédimentaire constitue un vaste réservoir de matière, de nutriments en particulier, mais aussi de contaminants (Ludwig *et al.*, chapitre 18 de cet ouvrage).

Depuis plusieurs années, les recherches se sont focalisées sur les échanges aux différentes interfaces de la marge du golfe du Lion, en considérant : les apports fluviaux, les apports atmosphériques, les échanges entre l'eau et le sédiment et entre le plateau et l'océan ouvert, mais aussi l'impact des activités humaines.

À partir de l'évaluation des flux particulaires, de celle des taux de sédimentation modernes et de celle des différents termes d'apports (fleuves, atmosphère, production primaire) et des pertes (dégradation dans la colonne d'eau et à l'interface eau-sédiment), un premier bilan de carbone organique particulaire a été établi (Durrieu de Madron *et al.*, 2000). Ce bilan suggère que moins de 10 % en moyenne de toute la matière particulaire apportée au golfe du Lion sont exportés vers le Bassin nord-méditerranéen. Une étude comparative avec d'autres marges méditerranéennes révèle des écarts notables ; ceux-ci semblent résulter des différences physiographiques et de l'intensité des échanges

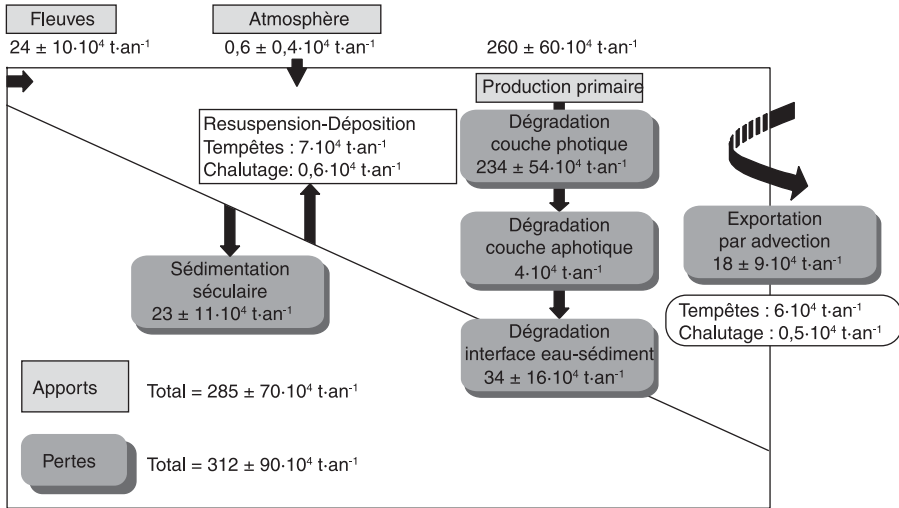


Figure 107. Bilan de carbone organique particulaire pour le golfe du Lion, prenant en compte les différents termes d'apports (fleuves, atmosphère, production primaire) et de sortie (dégradation, sédimentation et exportation vers le bassin adjacent). Les pertes ($312 \pm 90 \cdot 10^4 \text{ t}\cdot\text{an}^{-1}$) apparaissent supérieures aux apports ($285 \pm 70 \cdot 10^4 \text{ t}\cdot\text{an}^{-1}$), mais compte tenu des incertitudes, le bilan peut être considéré comme équilibré. Sont également reportées ici (cadres blancs) les estimations plus récentes de la resuspension du sédiment, induite à la fois par les tempêtes et le chalutage, et de la contribution de ceux-ci à l'exportation hors du plateau. On remarque que, dans ces conditions, la presque totalité du carbone particulaire est exportée hors du système.

hydrodynamiques entre le plateau et l'océan ouvert (Durrieu de Madron *et al.*, 2009). Pour le carbone organique particulaire, et suite aux processus de dégradation intervenus à différents niveaux de la colonne d'eau et du sédiment, le bilan entre les entrées et les sorties du système paraît équilibré (Durrieu de Madron *et al.*, 2000) (fig. 107).

Plus récemment, les échanges en éléments dissous et particulaires ont également été quantifiés. Les résultats pour le golfe du Lion suggèrent que le système est globalement autotrophe et qu'il agit comme un puits de CO_2 et d'éléments inorganiques (Durrieu de Madron *et al.*, 2003). Néanmoins, ces éléments subissent une exportation vers l'océan ouvert, en particulier sous l'action des plongées hivernales de l'eau dense formée sur le plateau.

À l'issue de ces travaux, un constat s'est imposé. Ces bilans constituent un premier exercice qu'il faut affiner ; en effet, ils ne prennent pas en compte l'impact de certains mécanismes, comme la resuspension du sédiment et son exportation hors du système pendant les événements extrêmes et le chalutage. La resuspension naturelle ou anthropique du sédiment, en réinjectant des éléments particulaires et dissous dans la colonne d'eau, constitue une source potentiellement importante pour les cycles biogéochimiques. Pour une région microtidale et de forte activité de pêche comme le golfe du Lion, la resuspension par les tempêtes de secteur E-SE et par le chalutage de fond méritait d'être considérée. Les événements extrêmes, quoique rares et aléatoires, concernent aussi bien les termes d'entrées (apports des fleuves, resuspension, production primaire) que de sorties (intensification de l'exportation du plateau) du système étudié ; ils contrôlent ainsi la variabilité interannuelle de son fonctionnement (Heussner *et al.*, 2006).

Rôle de la resuspension des sédiments : premières études *in situ*

Les travaux antérieurs avaient révélé le rôle important de l'advection par le fond des particules issues des fleuves et de la resuspension naturelle des sédiments. Des études expérimentales plus récentes ont permis de caractériser simultanément les conditions hydrodynamiques (vagues, courants) et la concentration du matériel particulaire et dissous à proximité du fond pendant les épisodes de remobilisation des fonds (fig. 108, *cf.* planche couleur 25). Elles ont conduit au calcul des flux de resuspension et des temps de résidence dans la colonne d'eau (Durrieu de Madron *et al.*, 2005 ; Ferré *et al.*, 2005 ; Bourrin *et al.*, 2008). La comparaison entre la remobilisation naturelle et celle anthropique a été effectuée à l'aide de simulations numériques, réalistes, de la resuspension et de la dispersion du matériel particulaire sur l'ensemble du golfe du Lion.

Resuspension des sédiments sous l'effet des tempêtes

Deux expériences portent sur les tempêtes exceptionnelles de novembre 1999, de décembre 2003 et de février 2004. Elles montrent clairement que la resuspension naturelle est dominée par les fortes houles générées par les vents marins de secteur E-SE (fig. 108A, *cf.* planche couleur 25). Ces événements courts (de l'ordre de la journée), mais intenses, interviennent essentiellement en hiver et dans la bande infralittorale, entre le rivage et une profondeur de 30 m à 40 m. Les régimes de vents continentaux (mistral et tramontane), prédominants sur l'année, n'ont pas d'effet notable sur la remise en suspension des fonds, du fait du fetch¹ limité et du faible développement des vagues, mais ils contrôlent la dispersion du matériel présent dans la colonne d'eau.

Malgré l'impossibilité de prélever des échantillons d'eau au plus fort de la tempête (et donc de la resuspension), il apparaît que le relargage de sels nutritifs contenus dans les eaux interstitielles du sédiment puisse augmenter temporairement la production et la biomasse bactérienne (Grémare *et al.*, 2003).

Impact du chalutage sur la resuspension

L'utilisation des chaluts est critiquée depuis leur apparition. Dès le XIV^e siècle, une plainte déposée auprès du parlement d'Angleterre parle d'« un nouveau type d'instrument de pêche composé d'un filet avec des mailles si petites qu'aucun poisson, aussi petit soit-il, ne peut s'en échapper. De plus, cet instrument exerce une telle pression sur le fond qu'il perturbe la vase et les plantes y vivant, ainsi que les naissains d'huîtres, les bancs de moules et autres poissons, dont se nourrissent les grands poissons. » Après plus de 600 ans, le problème est toujours d'actualité. Les effets du chalutage de fond sur le benthos sont reconnus et quelquefois comparés aux « coupes claires » en forêt, mais l'impact sur la resuspension des sédiments et sur le relargage de matières dissoutes et particulaires reste méconnu.

L'un des premiers résultats obtenus lors de l'expérience concernant l'impact du chalutage sur le sédiment est l'absence de resuspension par les chaluts pélagiques tractés

¹ Le fetch est la distance sur laquelle souffle le vent sans rencontrer d'obstacles. Elle conditionne l'état de la mer et la hauteur des vagues. Plus le fetch est important, plus la hauteur des vagues sera grande.

à proximité du fond. En revanche, l'impact des chaluts de fond sur le remaniement des sédiments fins est comparable à celui des plus grosses tempêtes (fig. 108B, cf. planche couleur 25).

Compte tenu de l'activité journalière de la flottille de pêche, forte d'une centaine de chalutiers, c'est une superficie comparable à celle du plateau du golfe du Lion qui serait labourée annuellement. Certaines zones sont labourées régulièrement, d'autres jamais.

Simulation des effets comparés des tempêtes et du chalutage

Suite à ces travaux expérimentaux, nous avons tenté une première comparaison de l'impact respectif des deux mécanismes – tempêtes et chalutage – sur les quantités de sédiment remises en suspension et exportées vers le bassin adjacent. À cette fin, des modèles de dynamique sédimentaire – forcée par les courants et les vagues ou par la flottille de pêche – ont été développés et combinés à un modèle hydrodynamique côtier (fig. 109, cf. planche couleur 25).

Des simulations sur plusieurs hivers (1998-1999 et 2003-2004), utilisant des forçages réalistes, ont permis d'approcher l'impact de la resuspension des sédiments par les vagues et les courants sur le bilan de carbone particulaire (fig. 107). Les périodes retenues sont caractérisées par :

- une activité variable des tempêtes de secteur E-SE, modérée en 1998-1999 et très intense en 2003-2004 ;
- une amplification hivernale des courants de fond et de l'exportation du plateau, en lien avec la formation et la dispersion d'eau dense côtière, plus intenses en 1998-1999 (Ferré *et al.*, 2008 ; Ulses *et al.*, 2008).

Du point de vue quantitatif, l'exportation la plus forte de particules concerne la période novembre à mai des tempêtes exceptionnelles de 2003-2004, où elle atteint 8,6 Mt ; l'exportation de carbone atteint alors 6.10^4 t. L'exportation, tout en restant élevée, est moindre, soit 5,7 Mt, pendant la même période en 1998-1999. Durant ces épisodes, la sédimentation sur le plateau est faible, voire nulle, et l'exportation vers le large peut devenir supérieure à l'apport par les fleuves (Ferré *et al.*, 2008). En revanche, en l'absence théorique de resuspension, les simulations révèlent que seule une faible fraction (10 % à 15 % environ) du matériel particulaire d'origine fluviale est directement exportée du plateau continental du golfe du Lion. Elles confirment qu'en dehors des épisodes extrêmes, les sédiments fins du plateau – prodeltas infralittoraux et vaseuse circalittorale – jouent le rôle de piège et de réservoir pour les contaminants (Ludwig *et al.*, chapitre 18 de cet ouvrage).

Par ailleurs, les simulations des concentrations de particules dans la couche profonde confirment que la resuspension par les vagues intéresse essentiellement les sédiments sablo-vaseux des prodeltas, situés sur le plateau interne, entre 20 m et 40 m de profondeur (fig. 109A, cf. planche couleur 25). Cet effet des vagues et des courants de houle s'atténue rapidement vers le large avec l'accroissement de la profondeur, la fraction sableuse se redéposant rapidement. Les simulations montrent également que lors des tempêtes de secteur E-SE, mais aussi lors des épisodes prolongés de vents de secteur N-NW, les courants de fond s'intensifient et induisent une resuspension des sédiments fins sur l'ensemble du plateau.

Comparées à l'action des tempêtes, celles de la resuspension et de l'exportation, induites par le chalutage, sont bien plus faibles, soit de l'ordre de 0,4 Mt à 0,6 Mt pour tout le matériel particulaire et de $0,5 \cdot 10^4$ t pour le carbone organique (fig. 107). Par ailleurs, cette activité intéresse surtout le domaine compris entre 80 m et 100 m de profondeur, sur le plateau externe où les sédiments sont hétérogènes, issus du mélange de dépôts fossiles grossiers et de particules fines de la vasière circalittorale (fig. 109B, cf. planche couleur 25). Au point de vue des zones touchées, l'effet de l'activité anthropique est donc complémentaire de celui des vagues.

Conclusion

Les résultats originaux, issus des expériences et des simulations sur la dynamique et les bilans de matière dans le golfe du Lion, contribuent à affiner les premières estimations sur les échanges entre le continent et le domaine ouvert de la zone côtière. Néanmoins, les effets des facteurs aléatoires, comme les événements naturels et météo-hydrologiques, ainsi que l'activité humaine de pêche, s'ajoutent à la variabilité temporelle et spatiale et augmentent ainsi la complexité du système.

Les travaux antérieurs, effectués par des mesures directes, ont conduit à évaluer l'exportation annuelle moyenne à 1,9 Mt, donc nettement inférieure à l'apport fluviatile estimé à environ 10 Mt. En conséquence, la zone côtière, et plus précisément le plateau, ont une fonction de puits de matière. Le bilan du carbone organique, qui prend en compte la dégradation de la matière organique, est plus ou moins en équilibre.

Lors d'événements extrêmes, l'exportation de particules après leur remise en suspension devient 5 fois environ plus élevée et variable selon le type d'aléa (crue, tempête, formation d'eau dense), la saison ou l'année concernée. Ainsi, durant certains événements de tempêtes, il peut y avoir érosion nette des vasières ; l'exportation de matière et de carbone peut alors devenir supérieure à l'apport par les rivières. Néanmoins, la fréquence d'occurrence des phénomènes météo-climatiques extrêmes se situe entre 5 et 10 ans pour les plongées d'eau dense hivernale et les tempêtes, et autour de 75 ans pour les crues exceptionnelles du Rhône.

À l'inverse, le chalutage est une activité constante, même s'il ne contribue que faiblement – quelques 20 % – à la remobilisation des fonds et à l'exportation de particules et de carbone.

La question qui peut alors se poser est celle de l'impact de cette exportation et de sa variabilité sur l'écosystème profond. Les travaux sont en cours mais on peut déjà dire que cet impact dépendra de la nature du mécanisme à l'origine de l'exportation et du moment où il se produit. Le carbone sédimentaire est faiblement énergétique (dégradation diagénétique de la matière organique), mais en remobilisant le sédiment, les tempêtes et le chalutage provoquent en même temps le relargage des sels nutritifs contenus dans les eaux interstitielles du sédiment. Une première estimation indique que ce relargage serait supérieur – de plusieurs ordres de grandeur – aux flux naturels par diffusion ou bioturbation. On comprendra alors les conséquences potentielles de cette remobilisation sur la production côtière en général et sur les cycles biogéochimiques en particulier.

Références bibliographiques

- Bourrin F., Durrieu de Madron X., Heussner S., Estournel E., 2008. Impact of winter dense water formation on shelf sediment erosion (evidence from the Gulf of Lions, NW Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 28, 1984-1999.
- Durrieu de Madron X., Abassi A., Heussner S., Monaco A., Aloïsi J.-C., Radakovitch O., Giresse P., Buscaïl R., Kerhervé P., 2000. Particulate matter and organic carbon budgets for the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 23 (6), 717-730.
- Durrieu de Madron X., Denis L., Diaz F., Garcia N., Guieu C., Grenz C., Loÿe-Pilot M.D., Ludwig W., Moutin T., Raimbault P., Ridame C., 2003. Nutrients and carbon budgets for the Gulf of Lion during the Moogli cruises. *Oceanologica Acta*, 26, 421-433.
- Durrieu de Madron X., Ferré B., Le Corre G., Grenz C., Conan P., Pujo-Pay M., Bodiôt O., Buscaïl R., 2005. Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements. *Continental Shelf Research*, 25 (19-20), 2387-2409.
- Durrieu de Madron X., Ludwig W., Civitarese G., Gacic M., Ribera d'Alcalà M., Raimbault P., Krasakopoulou E., Goyet C., 2009. Shelf-slope nutrients and carbon fluxes in the Mediterranean Sea. In: Liu KK, Atkinson L, Quiñones R, Talaue-McManus L (eds), *Carbon and nutrient fluxes in continental margins: a global synthesis*. Global change, the IGBP Series, Springer, Berlin.
- Ferré B., Guizien K., Durrieu de Madron X., Palanques A., Guillén J., Grémare A., 2005. Fine sediment dynamics study during a winter storm in the Gulf of Lion shelf (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 25 (19-20), 2410-2427.
- Ferré B., Durrieu de Madron X., Estournel C., Ulses G., Le Corre G., 2008. Impact of natural and anthropogenic (trawl) resuspension on the export of particulate matter to the open ocean. Application to the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 28, 2071-2091.
- Grémare A., Amouroux J.M., Cauwet G., Charles F., Courties C., de Bovée F., Dinet A., Devenon J.-L., Durrieu de Madron X., Ferré B., Fraunié P., Joux F., Lantoine F., Lebaron P., Naudin J.-J., Palanques A., Pujo-Pay M., Zudaire L., 2003. Response of Mediterranean coastal ecosystems to brief meteorological events. Preliminary results on the impact of a major winter storm. *Oceanologica Acta*, 26 (4), 407-420.
- Heussner S., Durrieu de Madron X., Calafat A., Canals M., Carbonne J., Delsaut N., Saragoni G., 2006. Spatial and temporal variability of downward particle fluxes on a continental slope: lessons from a 8-yr experiment in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Marine Geology*, 234, 63-92.
- Liu K.K., Atkinson L., Chen C.T.A., Gao S., Hall J., MacDonald R.W., Talaue McManus L., Quiñones R., 2000. Exploring continental margin carbon fluxes on a global scale. *EOS Transactions, American Geophysical Union*, 81 (52), 641-644.
- Ulses C., Estournel C., Durrieu de Madron X., Palanques A., 2008. Sediment transport in the Gulf of Lions (NW Mediterranean): impact of extreme meteorological events (storm, flood). *Continental Shelf Research*, 28, 2048-2070.

Chapitre 18

Les métaux lourds dans le golfe du Lion : voies de contamination

WOLFGANG LUDWIG, VINCENT ROUSSEZ, ANDRÉ MONACO, JEAN-LUC PROBST

Résumé

En raison d'une forte affinité chimique entre les métaux lourds et les particules fines, les sédiments déposés dans les milieux aquatiques enregistrent la pollution engendrée par l'activité humaine. Dans les sédiments côtiers du golfe du Lion, les différentes sources de contaminants (Rhône, fleuves côtiers, dépôts atmosphériques, rejets industriels) se manifestent par un enrichissement des concentrations par rapport aux valeurs géochimiques naturelles. Dans l'ensemble, on constate une faible contamination en comparaison avec d'autres sites dans le monde, en accord avec une pression anthropique relativement modérée dans l'arrière-pays, surtout en ce qui concerne l'activité industrielle. Les plus forts enrichissements se trouvent dans les zones littorales dites « prodeltaïques » développées devant l'embouchure des fleuves. Ceux-ci sont la source principale de la plupart des métaux anthropiques sur le plateau. Avec une dynamique sédimentaire rapide, liée aux événements météo-climatiques majeurs (crues et tempêtes), ainsi qu'une forte activité biogéochimique, la mobilité des métaux dans ces dépôts peu profonds est importante. À une échelle locale, sur la base de la signature géochimique enregistrée dans les alluvions du fleuve Têt (Pyrénées-Orientales), la dynamique des métaux a été suivie, dans l'espace et dans le temps, sur le prodelta qui s'est formé devant l'embouchure. À une échelle plus large, celle de l'ensemble de la zone côtière, une première évaluation quantitative de l'exportation des métaux vers la zone profonde a été effectuée, en considérant la composition géochimique des apports fluviaux, des sédiments de surface et des particules collectées aux limites du plateau continental.

Pourquoi étudier les métaux lourds ?

Les éléments dont la densité dépasse 4 g.cm^{-3} à 5 g.cm^{-3} sont considérés comme des « métaux lourds ». Au-delà des propriétés physiques, ce sont, de plus en plus, les propriétés toxicologiques qui définissent aujourd'hui ce groupe d'éléments et l'on y intègre communément tous les métaux et métalloïdes qui peuvent avoir des effets néfastes sur le vivant (Morgan et Stumm, 1991) (tableau 9). En effet, dans l'environnement aquatique, ces éléments se trouvent à l'état de traces dans les eaux, sur les supports solides comme les sédiments fluviaux ou marins, ou encore les organismes vivants. Certains invertébrés, comme les bivalves, accumulent les métaux dans leurs tissus et peuvent ainsi les introduire, à fortes concentrations, dans la chaîne alimentaire, jusqu'à provoquer des perturbations du fonctionnement physiologique chez les animaux supérieurs et chez l'homme. Parmi les métaux lourds les plus problématiques pour l'environnement, on trouve le mercure, le cadmium, le plomb et l'arsenic.

Tableau 9. Éléments chimiques considérés comme métaux lourds

Chrome (Cr)	Cuivre (Cu)	Zinc (Zn)
Arsenic (As)	Sélénium (Se)	Argent (Ag)
Cadmium (Cd)	Indium (In)	Étain (Sn)
Antimoine (Sb)	Mercure (Hg)	Thallium (Th)
Plomb (Pb)	Bismuth (Bi)	

Les productions industrielles, le trafic et / ou les exploitations minières, libèrent des métaux lourds dans l'environnement, souvent sous forme de fines poussières qui peuvent être facilement transportées, par les fleuves et par le vent, vers les zones côtières et la mer ouverte. Si les métaux sont émis sous forme dissoute, ils s'associent prioritairement, par adsorption ou complexation, à des particules fines telles que les argiles, les colloïdes et les matières organiques. La grande majorité de ces contaminants arrive alors à la mer sous forme particulaire, alors que les apports sous forme dissoute ne jouent qu'un rôle mineur.

Dans les zones industrialisées et / ou fortement peuplées, les particules enrichies en métaux et marquées par des compositions spécifiques sont utilisées comme traceurs d'origine. L'étude de la composition métallique dans les zones côtières peut donc servir deux objectifs. Premièrement, elle donne un aperçu du degré de contamination des régions examinées, et, par conséquent, du risque encouru par les écosystèmes. Deuxièmement, elle permet de mieux comprendre la dynamique naturelle de la matière, en faisant la part entre les origines (fleuves, dépôts atmosphériques, courants côtiers), le devenir (sédimentation définitive, exportation au-delà des plates-formes), et les processus (sédimentation et resuspension, transformations géochimiques) qui caractérisent les cycles biogéochimiques. Il y a là un bon exemple de recherche à la fois fondamentale et appliquée, dans un domaine à la confluence de trois interfaces : le continent, l'atmosphère et la mer.

Quelle stratégie suivre dans le golfe du Lion ?

Avec ce double objectif, l'étude des teneurs en métaux lourds dans les sédiments du golfe du Lion était l'une des actions prioritaires de la zone atelier Orme. La stratégie a consisté à réunir trois approches (fig. 110) :

- une cartographie des distributions métalliques dans les sédiments de surface sur l'ensemble du plateau, avec un échantillonnage plus dense dans le champ immédiat des embouchures des fleuves ;
- une collecte des matières en suspension (MES) dans la plupart des fleuves qui se jettent dans cette zone (Têt, Aude, Orb, Rhône), en ciblant les prélèvements pendant les périodes de crues, responsables de la quasi-totalité des apports ;
- une caractérisation des signatures métalliques dans des pièges à particules, déployés le long de la bordure du plateau continental, pour enregistrer les flux et la composition des particules qui quittent le golfe du Lion.

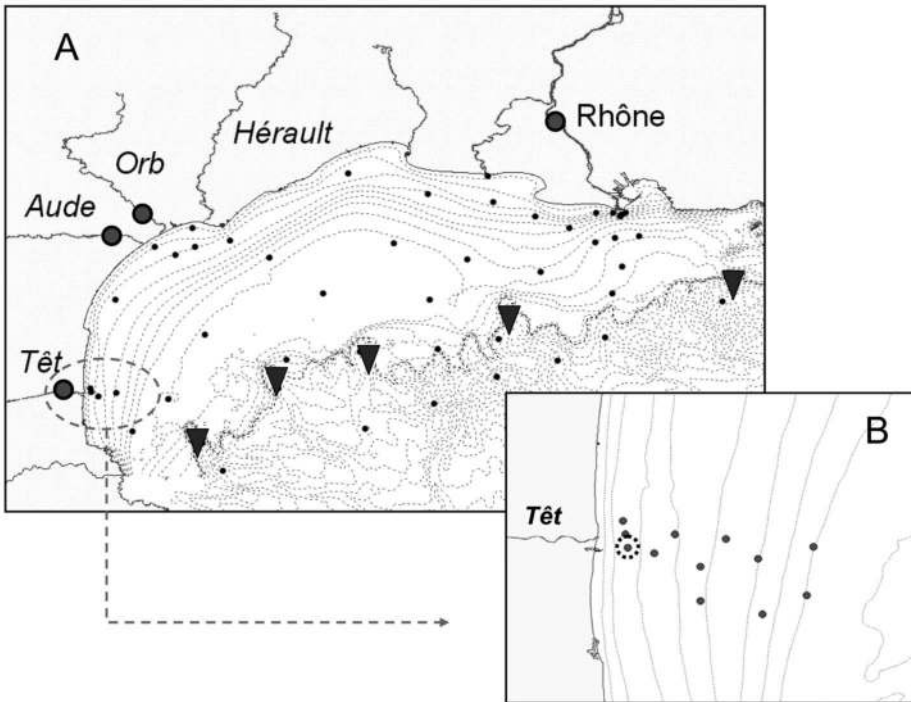


Figure 110. Stratégie de suivi des polluants métalliques dans le golfe du Lion.

A : stations de prélèvement des sédiments de surface. Les points noirs représentent la campagne Remora 3 en octobre 2003, les cercles représentent les prélèvements des matières en suspension des fleuves (pendant des crues en 2003-2004) et les triangles représentent la collecte des particules par des pièges automatiques (début de décembre 2003).

B : prélèvements effectués au large de la Têt. Les points représentent la campagne Sed 2 en avril 2004, le cercle en pointillé représente le positionnement de la bouée Poem-LR où un échantillonnage mensuel des sédiments de surface a été effectué de novembre 2003 à avril 2004 (Bourrin *et al.*, 2007). L'équidistance des isobathes est de 10 m dans les deux cartes.

Parmi les fleuves, le Rhône et la Têt ont fait l'objet d'une attention particulière avec des fréquences d'échantillonnage plus importantes. Depuis la construction du barrage du Nil à Assouan, le Rhône est aujourd'hui le fleuve le plus important de la Méditerranée, il domine ainsi largement les apports fluviaux au golfe du Lion. La Têt, quant à elle, peut être considérée comme un système représentatif des nombreux petits fleuves côtiers méditerranéens, caractérisés par une grande irrégularité des apports. De plus, si le Rhône représente la source majeure des particules, la Têt occupe une position particulière par rapport à la dynamique du système à moyenne échelle. En effet, sous le contrôle des courants côtiers, une quantité importante de l'ensemble des particules du golfe du Lion quitte le plateau *via* le canyon Lacaze-Duthiers, au large de la Têt, pour rejoindre le domaine profond (Canals *et al.*, 2006).

Les analyses physico-chimiques des sédiments ont été faites selon différentes techniques qui demandent, pour la plupart, un traitement des échantillons dans des conditions ultrapropres (Roussiez *et al.*, 2005a, 2006). Les métaux lourds analysés sont les suivants : cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), césium (Cs), cuivre (Cu), nickel (Ni), plomb (Pb) et zinc (Zn). Ceux-ci sont en effet considérés comme de bons indicateurs de l'état de l'anthropisation en général, même si chaque contaminant peut avoir des particularités spécifiques.

Distinguer l'état naturel de la contamination

L'évaluation du degré de contamination dans les sédiments côtiers doit tenir compte de la grande variabilité de la nature des particules, notamment de leur taille et de la composition chimique des roches dont elles dérivent par érosion. En effet, la concentration d'un métal dépend fortement de la taille des particules, sachant que la plupart des éléments se fixent de préférence aux particules fines, généralement très abondantes dans les milieux calmes et peu agités. On peut donc parler d'un « effet granulométrique ». De plus, les teneurs en métaux lourds naturels peuvent être variables selon les roches présentes dans les bassins versants ; les références naturelles doivent être aussi déterminées indépendamment pour chaque région examinée. Par analogie, on pourrait alors parler d'un « effet lithologique ».

Pour atténuer l'effet granulométrique sur les concentrations relatives, l'une des techniques consiste à effectuer les analyses sur la même fraction sédimentaire pour tous les échantillons. Le cas idéal serait de considérer uniquement la fraction argileuse, mais la séparation de cette fraction est laborieuse et peut introduire des contaminations. La plupart des auteurs se focalisent alors sur la fraction inférieure à 63 μm , dominante dans 80 % des sédiments de la zone côtière. Une deuxième correction consiste à normaliser les concentrations par un élément naturel qui se trouve en forte association avec les argiles, et dont les concentrations retracent étroitement l'abondance de cette fraction. Parmi tous les éléments examinés, le Cs s'est révélé le mieux corrélé avec cette fraction dans les sédiments du golfe du Lion (Roussiez *et al.*, 2005a) ; il a donc été retenu comme élément normalisateur.

La prise en compte de l'effet lithologique est plus délicate car il est nécessaire de déterminer, pour chaque élément, la concentration de référence naturelle. Une approche statistique, qui distingue successivement les échantillons « enrichis » de la majorité d'échantillons naturels, a pu être appliquée. Alternativement, on se réfère aux teneurs métalliques dans les niveaux de carottes sédimentaires déposés antérieurement

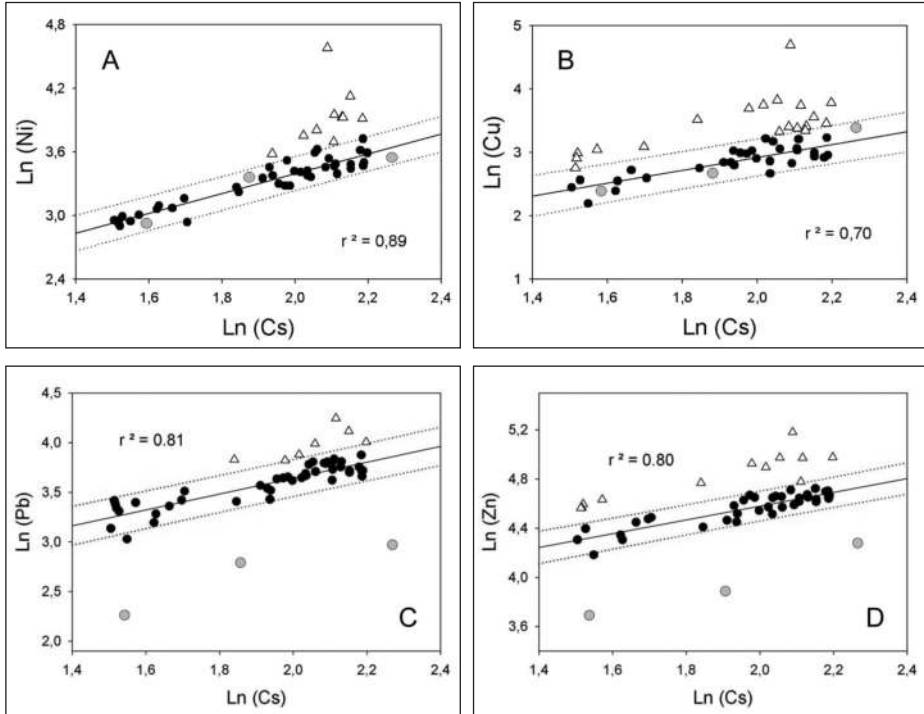


Figure 111. Comment discriminer la contamination métallique des concentrations naturelles ?

La plupart des métaux sont très bien corrélés avec le césium qui retrace fidèlement les teneurs en argile. Si les échantillons sont « enrichis » par la contamination, le rapport métal / Cs est plus important que dans des échantillons naturels. Par conséquent, on peut appliquer une procédure statistique qui enlève successivement de la régression les échantillons qui s'écartent (triangles blancs) de l'intervalle de confiance (lignes en pointillé). La moyenne des échantillons non-contaminés (cercles noirs) définit donc la valeur de référence naturelle. Cette procédure donne des résultats satisfaisants lorsque le nombre d'échantillons contaminés reste faible (cas de Ni et de Cu, fig. 111A et 111B), mais elle ne peut pas aboutir lorsque la contamination est omniprésente. Une deuxième approche consiste alors à comparer les rapports métal / Cs avec des échantillons dans des carottes sédimentaires, en choisissant les niveaux qui correspondent aux périodes préindustrielles (cercles gris). Pour Ni et Cu par exemple, les deux approches concordent parfaitement (fig. 111A et 111B). En revanche, pour Pb et Zn, la différence entre les deux méthodes indique que l'ensemble des échantillons pourrait être contaminé (fig. 111C et 111D). Une troisième approche, basée sur une analyse isotopique, a pu confirmer ce constat pour Pb (Roussiez *et al.*, 2005a). Pour Zn, le recours à une approche isotopique n'est pas possible, mais le comportement similaire entre cet élément et le Pb suggère que l'enrichissement général en Zn est du même ordre que celui en Pb.

à la période industrielle (fig. 111). Une fois les concentrations naturelles de référence déterminées pour chaque élément métallique Me_x , un facteur d'enrichissement FE_x peut être calculé selon l'équation :

$$FE_x = [(Me_x / Cs)_{\text{échantillon}}] / [(Me_x / Cs)_{\text{référence}}]$$

Un facteur d'enrichissement supérieur à 1 peut ainsi indiquer une contamination des sédiments. Les concentrations naturelles de référence peuvent varier d'une région à l'autre ; si elles ont été choisies à partir des références globales, une valeur seuil de 2 est généralement considérée comme un indicateur de contamination (Sutherland, 2000).

Néanmoins, dans cette étude, elles ont pu être déterminées spécifiquement pour la région du golfe du Lion (Roussiez *et al.*, 2005a). Par conséquent, nous avons revu cette limite à la baisse, et la valeur de $FE_x = 1,5$ a été adoptée comme le seuil à partir duquel un enrichissement anthropique devrait être significatif.

État de la contamination métallique dans le golfe du Lion

Une cartographie détaillée des teneurs métalliques dans les sédiments de surface a été établie à l'aide d'outils informatiques adaptés, tels que les logiciels dits « Sig » ou systèmes d'informations géographiques. Cette cartographie montre que les concentrations dans les sédiments (fraction inférieure à 63 μm) sont assez variables, avec une tendance générale à l'augmentation vers le large pour la plupart des métaux lourds (fig. 112, *cf.* planche couleur 26). Ainsi, en première approximation, les plus fortes concentrations se trouveraient loin des sources continentales. En fait, cette image est erronée ; elle est simplement le résultat d'un effet granulométrique dû à l'augmentation de la fraction argileuse dans les aires plus profondes de la marge continentale où la turbulence est moindre.

Néanmoins, malgré une granulométrie plus grossière, on note également des valeurs élevées au large de l'embouchure des fleuves, comme par exemple celles de Cu et de Pb devant le Rhône et la Têt (fig. 112, *cf.* planche couleur 26). Lorsqu'on atténue l'effet granulométrique par la représentation spatiale du facteur d'enrichissement, la source fluviale des contaminants métalliques devient encore plus visible (fig. 113, *cf.* planche couleur 27). Pour la plupart des éléments, les valeurs maximales se trouvent à proximité du littoral, plus précisément devant les embouchures. Certains métaux comme Ni ont une distribution très homogène ; très peu de sites dépassent le seuil de variabilité naturelle ($FE_x = 1,5$). Ce métal semble donc être essentiellement d'origine naturelle dans le golfe du Lion. En revanche, d'autres métaux dépassent clairement ce seuil devant les fleuves, notamment les éléments : Cd, Pb, Zn et Cu. Le phosphore particulaire (P), élément non-métallique mais connu pour afficher une forte augmentation dans les régions anthropisées, suit la même tendance (fig. 113, *cf.* planche couleur 27). Ces cartes illustrent clairement le rôle important que jouent les fleuves dans l'introduction des contaminants à l'intérieur du système sédimentaire du golfe du Lion, ainsi que le piégeage précoce de ces éléments dans les aires à proximité de la côte.

Plus au large, sur la partie ouverte du plateau, les valeurs de FE_x tombent vite en dessous du seuil de 1,5 pour Cu, Cd et P. En revanche, pour les éléments Pb et Zn, l'enrichissement anthropique persiste. Ces deux contaminants sont connus pour un transport s'effectuant de préférence par voie atmosphérique. Leur omniprésence sur le plateau, même loin de la côte, est ainsi compréhensible. La contribution anthropique du Pb dans les sédiments a été déterminée par une approche isotopique, elle a pu confirmer la contamination générale des sédiments par le Pb dans le golfe du Lion (Roussiez *et al.*, 2005a).

Par ailleurs, la figure 113 (*cf.* planche couleur 27) montre que pour de nombreux métaux (Cd, Cu, Ni, Pb), les facteurs d'enrichissement sont élevés à l'extrémité située à l'est du plateau, autour du canyon Planier. Cet endroit est connu pour être le site des rejets de l'usine de traitement de bauxite Aluminium Pechiney, à Gardanne. L'aire de distribution des éléments marque leur dispersion, sous l'effet des courants marins – principalement le courant liguro-provençal – qui longent la bordure du plateau d'est en ouest.

Dynamique d'un système fluvio-marin : le cas de la Têt

Les domaines situés à proximité des embouchures des fleuves sont des lieux favorables au dépôt de contaminants particuliers en provenance des bassins versants. En Méditerranée, où l'effet de la marée est quasiment nul, on désigne communément par le terme « prodeltas » ces unités fonctionnelles (Roussiez *et al.*, 2005b). Les prodeltas ont un caractère particulier ; en effet, bien que situés dans la zone d'influence de la houle lors des tempêtes, ils comportent une certaine proportion de particules fines argilo-colloïdales et de matière organique.

Pour mieux comprendre la dynamique des contaminants dans les prodeltas, une étude pilote sur l'ensemble du système fluvio-marin de la Têt a été menée. Les prélèvements des matières en suspension du fleuve ont été ciblés sur les événements de forts débits, au cours desquels la quasi-totalité des matières particulières est apportée à la mer. Les métaux particuliers suivent cette dynamique. La distribution granulométrique et les teneurs en métaux lourds montrent très peu de variabilité dans les échantillons fluviaux, et leurs flux sont avant tout contrôlés par la fréquence et l'intensité des crues.

La cartographie fine des teneurs métalliques au large de la Têt révèle, à première vue, des tendances similaires à celles observées sur l'ensemble du plateau. Les concentrations absolues augmentent de la côte vers le large (fig. 114), tandis que les facteurs d'enrichissement évoluent dans le sens opposé (Roussiez *et al.*, 2006). Cependant, les résultats du suivi temporel (fig. 115, *cf.* planche couleur 28) montrent que la situation rencontrée peut être différente selon les conditions météo-climatiques ayant affecté la zone. Au moment de la crue du fleuve, en décembre 2003, les concentrations métalliques dans la zone prodeltaïque ont atteint des valeurs maximales proches de celles couramment enregistrées pour les matières en suspension de la Têt (fig. 114) (fig. 115, *cf.* planche couleur 28). Après six mois d'observation, ces concentrations sont progressivement revenues aux teneurs initiales. Par ailleurs, une deuxième crue en mai 2004 n'a pas laissé de dépôt à l'endroit étudié, et les teneurs en éléments traces n'ont pas subi de modification.

L'évolution temporelle montre donc une forte variabilité des concentrations dans la zone infralittorale exposée aux courants de houle. Elle est bien retracée par les concentrations en Cs, indiquant ainsi que le lessivage des argiles peut être à l'origine de cette variabilité. Cependant, l'évolution temporelle des facteurs d'enrichissement montre aussi que cette origine hydrodynamique de la variabilité s'accompagne d'un autre phénomène qui influence directement l'association du métal avec le support particulaire (fig. 116, *cf.* planche couleur 28). Cela concerne particulièrement le Cu dont la concentration totale contient une contribution importante de ce qu'on appelle communément « la fraction facilement échangeable ». Cette fraction correspond aux métaux peu liés aux particules porteuses (facilement extractibles par un lessivage acide). Elle peut être libérée lorsque l'environnement chimique des particules se modifie et elle présente donc les plus fortes propriétés toxicologiques.

Dans un bassin agricole comme celui de la Têt, l'enrichissement en Cu dans les matières en suspension peut provenir des fongicides (CuSO_4) utilisés pour le traitement des vignes et fixés sur les sols. Or, les sulfates dérivés de cette activité ont nettement été identifiés dans les eaux du fleuve (Ludwig *et al.*, chapitre 1 de cet ouvrage). En mer, le changement de salinité et les activités chimiques et biologiques au niveau des sédiments du fond vont entraîner la libération d'une partie de Cu dans les eaux.

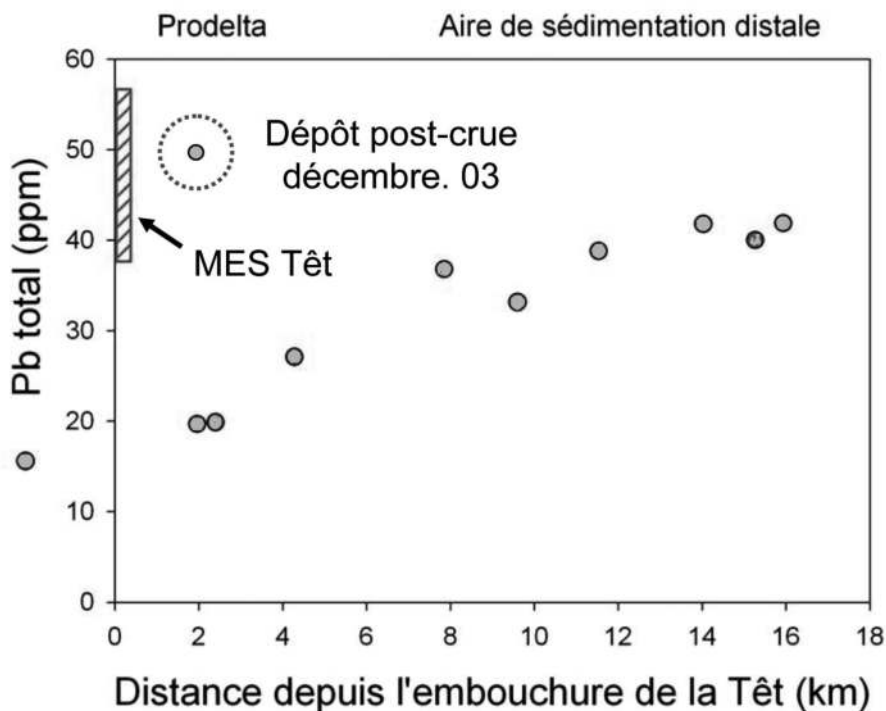


Figure 114. Teneurs en plomb dans les sédiments de surface au large de la Têt. Les échantillons, collectés lors d'une seule mission en avril 2004, montrent une augmentation des teneurs en plomb lorsqu'on s'éloigne de l'embouchure. À titre comparatif, sont également représentées : la concentration de Pb dans les dépôts de la crue en décembre 2003 (cercle en pointillé) ainsi que la gamme des concentrations dans les matières en suspension de la Têt (rectangle hachuré).

En définitive, les prodeltas ne sont pas seulement des centres de dépôts temporels pour les contaminants venant des bassins versants, mais également de véritables « réacteurs biogéochimiques ». Cette mobilité des contaminants est d'ailleurs l'un des facteurs clés pour évaluer leur toxicité, du fait qu'elle augmente le risque pour les organismes vivants. Certains métaux, notamment le cuivre, sont connus pour leur affinité avec la matière organique avec laquelle ils forment des complexes. Dans les sédiments marins, et en particulier au niveau des prodeltas, cette matière organique peut être rapidement minéralisée, provoquant une migration des métaux vers la phase dissoute ou vers les argiles. Seules des techniques sophistiquées, comme celle de l'extraction séquentielle, permettraient de mieux comprendre ces relations organo-minérales.

Le plateau, lieu de stockage définitif ?

La grande mobilité des particules fines et des éléments associés dans les zones côtières pose la question du devenir ultime des contaminants métalliques introduits par les fleuves et par l'atmosphère. Quelles sont les quantités qui resteront sur le plateau

continental et celles qui seront exportées pour rejoindre le domaine profond, notamment lors des tempêtes ?

Pour étudier cette question, les « signatures » métalliques des matières récoltées dans des pièges à particules, immergés en bordure du golfe du Lion, ont été comparées avec celles des différents fleuves et du plateau (fig. 117, cf. planche couleur 29). La période choisie pour cette comparaison a été celle de début décembre 2003, période pendant laquelle tous les fleuves, y compris le Rhône, étaient en crue. Les flux de matières, au niveau des pièges situés dans le canyon Lacaze-Duthiers, ont alors atteint des valeurs pouvant être 5 à 10 fois supérieures à celles enregistrées pendant le reste du mois.

Les facteurs d'enrichissement métallique (*FE*) dans les particules collectées par les pièges sont différents de ceux des particules fluviales. Dans les fleuves, ces facteurs sont variables et traduisent les particularités des activités anthropiques dans les bassins versants concernés, comme le montrent les enrichissements en Cu dans les fleuves agricoles (Aude et Têt) à l'ouest, ou en Zn et en Pb dans le Rhône dont le bassin versant est plus industrialisé. En revanche, dans les différents pièges, les *FE* sont assez uniformes et se rapprochent de la signature moyenne des *FE* déterminés dans les sédiments du plateau. Seul le canyon Planier, à l'est du plateau, montre un enrichissement plus important pour certains métaux, en particulier pour le Pb, celui-ci étant le résultat des rejets directs de l'usine Pechiney. Cette comparaison entre les fleuves, le plateau et les pièges, indique alors que les matières en suspension, qui quittent le golfe du Lion par les canyons sous-marins, sont plutôt des matières remobilisées du plateau et non directement les particules des fleuves en crue. Le transport depuis les bassins versants jusqu'à la mer profonde implique probablement de nombreux cycles de dépôt et de resuspension, ainsi que des transformations biogéochimiques, aux termes desquels les particules et leur contenu métallique acquièrent un caractère pratiquement conservatif.

La quantification exacte des métaux qui échappent définitivement à la zone côtière est difficile, elle nécessite avant tout de quantifier l'ensemble des flux particuliers dans le golfe du Lion. Suite aux suivis qui ont été mis en place sur le Rhône et sur quelques fleuves côtiers dans le cadre de programmes de recherche comme celui de la zone atelier Orme, les flux d'entrée par les fleuves commencent à être plus ou moins connus (Radakovitch *et al.*, 2008). Cependant, les échanges par les courants marins et / ou les événements de remise en suspension par les tempêtes sont naturellement difficiles à évaluer. Un premier bilan, qui s'appuie en particulier sur les données des pièges de décembre 2003, indique que la moitié des métaux en provenance des fleuves échappe probablement au stockage définitif sur le plateau. Pour quelques métaux spécifiques – le cuivre et surtout le cadmium – ce pourcentage pourrait être nettement plus réduit. Néanmoins, l'incertitude pour le bilan des transferts particuliers restant importante, ces valeurs ne sont que de premières estimations qui nécessitent d'être confirmées à l'avenir.

Conclusion

L'étude des métaux lourds dans le golfe du Lion montre clairement que l'évaluation de la contamination métallique des sédiments côtiers ne peut pas aboutir lorsqu'elle est simplement basée sur l'analyse des sédiments bruts. Elle doit tenir compte de la variabilité des sédiments. Cette variabilité concerne les différences de taille – directement contrôlées par les conditions hydrodynamiques – et les différences de composition

chimique naturelle – largement déterminées par la nature des roches qui sont la source même des particules. Malheureusement, dans beaucoup de réseaux opérationnels de suivi de la qualité de l'environnement, les teneurs en métaux dans les sédiments bruts restent les seuls paramètres déterminés, limitant ainsi l'utilité de ces informations. Par ailleurs, la variabilité spatiale et la variabilité temporelle doivent être prises en compte. Les sédiments sont souvent considérés comme des archives qui enregistrent en continu l'évolution de la contamination dans le temps. On oublie facilement que, pour un site étudié, les sédiments rencontrés ne sont pas toujours les mêmes, surtout à proximité des fleuves où la mobilité de ces sédiments peut être importante.

Les données collectées donnent, pour la première fois, un aperçu global du degré de contamination en métaux lourds dans le golfe du Lion. De manière générale, on peut constater que cette pollution paraît modérée, dans la mesure où les facteurs d'enrichissement ne sont pas très élevés par rapport à ceux d'autres sites dans le monde. Cela corrobore le fait que les pressions anthropiques ne sont pas particulièrement élevées, en raison d'une industrialisation peu développée dans l'arrière-pays, les industries étant les sources principales de pollution métallique. Néanmoins, il est établi que la répartition spatiale des polluants se fait de manière très inégale. Les enrichissements les plus forts se trouvent dans les systèmes prodeltaïques qui reçoivent directement l'apport des fleuves, et donc dans la frange littorale proche des activités de loisirs et de pêche. Cette position rend ces contaminants plus susceptibles d'être transformés ou redistribués lors de conditions météo-climatiques extrêmes ; ils peuvent alors être dispersés vers le large, avant d'être réintroduits par de nouveaux apports en provenance des bassins versants.

Références bibliographiques

Bourrin F., Monaco A., Aloïsi J.-C., Sanchez-Cabeza J.A, Lofi J., Heussner S., Durrieu de Madron X., Jeanty G., Buscail R., Saragoni G., 2007. Last millennia sedimentary record on a micro-tidal, low-accumulation prodelta (Têt NW Mediterranean). *Marine Geology*, 243, 77-96.

Canals M., Puig P., Durrieu de Madron X., Heussner S., Palanques A., Fabres J., 2006. Flushing submarine canyons. *Nature*, 444, 354-357.

Morgan J.J., Stumm W., 1991. Chemical processes in the environment, relevance of chemical speciation. In: E. Merian (ed.), *Metals and their compounds in the environment*, Wiley and sons, pp. 67-103.

Radakovitch O., Roussiez V., Ollivier P., Ludwig W., Grenz C., Probst J.-L., 2008. Particulate heavy metals inputs from rivers and their deposits on the Gulf of Lion continental shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77, 285-295.

Roussiez V., Ludwig W., Probst J.-L., Monaco A., 2005a. Background levels of heavy metals in surficial sediments of the Gulf of Lions (NW Mediterranean): an approach based on ¹³³Cs normalization and lead isotope measurements. *Environmental Pollution*, 138, 167-177.

Roussiez V., Aloïsi J.-C., Monaco A., Ludwig W., 2005b. Early muddy deposits along the Gulf of Lions shoreline: a key for a better understanding of land-to-sea transfer of sediments and associated pollutant fluxes. *Marine Geology*, (222-223), 345-348.

Roussiez V., Ludwig W., Probst J.-L., Monaco A., Bouloubassi I., Buscail R., Saragoni G., 2006. Sources and sinks of sediment-bound contaminant in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea): a multi-tracer approach. *Continental Shelf Research*, 26, 1843-1857.

Sutherland R.A., 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39, 611-627.

Chapitre 19

Des organismes « sentinelles » pour la surveillance de la qualité chimique des eaux littorales

BRUNO ANDRAL

Résumé

L'utilisation des organismes « sentinelles » ou indicateurs pour la surveillance des contaminants dans le milieu marin est reconnue à l'échelle internationale. Sur quelques mois, le phénomène de bioaccumulation permet de s'affranchir des fluctuations rapides des concentrations dans l'eau, il facilite l'analyse des éléments à l'état de traces dans le milieu, grâce à des teneurs beaucoup plus élevées dans les organismes. Les stratégies développées sont de deux types : soit l'utilisation de populations indigènes de moules sauvages ou cultivées (*biomonitoring* passif, cas du réseau national d'observation RNO), soit le recours aux transplants d'individus provenant d'un site de référence (*biomonitoring* actif, cas du réseau intégrateurs biologiques RINBIO). En Méditerranée française, face à la faible disponibilité de stocks naturels de moules, le réseau RINBIO s'appuie, depuis 1996, sur une centaine de stations de moules disposées en mer et en lagune le long des 1 800 km de côtes françaises. Dans la zone atelier Orme, les résultats montrent qu'il existe des apports significatifs de métaux lourds (plomb, mercure, cadmium, nickel, chrome), de PCB et d'hydrocarbures, plus particulièrement dans les zones industrielles (golfe de Fos, Sète, Port-la-Nouvelle) et dans les embouchures des fleuves (Rhône et Hérault). L'impact sur les lagunes est cependant plus prononcé, en relation notamment avec la proximité des bassins versants, la capacité de renouvellement des eaux et leur degré de confinement, ainsi que la contamination historique des stocks sédimentaires par les pesticides. Globalement, à l'échelle de la zone atelier, les données montrent des tendances significatives à la baisse pour l'ensemble des contaminants.

Introduction

À l'opposé de l'Atlantique et de la Manche, le milieu marin méditerranéen présente des spécificités ; celles-ci compliquent la compréhension de son fonctionnement et l'approche quantitative en vue de sa gestion durable. Du point de vue de l'environnement, le système côtier méditerranéen se comporte comme un système « impulsional » directement lié aux actions météorologiques. En effet, la plupart des processus en jeu résultent directement de l'action du vent – souvent brutal – qui agit au niveau des courants superficiels, ainsi que du mélange vertical de la masse d'eau, de la remontée des eaux profondes ou *upwelling* et de la remise en suspension des sédiments contaminés. Les pluies d'orage agissent à différents niveaux : celui des apports atmosphériques, celui des apports liés aux crues des grands et petits fleuves côtiers, et celui du lessivage des zones urbaines imperméabilisées. C'est donc un système tout à fait aléatoire, contrairement à celui des côtes atlantiques où la marée tient lieu de source d'énergie.

L'ensemble des travaux scientifiques réalisés ces dernières années a démontré l'existence de perturbations environnementales, plus ou moins conséquentes, dans la bande côtière du littoral méditerranéen. Ces perturbations concernent la dégradation des écosystèmes, l'eutrophisation, la contamination chimique – importante et en augmentation pour certains sites et pour certaines substances chimiques – et les effets écotoxicologiques des contaminants. Les données proviennent en grande partie des réseaux de surveillance, mais également de campagnes océanographiques et de programmes expérimentaux, portant notamment sur la biogéochimie et sur le devenir des contaminants dans le milieu marin.

La contamination chimique du milieu marin est une préoccupation majeure de la plupart des États riverains de la Méditerranée. Cette priorité est désormais traitée dans le cadre de la convention de Barcelone qui engage les États à réduire les apports en contaminants d'origine accidentelle et / ou continentale (apports par les cours d'eau ou par l'atmosphère, rejets industriels et domestiques, etc.).

Depuis 1975, l'Union européenne a adopté une trentaine de directives ou de décisions communautaires. Celles-ci reposent sur une double approche : la lutte contre les rejets de substances dangereuses dans l'environnement aquatique et la définition de normes de qualité pour des zones particulières. Pour améliorer l'efficacité de cette politique et assurer une meilleure cohérence entre les différentes directives, les États membres ont élaboré une directive cadre structurante pour la politique de l'eau en Europe. L'objectif de cette directive est d'atteindre, à l'horizon 2015, un bon état écologique et chimique des masses d'eau côtières et de transition (estuaires, étangs littoraux saumâtres, etc.).

Cette directive prévoit l'engagement des pays à dresser l'état de la contamination aquatique par les substances chimiques, à en identifier les apports, à mieux comprendre les mécanismes de dispersion en milieu marin, et enfin, à procéder à des investissements destinés à réduire, voire éliminer, les sources de contamination, dans le souci du maintien et du développement durable des activités en zone côtière. Pour répondre à ces objectifs, il est donc nécessaire de disposer, dans la durée, de dispositifs pour la surveillance de la qualité des eaux et des écosystèmes côtiers.

Depuis 1975, l'Ifremer opère dans le cadre contractuel des réseaux de surveillance régionaux ou nationaux chargés de suivre la qualité des eaux et des écosystèmes littoraux. En Méditerranée, la stratégie de surveillance s'appuie, depuis une dizaine

d'années, sur le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage). Celui-ci est un instrument de planification qui définit, à l'échelle des bassins Rhône-Méditerranée et Corse, les principes d'une gestion équilibrée de l'eau et des milieux aquatiques. C'est dans ce cadre qu'à partir de 1996, les premiers efforts en matière de développement méthodologique ont été menés pour optimiser la connaissance de la contamination chimique à l'échelle de la façade maritime, intensifier la lutte contre la pollution par les substances toxiques et répondre aux futurs enjeux de la directive cadre « Eau ».

Principes de la biosurveillance (ou *biomonitoring*)

La mesure directe des contaminants dans l'eau fait appel à des techniques analytiques sophistiquées et coûteuses, compte tenu du fort potentiel de dilution rencontré en milieu marin. Les concentrations en contaminants mesurées sont extrêmement faibles et bien souvent inférieures à la limite de détection analytique. De plus, la variabilité temporelle du milieu littoral ne confère que peu de signification à une mesure ponctuelle. C'est pourquoi les réseaux de surveillance se sont orientés vers l'utilisation de matrices intégratrices permettant de « concentrer » les contaminants pour en faciliter l'analyse.

Compte tenu de la forte affinité des contaminants chimiques pour le matériel particulaire, en particulier la fraction fine des sédiments ($< 63 \mu\text{m}$), ces derniers sont couramment utilisés comme indicateurs de la qualité du milieu marin car ils constituent un réservoir potentiel de contaminants chimiques. Ils permettent également de retracer l'historique de la contamination d'un site (géochronologie), grâce à l'étude des différentes strates sédimentaires qui s'y sont déposées.

Toutefois, soumis à diverses influences à la fois continentales et marines, les sédiments côtiers présentent des caractéristiques propres, et donc des capacités très variables pour retenir les contaminants. Ainsi, les sédiments grossiers ne retiennent que de très faibles quantités de contaminants, peu représentatives des apports potentiels. L'acquisition de données en réseau est donc étroitement liée à la présence de particules fines, laquelle est inféodée aux apports des bassins versants, à l'hydrodynamique des sites échantillonnés et à l'occurrence d'événements météorologiques extrêmes capables de remanier la couche sédimentaire. À une large échelle spatiale, les résultats doivent être interprétés avec prudence, afin d'éviter un certain nombre de biais liés principalement à l'hétérogénéité des sédiments collectés.

Depuis les années 1970, l'intérêt des organismes « sentinelles » ou indicateurs, la moule en particulier, pour la surveillance des niveaux et des tendances de la contamination chimique en milieu côtier, s'est renforcé au plan international (O'Connors, 1992).

Dans le cas de la moule, cette biosurveillance repose sur sa capacité à concentrer, dans ses tissus, les contaminants chimiques, dans un facteur proportionnel à leur biodisponibilité (Fischer, 1984). Le phénomène de bioaccumulation, fonctionnant à l'échelle de quelques mois, permet ainsi de s'affranchir des fluctuations rapides des masses d'eaux. Il facilite l'analyse des contaminants grâce à des teneurs plus élevées rencontrées dans les organismes. Pour certains contaminants, le facteur de bioconcentration peut être de 10 000, sans risque pour la santé de l'organisme « sentinelle ».

L'utilisation de la moule s'est généralisée en raison de la large aire de répartition de cette espèce, de sa facilité d'approvisionnement, de sa tolérance à de larges gammes de

température et de salinité et de sa robustesse aux manipulations et aux transports. D'autre part, la physiologie et les processus de bioaccumulation de l'espèce sont bien connus, ce qui est important pour l'interprétation des résultats. Enfin, l'utilisation d'un organisme vivant comme indicateur présente l'intérêt majeur d'évaluer les risques pour la santé humaine, en cas de consommation de produits de la mer contaminés.

Stratégies de biosurveillance de la contamination chimique

Ces stratégies sont de deux types. Certaines utilisent les populations indigènes de moules sauvages ou cultivées (biosurveillance passive). D'autres ont recours aux transplants d'individus provenant d'un site de référence (biosurveillance active).

Le *biomonitoring* passif : le réseau national d'observation (RNO)

Dès 1974, le RNO a été mis en place par le ministère chargé de l'Environnement, avec pour premier objectif, l'évaluation de la qualité générale du milieu marin et des niveaux et tendances de ses polluants (Claisse *et al.*, 1992).

L'ensemble des activités du RNO est coordonné par l'Ifremer et contribue à remplir les obligations de la France dans le cadre de certaines conventions internationales. L'organisation d'exercices d'intercalibration est un thème permanent dans les programmes du RNO. L'Ifremer est impliqué dans le programme QUASIMEME (*Quality Assurance for Information from Marine Environmental Monitoring in Europe*).

À partir de 1978, les programmes de surveillance ont porté sur la matière vivante et sur le sédiment, les campagnes pour ce dernier compartiment étant organisées tous les 8 à 10 ans. Le progrès des connaissances, et notamment l'analyse critique des résultats de la période 1974-1984, a permis d'optimiser l'évaluation « niveaux et tendances » dans la matière vivante, en l'occurrence dans les coquillages bivalves filtreurs.

Les organismes marins – moules et huîtres prélevées à la côte – sont ici utilisés comme indicateurs quantitatifs de contamination. Depuis l'optimisation spatiale du plan d'échantillonnage en 1997, les points de prélèvement sont au nombre de 80. Ils ont été échantillonnés quatre fois par an par les agents de l'Ifremer jusqu'en 2002 où la fréquence des prélèvements a été ramenée à deux fois par an.

Les paramètres mesurés sont les métaux (mercure, cadmium, plomb, zinc, cuivre), les pesticides organochlorés (DDT et ses produits de dégradation, lindane HCH), les polychlorobiphényles (PCB) et les hydrocarbures polyaromatiques (HAP).

Le *biomonitoring* actif : le réseau intégrateurs biologiques (RINBIO)

En complément du RNO, l'Ifremer a développé le réseau RINBIO, en partenariat avec l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse, pour pouvoir évaluer les niveaux de contamination chimique dans chacune des unités de gestion servant de référentiel géographique au Sdage (Andral *et al.*, 2004). L'objectif du RINBIO est d'obtenir des données au milieu de chaque masse d'eau, appelé champ moyen, dans une zone représentative de la dilution des différents apports affectant la partie marine de chaque unité de gestion. Le réseau RINBIO, dans sa configuration opérationnelle, comporte 100 stations dont 20 en lagunes.

RINBIO : une grande souplesse d'utilisation

Le protocole expérimental permet d'optimiser la comparaison entre plusieurs stations : échantillons homogènes au regard de la population d'origine, de sa taille, de son âge et de son environnement. Chaque lot, constitué de 3 kg de moules, provient de filières en mer situées dans un site non-contaminé. La période de stabulation est de 2,5 mois. Le mouillage est léger, discret, adapté à toutes les conditions hydrodynamiques. Il procure beaucoup de souplesse au plan d'échantillonnage (nombre de stations, distance à la côte, hauteur de l'échantillon dans la colonne d'eau). En lagune, la poche contenant l'échantillon est fixée sur des structures existantes ou posée à plat sur des trépieds (fig. 119)

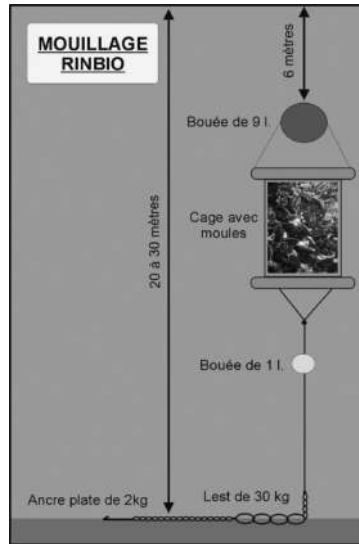


Figure 119. Protocole expérimental du dispositif RINBIO

Les opérations de pose et de relève sont facilitées par la précision du positionnement (GPS), ainsi que par la taille du mouillage et sa signature caractéristique (sonar ou sondeur). Dans les secteurs à risque, il est possible de positionner plusieurs mouillages pour une même station. La récupération est réalisée par plongée ou « grappinage », avec des moyens nautiques légers et rapides, ce qui limite le coût des campagnes (photos 4 et 5). Les échantillons sont préparés selon un protocole standardisé, et les analyses chimiques sont réalisées sous une démarche d'assurance-qualité.

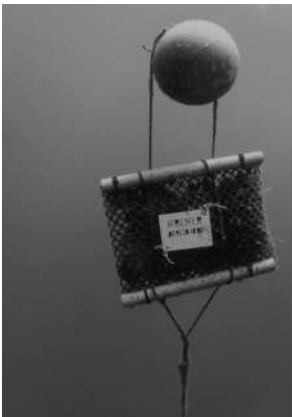


Photo 4. Une cage à moules (crédit photo : Éric Émery, Ifremer).



Photo 5. Récupération des échantillons (crédit photo : Éric Émery, Ifremer).

RINBIO : une méthode originale pour le traitement des données

Malgré un protocole standardisé, la variabilité trophique des eaux de la Méditerranée peut brouiller le signal obtenu par la mesure directe des contaminants dans la chair des moules. La croissance peut agir comme un facteur de dilution de la quantité de contaminant incorporée, alors que l'amaigrissement agit comme un facteur de concentration. L'utilisation d'indices de condition, représentatifs de l'état physiologique et de la croissance des moules échantillonnées, permet de corriger ce biais. Quels que soient le secteur trophique et les contaminants, il existe une liaison effective, exprimée par le ratio « indice de condition / concentration en contaminant » qui discrimine les sites contaminés.

Pour chaque contaminant, on détermine alors un modèle de correction des effets biologiques, afin d'obtenir un résultat représentatif de la concentration en contaminant biodisponible dans le milieu. Ce modèle permet, à l'échelle du réseau, d'ajuster les résultats à un individu standard et de les comparer, indépendamment de l'hétérogénéité physico-chimique et trophique des sites expérimentés (fig. 120).

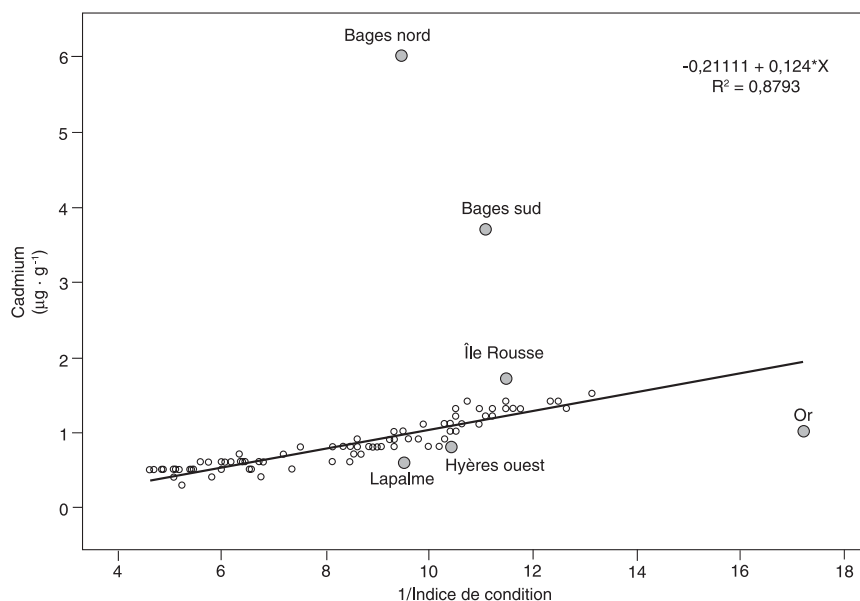


Figure 120. Liaison effective (ou ratio « indice de condition / concentration en contaminant ») dans le cas du cadmium.

Les gisements naturels de moules n'étant pas disponibles sur tout le linéaire côtier du littoral méditerranéen français, et en particulier au sein des masses d'eau, le réseau RINBIO utilise la méthode des transplants de moules. La transplantation de moules permet de sélectionner les stations, indépendamment de la présence de populations naturelles, de leur distance à la côte et de leur profondeur. Elle permet également de réduire l'influence de nombreux facteurs susceptibles d'induire des fluctuations dans les mesures. Ces facteurs sont les variations saisonnières ou entre espèces ou pour une même classe d'âge ou de taille, en raison notamment de différences génétiques.

Les campagnes sont menées tous les trois ans, selon un protocole standardisé permettant d'obtenir une photographie de la contamination chimique à l'échelle de la

façade maritime. Les développements réalisés permettent d'obtenir d'excellents résultats en matière de récupération des stations et de modéliser l'interaction observée entre la croissance des moules et les concentrations bioaccumulées dans leurs tissus mous. Cela facilite la comparaison des concentrations obtenues dans des conditions trophiques différentes à l'échelle spatiale, par ajustement des concentrations à un individu standard (Andral *et al.*, 2004).

Les paramètres mesurés sont les mêmes que ceux du RNO, auxquels s'ajoutent le nickel, le chrome et l'arsenic. Compte tenu des coûts analytiques, les diphényléthers bromés, les dioxines et certains détergents, ont également été mesurés sur un nombre restreint de stations.

Sur la base de cette expérience unique dans le domaine de la surveillance active, le programme Mytilos, coordonné par l'Ifremer, a permis de dresser, pour la première fois, une carte de la contamination chimique à l'échelle de la Méditerranée occidentale (trois façades continentales, îles Baléares, Sicile, Sardaigne, Corse et Maghreb) avec le soutien du programme Interreg III B / Medocc, du Pnue / Pam-Medpol et de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse. La technique, actuellement déployée en Méditerranée orientale, permettra de définir, à l'échelle de toute la Méditerranée, des teneurs de base concernant les principaux contaminants chimiques, tout en identifiant les sites les plus contaminés.

Notons que sur la zone atelier Orme, le RINBIO représente 37 stations dont 19 sont localisées en lagunes, et le RNO représente 11 stations échantillonnées sur des gisements naturels de moules, dont 5 sont localisées en lagunes (fig. 118, *cf.* planche couleur 29).

Analyse spatio-temporelle de la contamination dans la zone atelier Orme

L'ensemble des résultats est exprimé en μg ou ng par gramme de chair sèche.

Métaux lourds

Pour le cadmium, on observe des concentrations moyennes équivalentes en mer ouverte et en lagune, soit de l'ordre de $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Ces valeurs sont identiques à celles observées à l'échelle nationale et dans le bassin occidental de la Méditerranée. Seule la lagune de Bages se démarque de cette tendance, les maxima étant jusqu'à six fois supérieurs, avec un gradient décroissant du nord vers le sud. Ce gradient est lié à l'arrivée, dans le nord de l'étang, du canal de la Robine qui est le vecteur des rejets d'une usine de pigments de peintures, située près de Narbonne. Depuis 1999, les séries de données du RNO montrent clairement une tendance décroissante significative, liée aux aménagements réalisés par la société responsable des rejets pour mettre ses effluents aux normes. Le cadmium est le métal qui présente la plus forte tendance à la décroissance, y compris dans les stations du golfe de Fos et de Camargue (sous l'influence directe du panache du Rhône), pour lesquelles on voit également l'effet des réglementations dans certains secteurs de l'industrie chimique.

Pour le mercure, le bruit de fond se situe en dessous de $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, en cohérence avec les teneurs observées à l'échelle nationale et dans le bassin occidental de la Méditerranée. Le complexe des étangs palavasiens, Vic, Méjean et surtout le Prévost, est le seul site où

l'on retrouve des teneurs trois à quatre fois supérieures. Une tendance à la décroissance semble s'amorcer depuis 1999 ; néanmoins, la source diffuse de contamination n'est toujours pas identifiée.

Les teneurs en zinc sont homogènes en mer et en lagune, autour d'une valeur de $150 \mu\text{g.g}^{-1}$, équivalente à la médiane nationale du RNO. Seul le grau de l'étang de Bages présente des concentrations de zinc plus élevées, qui pourraient être liées à l'activité portuaire de Port-la-Nouvelle ; cet élément étant utilisé dans les anodes anticorrosion des bateaux.

On constate également une grande homogénéité des concentrations en cuivre autour d'une valeur de $6 \mu\text{g.g}^{-1}$, équivalente à la médiane nationale et aux valeurs observées en Méditerranée occidentale. Les teneurs sont légèrement plus élevées sur les secteurs portuaires (golfe de Fos, grau de l'étang de Bages), en raison de l'utilisation de ce métal dans certaines peintures *anti fouling* pour les coques de navires. Les tendances observées baissent toutefois significativement.

Depuis les années 1990, la généralisation de l'usage d'essence sans plomb s'est traduite par une diminution de la contamination par ce métal sur tout le littoral ; la principale source d'apport étant atmosphérique. Il existe ainsi pour le plomb une grande homogénéité des données autour d'une valeur moyenne de $1 \mu\text{g.g}^{-1}$, avec un pic ($5 \mu\text{g.g}^{-1}$) identifié par le RNO à l'embouchure de l'Hérault, et que l'on ne retrouve pas en mer ouverte sur les stations RINBIO. Les lagunes possèdent des teneurs plus faibles que les stations en mer, à l'exception de l'étang de La Peyrade qui présente des valeurs de l'ordre de $5 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Ces deux pics semblent témoigner d'une contamination chronique beaucoup plus importante, faisant certainement appel à d'autres sources d'apports, surtout en ce qui concerne l'étang de La Peyrade situé à proximité du complexe industriel de Sète. La source de contamination responsable des teneurs mesurées à l'embouchure de l'Hérault n'est pour l'instant pas identifiée. Les valeurs sont, dans leur ensemble, inférieures à la médiane observée par le RNO à l'échelle nationale, et du même ordre de grandeur que celles observées en Méditerranée occidentale.

En ce qui concerne le nickel, les teneurs mesurées en mer sont faibles (de l'ordre de $1 \mu\text{g.g}^{-1}$), contrairement à certaines lagunes, notamment les étangs de Bages, Salses, Leucate, Ayrolle et La Palme, où les valeurs peuvent être jusqu'à quatre fois supérieures. Le bruit de fond observé dans la zone atelier Orme est équivalent à celui observé à l'échelle nationale et à l'échelle de la Méditerranée occidentale.

Pour le chrome, les taux de contamination sont également homogènes, autour de $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$, sauf dans la station RNO située à l'embouchure de l'Hérault et dans les stations RINBIO situées à proximité de l'embouchure du Rhône, pour lesquelles les valeurs sont sensiblement plus élevées. Les données acquises sur le Rhône montrent que les concentrations en chrome augmentent proportionnellement avec le débit solide du fleuve. Pour cet élément, les teneurs mesurées par le réseau RINBIO en mer ouverte sont légèrement inférieures à celles mesurées par le RNO en Méditerranée, en Atlantique et dans la Manche.

Pour l'arsenic, l'ensemble des données obtenues dans le cadre du RINBIO se situe autour de $20 \mu\text{g.g}^{-1}$, sans différence significative entre la mer ouverte et les lagunes. Ces résultats sont cohérents avec ceux du RNO et ne témoignent pas d'une contamination significative de la zone par l'arsenic.

Molécules organiques

Pour les PCB, sur l'ensemble des congénères analysés, seuls les CB 138 et 153 donnent des résultats systématiquement supérieurs aux seuils analytiques. Ces molécules de synthèse sont particulièrement stables et inertes chimiquement. C'est pourquoi elles ont été largement utilisées, depuis les années 1930, comme agents diélectriques, fluides hydrauliques et caloporteurs, lubrifiants ou additifs de peintures. Parmi plus de 200 congénères connus, certains sont extrêmement toxiques. Leur forte rémanence fait que l'ensemble de l'environnement terrestre et marin, à l'échelle mondiale, est contaminé par ces composés. L'usage des PCB est interdit en France depuis 1987.

Les concentrations de CB 153 et 138 rencontrées dans le cadre du RNO sont relativement élevées (de l'ordre de 40 ng.g^{-1}) sur le delta du Rhône et le golfe de Fos ; elles représentent environ deux fois la médiane observée à l'échelle nationale. Ces résultats sont à mettre en relation avec les apports du Rhône car les données obtenues dans le cadre du RINBIO montrent un gradient décroissant à partir de l'embouchure du fleuve.

À l'échelle du bassin, toutes les teneurs de PCB mesurées dans le cadre du RINBIO sont de moitié inférieures aux valeurs médianes du RNO, ce qui tend à montrer, en mer ouverte, un effet de dispersion et de dilution plus important pour les molécules organiques que pour les métaux. Ce résultat est confirmé par les concentrations observées par le programme Mytilos en Méditerranée occidentale.

En ce qui concerne les lagunes, les valeurs de PCB sont sensiblement plus élevées sur la lagune du Prévost, les concentrations étant toutefois de l'ordre de grandeur de la médiane nationale du RNO. L'étang de La Peyrade, qui n'est échantillonné que dans le cadre du RINBIO, présente des concentrations de l'ordre de 40 ng.g^{-1} , cette contamination pouvant s'expliquer par la proximité du complexe industriel de Sète.

Les tendances significatives de diminution des molécules organiques sont uniquement enregistrées pour les stations du delta du Rhône et du golfe de Fos.

Depuis plusieurs années, les concentrations du DDT et de ses métabolites (DDD, DDE) montrent, à l'échelle de la zone, une baisse généralisée. La baisse la plus marquée correspond à la période allant de 1979 à 1986. Après 1987, le phénomène se ralentit, avec une tendance asymptotique vers les limites de détection analytique. Cette tendance généralisée à la diminution des concentrations de ces éléments s'explique par l'interdiction de l'usage de cet insecticide en France depuis 1972.

Sur le littoral Languedoc-Roussillon et sur le panache du Rhône, on remarque cependant des teneurs allant jusqu'à six fois la médiane nationale du RNO, avec une prédominance nette des produits de dégradation de cette molécule. Les taux les plus élevés de ces derniers sont trouvés dans l'ensemble des lagunes, ils peuvent atteindre 100 ng.g^{-1} pour la somme des trois composés, ce qui témoigne de l'utilisation massive de cette molécule, dans les années 1960, pour la démoustication.

Comme pour les PCB et le DDT, on remarque un effet de dilution dispersif important du milieu marin pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les médianes mesurées sur les stations lagunaires ou sur celles situées à la côte sont de l'ordre de 10 ng.g^{-1} , elles sont systématiquement plus élevées que celles mesurées en milieu ouvert (1 ng.g^{-1} environ).

Dans le cadre du RNO et du RINBIO, le fluoranthène constitue le composé le plus représentatif des HAP avec, à l'échelle de la zone atelier, des teneurs de l'ordre de 5 ng.g^{-1} . Ces valeurs sont équivalentes au bruit de fond retrouvé en Méditerranée

occidentale. Il n'existe pas de tendance décroissante significative de la contamination. Les taux les plus élevés se retrouvent dans le golfe de Fos – où les concentrations mesurées sont jusqu'à deux fois supérieures – et dans certaines lagunes comme La Peyrade et Bages à la hauteur du grau, en relation avec les activités des sites industriels et portuaires de Sète et de Port-la-Nouvelle. Les taux observés sont toutefois faibles si on les compare à ceux de sites contaminés en Méditerranée occidentale, comme les ports où il est fréquent d'atteindre des concentrations en fluoranthène de l'ordre de 50 ng.g⁻¹.

Synthèse

Sur l'ensemble de la zone atelier Orme, les informations recueillies par les réseaux de surveillance de la qualité du milieu marin montrent qu'il existe des apports significatifs de métaux lourds (plomb, mercure, cadmium, nickel, chrome), de PCB et d'hydrocarbures, plus particulièrement dans les zones industrielles (golfe de Fos, Sète, Port-la-Nouvelle) et les embouchures de fleuves (Rhône et Hérault). Les concentrations les plus élevées se retrouvent dans le milieu littoral au sens strict (lagunes et infralittoral), à proximité des sources potentielles d'apports, puis elles subissent une dispersion-dilution vers le large. De ce fait, quelques métaux ou molécules sont caractéristiques de certaines zones et tracent leur origine.

L'impact est cependant plus prononcé sur les lagunes, en relation notamment avec la proximité des bassins versants, la capacité de renouvellement des eaux et leur degré de confinement, ainsi que les stocks sédimentaires historiquement contaminés. À la différence de ces apports localisés, il est important de souligner une contamination historique diffuse par les métabolites du DDT sur l'ensemble de la zone.

Globalement, les données du RNO montrent des tendances significatives à la baisse pour l'ensemble des contaminants à l'échelle de la zone atelier, à l'exception de l'embouchure du Rhône et du golfe de Fos où il n'existe pas actuellement de tendance nette.

Par ailleurs, on remarque un caractère conservatif des concentrations en métaux lourds, dans les stations en mer ouverte par rapport aux stations très côtières, à l'opposé des molécules organiques pour lesquelles l'effet de dilution est particulièrement net.

Les réseaux de surveillance permettent d'asseoir les dispositions prises en matière réglementaire, de contrôler la mise en œuvre de ces dispositions et d'évaluer l'efficacité des mesures concernant l'assainissement, les rejets et la préservation du milieu en général.

Les développements réalisés dans le cadre du RNO et du RINBIO permettent désormais de mettre en place 100 stations en mer et en lagune, le long des 1 800 kilomètres de côtes, sur la base de protocoles standardisés et reproductibles avec des coûts optimisés. L'utilisation de grandes séries de données et leur traitement statistique permettent :

- d'une part, de tirer les grandes tendances de l'évolution de la contamination du milieu littoral (RNO),
- et d'autre part, de tirer un bilan global à l'échelle de la façade maritime, sur la base de résultats ajustés à un individu standard, indépendamment des caractéristiques physiologiques des transplants (RINBIO).

L'ensemble du dispositif est d'ores et déjà opérationnel pour suivre les recommandations de la directive cadre « Eau » en matière de surveillance et répondre ainsi aux enjeux concernant l'atteinte d'objectifs de qualité. Dans ce but, le développement d'un modèle

de bioaccumulation des contaminants chez la moule est essentiel. Il permettra d'établir un lien entre, d'une part, les facteurs biologiques et écologiques déterminant la croissance des bivalves, et d'autre part, les causes chimiques et environnementales agissant sur leur contamination. Une fois validé par la mesure, ce modèle devrait permettre, à partir de la concentration dans le bivalve, de revenir à la concentration biodisponible dans l'eau. Les résultats obtenus seront ainsi comparés avec les normes de qualité environnementales retenues au plan national.

Références bibliographiques

Andral B., Stanisiere J.-Y., Sauzade D., Damier E., Thebault H., Galgani F., Boissery P., 2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin*, 49, 704-712.

Claisse D., Joanny M., Quintin J.-Y., 1992. Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO). *Analisis*, 6, 19-23.

Fischer H., 1984. Cadmium body burden / shell weight of mussel: a precise index for environmental monitoring. *Comm. Meet. in Count. Explor.*, CM-ICES / E 41, 1-19.

O'Connors T.P., 1992. *Mussel watch: recent trends in coastal environmental quality*. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration.

<<http://www.ifremer.fr/envlit/region/reg10paca/rlm.htm#RINBIO>>.

<<http://www.ifremer.fr/envlit/index.htm>, rubrique Surveillance / Données>.

Chapitre 20

Apports sédimentaires du Rhône à la mer. Variabilité séculaire et impacts des aménagements

MIREILLE PROVANSAL, FRANÇOIS SABATIER, GUILLAUME RACCASI, GRÉGOIRE MAILLET,
CHRISTELLE ANTONELLI, JULES FLEURY

Résumé

Le bas-Rhône est une zone clé essentielle pour les relations entre le bassin versant et le milieu marin, aussi bien pour le transfert de la charge sédimentaire que pour les différents polluants dont celle-ci est l'un des vecteurs. Il est donc important d'évaluer les stockages temporaires ou définitifs dans le système fluvial et les apports à la mer, *via* l'embouchure et la côte. Les données acquises à diverses échelles temporelles et spatiales permettent de proposer un bilan du transfert particulaire, depuis 100 à 150 ans, et d'analyser ses discontinuités. Ce bilan démontre que le Rhône actuel est un bon conducteur de sa charge solide jusqu'à l'embouchure, et que celle-ci stocke de moins en moins le flux sédimentaire. Ce fonctionnement est interprété comme la conséquence des changements climatiques survenus à la fin du Petit Âge glaciaire et, surtout, comme l'impact des aménagements qui contraignent l'écoulement fluvial depuis le milieu du XIX^e siècle.

État des connaissances sur l'évolution de la dynamique du Rhône

Depuis 150 ans, le Rhône, comme la plupart des systèmes fluviaux, est soumis à des changements importants qui ont modifié l'afflux sédimentaire issu du bassin versant, puis ses conditions d'écoulement (Schumm, 1977 ; Bravard, 1989 ; Knighton, 1998).

L'objectif de ce chapitre est de quantifier l'évolution du bilan sédimentaire à l'aval du système fluvial depuis le milieu du XIX^e siècle, puis d'en rechercher les causes. L'analyse intègre les disparités chronologiques et spatiales liées aux mutations séculaires du système fluvial (simplification du chenal, réduction des marges alluviales, aménagement de l'embouchure).

Présentation de la zone d'étude

Entre Beaucaire et la mer, la zone d'étude forme un large triangle, correspondant à la plaine alluviale, puis au delta du Rhône (fig. 121). Le chenal fluvial est dépendant des contraintes géologiques (affleurements calcaires du défilé de Beaucaire-Tarascon et du rocher d'Arles, ondulations du toit des poudingues pléistocènes). Ces contraintes expliquent la forte irrégularité du plancher alluvial : des mouilles de 10 m à 20 m de profondeur alternent avec des seuils de -4,75 m NGF à Terrin, en aval d'Arles, et de -2 m NGF sur le Petit-Rhône aval. La pente du profil en long s'affaiblit vers l'aval (0,56 ‰ entre Avignon et Arles, 0,10 ‰ entre Arles et la mer), favorisant la tendance plurimillénaire à l'accumulation deltaïque.

Entre Beaucaire et Arles, la plaine d'inondation est caractérisée par un large bourrelet alluvial, déjà en place à la fin du XVIII^e siècle puisqu'il est visible sur la carte de Cassini (1775). Il contraint le tracé du chenal et confère à la plaine une topographie « en toit » qui s'abaisse vers ses marges externes. À partir de la diffluence, le fleuve se divise en deux bras, le Grand-Rhône et le Petit-Rhône, évacuant respectivement 90 % et 10 % environ des flux liquides. Cette proportion a varié dans le temps, puisque le Grand-Rhône n'évacuait que 80 % des débits au XIX^e siècle (Surell, 1847).

Évolution hétérogène des flux

Les débits liquides dépendent du contexte climatique, en particulier de la pluviométrie, ils varient par conséquent avec le climat. Les étés « pourris » et la bonne alimentation nivale, qui ont caractérisé le Petit Âge glaciaire, ont favorisé les crues fortes et fréquentes jusque dans la seconde partie du XIX^e siècle (Pichard, 1999). Les crues de 1840 et de 1856 ont marqué les esprits, elles restent des événements de référence. Bien que le débit moyen annuel du fleuve soit stable depuis le début du XX^e siècle, la fréquence des crues y est très irrégulière : les années 1960-1990 comportent peu ou pas d'événements exceptionnels, alors que les années 1990-2003 connaissent plus de 6 crues cinquantenales (Antonelli, 2002). La figure 122 montre l'influence importante des sous-bassins versants méditerranéens, cévenols en particulier, au cours de cette période récente.

Les débits fluviaux dépendent aussi de la capacité de rétention des sols et de l'extension des couvertures forestières dans les bassins versants amont ; couvertures elles-mêmes dépendantes des modes de gestion agraires et de la pression démographique rurale. Ces facteurs déterminent également l'abondance de la charge solide. De nombreux auteurs ont montré la diminution de la charge sédimentaire sur les affluents du Rhône, en lien avec la déprise agricole dans les Alpes et le Massif central à la fin du XIX^e siècle et dans la première moitié du XX^e siècle (Peiry *et al.*, 1994 ; Miramont et Guilbert, 1997 ; Liébault *et al.*, 1999 ; Liébault et Piégay, 2002).

Ces forçages climato-anthropiques ont entraîné, depuis un siècle, la modification des bilans sédimentaires dans le bas-Rhône et le réajustement morphologique du lit fluvial.

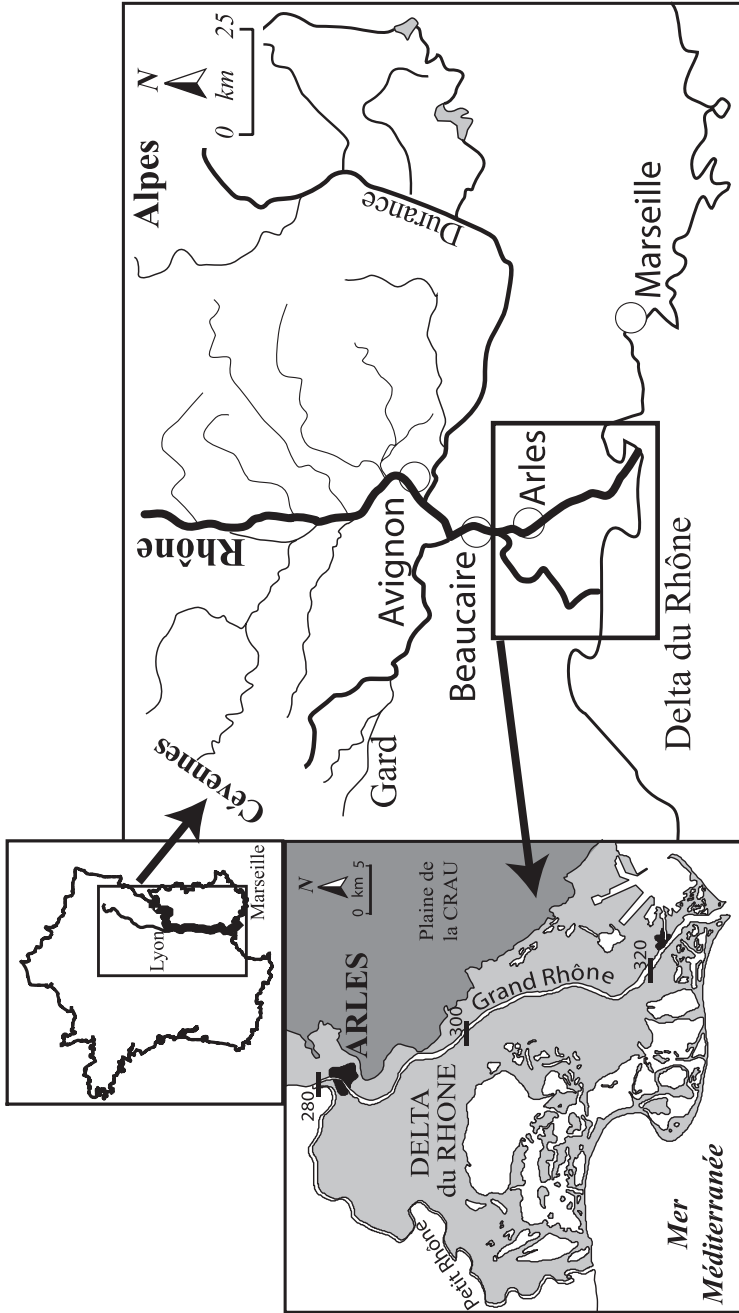


Figure 121. Localisation de la zone d'étude.

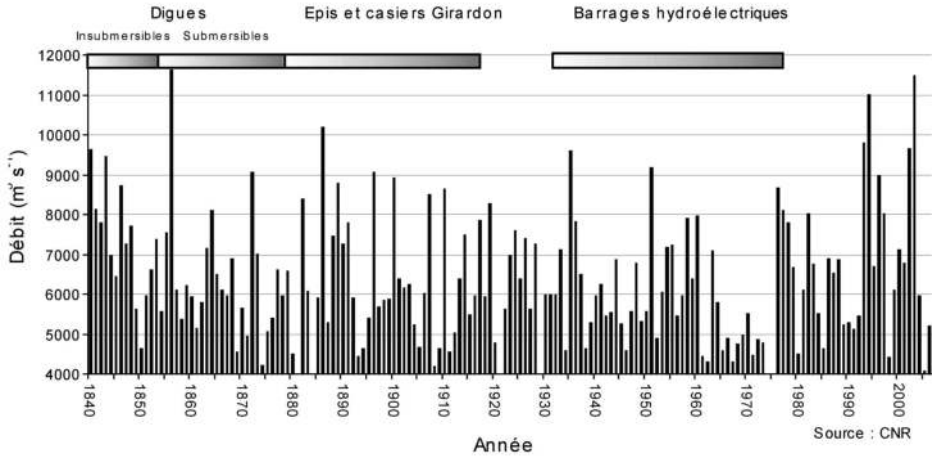


Figure 122. Chronique des fortes crues depuis 150 ans, avec indication de leur origine. Figure réalisée à partir de données de la Compagnie nationale du Rhône.

Cette évolution est renforcée par les aménagements mis en place à partir du milieu du XIX^e siècle.

Effet des aménagements fluviaux

Les aménagements sur le cours du fleuve répondent à des objectifs différents, ils sont mis en place en deux phases successives. Entre 1860 et le début du xx^e siècle, leur objectif est la protection contre les crues, puis l'amélioration de la navigabilité du fleuve. La construction de digues insubmersibles continues, de Lyon aux embouchures, achevée en 1869, fait suite aux graves inondations de 1840 et de 1856. La déconnexion des bras secondaires et la construction des « casiers » Girardon, actions destinées à concentrer le flux dans un chenal unique subrectiligne, sont réalisées entre 1860 et 1930. Ces derniers aménagements provoquent un réajustement important du chenal par l'abaissement des seuils et l'expulsion des bancs et des îlots non-végétalisés (Arnaud-Fassetta, 2003). Cette évolution remobilise une charge solide grossière par érosion du plancher alluvial (Antonelli *et al.*, 2004).

Entre 1945 et 1970, l'objectif des aménagements est la production d'énergie *via* la construction de barrages hydroélectriques, dont le plus en aval (Vallabrègues) est achevé en 1974. La gestion du fleuve est assurée par la Compagnie nationale du Rhône (CNR). Celle-ci maintient, par des dragages (50 000 m³.an⁻¹), la profondeur du chenal de navigation en aval de Beaucaire (IRS, 2000). Les retenues bloquent une partie de la charge en suspension. La réduction des débits dans les « Rhône court-circuités » (sinuosités recoupées par le canal artificiel d'« amenée » et de « fuite ») ainsi que les énormes prélèvements dans les gravières (en particulier sur les affluents) réduisent considérablement l'apport de charge de fond grossière jusqu'au Rhône aval et accélèrent le réajustement de la géométrie du chenal (Poinsard, 1992 ; Poinsard et Salvador, 1993).

L'histoire climatique et socio-économique du bassin versant, combinée à la mise en place des aménagements fluviaux, conditionne donc fortement les transferts sédimentaires sur le

Outils et méthodes d'analyse

Évaluation des entrées sédimentaires : des incertitudes jusqu'aux années 1960

Les mesures ou les estimations sont discontinues ou méthodologiquement imprécises jusqu'en 1991, année de démarrage des mesures systématiques en Arles, ces dernières ayant permis des calculs régressifs sur deux décennies (Antonelli, 2002 ; Pont *et al.*, 2002). Le recensement bibliographique fait état d'écarts de l'ordre de 5 à 6, entre les auteurs (Guérard, 1885 ; Pardé, 1925 ; Pauc, 1976 ; Milliman et Meade, 1983).

Face à l'hétérogénéité des données, les apports sédimentaires avant 1960 ont été reconstitués en corrélant les chroniques de débits liquides (Pardé, 1925 ; Pichard, 1999) avec la concentration moyenne en sédiment par mètre cube d'eau, celle-ci ayant été évaluée par Surell (1847). La proportion de la charge de fond reste encore un sujet de débat. On admet actuellement, mais sans mesures expérimentales suffisantes, qu'elle ne constituerait plus que 10 % de la charge en MES (IRS, 2000 ; Pont *et al.*, 2002).

Évaluation des pertes et discontinuités dans le transit du chenal à la côte

L'évolution des volumes stockés ou déstockés dans la plaine, le chenal, l'embouchure et la zone littorale entre 0 m et -20 m, est possible aux trois dates « pivot », mais avec des hiatus spatiaux et des disparités de précision qui nécessitent des interpolations et une grande prudence dans les interprétations. Ces mesures reposent sur le traitement d'images (photographies aériennes) et sur les relevés topographiques et bathymétriques actuels. Les différentiels de volume entre deux dates et leur localisation sont déterminés par superposition de modèles numériques de terrain, ceux-ci étant générés à partir de la numérisation et du géoréférencement de ces relevés (Maillet, 2005 ; Sabatier *et al.*, 2006). On soulignera que les données bathymétriques sont plus nombreuses pour la zone d'embouchure, et que la quantification du bilan sédimentaire pour le littoral n'est possible qu'entre 1872 et 1962.

Rhône aval. La chronologie de cette évolution et la documentation disponible justifient le découpage de l'analyse des bilans sédimentaires autour de trois dates « pivot » :

- les années 1850-1870 (fin du Petit Âge glaciaire, début des transformations de l'occupation des sols dans les bassins versants, édification des digues insubmersibles). Pour ces années, nous disposons des relevés bathymétriques de l'atlas des Ponts et Chaussées, concernant les lits fluviaux, ainsi que de ceux du Service hydrographique et océanographique de la marine (SHOM), concernant le littoral.
- Les années 1960-1970 (achèvement de l'aménagement hydroélectrique et des transformations de l'occupation des sols dans les bassins montagnards, réduction de l'hydrologie fluviale). Ces années sont illustrées par les photos aériennes de l'IGN et les relevés bathymétriques de la CNR et du SHOM.
- Les années 1990-2000 (reprise remarquable de l'activité hydrologique), illustrées par une iconographie et une documentation technique abondantes, ainsi que par le développement de mesures *in situ* des matières en suspension (MES) en Arles.

Le bas-Rhône : un système fluvio-littoral

Le bas-Rhône, en aval du dernier barrage hydroélectrique (site de Vallabrègues, Beaucaire) est considéré, à l'échelle des 150 dernières années, comme un système

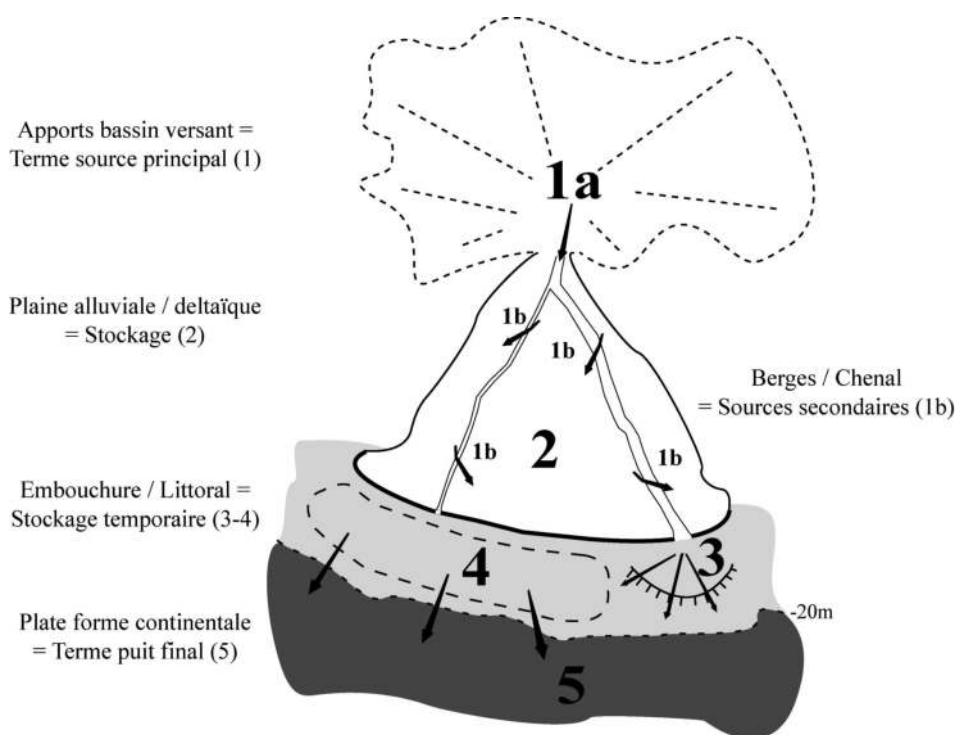


Figure 123. Schéma théorique du fonctionnement sédimentaire du Rhône inférieur.

ouvert, dans lequel les entrées sédimentaires transitent, rapidement ou de façon différée, jusqu'au golfe du Lion. En entrée, les crues véhiculent 70 % à 80 % des flux solides et impriment au transfert sédimentaire un caractère discontinu, dépendant de la météorologie du bassin versant, et donc de son histoire climatique. Au-delà du débit à plein bord, la charge solide s'accumule latéralement sur les berges, puis dans les lits d'inondation, introduisant des discontinuités spatiales – temporaires ou définitives – dans le transfert. À l'aval, la dissipation de la puissance fluviale dans la zone de l'embouchure génère un édifice sédimentaire complexe qui redistribue les sédiments vers le large ou le long du trait de côte.

Le système peut être schématisé par 5 compartiments (fig. 123) :

- un compartiment « source » (1) à l'entrée du système, correspondant à la somme des apports du bassin versant (1a), mesurés depuis 150 ans environ à Beaucaire et /ou en Arles. La ville d'Arles étant située à l'aval de la diffuence entre les deux bras du Rhône (fig. 121), elle n'enregistre que 80 % environ des flux solides transitant à Beaucaire. Ce compartiment est aussi alimenté par les déstockages dans le chenal (1b), induits par le réajustement récent de ce dernier.
- Un compartiment de pertes sédimentaires (2) sur les berges et les marges fluviales, entre Beaucaire et l'embouchure (stockages dans la plaine inondable et sur les berges lors des inondations). Le stockage dans le lit même du Petit-Rhône est également comptabilisé dans ce compartiment.

– Deux compartiments d’interface terre-mer, correspondant d’une part à l’ensemble embouchure-prodelta (3), et d’autre part, à la zone littorale entre 0 m et –20 m (4). Soumis à la houle, ces compartiments alimentent le compartiment suivant.

– Un compartiment « puits » (5), correspondant au plateau continental et aux secteurs plus profonds, au-delà de la limite significative de remaniement par les vagues.

Les tableaux 10 et 11 présentent les termes du bilan sédimentaire entre 1870 et 1962, puis entre 1962 et 1999, exprimés en $m^3.an^{-1}$, sur la base de $1 m^3 = 2,6$ tonnes, et prenant en compte une porosité sédimentaire de 80 % en milieu immergé et de 40 % en milieu émergé (Lansard, 2004).

Tableau 10. Évolution volumétrique ($.10^6 m^3.an^{-1}$) des bilans sédimentaires, entre 1868 et 1960

	Compartiment 1 Entrées	Compartiment 2 Retenues chenal et plaine	Compartiment 3 Stockage embouchure	Compartiment 4 Littoral (0 à –20m)	Compartiment 5 Sortie plate-forme continentale
	16,7 (1a)		3,49	–0,74	
	Érosion chenal	0,03			
	0,1 (1b)				
Total	+ 16,8	–0,03	–3,49	+ 0,74	+ 14,02

Tableau 11. Évolution volumétrique ($.10^6 m^3.an^{-1}$) des bilans sédimentaires, entre 1960 et 1999

	Compartiment 1	Compartiment 2	Compartiment 3	Compartiment 4	Compartiment 5
	4,98 à 6,85 (1a)	0,018	+ 0,47	Pas de données	–
		Dragages 0,05			
	Érosion chenal	Petit-Rhône	–	–	–
	0,39 (1b)	0,007			
Total	+ 5,37 à 7,24	–0,075	–0,47	Pertes probables	> 4,83 à > 6,70
				vers le large	

L’interprétation de ces données nécessite de garder à l’esprit le fait qu’elles reposent sur une certaine marge d’incertitude des mesures et des extrapolations. Plus qu’aux chiffres précis, il faut donc s’attacher à leur signification globale et aux tendances qu’ils révèlent.

Interprétation des résultats de l’étude

Les résultats chiffrés se trouvent dans les tableaux 10 et 11 et dans la figure 123.

Moins d’apports sédimentaires en entrée du système

Les calculs régressifs de la charge en matières en suspension (MES), augmentés de la charge de fond évaluée à 10 % du flux de MES, fournissent des valeurs incontestables

depuis les années 1960 (entre $4,98.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$ et $6,85.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$) (Antonelli, 2002 ; Pont *et al.*, 2002). Pour la période antérieure, entre 1876 et 1960, en évaluant le volume liquide total à $3,5.10^{11} \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$ environ d'eau, l'entrée sédimentaire dans le système (MES + charge de fond) est de $16,7.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$ environ, entre 1868 et 1960 (fig. 123, compartiment 1a). On constate donc une diminution de plus de 60 % dans la seconde partie du xx^{e} siècle, qui n'est pas compensée par l'érosion dans le chenal (fig. 123, compartiment 1b), même si celle-ci s'accroît ($0,1.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$ à $0,39.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$) après 1960-1970.

Les valeurs du tableau 10 sont probablement surévaluées par notre calcul qui prend en compte une période longue et hétérogène. Il est vraisemblable que la première moitié du xx^{e} siècle connaisse déjà une diminution des apports sédimentaires. En effet, Pardé (1925) estime ces derniers à $11,5.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$, valeur généralement retenue dans les synthèses récentes (IRS, 2000). La minoration du chiffre proposé pour le flux entrant ne modifie cependant qu'à la marge les conclusions de ce travail.

Cette évolution est cohérente avec la diminution des apports solides, constatée sur les affluents du Rhône, du fait de la réduction de l'érosion des sols dans les massifs alpins et préalpins et de la moindre fréquence des fortes crues.

Vers une déconnexion entre le chenal et la plaine alluviale ?

Les pertes sédimentaires (fig. 123, compartiment 2) passent de 0,03 à 0,075. Cette faible augmentation recouvre une évolution différenciée des différents secteurs alluviaux. Le stockage latéral dans les berges et dans la plaine d'inondation diminue (de $0,03.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$ à $0,018.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$). Cette évolution est cohérente avec la métamorphose fluviale qui modifie radicalement les conditions du transport sédimentaire sur le bas-Rhône à la fin du xix^{e} siècle (fig. 124). La transformation de la bande active a été

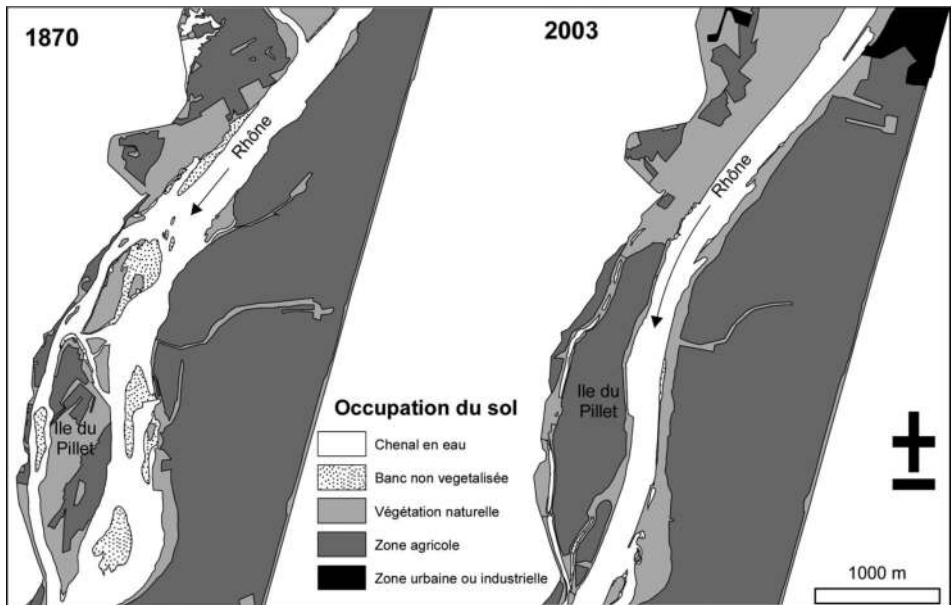


Figure 124. Métamorphose, depuis 1876, des milieux fluviaux entre Beaucaire et Arles.

décrite sur la base de la comparaison des cartes anciennes et des photographies aériennes (Antonelli, 2002 ; Arnaud-Fassetta, 2003 ; Antonelli *et al.*, 2004). Dans les années 1870, la carte des Ponts et Chaussées montre encore un chenal peu profond, à bras multiples, encombré de bancs sablo-graveleux mobiles, favorable donc aux crues débordantes. Les mutations rapides au début du xx^e siècle (réduction latérale du chenal, évacuation des bancs sableux, végétalisation et raccordement des îles aux berges) sont attribuées à la diminution des apports solides, du fait de la réduction de l'érosion des sols dans les massifs alpins et préalpins, mais surtout aux aménagements du chenal (casiers Girardon et fermeture des bras secondaires à partir de 1860). Elles persistent et s'accroissent au cours du xx^e siècle, avec les aménagements hydroélectriques (jusqu'à la réalisation du barrage de Vallabrègues en 1974) et avec les prélèvements considérables de matériaux, effectués dans le lit du fleuve et de ses affluents ($0,05 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$).

Le chenal fluvial, un « conducteur » sédimentaire de plus en plus performant

La faiblesse du stockage dans les marges alluviales et dans les casiers fait que plus de 90 % des entrées sédimentaires à Beaucaire parviennent à l'embouchure. Seul le bras secondaire du Petit-Rhône, en cours de colmatage, fait exception, puisqu'il stocke $0,007 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$ entre 1960 et 1999 (fig. 123, compartiment 2).

En réponse à la diminution des apports sédimentaires, le réajustement du lit du Rhône et du Grand-Rhône provoque un approfondissement du chenal ; cela s'accroît dans la seconde partie du xx^e siècle, probablement en relation avec l'aménagement hydroélectrique (Antonelli, 2002 ; Arnaud-Fassetta, 2003). Cette transformation rapide, sensible sur les cartes dès la première moitié du xx^e siècle, explique la bonne relation entre les entrées et les sorties du système. Le Rhône se comporte désormais comme un « tuyau » dont les relations sédimentaires avec la plaine d'inondation et les berges ne sont effectives que lors des crues majeures ($Q > 50$ ans environ) (Antonelli *et al.*, 2004). Celles-ci contribuent à l'élévation des levées de berges, qui piègent les MES, accélérant ainsi la déconnexion topographique et sédimentaire avec la plaine d'inondation. Cette déconnexion est l'un des facteurs expliquant l'évolution actuelle des forêts rivulaires vers des boisements dégradés, avec une proportion croissante de bois durs.

Cette importance du transfert direct de la charge solide jusqu'à la mer contraste avec la tendance à l'accumulation sédimentaire, ayant caractérisé la plaine d'Arles et le delta au cours des siècles précédents. Le chenal, large et peu profond, à morphologie en tresse, permettait alors aux crues très chargées, formées dans un bassin versant très anthropisé, de déborder fréquemment (Pichard, 1999).

Des apports sédimentaires plus fins ?

La métamorphose fluviale correspond logiquement à l'affinement granulométrique des flux sédimentaires au cours des 150 dernières années. Cette donnée, encore mal connue, est soumise à deux forçages contradictoires. L'aménagement hydroélectrique du bassin versant favorise la rétention des fractions les plus grossières en arrière des barrages, elle réduit à quelques jours par an le transit de la charge de fond dans les « Rhône court-circuités » (IRS, 2000). Cependant, l'érosion du plancher alluvial dans le chenal, aux dépens des formations graveleuses pléistocènes, réinjecte des sables-graviers-galets qui peuvent renforcer la part de la nouvelle charge de fond.

Le rapport entre les alluvions fines et la charge de fond reste cependant à l'avantage des premières. La part croissante du transport en suspension, aux dépens du charriage, pourrait être indirectement confirmée par le renforcement de la pente externe de la barre d'embouchure, formée de sédiments plus fins, et donc plus cohésifs (Maillet, 2005). Antonelli *et al.* (2008) ont montré qu'en matière de MES, la crue de 2003 a véhiculé en Arles 85 % de limons-argiles et 15 % de sables.

Embouchure et littoral : un *by-pass* de plus en plus important

L'embouchure (fig. 123, compartiment 3) retient temporairement une partie du flux solide, en particulier la fraction la plus grossière (sables, limons grossiers). Le bilan sédimentaire y est positif pour les deux périodes considérées ($+3,49.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$ en 1872-1962 et $+0,4749.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$ en 1962-1995), mais avec une diminution d'un facteur 7 entre ces deux périodes. Cette évolution est en relation directe avec la diminution des apports solides fluviaux (Maillet *et al.*, 2006). Les recherches en cours (Moron et Ullmann, 2005 ; Sabatier *et al.*, 2009) montrent un renforcement possible, au cours du XX^{e} siècle, des dynamiques marines, et des surcotes de tempêtes en particulier, ce qui

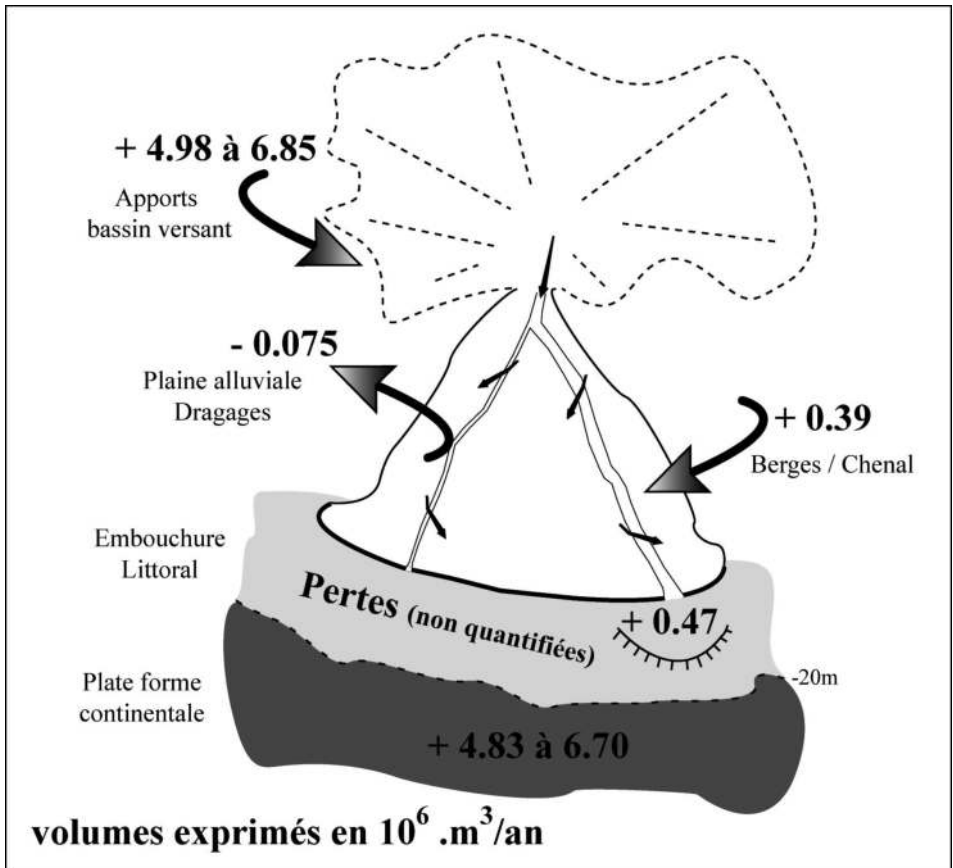


Figure 125. Bilan actuel des transferts sédimentaires du système rhodanien inférieur.

contribuerait au démantèlement de l'appareil prodeltaïque et pourrait aussi expliquer la diminution de la sédimentation à l'embouchure. Enfin, il est probable que l'affinement de la granulométrie moyenne des apports entre le XIX^e et le XX^e siècle favorise l'expulsion de ces derniers par le panache fluvial directement vers le large (Maillet, 2005).

Dans la zone littorale (fig. 123, compartiment 4), le budget sédimentaire est négatif ($-0,74.10^6 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}$) durant la période 1872-1962, indiquant une dominance des pertes sédimentaires vers le large (fig. 123, compartiment 5). Pour la période 1962-1999, pour laquelle nous n'avons pas de données bathymétriques, il est très probable que la même évolution persiste dans un contexte de diminution des apports du fleuve et de recul accentué du rivage (Sabatier et Suanez, 2003). Ce comportement témoigne de courants dirigés vers le large, bien identifiés dans ces environnements (Jiménez *et al.*, 1999).

Cependant, ce bilan masque de possibles apports du fleuve dans cette zone, apports qui ne seraient pas suffisants pour compenser l'érosion de la zone littorale (Sabatier *et al.*, 2006).

Quel bilan des apports au golfe du Lion ?

La figure 125 résume les termes du transfert et des échanges sédimentaires actuels. En aval du système, les apports particuliers à la plate-forme continentale seraient donc réduits actuellement d'un facteur 3 par rapport à ceux de la première moitié du XX^e siècle. Ces chiffres sont cohérents avec les valeurs proposées par Touzani et Giresse (2002). Si l'on compare les entrées (fig. 123, compartiment 1) aux sorties (fig. 123, compartiment 5) du système, il apparaît que la plaine deltaïque et la zone d'embouchure ne bloquent qu'une partie réduite (20 % entre 1872 et 1960 et 7 % à 10 % au minimum entre 1960 et 1999) du transit sédimentaire du Rhône par rapport au compartiment « puits » qui reçoit entre 84 % (tableau 10) et 66 % à 93 % au minimum (tableau 11) des apports du Rhône.

Conclusion

Trois idées principales émergent de cette étude. Le bas-Rhône est passé d'un fonctionnement de rétention sédimentaire partielle (dans la plaine alluviale, le chenal et l'embouchure) au XIX^e siècle et au début du XX^e siècle, à un fonctionnement « transparent », convoyant la majeure partie des flux solides vers le milieu marin, dans la seconde partie du XX^e siècle.

Dans le même pas de temps, la charge à convoyer a diminué de 60 % environ. Elle s'affine, en relation avec les mutations de l'érosion dans le bassin versant, puis avec les interventions sur le lit fluvial (dragages et aménagements hydroélectriques). Enfin, le plateau continental ne reçoit actuellement que 30 % à 40 % des apports qu'il recevait au siècle dernier.

Remerciements

Ce travail a bénéficié du soutien financier des programmes de recherche : Orme (Cnrs) et Resyst (Ore-Cnrs), ainsi que de l'appui de bourses de recherche régionales (région Paca). Les auteurs remercient la CNR, le SHOM et le Port autonome de Marseille pour avoir transmis les relevés bathymétriques nécessaires.

Références bibliographiques

- Antonelli C., 2002. *Flux sédimentaires et morphogénèse récente dans le chenal du Rhône aval*. Thèse de doctorat, université de Provence Aix-Marseille I, 279 p.
- Antonelli C., Provansal M., Vella C., 2004. Recent morphological changes of a channel in a deltaic environment. The case of the Rhône River, France. *Geomorphology*, 57, 385-402.
- Antonelli C., Eyrolle F., Rolland B., Provansal M., Sabatier F., 2008. Suspended sediment and ¹³⁷Cs fluxes during exceptional floods. Case study ; The Rhône River (SE France) in December 2003. *Geomorphology*, 95, 350-360.
- Arnaud-Fassetta G., 2003. River channel changes in the Rhône Delta (France) since the end of the Little Ice Age: geomorphological adjustment to hydroclimatic change and natural resource management. *Catena*, 51 (2), 141-172.
- Bravard J.-P., 1989. La métamorphose des rivières des Alpes françaises à la fin du Moyen Âge et à l'époque moderne. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 25, 145-157.
- Guérard A., 1885. *Étude sur l'amélioration des embouchures des fleuves dans les mers sans marée*. Note 1, mémoire de l'Institut des ingénieurs civils de Londres, vol. LXXXII, session 1884-1885, partie IV, 52 p.
- IRS, 2000. *Étude globale pour une stratégie de réduction des risques dus aux crues du Rhône*. Étude du transport solide, 1^{re} étape. Rapport de synthèse, Institution interdépartementale des bassins Rhône-Saône, Valence, France, 5 volumes, 469 p.
- Jiménez J. A., Guillén J., Gracia V., Palanques A., García M.A., Sánchez-Arcilla A., Puig P., Puig de Fàbregas J., Rodríguez G., 1999. Water and sediment fluxes on the Ebro Delta shore-face: on the role of low frequency currents. *Marine Geology*, 157, 219-239.
- Knighton D., 1998. *Fluvial forms and processes*, Edward Arnold (ed.), London, 383 p.
- Lansard B., 2004. *Distribution et remobilisation du plutonium dans les sédiments du prodelta du Rhône (Méditerranée nord-occidentale)*. Thèse de doctorat, université Paul Cézanne Aix-Marseille III, 344 p.
- Liébault F., Clément P., Piégay H., Landon N., 1999. Assesment of bedload delivery from tributaries: the Drôme River case, France. *Artic, Antartic and Alpine Reasearch*, 31 (1), 108-117.
- Liébault F., Piégay H., 2002. Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of Southeastern France. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27, 425-444.
- Maillet G., 2005. *Relations sédimentaires récentes et actuelles entre un fleuve et son delta en milieu microtidal. Exemple de l'embouchure du Rhône*. Thèse de doctorat, université de Provence Aix-Marseille I, 331 p.
- Maillet G., Sabatier F., Rousseau D., Provansal M., Fleury J., 2006. Connexions entre le Rhône et son delta. Partie 1 : évolution du trait de côte du delta du Rhône depuis le milieu du XIX^e siècle. *Géomorphologie*, 2, 111-124.
- Milliman J.D., Meade R.H., 1983. World-wide delivery of river sediment to the oceans. *Journal of Geology*, 91, 1-21.

Miramont C., Guilbert X., 1997. Variations historiques de la fréquence des crues et évolution de la morphogenèse fluviale en moyenne Durance (France, S.E.). *Géomorphologie, Relief, Processus, Environnement*, 4, 325-338.

Moron V., Ullmann A., 2005. Relationship between sea-level pressure and sea-level height in the Camargue (French Mediterranean coast). *International Journal of Climatology*, 25, 1531-1540.

Pardé M., 1925. *Le régime du Rhône, étude hydrologique. Étude et travaux de l'Institut de géographie alpine de l'université de Grenoble*. Thèse de doctorat, université de Grenoble, 2 vol., 1 323 p.

Pauc H.E., 1976. Comportement dynamique des matériaux en suspension. Étude de divers secteurs du golfe du Lion. *Bulletin de la Société Naturelle d'Afrique du Nord*, 67, 151-169.

Peiry J.L., Salvador P.G., Nougouier F., 1994. L'incision des rivières dans les Alpes du Nord : état de la question. *Revue de Géographie de Lyon*, 69 (1), 47-56.

Pichard G., 1999. *Espaces et nature en Provence : l'environnement rural, 1540-1789*. Thèse de doctorat, université de Provence Aix-Marseille I, 700 p.

Poinsard D., 1992. *Effets des aménagements fluviaux sur les débits liquides et solides. L'exemple du Rhône dans les plaines de Miribel-Jonage et de Donzère-Mondragon*. Thèse de doctorat, université Lyon III, 501 p.

Poinsard D., Salvador P.G., 1993. Histoire de l'endiguement du Rhône à l'aval de Lyon. Actes du colloque international *Le fleuve et ses métamorphoses*, Lyon, 13-15 mai 1992, éditions Didier Érudition, Paris, pp. 299-314.

Pont D., Simonnet J.P., Walter A.V., 2002. Medium-term changes in suspended sediment delivery to the ocean: consequences of catchment heterogeneity and river management (Rhône river, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54, 1-18.

Sabatier F., Suanez, S., 2003. Evolution of the Rhône delta coast since the end of the 19th century. *Géomorphologie, Relief, Processus, Environnement*, 4, 283-300.

Sabatier F., Maillat G., Fleury J., Provansal M., Antonelli C., Suanez S., Vella C., 2006. Sediment budget of the Rhône delta shoreface since the middle of the 19th century. *Marine Geology*, 234 (1-4), 143-158.

Sabatier F., Samat O, Ullmann A., Suanez S., 2009. Connecting large-scale coastal behaviour with coastal management of the Rhône delta. *Geomorphology*, 107 (1-2), 79-89.

Schumm S.A., 1977. *The fluvial system*. Wiley Interscience publication, New York, U.S.A.

Surell M., 1847. *Mémoire sur l'amélioration des Bouches-du-Rhône*. Imprimerie cévenole, Nîmes, 8 p.

Touzani A., Giresse P., 2002. The Rhône river prodelta: short-term (100-103 year) sedimentation patterns and human impact. *Journal of Coastal Research*, 18 (1), 102-117.

Chapitre 21

Modélisation de l'impact du changement climatique sur l'érosion des dunes. Cas pilote du nord du golfe de Beauduc (Camargue)

FRANÇOIS SABATIER

Résumé

Dans le contexte d'un changement climatique probable, nous avons modélisé l'érosion des dunes de Camargue en simulant des augmentations de la force et / ou de la durée d'une tempête extrême de référence. Par rapport à cet événement, ayant eu lieu en décembre 1997, les simulations prennent en compte les caractéristiques de la houle (hauteur et période) et du niveau d'eau (avec une augmentation de 5 %, 10 % et 20 %). Il semble que la hauteur des vagues joue un rôle plus important que le niveau d'eau sur l'érosion de la dune ; une augmentation de la durée de la tempête ne semble pas être le facteur déterminant. De plus, il n'existe pas de relation simple entre l'augmentation de l'intensité de la tempête et l'érosion de la dune. Une faible augmentation de ces événements extrêmes aura un impact beaucoup plus prononcé sur les dunes que celui que nous connaissons aujourd'hui.

Le changement climatique : quels risques pour les littoraux ?

Les effets – attendus au XXI^e siècle – du changement climatique sur la morphologie des littoraux sableux dépendent essentiellement de l'accélération prévue de la montée de la mer ainsi que de l'augmentation – en fréquence et / ou en intensité – de la force des tempêtes (IPCC, 2007). L'impact de la montée de la mer sur la position du rivage

reste une véritable question scientifique, encore mal évaluée aujourd'hui. Néanmoins, en Camargue, ce phénomène n'est pas le facteur qui joue le rôle le plus important sur le recul du rivage (Sabatier *et al.*, 2005). La montée de la mer, lente et mesurée au rythme de $+2,2 \text{ mm.an}^{-1}$ durant le xx^{e} siècle (long terme), augmente essentiellement les effets des tempêtes (court terme), en élevant la cote d'attaque des vagues sur la plage et sur la dune. S'il est généralement admis que le changement climatique devra augmenter la fréquence et l'intensité des tempêtes, de nombreuses incertitudes subsistent, à l'échelle régionale et aux moyennes latitudes, en raison de la variabilité entre les différents modèles climatiques (IPCC, 2007). En France, une tendance au renforcement des événements extrêmes a été mise en évidence dans l'Atlantique nord et dans la mer du Nord pendant les dernières décennies. Cependant, des résultats plus nuancés apparaissent sur la côte atlantique, tandis que cette évolution est moins connue en Méditerranée. Au nord du golfe du Lion, une tendance lente à l'augmentation des surcotes a été observée pendant le xx^{e} siècle. L'analyse des vents, à partir des années 1950, à Cap Couronne (ouest de Marseille), Sète et Port-Vendres, indique une recrudescence de l'intensité et du nombre de tempêtes annuelles à partir des années 1970 (Ullmann *et al.*, 2007). À ce jour, aucune analyse pluridécennale, basée sur des données *in situ* de houles, n'existe du fait d'une lacune importante de mesures (Moron et Sabatier, 2007). Il est cependant raisonnable de considérer qu'il existe une relation directe entre les coups de vent de mer et les houles de tempête, ce qui confirmerait l'augmentation historique des tempêtes, observée dans le golfe du Lion.

Les dunes comme protection naturelle des inondations

Les deux dernières tempêtes exceptionnelles – celle centennale de 1997 et celle cinquantennale de 1982 – ont profondément érodé et marqué le paysage littoral du golfe du Lion. Les effets des tempêtes se sont manifestés pendant les événements eux-mêmes (inondations marines, recul du rivage, destructions d'équipements côtiers), mais aussi de manière durable en détruisant notamment le cordon dunaire de plusieurs plages de Camargue et du Languedoc-Roussillon. Cette destruction a pour conséquence directe de permettre à des tempêtes de plus faible énergie d'inonder l'arrière-plage et de mettre en péril les activités socio-économiques qui se développent dans ce secteur. Le maintien du cordon dunaire joue donc un rôle fondamental dans la limitation des invasions marines (photos 6 et 7). Ce cordon pourrait être soumis à des érosions plus intenses dans le cas d'une augmentation de la force et / ou de l'intensité des tempêtes, en lien avec un changement climatique. Les tempêtes se présentent donc comme des « accélérateurs » de l'évolution de la frange littorale ; elles sont par conséquent particulièrement morphogènes. L'augmentation de ces phénomènes extrêmes doit être prise en compte dans la connaissance de l'évolution du littoral, en vue d'en améliorer la gestion. Il est aujourd'hui courant d'évaluer, par des mesures de terrain, l'impact d'une tempête sur le cordon dunaire. En revanche, il est difficile d'estimer lequel de ces trois paramètres : force de la houle, niveau d'eau ou durée de la tempête, a le plus d'influence sur l'érosion du cordon dunaire. Cette distinction prend tout son intérêt dans le cas d'un changement climatique qui affecterait ces trois paramètres, simultanément ou non. La modélisation présente alors une alternative prometteuse pour évaluer la future érosion des dunes de Camargue selon différents scénarios climatiques.



Photos 6 et 7. Situation de beau temps (photo du haut) et de tempête extrême en 1997 (photo du bas) sur le littoral camarguais, dans un secteur où le cordon dunaire bien formé bloque les envahissements d'eau marine. Pendant les tempêtes, deux phénomènes majeurs se combinent : – des houles déferlantes dont l'agressivité est proportionnelle à leur hauteur au large et – une élévation temporaire du plan d'eau (ou surcote) liée à la conjonction de plusieurs facteurs (dépression atmosphérique, vents de mers violents, effet du *set up*¹ et du *run up*²). Le niveau d'attaque des vagues sur la plage est directement dépendant de l'élévation du plan d'eau, tandis que l'intensité de l'érosion est contrôlée par la force de la houle. Par ailleurs, si la force de la tempête est déterminée par la hauteur du plan d'eau et par l'intensité de la houle, son efficacité dépend aussi directement de sa durée. (Crédit photos : François Sabatier).

¹ Le *set up* correspond à une élévation du plan d'eau au niveau du rivage, en lien avec le déferlement des vagues. Cette élévation est d'environ 0,3 m pour une houle déferlante de 3 m.

² Le *run up* correspond au filet d'eau qui « monte » puis « descend » sur la plage dans la zone du ressac. Cette élévation est d'environ 0,2 m pour une houle déferlante de 3 m.

Des dunes et des tempêtes numérisées

L'érosion du cordon dunaire pendant les tempêtes est simulée à partir du modèle 2DV SBEACH (*Storm-induced BEach CHange*). Ce modèle calcule les transformations d'un profil de plage en fonction des conditions de houle au large (hauteur, période, direction), du niveau marin instantané (élevations) et du vent (force, direction). Ce modèle de comportement, qui se base sur des équations semi-empiriques, a été spécialement conçu pour reproduire l'érosion de la berme et des dunes pendant les tempêtes. Comparativement aux modèles mathématiques d'érosion de dune, développés par les Hollandais et les Américains, ce modèle numérique présente l'avantage d'intégrer la durée des événements, ainsi que l'enchaînement temporel des variations de la houle et du niveau de la mer. Cette spécificité permet de mettre en évidence le rôle que jouent, séparément et conjointement, l'intensité et la durée de la houle et celles du niveau de la mer sur l'érosion dunaire. Il existe d'autres modèles 2DV d'évolution du profil de plage tels que Unibest, Crosmor, Litpack. Cependant, ces derniers n'ont pas été conçus spécifiquement pour la dune, mais pour décrire la morphodynamique³ de la zone de déferlement. SBEACH est quelquefois critiqué du fait de son caractère semi-empirique ; en effet, ce modèle ne décrit pas précisément tous les processus physiques affectant la transformation de la houle, les courants et le transport sédimentaire, depuis la zone de déferlement jusqu'au jet de rive. Plusieurs procédures de calibrage, réalisées par le Cerege, ont permis, grâce à SBEACH, d'obtenir d'excellentes modélisations de l'érosion des dunes pendant les tempêtes. Le profil de référence utilisé dans ce travail est donc celui sur lequel le modèle a été validé. La zone d'étude correspond au site de Rousty, à l'est des Saintes-Maries-de-la-Mer et au nord du golfe de Beauduc (Camargue), dans un secteur en érosion chronique depuis plus d'un siècle (Sabatier et Suanez, 2003 ; Sabatier *et al.*, 2006). La dune se développe à 20 m environ de la position du rivage et culmine à près de 5 m NGF (fig. 126).

Les scénarios choisis pour l'augmentation des tempêtes en lien avec le changement climatique se basent sur l'augmentation de l'intensité et de la durée des variations de la houle (hauteur et période) et de celle du niveau d'eau pendant la tempête centennale de 1997. Cette tempête, pour laquelle des données météo-marines mesurées *in situ* existent, représente une référence en termes d'événements extrêmes connus par le littoral du golfe du Lion. La houle est mesurée au large de Sète (-20 m environ) et la marégraphie est évaluée dans la partie centrale du littoral du delta du Rhône (grau de la Dent). À partir de cette tempête de référence, 15 scénarios d'évolution climatique sont utilisés, selon l'augmentation de la force et / ou de la durée des tempêtes (+ 5 %, + 10 % et + 20 % par rapport aux forçages mesurés pendant la tempête de 1997) (fig. 127, cf. planche couleur 30). Les simulations choisies (tableau 12) visent d'une part à déterminer lequel des deux forçages – hauteur du plan d'eau ou intensité de la houle – joue un rôle prépondérant sur l'érosion de la dune (cas 2 et 3), et d'autre part, à évaluer l'importance de ces forçages lorsqu'ils sont couplés (cas 4). Le cas 5 simule le rôle de la durée de la tempête sur l'érosion dunaire, puis les simulations couplent des augmentations d'intensité du niveau de la mer ou de la force des houles avec leur durée (cas 6 et 7). Enfin, le dernier

³ La morphodynamique étudie les relations non-linéaires et les effets rétroactifs entre la morphologie et les forçages. Ainsi, par exemple, les bancs de sable peu profonds provoquent le déferlement de la houle, mais les courants induits par le déferlement contribuent à la mise en place et au déplacement de ces bancs.

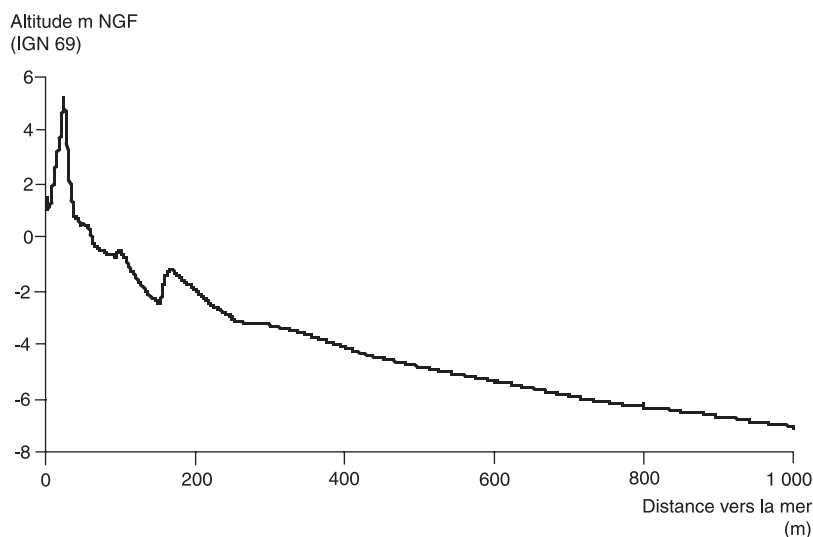


Figure 126. Profil de plage utilisé dans le modèle.

scénario de simulation (cas 8) considère une augmentation générale de l'intensité et de la durée des forçages.

Afin d'évaluer l'impact d'un éventuel changement climatique représenté par les scénarios du tableau 12, l'érosion de la dune est d'abord simulée en fonction des caractéristiques de la tempête de 1997 (cas 1), afin de servir de référence aux autres simulations. Ensuite, les résultats de l'érosion de la dune dans les cas 2 à 8 sont comparés à ceux du cas 1 en termes de volume d'érosion relative, une érosion de 100 % représentant les volumes érodés pendant la tempête de 1997 (cas 1). Lorsque l'érosion de dune augmente

Tableau 12. Différents scénarios d'augmentation de la houle et de la marégraphie (en intensité et en durée)

Cas	Houle Intensité	Houle Durée	Marégraphie Intensité	Marégraphie Durée
Cas 1 (tempête de 1997)	–	–	–	–
Cas 2	X	–	–	–
Cas 3	–	–	X	–
Cas 4	X	–	X	–
Cas 5	–	X	–	X
Cas 6	X	X	–	X
Cas 7	–	X	X	X
Cas 8	X	X	X	X

Le signe « – » signifie que les forçages utilisés comme entrants dans le modèle correspondent à ceux mesurés *in situ*. Le signe « X » signifie que les forçages utilisés comme entrants dans le modèle ont été augmentés successivement de 5 %, 10 % et 20 %, par rapport aux données mesurées *in situ*. La houle (hauteur et période) est mesurée à Sète, et la marégraphie au grau de la Dent.

de 200 % par exemple, cela signifie que les valeurs d'érosion obtenues pour une simulation sont doublées par rapport à celles obtenues pour la simulation réalisée avec le cas 1 de référence (c'est-à-dire la tempête de 1997). Les volumes érodés sont exprimés en valeurs relatives (%) et non en valeurs absolues (volumes) car les résultats du modèle ne représentent pas des valeurs généralisables à l'ensemble du littoral de Camargue. En effet, l'érosion des dunes dépend des tempêtes dont les caractéristiques de houle varient spatialement en fonction de la propagation de celle-ci, mais aussi en fonction de la morphologie de la plage elle-même, et plus particulièrement de la morphologie *ante* tempête de la dune, autrement dit, des relations entre la morphologie et les forçages.

Qui érode le plus ?

Conformément à ce qui est observé dans la nature, le modèle reproduit correctement le recul de la crête de la dune, ainsi que son abaissement sous l'effet des tempêtes qui sapent la dune à sa base (fig. 128, cf. planche couleur 30). Les sables érodés de la dune sont déplacés vers la plage et sont ensuite mobilisés par les dynamiques marines. Les différences entre les simulations ne sont significativement visibles que pour les cas 4 et 8, lorsque la recrudescence des tempêtes est simulée à +20 %. Nous verrons que ces deux cas correspondent

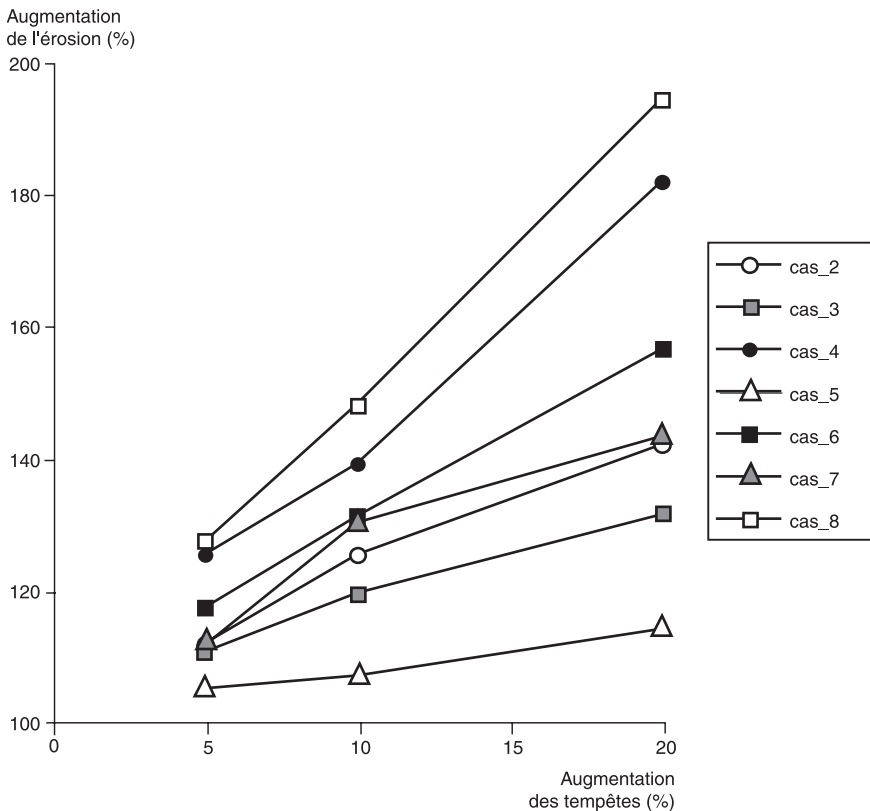


Figure 129. Augmentation de l'érosion de la dune selon les scénarios de tempêtes.

logiquement aux taux d'érosion les plus importants. Pour l'ensemble des cas, la crête recule de 1 m, et son altitude s'abaisse entre 0,05 m et 0,40 m, sauf pour les cas 4 et 8 (hypothèse d'une recrudescence des tempêtes de 20 %) où la crête recule respectivement de 2 m et de 3 m, avec un abaissement respectif de 0,49 m et de 0,71 m. Le modèle reproduit donc, de manière fiable, la morphologie de l'érosion de la dune soumise à des tempêtes.

Dans la figure 129, les simulations des différents scénarios de recrudescence des tempêtes (cas 2 à 8) indiquent, dans chaque cas, une augmentation de l'érosion de la dune par rapport à la tempête de référence de 1997 (cas 1). Une hiérarchisation des scénarios, et par conséquent du rôle des forçages, existe donc. Concernant l'intensité des deux forçages testés par le modèle, la houle (cas 2) joue un rôle plus important que la hauteur du plan d'eau (cas 3) sur l'érosion de la dune ; en effet, les valeurs obtenues par la modélisation sont significativement supérieures lorsque l'intensité de la houle augmente par rapport à une élévation du niveau d'eau. Lorsque l'intensité (cas 4) augmente par rapport à la durée (cas 5), le modèle montre le rôle dominant de la force de la tempête par rapport à la durée de l'événement. Par conséquent, la hiérarchie décroissante de l'augmentation de l'érosion, liée à un éventuel changement climatique, est la suivante : cas 8, 4, 6, 7 et 2, 3 et 5. Cette augmentation est logiquement la plus importante dans l'hypothèse d'une recrudescence simultanée de l'intensité et de la force de la houle et de la marégraphie (cas 8). En revanche, l'amplification de l'érosion serait la plus faible dans le cas où seule la durée de la tempête augmenterait (cas 5).

De petites variations climatiques, mais de grands effets...

Dans tous les cas, les augmentations (de 5 %, 10 % et 20 %) des caractéristiques de la tempête de 1997 se traduisent par une augmentation de l'érosion de la dune. Il n'y a pas de relation proportionnelle entre la recrudescence des tempêtes et l'augmentation de l'érosion qu'elles induiraient. Dans l'hypothèse d'une augmentation de 5 %, 10 % et 20 % de l'intensité et de la durée des forçages (cas 8), l'érosion de la dune serait amplifiée respectivement de 130 %, 150 % et 200 % environ. Dans l'hypothèse où seule la force de la houle s'élèverait (cas 2), l'érosion augmenterait respectivement de 110 %, 125 % et 140 % environ. Une faible recrudescence des tempêtes se traduira donc par des conséquences morphologiques proportionnellement beaucoup plus importantes que l'augmentation des forçages. À ce stade, ces résultats doivent être seulement considérés comme des ordres de grandeur, mais ils permettent déjà de hiérarchiser le rôle des différents types de forçage et de leur combinaison sur l'érosion des dunes. Les travaux futurs devront modéliser l'ensemble des dunes de Camargue pour une analyse plus fine.

Retour sur le terrain

Dans le cas d'une recrudescence maximale des tempêtes (cas 8), la dune ne serait pas totalement détruite par la tempête (fig. 129). Ce résultat est plutôt encourageant car la dune considérée représente une dune réelle, mesurée dans un secteur, du littoral de Camargue, particulièrement sensible à l'érosion côtière. Cependant, de telles dunes n'existent pas en continu le long de la frange littorale de Camargue ; les dunes sont souvent disjointes et plus basses.

De plus, la modélisation ne concerne qu'un événement extrême de quatre jours. Or la saison des tempêtes, qui s'étend d'octobre à mars, est toujours marquée par plusieurs événements. Il est donc possible qu'une dune, aux caractéristiques similaires à celles de la dune utilisée pour la modélisation, soit complètement érodée en raison de la succession de plusieurs événements au cours d'un même hiver. À ce jour, il n'existe pas de modèle qui puisse intégrer l'enchaînement de plusieurs tempêtes. Aussi, convient-il de garder cette précision à l'esprit et de ne pas considérer que les dunes, dont la morphologie est proche de celle ayant été modélisée, représentent une protection suffisante contre une succession de tempêtes. Toutefois, le modèle peut aussi s'utiliser en termes de calibration pour le *design* des dunes. En effet, suite aux résultats discutables des techniques d'enrochement des plages (digues, épis...) appliquées pour freiner le recul du rivage et limiter les inondations marines, la possibilité de recourir à la construction de dunes artificielles émerge, depuis une décennie, comme une méthode alternative et durable. Les dunes de 5 m de hauteur et de 30 m de largeur sont capables de résister à une tempête extrême. Cette morphologie et ce calibrage peuvent donc être utilisés par défaut pour protéger les terres qui se trouvent en arrière des plages. Compte tenu du fait que de faibles augmentations de l'intensité et / ou de la durée des forçages se traduiront par des érosions significativement plus importantes que celles que nous connaissons aujourd'hui, il semble nécessaire, voire urgent, d'anticiper cette augmentation de la force des tempêtes pour assurer une gestion durable du littoral camarguais.

Remerciements

Ce travail s'inscrit dans le cadre des programmes de recherche : Orme et Resyst du Cnrs, Gicc-Implit (financement Medd) et *Coastal Vulnerability related to Sea Level Change* de l'Unesco. Albin Ullmann (Cerege) est remercié pour ses remarques sur l'analyse climatique.

Références bibliographiques

Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC, 2007. *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability*. Contribution of the working group to the fourth assessment report of the IPCC, World Meteorological Organization, Geneva, 938 p.

Moron V., Sabatier F., 2007. *Implit : impact des événements extrêmes (tempêtes, surcotes) sur les hydrosystèmes du littoral méditerranéen dans le cadre du changement climatique*. Rapport du programme Gicc-2 (Medd) pour le ministère de l'Écologie et du développement durable, 173 p.

Sabatier F., Suanes S., 2003. Evolution of the Rhône delta coast since the end of the 19th century. *Géomorphologie, Relief, Processus, Environnement*, 4, 283-300.

Sabatier F., Provansal M., Fleury T., 2005. Discussion of the paper of Paskoff R., 2004. [Potential implications of sea-level rise for France. *Journal of Coastal Research*, 20 (2), 424-434]. *Journal of Coastal Research*, 21, 4, 860-864.

Sabatier F., Maillet G., Provansal M., Fleury T.J., Suanes S., Vella C., 2006. Sediment budget of the Rhône delta shoreface since the middle of the 19th century. *Marine Geology*, 234, 143-157.

Ullmann A., Pirazzoli P.A., Tomasin A., 2007. Sea surges in Camargue: trends over the 20th century. *Continental Shelf Research*, 27 (7), 922-934.

Conclusion

De la terre à la mer : épilogue et perspectives

ANDRÉ MONACO, WOLFGANG LUDWIG, PIERRE SERRAT

Le golfe du Lion : un système complexe

Identifié comme unité fonctionnelle de la Méditerranée, le golfe du Lion n'en est pas moins un système complexe, observé et évalué comme un objet environnemental. Les diverses contributions de cet ouvrage le présentent sous ses différentes facettes, qui soulignent sa complexité et montrent la nécessité d'une approche transdisciplinaire et intégrée pour sa gestion.

Nonobstant la diversité des champs disciplinaires impliqués, des méthodes employées et des échelles approchées, les auteurs ont eu pour souci de montrer l'interdépendance entre les éléments du système : fleuves et bassins versants, étangs et milieux humides, zone côtière ; c'est le plan qui a été adopté pour présenter les résultats des travaux. L'eau, source et ressource, sert de fil conducteur entre ces domaines, et de lien entre les sciences de la nature et les sciences de la société. Les études fournissent un premier état des lieux, chiffrent les flux d'eau et de matière, donnent l'extension spatiale et le degré de certains impacts, attirent l'attention sur certains aspects mal connus.

Fruit de la collaboration et du soutien de différents organismes de recherche, de gestion ainsi que d'établissements dans le domaine de l'environnement, cet ouvrage contribue à la plate-forme de connaissances nécessaire à toute action gestionnaire, dans la perspective du développement durable, c'est-à-dire de la préservation des ressources naturelles et de la prévention des risques. Philippe Douard, du ministère de l'Environnement (Meeddat), définit le risque comme « la combinaison de divers éléments : les phénomènes (vent, crues, etc.), les enjeux pouvant être impactés par les phénomènes (les personnes, les biens, l'environnement) et une troisième composante, la vulnérabilité, c'est-à-dire la plus ou moins grande capacité des enjeux à résister aux phénomènes ».

Chaque chapitre contribue, de manière directe ou indirecte, à évaluer l'état et la vulnérabilité du golfe du Lion par rapport aux usages ou à l'évolution du climat, comme un préalable à la gestion et aux mesures d'adaptation. On remarquera alors que les échelles spatio-temporelles auxquelles le système est observé deviennent pertinentes vis-à-vis des politiques territoriales.

Un *continuum* terre-mer

Depuis le Néogène et tout le Quaternaire, il existe une continuité entre terre et mer, allant des têtes de bassin versant jusqu'à la Méditerranée profonde. Les variations eustatiques ont marqué la morphologie du plateau continental, son talus, ainsi que la dynamique du Rhône et des fleuves côtiers ; en effet, toute variation du niveau de base d'un cours d'eau modifie son profil en long. L'épisode le plus frappant fut celui de l'assèchement drastique de la Méditerranée au Messinien et la formation d'épaisses couches d'évaporites. Au cours de cet épisode, souvent appelé « crise d'érosion messinienne », les fleuves ont fortement érodé leurs bassins versants et creusé les premières vallées sous-marines jusqu'au centre du bassin.

Au cours du Quaternaire, plusieurs cycles érosion-sédimentation se sont succédés, correspondant aux oscillations climatiques et à une succession de transgressions et de régressions marines qui ont, parfois, laissé le plateau continental à découvert. Ainsi, les canyons sous-marins ont été plusieurs fois réactivés ; les investigations géophysiques ont permis de retrouver les paléochenaux des fleuves et de mettre en correspondance les canyons et les vallées alluviales, illustrant au mieux ce *continuum* entre continent et mer.

Ainsi le Rhône et le Petit-Rhône trouvent leurs prolongements sous-marins dans les canyons du même nom – jusqu'à 2 000 m de profondeur – où ils ont construit des deltas en éventails (*deep-sea fans*). Ceux-ci ont fait l'objet de nombreuses études, y compris pétrolières. Ce qu'ont révélé les recherches récentes est le rôle de conduits que jouent les canyons, même en période de haut niveau marin comme l'Holocène, période postglaciaire il y a 12 000 ans. Encore de nos jours, il peut arriver, pendant certains hivers froids et venteux, que les 2/3 de la masse d'eau du plateau continental s'écoulent en cascade dans les canyons les plus méridionaux du golfe du Lion et de la marge espagnole, creusant de longs sillons jusqu'à 1 400 m de profondeur.

Ce *continuum* terre-mer, en interaction avec les changements et les événements climatiques, s'inscrit donc dans la longue durée et intervient dans les impacts liés aux activités humaines. Les altérations de la qualité du milieu continental se retrouvent dans les hydrosystèmes fluviaux, littoraux puis profonds.

Dans cette dynamique, l'ensemble des résultats met en exergue une dichotomie entre le Rhône et les autres fleuves côtiers. Avec un bassin versant de 96 000 km², le Rhône joue un rôle majeur, par ses apports liquides et solides. Les fleuves languedociens, dans leur totalité, représentent moins de 10 % des apports en eau douce ! Cette dichotomie est intéressante pour analyser les réponses diverses de la région aux changements climatiques, à travers un grand fleuve – traversant une large aire tempérée – et un réseau de petits fleuves côtiers, plus vulnérable et placé sous un régime hydroclimatique méditerranéen (fig. 130, cf. planche couleur 31).

Changement climatique ? Changement des usages ?

Selon Paul J. Crutzen, prix Nobel de chimie en 1995, nous aurions quitté l'Holocène pour entrer dans l'« Anthropocène », entre les XVIII^e et XIX^e siècles, au moment où les activités humaines sont devenues le forçage principal du système Terre et de son climat. Nous sommes bien là au cœur des questions auxquelles les auteurs du présent ouvrage ont tenté de répondre, en se fédérant au sein d'une zone atelier, le golfe du Lion, devenu, pour l'occasion, un anthroposystème. On peut tenter d'en faire le bilan.

Si l'on considère ces activités sous l'aspect des usages, l'importance de l'impact sur la **ressource en eau** est au cœur de bon nombre d'articles. Dans le bassin de l'Hérault, Courtois *et al.* estiment à 70 % la part de l'irrigation dans les prélèvements et proposent des prototypes de gestion collective de la ressource. Dans le Roussillon, analysant les flux de la Têt, Ludwig *et al.* mettent clairement en lumière les modifications imputables aux activités humaines dans la dynamique des flux et la qualité des eaux de ce fleuve côtier. À l'autre extrémité du golfe du Lion, en Camargue, Vallet-Coulomb *et al.* notent la salinisation des eaux dans les nappes souterraines, ce qu'ils attribuent à l'évaporation ainsi qu'à la pénétration du biseau salé, due aux pompages et aux aménagements hydrauliques. Qu'en sera-t-il lorsque les apports d'eau douce viendront à diminuer et le niveau marin à augmenter ? Enfin, Riaux et Richard-Ferroudji, analysant la situation d'une petite rivière des Pyrénées-Orientales, la Lentilla, sous l'aspect de sa gestion et de son évolution dans le temps, concluent que les profondes mutations de l'anthropisation du système nécessitent des solutions concertées peu évidentes.

Vulnérabilité liée à la ressource en eau : les populations du pourtour méditerranéen pourraient y être à nouveau confrontées ! Des mutations importantes ont eu lieu depuis quelques décennies. Ainsi, l'Arc méditerranéen français qui borde le golfe du Lion a vu sa population doubler. L'évolution démographique 1999-2006 observée par l'Insee montre que la région Languedoc-Roussillon connaît le plus fort accroissement de la France métropolitaine (fig. 131, *cf.* planche couleur 32).

En outre, les perspectives démographiques prévoient que ce mouvement va encore se poursuivre au cours de la prochaine décennie. Les activités agricoles, économiques, et en particulier touristiques, vont continuer à se développer de sorte que les usages de l'eau devront être gérés de manière extrêmement rigoureuse. Ce sera un enjeu à relever afin que d'âpres compétitions entre les usagers n'aient plus lieu, comme ce fut le cas au cours des siècles passés.

S'agissant de la vulnérabilité des **ressources vivantes**, la tendance est à la diminution des stocks, tant à terre et dans les fleuves qu'en mer. Les risques de disparition de certaines espèces particulièrement vulnérables – compte tenu de leur cycle de vie – sont avérés. Deux exemples très différents sont présentés. Sasal *et al.* prennent le cas de la très convoitée anguille européenne, qui passe de l'eau de mer à l'eau saumâtre des étangs et à l'eau douce des fleuves. Cette anguille subit par ailleurs, avec le parasitisme, la pression des aménagements littoraux qui modifient les conditions de sa migration fluvio-marine. C'est l'action même du chalutage que mettent en cause Durrieu de Madron *et al.* concernant l'impact de l'exploitation de la ressource vivante. L'effet de cette activité, qui perturbe les fonds côtiers, est comparé à celui provoqué par les tempêtes, mais on sait qu'elle a, aussi, un impact sur la qualité du milieu.

La **dégradation chimique des milieux** et son ampleur spatiale sont les faits marquants de ces études. L'impact anthropique est omniprésent. Les eaux, les substrats fluviaux, lagunaires et marins, de l'ensemble de la zone côtière, voire des grands fonds, témoignent de la dégradation du milieu. Tous les fonds de la Méditerranée sont marqués chimiquement par les produits des activités humaines. Le regroupement des équipes de recherche autour du golfe du Lion a permis de préciser les sources de ces contaminations, d'en quantifier les apports – y compris et surtout durant les aléas climatiques – et de tracer les trajectoires de différents éléments chimiques (Ludwig *et al.*, Monaco *et al.*, Buscaïl *et al.*). Grâce aux suivis, l'évolution pluriannuelle des concentrations et des flux (nutriments, radionucléides) est retracée, ce qui permet de constater l'effet positif des juridictions portant sur les limitations d'émission (Raimbault *et al.*, Arnaud *et al.*). Tous les résultats convergent pour reconnaître la zone infralittorale et certains points des lagunes comme les plus altérés et les plus susceptibles d'entraîner des répercussions sur la chaîne du vivant. C'est l'Ifremer qui, depuis 1975, opère dans le cadre de réseaux et utilise des organismes « sentinelles », comme la moule, pour suivre la contamination en différents éléments chimiques. Dans cet ouvrage, Andral confirme l'existence de ces zones vulnérables et note une tendance significative à la diminution des contaminants dans la zone atelier, à l'exception de la zone industrialisée du Rhône, au niveau de l'embouchure et du golfe de Fos.

Les récentes obligations imposées dans ce domaine par l'Union européenne (DCE 2000) et reprises dans le droit français (loi n° 2006-1772, JORF du 31-12-2006) vont dans le sens de restrictions dans les usages de contaminants en agriculture. Néanmoins, une fois les règles adoptées, les temps de restauration des milieux sont longs (Arnaud *et al.*). On a ainsi constaté, une fois que les réglementations sont appliquées, la diminution des concentrations en phosphate dans les fleuves et de celle des teneurs en plomb dans l'atmosphère, ces dernières liées aux limitations du plomb dans les essences automobiles. Il aura ainsi fallu près de 20 ans pour voir ces éléments atteindre des niveaux raisonnables dans les eaux marines !

En termes d'**aménagement**s, l'étang de Berre constitue, avec la Camargue, le plus bel exemple d'un milieu entre terre et mer, entre nature et société, où une succession historique d'aménagements – notamment hydrauliques – et de développements d'activités – à vocation agricole, industrielle et de pêche – a entraîné des conflits d'usages. Picon et Bernard montrent l'impact de toutes ces perturbations sur le milieu aquatique, jusqu'à son état biologique, mais aussi les conséquences sociales. La coexistence durable entre les sociétés humaines et les systèmes écologiques est aussi le thème de la contribution d'Aznar *et al.* sur des marais de Camargue où les aménagements hydrauliques ont entraîné, depuis 20 ans, une évolution de la végétation aquatique vers des espèces cosmopolites. La variabilité séculaire et les impacts des aménagements (installations hydroélectriques et dragages) sont les thèmes traités par Provansal *et al.*, cette fois sur le bas-Rhône et la transition marine, où les auteurs notent depuis la seconde moitié du xx^e siècle, une modification de la dynamique sédimentaire.

Compte tenu des scénarios d'**évolution du climat** pour la fin de ce siècle, les paramètres physiques, chimiques et biologiques des milieux aquatiques vont subir de profondes modifications. Selon les prévisions, la Méditerranée sera l'une des régions les plus affectées par le changement climatique. La plupart des articles font état de ces changements en cours, mesurés ou pressentis. Sur le continent, c'est surtout l'effet sur

la disponibilité et la qualité de la ressource en eau qui apparaît clairement, mais aussi sur les flux apportés à la zone côtière, sans que l'impact sur l'écosystème marin ne soit encore analysé. Dans un travail très récent qui n'a pu être inclus dans cet ouvrage (Lespinas¹, 2008), il a été démontré que la température moyenne annuelle sur la région Languedoc-Roussillon avait augmenté d'environ 1,5 °C au cours de la période 1965-2004. Les conséquences de cette évolution sont analysées par Rambal *et al.* à travers la couverture végétale et les rétroactions possibles. Dans un contexte d'augmentation des températures et de la sécheresse estivales, ces auteurs prévoient des temps de retour des incendies plus courts pour les forêts et pour les buissons, ainsi qu'un impact important sur la composition des paysages avec, par exemple, une diminution des forêts de 15 % à 30 % !

Dans la zone côtière du golfe du Lion, les forts couplages entre terre, mer et atmosphère, sont à l'origine des phénomènes connus de convection océanique et de formations d'eaux denses. Estournel *et al.*, décrivant et modélisant les processus physiques de la zone côtière, rappellent que le golfe du Lion représente le « poumon » de la circulation méditerranéenne. Monaco *et al.* associent ces phénomènes au transport de la matière, du carbone et des micropolluants inorganiques. Sous l'angle de ce changement climatique, et dès 1990, l'augmentation de la température et de la salinité des eaux profondes, au large de cette zone, devenait la première preuve d'une réponse du milieu marin à l'effet de serre. Cet effet a été relevé plus récemment en d'autres points, notamment en mer d'Alboran, mais aussi dans les eaux côtières. Les modèles récents, basés sur les scénarios d'augmentation de la température globale, prévoient à la fin du XXI^e siècle, un affaiblissement de la circulation thermohaline et une nette diminution du taux de formation d'eau profonde dans le golfe du Lion (Monaco *et al.*).

Un climat plus chaud contient plus d'énergie et possède le potentiel pour générer des événements extrêmes plus fréquents et plus intenses (Giec², 2007), mais aucune relation directe n'a encore été statistiquement démontrée. Des modèles régionaux sont plus susceptibles de simuler les extrêmes dont les plus forts impacts sont attendus en zone côtière, dans les bassins hydrographiques et dans les régions de montagne. Des études récentes de l'équipe du Cerege montrent un possible renforcement des dynamiques marines et des surcotes de tempêtes qui, avec la montée du niveau marin et la réduction des apports meubles, vont aggraver les phénomènes d'érosion littorale (Provansal *et al.*). Dans certains secteurs comme le golfe de Beauduc en Camargue, les systèmes dunaires ont un effet protecteur vis-à-vis de l'érosion littorale et des inondations marines. Sur la base des données de la tempête centennale de 1997 et de la recrudescence de l'intensité et du nombre de tempêtes annuelles relevées depuis les années 1970, Sabatier modélise le recul de la dune dans ce secteur où l'érosion est chronique depuis plus d'un siècle.

Sur ce problème des aléas hydroclimatiques, les équipes ont saisi l'opportunité de la survenue, ces dernières années, de plusieurs types d'événements ; elles ont profité des stratégies de suivi à haute résolution mises en place dans la zone. Ainsi, Durrieu de Madron *et al.* quantifient le transport de matière lors des tempêtes et le comparent à

¹ Lespinas F., 2008. *Impacts du changement climatique sur l'hydrologie des fleuves côtiers en région Languedoc-Roussillon*. Thèse de l'université de Perpignan Via Domitia, 332 p.

² Giec (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat), 2007. Rapport de synthèse, contribution des groupes de travail I, II et III au quatrième rapport. Pachauri R.K., Reisinger A. (équipe de rédaction principale), Genève, 103 p.

l'effet du chalutage. Estournel *et al.* modélisent ces phénomènes déterminants dans la dynamique du système côtier. Bourrin *et al.* suivent crues et tempêtes à l'interface terre-mer, ainsi que la réponse du littoral aux apports brusques de la Têt et à l'érosion marine. Il devient clair que l'augmentation de ces phénomènes dans le futur aura des répercussions extrêmement importantes sur les cycles biogéochimiques et les bilans de matière, y compris au plan de l'évolution du littoral, de la zone côtière et de ses usages.

Quel que soit le scénario de réchauffement climatique, les modèles simulent des changements drastiques de la circulation marine et des phénomènes de convection, qui ne peuvent être sans conséquence sur les écosystèmes fluviaux, littoraux et côtiers. En conséquence, les nouvelles orientations scientifiques doivent maintenir les observations et la mesure des paramètres indicateurs de ces changements, affiner les modèles, analyser l'impact du déplacement des puits de matière et de carbone, étudier l'impact sur les écosystèmes côtiers et profonds.

Observer, gérer, s'adapter

Dès l'origine, le programme Orme s'est positionné par rapport au développement durable, dans une perspective de relation entre la recherche et les politiques publiques. De ce fait, le golfe du Lion, placé sous la bannière de la pluridisciplinarité, est devenu, comme l'indique B. Picon, « un objet environnemental », une démarche scientifique de « reconstruction qui constitue la meilleure aide à la décision, à la gestion des ressources naturelles et des risques ». Cependant, ajoute l'auteur, le développement durable passe par une référence ; cette référence peut être un passé millénaire ou séculaire « naturel » ou encore un passé proche « reconstruit ». Dans le cas d'Orme, elle se place aussi dans la perspective du changement climatique qui est en cours. Jean Jouzel, membre du bureau du Giec, soulignant l'amplitude des changements à venir, rappelle que la stabilité du climat a été « l'un des moteurs du développement de nos civilisations depuis 10 000 ans ». C'est exactement à cette époque que le golfe du Lion a acquis ses principales caractéristiques, puis a évolué au cours des deux derniers siècles vers l'anthrosystème que nous étudions. Dans tous les cas, et comme on a pu le voir dans certaines contributions, le développement durable se réfère le plus souvent à une demande économique et sociale récente : protection des ressources, garantie d'une bonne qualité écologique de l'eau et des milieux, réduction de la vulnérabilité des populations par rapport aux aléas (inondations) ou à l'érosion du littoral... Des expériences en Camargue et dans l'étang de Berre, B. Picon tire le bilan suivant : « intégrer tout cela dans une même politique territoriale en connivence avec la recherche suppose des mutations profondes de cultures administratives et des concertations entre chercheurs, gestionnaires politiques et citoyens ».

Appliquant la logique de développement durable aux territoires, à travers le concept de gestion intégrée de la zone côtière (GIZC), Rey-Valette *et al.* analysent les conditions et l'effectivité des modes de concertation et d'implication des acteurs et des populations. Ils notent l'importance de « l'apprentissage institutionnel pour caractériser les propriétés des dispositifs de GIZC du point de vue des critères de gouvernance » ; ils comparent la lagune de Thau (Hérault) et la baie de Paulilles (Pyrénées-Orientales) pour saisir les mécanismes et les facteurs de cet apprentissage.

Ces auteurs rappellent justement que la décision de gestion doit s'appuyer sur les données scientifiques. Pour cela, la zone atelier Orme continuera à constituer une

plate-forme de connaissances transdisciplinaires sur la dynamique du système « golfe du Lion ». Ses objectifs sont ceux-mêmes définis dans ces dispositifs expérimentaux mis en place par le Cnrs (Institut de l'écologie et de l'environnement ou Inee) et, notamment, les suivis à long terme de paramètres pertinents par un réseau de mesures déjà défini, mais probablement à compléter. Dans ce dispositif, des relations sont déjà établies avec la zone atelier du bassin Rhône (ZABR) ; le renforcement de ces collaborations rendrait au système « golfe du Lion » son intégrité (fig. 130, cf. planche couleur 31).

Au plan national, le projet « Chantier Méditerranée » du Cnrs / Insu pour les années 2010-2020 montre l'intérêt que continue à présenter la Méditerranée pour les études environnementales. Il offre, pour Orme, l'opportunité d'être l'un des ateliers de ce chantier, comme il l'a été pour de nombreux programmes européens. Il faut rappeler, par ailleurs, l'existence d'un « Pôle Mer » en Méditerranée (région Paca) et d'un « Cluster Eau » en Languedoc-Roussillon, cette région ayant l'une des plus fortes concentrations de compétences et de capacités de recherche en Europe sur le thème de l'eau.

Aborder les grandes problématiques (eau, énergie, transports, espaces urbains, espaces ruraux, littoral, zone côtière) requiert l'association de toutes les compétences. La synergie des recherches – sciences de la nature, sciences de la société – dans une approche de la vulnérabilité est le premier pas vers la **gestion et les processus de décision**, en matière de prévention ou de restauration de l'environnement. Le réseau Gire (Gestion intégrée des ressources en eau) est un outil privilégié pris en compte dans les législations de la majorité des pays. On a vu qu'un plan de restauration est en cours pour l'étang de Berre, auquel les scientifiques du groupe sont associés (Gipreb). D'autres exemples peuvent être cités : la DIREN a mis sur pied un comité de pilotage sur l'ensemble du fleuve Rhône et de son littoral, suite à la pollution des sédiments et des poissons par les PCB. L'accroissement massif de la population d'ici 2030, selon l'Insee, fait émerger le projet de gestion de la ressource en eau, sous la forme d'une « artère littorale », dite *Aqua Domitia*, de Montpellier à Narbonne.

La nécessité d'organiser les échanges entre chercheurs et praticiens dans le domaine de la gestion du littoral est à l'origine de la création du Réseau français de recherche côtière (RFRC). Son équivalent européen Encora a été labellisé en 2006. Localement, un projet d'observatoire sur la partie sud du golfe du Lion, de Leucate à Argelès-sur-Mer, devrait voir le jour. Il aurait pour fonction la préservation de l'économie – liée au patrimoine littoral – de plusieurs communes. Due en grande partie aux activités humaines de rejets d'éléments nutritifs, l'eutrophisation des lagunes a donné lieu à la mise en place d'un Réseau de suivi lagunaire (RSL) auquel participent la région Languedoc-Roussillon, l'Agence de l'eau, le Cefralmar et l'Ifremer.

Concernant la prévention des risques météorologiques extrêmes, l'Organisation météorologique mondiale (OMM) dispose d'un réseau de services météorologiques et hydrologiques nationaux et régionaux ; l'une de ses priorités pour le XXI^e siècle est l'amélioration des systèmes d'alerte. La DIREN met en place une stratégie globale en matière de prévision, de prévention et de protection.

En termes de préservation et de valorisation des territoires, les résultats de cet ouvrage peuvent contribuer, en première analyse, à améliorer la cohérence des périmètres protégés – ceux du Conservatoire du littoral créé depuis 1975, les sites Natura 2000 dans les régions Languedoc-Roussillon et Paca, les Aires marines protégées (AMP) – qui ont en commun un besoin scientifique et opérationnel. La France vient de proposer

de compléter ce réseau européen de sites écologiques, créé en 1992, par un réseau de 76 sites « Natura 2000 en mer ».

Au-delà de la gestion et des mesures de restauration, tous les niveaux politiques affichent désormais la nécessité de mesures d'adaptation pour les milieux sur lesquels Orme focalise son action. En effet, l'adaptation – ou ajustement des systèmes naturels et humains face au changement climatique et aux pressions anthropiques – est devenue une question majeure au plan de la recherche et au plan opérationnel. Pour preuve : le Livre vert présenté par la Commission européenne (juin 2007), le document *Stratégie nationale d'adaptation au changement climatique* de l'Onerc (2007), les appels d'offre de l'ANR sur la vulnérabilité, ceux du Meeddat (Gicc et Liteau), ainsi que le projet européen Era-Net CIRCLE lancé en 2007. Les questions stratégiques demeurent valables : modes d'évolution, types d'interactions, dynamiques des écosystèmes et des socio-systèmes.

À tous les niveaux, une vision commune, qui devrait déboucher sur des actions cohérentes et efficaces dans les domaines de la gestion des milieux, est réclamée. Une concertation devrait s'instaurer entre les chercheurs, les opérateurs et les acteurs, pour les choix scientifiques, politiques et technologiques. En l'état actuel, les chercheurs impliqués dans Orme ne sont pas associés directement à de telles initiatives, mais des liens institutionnels existent, et des scientifiques sont de plus en plus sollicités dans les instances de réflexion ou de concertation.

Puisse cet ouvrage être une nouvelle source de motivation pour fédérer les énergies et faciliter la mise en place de programmes ambitieux, en recherche, formation et gestion, dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques.

Liste des équipes participant au programme Orme

BETM	Biologie et écologie tropicale et méditerranéenne, UMR 5244, Cnrs – EPHE – université de Perpignan Via Domitia 52, avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex.
BRGM	Bureau de recherche géologique et minière, UPR Cnrs 9056, 1039 rue de Pinville, 34000 Montpellier.
CEFE	Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive, UPR Cnrs 9056, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier cedex.
CEFREM	Centre de formation et de recherche sur l'environnement marin, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex.
CEREGE	Centre européen de recherche et d'enseignement de géosciences de l'environnement, Université Aix-Marseille III – Europôle méditerranéen de l'Arbois, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 4.
COM	Centre d'océanologie de Marseille, laboratoire d'océanographie et de biogéochimie, UMR 6117, 163 avenue de Luminy, 13288 Marseille cedex 9.
DESMID	Dynamique écologique et sociale en milieu deltaïque, ESA Cnrs 5023, 1 rue Parmentier, 13200 Arles.
GIPREB	Groupement d'intérêt public pour la réhabilitation de l'étang de Berre, cours Mirabeau, 13130 Berre-l'Étang.
IRD	Dynamiques sociales de l'irrigation, UMR Hydrosociences, Vahyne, BP 5045, 34032 Montpellier cedex 1.
IRSN	Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire, centre de Cadarache, BP 3, 13115 Saint-Paul-lez-Durance cedex.
LAMETA	Laboratoire montpelliérain d'économie théorique et appliquée, UMR 5474, Faculté des sciences économiques, espace Richter, avenue de la mer, 34054 Montpellier cedex 1.
LMTG	Laboratoire Mécanismes de transfert en géologie, UMR Cnrs 5563, 38 rue des Trente-six ponts, 31400 Toulouse.
Medias	Medias – France Cnes, BPi 2102, 18 avenue Édouard Belin, 31401 Toulouse cedex 4.

Liste des auteurs

Abdullah Mohamed

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia,
52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex.

Aloïsi Jean-Claude

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia,
52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex. Courriel : aloisi@univ-perp.fr

Andral Bruno

Ifremer, Laboratoire environnement ressources Provence Azur Corse,
BP 330, 83507 La Seyne-sur-Mer cedex. Courriel : bruno.andral@ifremer.fr

Antonelli Christelle

IRSN, DEI – SESURE – LERCM, centre d'études de Cadarache, bât 153,
13115 Saint-Paul-lez-Durance.

Arnaud Mireille

IRSN, DEI – SESURE – LERCM, base Ifremer, BP 330, zone portuaire de Brégailhon,
83507 La Seyne-sur-Mer cedex. Courriel : mireille.arnaud@ifremer.fr

Auclair Francis

Pôle d'océanographie côtière de l'observatoire Midi-Pyrénées, laboratoire d'aérologie,
Cnrs – université de Toulouse, 14 avenue Édouard Belin, 31400 Toulouse.

Aznar Jean-Christophe

Dynamiques écologiques et sociales en milieu deltaïque (Desmid), UMR Espace 6012,
Cnrs, 1 rue Parmentier, 13200 Arles.

Bernard Guillaume

Gipreb, cours Mirabeau, 13130 Berre-l'Étang. Courriel : guillaume.bernard@gipreb.fr

Bourrin François

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex + laboratoire d’océanologie de Villefranche, Cnrs UMR 7093, quai de la Darse, BP 08, 06238 Villefranche-sur-Mer. Courriel : fbourrin@obs-vlfr.fr

Buscaïl Roselyne

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex. Courriel : buscaïl@univ-perp.fr

Carbonne Jacques

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex. Courriel : carbonne@univ-perp.fr

Certain Raphaël

Institut de modélisation et analyses en géo-environnements et de santé, université de Perpignan Via Domitia, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex.

Charmasson Sabine

IRSN, DEI – SESURE – LERCM, base Ifremer, BP 330, zone portuaire de Brégaillon, 83507 La Seyne-sur-Mer cedex. Courriel : sabine.charmasson@ifremer.fr

Courtois Nathalie

BRGM, service Eau, unité Évaluation de la ressource, milieux discontinus, 1039 rue de Pinville, 34000 Montpellier. Courriel : n.courtois@brgm.fr

Da Silva Catherine

Laboratoire de parasitologie fonctionnelle et évolutive, CBETM UMR 5244, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia – EPHE, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan.

Dedieu Olivier

Cepel, Faculté de droit, 39 rue de l’Université, 34060 Montpellier cedex 1.

De Montety Véronique

Cerege, UMR 6635, Cnrs – université Paul Cézanne Aix-Marseille, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 4.

Dervieux Alain

Dynamiques écologiques et sociales en milieu deltaïque (Desmid), Cnrs, UMR 6012, Espace, 1 rue Parmentier, 13200 Arles. Courriel : alderv.desmid@wanadoo.fr

Durrieu de Madron Xavier

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex. Courriel : demadron@univ-perp.fr

Estournel Claude

Pôle d’océanographie côtière de l’observatoire Midi-Pyrénées, laboratoire d’aérodologie, Cnrs – université de Toulouse, 14 avenue Édouard Belin, 31400 Toulouse. Courriel : claude.estournel@aero.obs-mip.fr

Eyrolle Frédérique

IRSN, DEI – SESURE – LERCM, centre de Cadarache, BP 3, 13106 Saint-Paul-lez-Durance. Courriel : frederique.eyrolle@irsn.fr

Fazio Géraldine

Centre de biologie et écologie tropicale et méditerranéenne, CBETM, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia – EPHE, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan.

Ferré Bénédicte

Cefrem, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex.

Fleury Jules

Cerege, UMR 6635, Cnrs – université Paul Cézanne Aix-Marseille, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 4.

Fornier Michel

Centre d'océanologie de Marseille, service d'observation, rue Batterie des Lions, 13004 Marseille.

Garcia Nicole

Laboratoire de microbiologie, géochimie et écologie marine, centre d'océanologie de Marseille, campus de Luminy, 13288 Marseille cedex 09.

García-Esteves Javier

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex.

Grillas Patrick

Station biologique de la Tour du Valat, Le Sambuc, 13200 Arles.

Hermitte Daniel

Cerege, UMR 6635, Cnrs – université Paul Cézanne Aix-Marseille, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 4.

Herrmann Marine

Pôle d'océanographie côtière de l'observatoire Midi-Pyrénées, laboratoire d'aérodologie, Cnrs – université de Toulouse, 14 avenue Édouard Belin, 31400 Toulouse.

Heussner Serge

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex. Courriel : heussner@univ-perp.fr

Jeanty Gérard

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex. Courriel : jeanty@univ-perp.fr

Lafont Michel

Centre d'océanologie de Marseille, service d'observation, rue Batterie des Lions, 13004 Marseille.

Lanini Sandra

BRGM, service Eau, unité Évaluation de la ressource, milieux discontinus, 1039 rue de Pinville, 34000 Montpellier. Courriel : s.lanini@brgm.fr

Lecomte-Finiger Raymonde

Centre de biologie et écologie tropicale et méditerranéenne, CBETM UMR 5244, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia – EPHE, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex. Courriel : lecomte@univ-perp.fr

Lenfant Philippe

Centre de biologie et écologie tropicale et méditerranéenne, CBETM UMR 5244,
Cnrs – université de Perpignan Via Domitia – EPHE, 52 avenue Paul Alduy,
66860 Perpignan cedex.

Ludwig Wolfgang

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia,
52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex. Courriel : ludwig@univ-perp.fr

Maillet Grégoire

Université d'Angers, UFR Sciences, laboratoire Paysages et biodiversité,
2 bd Lavoisier, 49045 Angers cedex

Marsaleix Patrick

Pôle d'océanographie côtière de l'observatoire Midi-Pyrénées, laboratoire d'aérodologie,
Cnrs – université de Toulouse, 14 avenue Édouard Belin, 31400 Toulouse.

Monaco André

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia,
52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex. Courriel : monaco@univ-perp.fr

Mouillot Florent

UR Clifa, IRD – Cnrs, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5.

Ollivier Patrick

Cerege, UMR 6635, Cnrs – université Paul Cézanne Aix-Marseille, BP 80,
13545 Aix-en-Provence cedex 4.

Pastor Jérémy

Centre de biologie et écologie tropicale et méditerranéenne, CBETM UMR 5244,
Cnrs – université de Perpignan Via Domitia – EPHE, 52 avenue Paul Alduy,
66860 Perpignan cedex.

Paul Maxence

Cerege, UMR 6635, Cnrs – université Paul Cézanne Aix-Marseille, BP 80,
13545 Aix-en-Provence cedex 4.

Petit Vincent

BRGM, service Eau, unité Évaluation de la ressource, milieux discontinus,
1039 rue de Pinville, 34000 Montpellier.

Picon Bernard

Dynamiques écologiques et sociales en milieu deltaïque (Desmid), Cnrs, UMR 6012,
Espace, 1 rue Parmentier, 13200 Arles. Courriel : bpicon@wanadoo.fr

Picon Philippe

Gipreb, cours Mirabeau, 13130 Berre-l'Étang. Courriel : philippe.picon@gipreb.fr

Probst Jean-Luc

Laboratoire Mécanismes de transfert en géologie, UMR 5563,
Cnrs – université Paul Sabatier, 14 avenue Édouard Belin, 31400 Toulouse.
Courriel : probst@lmtg.obs-mip.fr

Provansal Mireille

Cerege, UMR 6635, Cnrs – université Paul Cézanne Aix-Marseille,
Europôle de l'Arbois, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 4.
Courriel : provansal@cerege.fr

Raccasi Guillaume

Cerege, UMR 6635, Cnrs – université Paul Cézanne Aix-Marseille,
Europôle de l'Arbois, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 4.
Courriel : raccasi@cerege.fr

Radakovitch Olivier

Cerege, UMR 6635, Cnrs – université Paul Cézanne Aix-Marseille,
Europôle de l'Arbois, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 4.
Courriel : radakovitch@cerege.fr

Raimbault Patrick

Laboratoire de microbiologie, géochimie et écologie marine,
centre d'océanologie de Marseille, campus de Luminy, 13288 Marseille cedex 09.
Courriel : patrick.raimbault@univmed.fr

Rambal Serge

Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive, UPR 9056 Cnrs, 1919 route de Mende,
34293 Montpellier cedex. Courriel : rambal@cefe.cnrs.fr

Ratte Jean-Pierre

Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive, UPR 9056 Cnrs, 1919 route de Mende,
34293 Montpellier cedex.

Réau Marion

Cepel, Faculté de droit, 39 rue de l'Université, 34060 Montpellier cedex 1.

Rey-Valette Hélène

Lameta, Faculté de sciences économiques, CS 79606, 34960 Montpellier cedex 2.
courriel : fvhr@wanadoo.fr

Riaux Jeanne

UMR G-Eau Gestion de l'eau, acteurs et usages, Maison des sciences de l'eau,
300 avenue E. Jeanbrau, BP 64501, 34394 Montpellier cedex 5.
Courriel : jeanne.rioux@ird.fr

Richard-Ferroudji Audrey

GSPM (EHESS – Cnrs), UMR G-Eau, Cemagref, 361 rue Jean-François Breton,
34196 Montpellier. Courriel : audrey.richard@cemagref.fr

Rinaudo Jean-Daniel

BRGM, service Eau, unité Évaluation de la ressource, milieux discontinus,
1039 rue de Pinville, 34000 Montpellier.

Roussiez Vincent

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia,
52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex.

Sabatier François

Cerege, UMR 6635, Cnrs – université Paul Cézanne Aix-Marseille,
Europôle de l'Arbois, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 4.
Courriel : sabatier@cerege.fr

Sasal Pierre

Laboratoire de parasitologie fonctionnelle et évolutive, CBETM UMR 5244
Cnrs – université de Perpignan Via Domitia – EPHE, 52 avenue Paul Alduy,
66860 Perpignan cedex. Courriel : sasal@univ-perp.fr

Serrat Pierre

Cefrem, UMR 5110, Cnrs – université de Perpignan Via Domitia,
52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex. Courriel : pierre.serrat@univ-perp.fr

Sonzogni Corinne

Cerege, UMR 6635, Cnrs – université Paul Cézanne Aix-Marseille, BP 80,
13545 Aix-en-Provence cedex 4.

Ulses Caroline

Pôle d'océanographie côtière de l'observatoire Midi-Pyrénées, laboratoire d'aérodynamique,
Cnrs – université de Toulouse, 14 avenue Édouard Belin, 31400 Toulouse.

Valarié Pierre

Cepel, Faculté de droit, 39 rue de l'Université, 34060 Montpellier cedex 1.

Vallet-Coulomb Christine

Cerege, UMR 6635, Cnrs – université Paul Cézanne Aix-Marseille,
Europôle de l'Arbois, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 4.
Courriel : vallet@cerege.fr

Vouvé Florence

Institut de modélisation et analyses en géo-environnements et de santé,
université de Perpignan Via Domitia, 52 avenue Paul Alduy, 66860 Perpignan cedex.

Édition, maquette et couverture : Éditions Quæ
Mise en page : Desk, 53940 St-Berthevin, tél 02 43 01 22 11

Achévé d'imprimer : Louis Jean,
N° – Dépôt légal : mai 2009

Le programme Orme (Observatoire régional méditerranéen de l'environnement) est un dispositif de recherche pluridisciplinaire du Cnrs, qui aborde l'environnement comme un objet scientifique construit à partir des interactions entre systèmes naturels et anthropisés. Parmi les zones ateliers labellisées depuis 2000, la zone Orme est celle qui se focalise sur un système terre-mer, le golfe du Lion, une zone clé de la Méditerranée. Cet ouvrage dresse un état des lieux de cet anthroposystème, en faisant le point sur les connaissances pluridisciplinaires acquises sur un objet commun, l'eau. Celle-ci est considérée à la fois comme source, ressource, et vecteur de substances naturelles, polluantes ou radioactives. Divers éclairages, à des échelles variables d'observation, sont donnés sur les milieux aquatiques : fleuve, nappe phréatique, zone humide, étang, littoral, ensemble de la zone côtière.

L'ouvrage offre une synthèse sur le fonctionnement de cet environnement du Sud de la France, ainsi que sur sa vulnérabilité face aux changements climatiques et anthropiques en cours et à venir. Il met clairement en évidence qu'une adaptation aux risques futurs n'est possible que grâce à une démarche de gestion intégrée, menée en concertation avec l'ensemble des acteurs, et prenant en compte la complexité des interactions entre l'homme et la nature.

André Monaco, océanographe, est directeur de recherche émérite au Cnrs, à l'UMR Cefrem de l'université de Perpignan Via Domitia. Il a été coordinateur, de 1996 à 2000, du projet intégré européen sur la Méditerranée, Mater. Actuellement membre du conseil scientifique Gicc (Gestion et impact du changement climatique) du Meeddat.

Wolfgang Ludwig, géochimiste, est professeur à l'université de Perpignan Via Domitia et responsable de la zone atelier Orme. Ses recherches au sein de l'UMR Cefrem portent sur les fleuves de la Méditerranée, sujet sur lequel il intervient régulièrement comme expert auprès du Pnue / Medpol.

Mireille Provansal, géomorphologue, UMR Cerege, est professeur à l'université de Provence, membre du conseil scientifique du Comité de Bassin Rhône-Méditerranée.

Bernard Picon, sociologue, directeur de recherche au Cnrs, UMR Espace (Cnrs-université de la Méditerranée, site d'Arles). Il est président du conseil scientifique de la Mission Inondation du Plan Rhône et membre du Comité de Bassin Rhône-Méditerranée.



Éditions
Quæ

Éditions Cemagref, Cirad, Ifremer, Inra
www.quae.com

IRSN
INSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

Prix : 45 €

ISBN : 978-2-7592-0311-6



ISSN : 1773-7923
Réf. : 02126