UNIVERSITÉ D'ORLÉANS

THESE
PRESENTEE
A L'UNIVERSITE D'ORLEANS
ECOLE DOCTORALE
SCIENCE DE L'HOMME ET DE LA SOCIETE
DEPARTEMENT DE GEOGRAPHIE
POUR OBTENIR LE GRADE DE
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE D'ORLEANS

Discipline : Environnement / Mention : Ecologie

ETUDE INTEGREE DYNAMIQUE DU PHOSPHORE DANS LE SYSTEME BASSIN VERSANT – LAGUNE DE THAU (MER MEDITERRANEE, HERAULT)

LA JEUNESSE Isabelle

Thèse soutenue le 12 juin 2001

Devant le jury composé de :

J.-P. Deléage, Pr., Université d'Orléans (Directeur)
M. Elliott, Dr. of IECS, University of Hull (Rapporteur)
M. Meybeck, DR, CNRS UMR Sisyphe (Rapporteur)
J.-M. Dorioz, Chargé de Recherche, INRA (Examinateur)
J.-P. Fotsing, Pr. de Géographie, Université d'Orléans (Président)
M.-C. Ximénès, Resp. de l'Obs. Nat. des Zones Humides, Ifen (Examinateur)
J.-M. Deslous-Paoli, Ifremer (Invité)

à ceux qui me sont si chers et qui ne peuvent que se reconnaître
car je leur dois ce que je suis et deviens :
un grand merci pour tout…

« L'irruption historique dans la biosphère de "l'homme civilisé" marque une rupture sans précédent dans le processus de migration biogène »...

Jean-Paul Deléage, Une histoire de l'écologie,
La Découverte, Paris, 1991

...« Ce processus s'est effectué très rapidement dans un espace de temps insignifiant. La face de la Terre s'est transformée d'une façon méconnaissable et pourtant il est évident que l'ère de cette transformation ne fait que commencer. »

Wladimir Vernadsky, La Biosphère, Moscou, 1926

Avant-propos et remerciements

Cet avant-propos, rédigé suite aux interventions des membres du jury lors de la soutenance de la thèse, a pour objet d'apporter des précisions d'une part sur le choix du sujet ainsi que sur sa liaison avec le stage réalisé au cours du DEA-ETES (Environnement : *Temps, Espaces, Sociétés*) et d'autre part sur le déroulement de mes recherches ainsi que sur les remaniements du manuscrit avant sa diffusion.

Mon mémoire de DEA avait pour but d'apporter les premières explications sur l'évolution des concentrations en phosphates dans les eaux de la lagune de Thau. Ce travail mit en évidence la grande complexité de l'implication de l'évolution des activités humaines dans la dynamique des apports et des exportations de phosphore. Alors que cette première recherche devait constituer l'intégralité de la base de données nécessaire pour expliquer l'évolution des concentrations, elle a en réalité souligné la nécessité de nouvelles approches méthodologiques de l'estimation pluriannuelle de flux de phosphore d'origine anthropique, notamment en raison de :

- l'inaccessibilité de nombreuses données,
- l'inadéquation de données pour l'estimation de flux,
- l'hétérogénéité spatiale et temporelle de données disponibles,
- la multiplicité des disciplines concernées.

A l'issue de cette étude, une thèse a donc été engagée dans le but d'approfondir l'analyse de la dynamique anthropique du phosphore dans le système bassin versant-lagune de Thau.

Par ailleurs, la position centrale de l'activité conchylicole dans le développement socio-économique du secteur de Thau, qui repose entre autre sur la qualité trophique des eaux lagunaires, a été à l'origine de notre intention de coupler une analyse économique des relations bassin versant – lagune à celle écologique. Cette analyse couplée avait pour ambition de *" définir des indicateurs appropriés capables de rendre compte de l'état des écosystèmes et des pressions subies pouvant s'intégrer dans les nouveaux processus de décision collectifs où la place et la forme de l'expertise se doivent d'être révisées "* (La Jeunesse et Rey-Valette, 2000). Toutefois malgré tous les efforts de collaboration entre économistes et écologistes, les projets constitués (entre autres PNEC et LITEAU) de modélisation couplée écologie-économie n'ont pas été concrétisés dans le cadre de notre recherche. De ce fait, tenue à des résultats concrets plus qu'à des développements théoriques dans le contexte d'un financement Ifremer, l'étude s'est centrée sur l'analyse de l'impact de l'évolution des activités humaines sur les transferts de phosphore. Ceci a permis, entres autres, d'approfondir l'élaboration des méthodologies d'estimation temporelle des flux de phosphore dans le système.

De plus, la dislocation inopinée du comité de pilotage de la thèse, alors même que le laboratoire d'accueil à l'Ifremer ne permettait pas de répondre à l'approche novatrice transdisciplinaire développée, a modéré l'intégration des modalités d'évolution des activités humaines à celle des flux de phosphore. C'est tout d'abord le départ de l'Ifremer de Mlle Marie-Claude Ximénès en fin de première année de thèse qui m'a privé d'un soutien dans l'élaboration des méthodes. Ensuite, le changement d'activité et de localisation de M. Jean-Marc Deslous-Paoli, pourtant à l'origine du projet et responsable de la thèse à l'Ifremer, l'a rendu très peu disponible pour les deux années suivantes. Puis, mon installation à Orléans pour me rapprocher de mon directeur de thèse M. Jean-Paul Deléage a été suivie d'une longue période de maladie de celui-ci, période qui s'est achevée peu de temps avant le dépôt du manuscrit. Toutes ces raisons expliquent le fort relâchement dans l'encadrement et la relecture du travail ainsi que le report de la date de soutenance de décembre 2000 à juin 2001.

Pour terminer, l'organisation de ce document final en six chapitres résulte aussi d'une confrontation avec le jury qui m'a confortée dans mes choix initiaux qui n'avaient malheureusement pas été poussés à leur terme. Cette restructuration n'a apporté aucune modification majeure sur le contenu du document puisque la première et troisième partie ont en fait respectivement été déclinées en chapitre 1 et 6.

Mes remerciements s'adressent pour commencer à l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER qui, par l'allocation d'une bourse de recherche de trois années, m'a permis d'achever mes études en m'appliquant à un sujet passionnant. Ce travail a également été soutenu par l'atelier lagunes méditerranéennes du Programme National d'Environnement Côtier (PNEC) et, à ce titre, je remercie tout particulièrement M. Marc Troussellier de l'Université de Montpellier d'avoir prêter attention au bon déroulement des travaux. Pour la même raison, je remercie précisément M. le Professeur Gérard Lasserre du laboratoire d'hydrobiologie marine et continentale de l'Université de Montpellier aussi et surtout pour le grand intérêt qu'il a porté dès le début à ce projet. Du même laboratoire, je remercie également M. Thang Do Chi et M. Yves Collos pour leur appui.

Je remercie ensuite tout naturellement l'Ecole Doctorale Science de l'Homme et de la Société (SHS) de l'Université d'Orléans qui promeut et soutient ces nouvelles approches scientifiques environnementales qui sont nécessairement pluridisciplinaires.

J'adresse principalement mes remerciements à M. le Professeur Jean-Paul Deléage de l'Université d'Orléans qui, après avoir offert un enseignement de qualité au cours du DEA

ETES (Diplôme d'Etudes Approfondies – Environnement : Temps, Espaces, Sociétés)[1], m'a fait l'honneur d'accepter de diriger cette thèse. Son indispensable soutien et ses conseils fort éclairés m'ont permis de ne jamais m'égarer dans des disciplines dont je découvrais jour après jour l'immense complexité. J'espère qu'il a eu autant de joie à encadrer ce travail que j'ai eu de bonheur à recevoir son enseignement.

Je remercie spécialement M. Mike Elliott, Directeur de l'*Institute of Estuarine and Coastal Studies – University of Hull*, d'avoir accepté d'examiner ce travail malgré la difficulté certaine de la langue française.

Je remercie éminemment M. Michel Meybeck, du CNRS UMR Sisyphe, d'avoir accepté volontiers d'examiner ce travail.

Je remercie très sincèrement M. Jean-Marcel Dorioz, de l'INRA de Thonon les Bains, d'avoir porter de l'intérêt à mon travail et surtout d'avoir souhaité faire partie du jury, ce dont j'ai été fort honorée.

Je remercie également M. le Professeur Jean-Marie Fotsing de l'Université d'Orléans d'avoir spontanément accepté de faire partie du jury en tant que représentant obligatoire de l'Ecole Doctorale de l'Université d'Orléans.

Je suis très reconnaissante envers M. Jean-Marc Deslous-Paoli, chercheur à l'Ifremer, de m'avoir proposé de travailler, convaincu de son intérêt scientifique, sur l'évolution des concentrations en phosphates dans les eaux de la lagune de Thau. La grande confiance qu'il m'a témoignée en me laissant complètement diriger l'avancement des travaux, bien qu'à l'interface entre de multiples disciplines, m'a permis de montrer que j'étais capable de relever de moi-même un tel défi.

Je remercie beaucoup Mlle Marie-Claude Ximénès, Responsable de l'Observatoire National des Zones Humides à l'Ifen, de son précieux encadrement scientifique et technique lors de ma première année de thèse et ce jusqu'à son départ, que j'ai regretté, de l'Ifremer.

C'est avec beaucoup de respect que je remercie M. le Professeur Jean Lévieux ainsi que M. le Professeur Jean-Claude Touray de l'Université d'Orléans pour toutes leurs bienveillantes remarques sur le manuscrit ainsi que pour tous leurs conseils.

Je remercie Mme Hélène Rey-Valette, Maître de Conférences à l'Université des Sciences Economiques de Montpellier, pour tous les intéressants entretiens qu'elle m'a accordés au sujet du développement du contexte socio-économique des activités humaines du site d'étude ainsi que sur le concept de gestion intégrée des zones côtières.

---

[1] Ce DEA est devenu en 2000 le DEA ADEn : Aménagement, Développement, Environnement.

Je remercie particulièrement M. Jean-Paul Cheylan, chercheur au CNRS UMR-Espace, pour ses conseils avisés et fort constructifs lors de l'élaboration du Système d'Information Géographique.

Je remercie le laboratoire des Sciences du Sol de l'INRA-ENSAM dont M. le Professeur Jean-Claude Rémy, M. Michel Bornand, M. Roger Moussa, M. Patrick Andrieux et un de leur étudiant M. Laurent Scheyer, pour leur contribution à l'étude des modalités de l'érosion des sols du bassin versant agricole et naturel de la lagune de Thau.

Je remercie M. Frédéric Gannon, Maître de Conférences à l'Université des Sciences Economiques de Nanterre, pour l'intérêt qu'il a manifesté à ce travail.

Je remercie M. Charles Cann, de l'Engref de Clermont-Ferrand, de m'avoir spontanément accordé plusieurs heures pour répondre à de nombreuses questions concernant l'élément phosphore.

Je remercie Mme le Professeur Bernadette Picot de l'Université de Montpellier pour m'avoir conseillé dans la recherche d'ouvrages sur le cycle biogéochimique du phosphore et pour ses bienveillantes remarques.

Je tiens à remercier M. Georges Dupré, directeur du laboratoire ERMES[2]-IRD à Orléans, pour s'être toujours préoccupé de l'avenir des étudiants du DEA-ETES qu'il co-dirigeait avec M. Jean-Paul Deléage.

Je remercie Eric Brandon et Romain Cauvet, étudiants de l'Ecole des Mines d'Alès, pour leur contribution dynamique et assidue à l'étude de l'évolution de l'impact des activités industrielles du bassin versant de Thau.

Je remercie M. Cornélius Mende et Mlle Jennie Borrero, du bureau d'étude Géodimensions, pour leur collaboration efficace et sympathique à l'élaboration du Système d'Information Géographique.

Puis, je n'oublie pas de citer tous ceux et celles, de multiples Instituts, Organismes et Collectivités, que j'ai sollicité au cours de l'élaboration de la base de données et dont l'aimable collaboration m'a permis d'avancer dans mes recherches. Ainsi, je remercie :

Le Conseil Général du Département de l'Hérault et en particulier M. Jean-Louis Brouillet, responsable de la Protection des Milieux de la Direction de l'Eau et de l'Environnement, pour l'attention qu'il a conférée à la présente étude notamment en m'ouvrant les portes de

---

[2] Enseignement et Recherche sur les Milieux et les Sociétés

différents services. A ce sujet, je remercie toute l'équipe du SATESE[3] et en particulier son responsable M. Yvon Rivière, pour leur généreuse collaboration quant à la mise à disposition et à l'interprétation de leurs archives.

M. André Cames du Service Régional de la Statistique Agricole de la Chambre d'Agriculture de Montpellier pour m'avoir aidé dans l'analyse de l'évolution de la viticulture.

M. Yves Pietrasanta pour m'avoir laissé l'accès à son centre de recherche le CEREMHER[4] puis Messieurs Jean-Louis Crabos et Jean-Pierre Sambuco de l'équipe de recherche pour leur chaleureux accueil et leur aide dans l'analyse des mesures réalisées sur les lagunages du bassin versant.

M. le Professeur Jean-Marie Miossec de l'Université de Montpellier III et Mme Monique Demarque pour la mise à disposition de documents.

Le personnel de l'Agence de l'Eau de Lyon et de Montpellier et entre autre M. de Uffredy, M. Yannick Galvin, M. Arthur Iwema, M. Samir Ouared, Mme Sylvie Orsonneau et Mme Garin pour m'avoir présenté et fourni certains de leurs travaux.

Le personnel de la Lyonnaise des Eaux et de la Compagnie Générale des Eaux de Sète pour m'avoir fait part de certaines données.

Messieurs Marin, Aragon, Blin et Marzal de la SDEI[5] de Sète et de Marseillan pour les données qu'ils m'ont fourni et surtout pour leurs aides précieuses quant à leur interprétation.

La Chambre de Commerce et d'Industrie et les Archives Municipales de la ville de Sète pour les documents dont ils m'ont laissés l'usage.

Le personnel des mairies et des caves coopératives des communes de Balaruc les Bains, Balaruc le Vieux, Bouzigues, Castelnau-de-Guers, Cournonsec, Fabrègues, Frontignan, Gigean, Loupian, Marseillan, Mèze, Montagnac, Montbazin, Pinet, Pomerols, Poussan, Sète et Villeveyrac pour leur coopération à certaines enquêtes et notamment M. Pellissier, Directeur de la cave coopérative de Villeveyrac, pour son aide particulière sur le terrain et pour ses bonnes bouteilles!

Enfin, je remercie tout le personnel de la station de l'Ifremer de Sète et en particulier M. Jean-Claude Sauvagnargues qui assure la responsabilité du laboratoire Environnement et Aménagement du Littoral pour leur bon accueil. Je remercie vivement M. Claude Alzieu pour l'intérêt qu'il a porté à ce travail ainsi que pour son soutien continu. Je remercie aussi les

---

[3] Service d'Assistances Techniques aux Exploitants des Stations d'Epuration - Conseil Général du Département de l'Hérault.

[4] Centre d'Etudes et de REcherche Mèze HERault - Station de lagunage de Mèze.

[5] Société de Distributions des Eaux Intercommunales.

membres du personnel de l'Ifremer que j'ai sollicité pour des questions scientifiques et techniques, je pense notamment à M. Pascal Lazure, M. Gildas Le Corre, M. Claude Lebec, Mlle Ysabel Chéret, Mlle Annie Fiandrino, M. Yves Hénocque, M. Jean-Louis Guillou, M. Claude Juge et bien d'autres. Je remercie M. Philippe Souchu pour m'avoir bienveillamment fait part de son interprétation des phénomènes physico-chimiques dans la lagune de Thau. J'adresse tout particulièrement un grand merci aux précieuses documentalistes de l'Ifremer dont Mme Annick Radenac pour avoir toujours répondu rapidement à mes demandes.

Je remercie grandement M. Jean-Paul Lescure, directeur du laboratoire ERMES de l'IRD à Orléans, d'avoir accepté de m'accueillir dans ses locaux. Je remercie également toutes les personnes présentes au laboratoire ERMES pour leur chaleureux accueil et en particulier M. Hervé Jourdan, M. Raphaël Pelissier, M. David Huaman, Mme Nathalie Lewis et bien d'autres pour leur aide et ou leur soutien lors de la rédaction.

Pour terminer, j'adresse un clin d'œil à Martin Plus, doctorant et collègue de bureau, qui a dû et su me supporter pendant plus de deux ans. Je souhaite à ce dernier, alias M. zostères, une bonne continuation dans ses recherches. Egalement, je souhaite une grande réussite à mon amie Christelle Ravier qui vient de commencer sa thèse à l'Ifremer.

Que ceux ou celles que j'ai pu oublier veuillent bien m'excuser.

SOMMAIRE

VOLUME I

Introduction générale 2

Site d'étude 9

Chapitre I. Cycle biogéochimique du phosphore et problématique de l'étude 18

Chapitre II. Evolution des rejets domestiques 68

Chapitre III. Evolution des rejets industriels 144

Chapitre IV. Evolution des rejets agricoles 166

A] Evolution de l'occupation du sol et de l'érosion 166

B] Evolution des rejets des élevages terrestres 218

Chapitre V. Evolution des cultures marines 224

Chapitre VI. Bilan intégré dynamique du phosphore dans le système 232

Conclusion Générale 250

Références bibliographiques 258

Table des matières 279

Table des illustrations 284

VOLUME II

Annexes 291

Introduction générale

A l'échelle des temps géologiques, les grandes glaciations sont des exemples de fluctuations climatiques importantes qui se sont produites sur plusieurs milliers d'années. A l'échelle de nos sociétés, les lentes fluctuations climatiques perceptibles quand on les mesurait sur plusieurs siècles (Le Roy Ladurie, 1983) se sont accélérées de manière évidente depuis la révolution industrielle. Aujourd'hui, les interrogations scientifiques sur le réchauffement climatique planétaire portent essentiellement sur le rôle des sociétés humaines dans les cycles des éléments et notamment sur les cycles biogéochimiques. En effet, la rigidité d'une tradition méthodologique réductionniste des études scientifiques a contribué à accorder une confiance exacerbée au progrès scientifique et technique par le cloisonnement de disciplines dont seule la rencontre a en fait permis d'aborder l'étude du fonctionnement de la Biosphère. Les impacts des activités humaines sur les changements globaux sont de plus en plus manifestes avec par exemple l'augmentation de l'effet de serre, les pluies acides et l'eutrophisation des milieux aquatiques. Si la responsabilité humaine est entière puisqu'il importe d'assurer un développement durable à nos sociétés, le niveau d'implication des activités humaines dans l'amplification des phénomènes naturels n'est pas clairement établi. L'objet principal de la présente étude est de contribuer à l'amélioration des connaissances de l'impact anthropique sur un cycle biogéochimique.

A la décharge du monde scientifique contemporain, il est vrai que l'étude des cycles biogéochimiques naît seulement dans les années 1920 avec le rêve d'une construction écologique globale autour du concept de Biosphère de Vernadsky et le développement initié par Lotka de la tradition géochimique et thermodynamique de la science européenne (Deléage, 1991). En dehors de l'Union soviétique, la réflexion sur les cycles biogéochimiques reste même, dans la première moitié du 20e siècle, largement étrangère à la recherche écologique marquée en Europe et aux Etats-Unis par la tradition naturaliste. Cependant, Georges Evelyn Hutchison, dans une série d'articles, situe très clairement l'enjeu fondamental pour l'écologie de l'étude des cycles et de l'approche qu'en proposent Lotka et Vernadsky. Hutchinson écrit notamment en 1944 l'introduction à une note de G.A. Riley qui porte sur le métabolisme du carbone et l'efficacité photosynthétique (Deléage, 1991). Pour la première fois sont rassemblées des estimations globales de la productivité de certaines régions océaniques et terrestres. Mais, face à la complexité des modalités d'échanges entre les différents réservoirs, il est fort probable que le caractère tardif de l'étude de l'impact anthropique dans le fonctionnement des cycles biogéochimiques, lié à un véritable refus de porter un regard holistique sur les systèmes écologiques, est une des causes indirectes de l'ampleur des problèmes actuels. La résolution de ces problèmes n'en est que d'autant plus un enjeu scientifique majeur du 21e siècle. Or pour évaluer l'ampleur des variations futures du changement global ainsi que la place respective des causes naturelles, spontanées et de

celles liées aux actions anthropiques, il est nécessaire d'en comprendre les variations passées et présentes.

Les cycles biogéochimiques sont, selon Eugène Odum (1971), de deux grands types : sédimentaire comme le phosphore ou gazeux comme l'azote. Des quatre principaux éléments de la productivité biologique précédemment cités, c'est le phosphore qui est le moins abondant dans la lithosphère (0,1% en masse, Pourriot et Meybeck, 1995). De plus, son cycle naturel est très lent puisqu'il faut des millions d'années pour aller de la roche à la roche. En 1948, c'est Hutchinson qui examine le premier l'effet des interventions humaines sur le cycle du phosphore à l'échelle de la biosphère. L'homme est présenté comme celui qui contribue à augmenter significativement les transferts terres-océans. L'essentiel des quantités transférées se retrouve "piégé" dans les sédiments marins tandis que le flux de retour aux terres émergées par voie biologique est très inférieur. Or les réserves terrestres sont limitées. Par conséquent, Hutchinson conclut qu'*"il est absolument certain que le dernier des humains, s'il veut éviter de mourir de faim, devra être capable de boucler le cycle du phosphore à une très large échelle."* Il ajoute même qu'*"il s'agit là d'un problème autrement plus difficile que celui du cycle de l'azote"*[1].

Le phosphore, qui doit son nom à la lumière qu'il émet par oxydation lente et spontanée à la température ordinaire, fût le seul élément chimique découvert au 17e siècle (Brandt, 1664 ; Kunckel, 1674 *in* Boulaine, 1996). Pourtant, son rôle resta insoupçonné des agronomes pendant près de deux siècles. En 1804, Théodore de Saussure, à Genève, démontre que toutes les plantes contiennent du phosphore. En 1810, Murray, un écossais, crée le mot "superphosphates" pour qualifier le produit du traitement d'os par des acides. Mais ce travail resta sans suite. C'est en 1840 que Liebig, élève de Gay-Lussac et de Thénard à Paris, énonce la règle des facteurs limitants *: "l'élément qui manque totalement ou se trouve en quantité insuffisante empêche les autres combinaisons nutritives de produire leur effet ou, du moins, diminue leur action nutritive"*[2]. De plus, il affirme que les plantes absorbent les éléments chimiques dont elles ont besoin sous forme de composés simples (après minéralisation de la matière organique). Enfin, il suggère qu'il est possible de fournir directement aux plantes ces substances nutritives sous forme de sels minéraux. Est ainsi clairement mise en évidence l'utilité des engrais "chimiques". Les Anglais adoptèrent immédiatement cette règle en ce qui concerne les phosphates. Les Américains suivirent et

---

[1] Hutchinson G.E., 1948. On the living biosphere, *Scientific monthly*, 67, p.393-394 *in* Deléage J.P., 1991 p. 214.

[2] Liebig J., *Lettres sur la chimie et ses applications à l'industrie, à la physiologie et à l'agriculture*, 1845. Paris, Charpentier et Fortin, Masson et Cie, p 265-266 *in* Deléage J.P., 1991 p. 53.

les Français ne commencèrent à y croire qu'après la guerre de 1870, alors même que les terres en France étaient appauvries par plusieurs siècles de culture qui devait alimenter une population très nombreuse (Boulaine, 1996). Avant 1870, la France doit importer l'équivalent d'une semaine de nourriture par an les bonnes années à près d'un mois les mauvaises (Boulaine, 1996).

A partir de 1870, les phosphates minéraux commencent à être utilisés en agriculture française. En 1877, le premier procédé d'extraction du phosphore des minerais de fer est mis au point (Boulaine, 1996). Puis, pour la France, c'est la découverte des gisements en Afrique du Nord qui met définitivement fin au problème de la matière première. A partir de ce moment, la consommation de phosphore en France augmente plus rapidement. Toutefois, c'est avec la révolution industrielle que l'utilisation exponentielle se dessine : la consommation française passe de 330 000 tonnes en 1923 à 2 millions de tonnes en 1955 (Boulaine, 1996). Après 1950, la France produit un surplus de récolte de céréales. Une fois la fertilisation en phosphore assurée, c'est le manque d'azote qui s'est produit. Les objectifs de productivité sans cesse plus élevés ont alors rapidement eu comme conséquence des apports de plus en plus importants en phosphore et en azote.

Depuis la révolution industrielle, l'extraction mondiale des minerais de phosphates s'est accrue non seulement à des fins agricoles mais aussi en raison de l'entrée des phosphates dans la composition de divers produits comme les détergents et les anti-corrosifs. De 1880 à 1950, les extractions mondiales de minerais de phosphates sont inférieures à 10 millions de tonnes. Au milieu des années 1980, soit trente ans après, elles sont de l'ordre de 150 millions de tonnes (Smil, 1990, annexe 2). Parallèlement, au cours des 40 dernières années, le terme d'eutrophisation a été employé de plus en plus fréquemment pour décrire l'enrichissement des eaux par l'apport artificiel en substances nutritives. Si bien qu'aujourd'hui, à l'échelle globale, l'eutrophisation des lacs, des réservoirs et des zones côtières se classe parmi les problèmes de "pollution"[3] des eaux les plus fréquents.

Toujours à l'échelle du globe, les milieux dits eutrophes comme les zones côtières et les zones océaniques d'*upwelling* (Minster, 1996) sont nettement plus productifs que le reste des océans. Les lagunes se distinguent de plus par un rendement qui est 10 à 20 fois plus élevé que les lacs pour tous les niveaux de production primaire et pour la pêche (Nixon,

---

[3] Les nutriments, comme l'azote et le phosphore, sont des éléments naturels indispensables au développement de la vie, notamment par leur implication dans la production primaire. Si des excès dans les écosystèmes peuvent provoquer des dérèglements, il semble néanmoins inapproprié de parler de pollution. Ce terme, bien que couramment utilisé, n'est repris dans ce chapitre introductif que dans le but de préciser la nuance à adopter.

1982). Mais ces derniers écosystèmes, également caractérisés par des eaux de faible renouvellement et de faibles profondeurs, sont très sensibles aux variations des apports par les bassins versants. Notamment, les lagunes sont à la fois soumises à des densités de population croissantes occupant leur bassin versant et enclines à supporter les activités de pêche et de cultures marines. Or le développement de ces dernières, capitales pour l'équilibre économique régional, est fragilisé par des crises dystrophiques chroniques liées à l'eutrophisation.

Plus particulièrement, la lagune de Thau, étudiée dans cette thèse, est vouée de façon prioritaire aux activités de pêche et de cultures marines en raison des qualités nutritives exceptionnelles du plan d'eau (SMVM, 1995). Un cinquième de la surface totale est concédée aux élevages de coquillages (huîtres *Crassostrea gigas* et moules *Mytilus galloprovincialis)*. Sur son bassin versant, la population croît de manière exponentielle depuis la fin des années 1960 et devrait, selon l'INSEE[4], augmenter encore d'au moins 30% dans les 15 prochaines années. Aussi, la lagune de Thau subit-elle régulièrement des crises dystrophiques dont les plus violentes, car elles ont touché l'intégralité du plan d'eau, ont eu lieu dans le début des années 1970.

Pourtant, alors qu'aucune politique visant à limiter les apports en phosphore ni même en azote n'ait été appliquée à la lagune de Thau, les concentrations moyennes annuelles en phosphates ont régressé spectaculairement de 90% entre 1971 et 1994. Les gestionnaires locaux et territoriaux enquêtés à l'occasion de cette étude furent d'ailleurs les premiers surpris de ce constat. Les concentrations annuelles qui variaient dans une gamme de 1,4 à 8,7 µmole/l en 1971 ont en 1994 des valeurs comprises entre 0,04 et 1,4 µmole/l. Les concentrations moyennes annuelles sont en fait inférieures à 1 µmole/l, donc proches des concentrations rencontrées dans des eaux oligotrophiques (Pomeroy *et al.*, 1965). De plus, alors même que toutes les études ont jusqu'à présent montré que l'azote est le facteur limitant de la production primaire dans la lagune de Thau (Vaulot et Frisoni, 1986 ; Péna, 1989 ; Picot *et al.*, 1990 ; Mazouni *et al.*, 1996), au printemps, il est aujourd'hui courant de constater une limitation de blooms phytoplanctoniques par l'absence de phosphates (annexe 1). Ce phénomène est par ailleurs constaté dans d'autres sites français et européens (Menesguen *et al.*, 2001). Ainsi, après une limitation de la production primaire des eaux côtières par l'azote depuis les années 1970 (Ryther et Dunstan, 1971), il semblerait qu'un retour à une limitation par le phosphore se produise (Billen et Garnier, 1997 ; Tyrrell, 1999).

---

[4] Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques.

Eu égard à toutes ces considérations, l'ensemble de cette étude doit tout d'abord permettre d'améliorer les connaissances sur la place de l'homme dans les fluctuations d'un cycle biogéochimique. Egalement, elle vise à contribuer à aider à la gestion durable de la lagune de Thau en montrant le niveau d'implication des activités humaines du système bassin versant – lagune dans la disponibilité d'un élément qui, indispensable à la productivité biologique, est aussi impliqué dans des dysfonctionnements écologiques chroniques à effet dévastateur. La démarche proposée est de mettre en évidence les sources d'apports et d'exportation de phosphore à la lagune de Thau susceptibles d'avoir évolué ces 30 dernières années. Or *"plus sans doute que la plupart des composés chimiques à l'origine d'une forme caractérisée d'altération de la qualité des milieux aquatiques, l'élément phosphore est marqué, tout au long de son cheminement entre son émission et la manifestation de ses effets dans le milieu récepteur, par une grande complexité comportementale. La difficulté de reconstituer un lien indiscutable entre l'origine et l'effet qui en résulte donne sa justification à une stratégie de maîtrise qui vise l'ensemble des émissions"* (Corpen, 1998 p.15).

En raison de cette complexité, le premier chapitre de ce document est consacré à la description des principaux mécanismes connus du cycle biogéochimique du phosphore. L'estimation de la production des flux de phosphore, de leur transfert et de leur impact sur l'écosystème lagunaire ne peut pas être réalisée sans une bonne maîtrise de ces connaissances qui font appel à la chimie, la pédologie, la géographie et l'océanologie.

Les chapitres deux à cinq du document se concentrent sur l'évaluation des flux de phosphore générés par les sources d'apports et d'exportation de phosphore à la lagune de Thau qui sont susceptibles d'avoir évolué. Le caractère quelque peu aléatoire de la disponibilité de la donnée sur la période d'étude et l'hétérogénéité des sources justifient l'originalité et la complexité certaine des méthodes d'estimation mises au point. Pour chaque activité, une caractérisation du contexte socio-économique dans lequel s'inscrit le flux estimé est livrée. Cette dernière, bien que peu ambitieuse, met en exergue l'influence indirecte de facteurs, qui peuvent se situer à d'autres échelles que celles locales (Elliott *et al.*, 1999), sur le développement des activités humaines et la fluctuation des rejets.

Le dernier chapitre tente de présenter un bilan entrée-sortie du phosphore dans la lagune de Thau à partir des résultats de la thèse et de ceux d'études antérieures qui portent sur les compartiments de la lagune de Thau (ECOTHAU, OXYTHAU, PNEC). L'utilisation de phosphore effectuée par les autres compartiments de la lagune (plancton, macrophytes, bactéries), non prise en compte dans l'étude de l'évolution de la relation entre le bilan apports-utilisations et les concentrations en phosphates dans la colonne d'eau est discutée. Cette tentative montre la grande difficulté qui subsiste encore à l'heure actuelle, malgré plus

d'un siècle d'étude sur le fonctionnement écologique de la lagune de Thau, pour établir un bilan du phosphore dans le système lagunaire.

Dans cette étude, l'objet n'est pas d'augmenter les connaissances à l'échelle des compartiments individualisés mais plutôt de montrer, dans le contexte de l'atelier d'un Programme National qui vise à modéliser entre autre le cycle biogéochimique du phosphore dans la lagune de Thau, le niveau de "forçage" des activités humaines. En effet, l'étude de l'impact des activités anthropiques sur le cycle biogéochimique du phosphore dans le système bassin – versant / lagune de Thau fait partie de l'atelier lagunes méditerranéennes du Programme National d'Environnement Côtier (PNEC) où s'effectue par ailleurs l'étude des compartiments sédimentaire, macrophytique, planctonique, microbiologique, virologique et des organismes filtreurs dans la lagune de Thau. Ainsi, en dépit du niveau d'inconnu à l'échelle des compartiments, la présente étude, qui se situe à une échelle supérieure, tente-elle de montrer si les apports représentent ou non la principale variable du cycle.

Site d'étude

TABLE DES MATIERES

1. LE BASSIN VERSANT 11

1.1. Limites du bassin versant hydrologique 11

1.2. Généralités 14

2. LA LAGUNE 14

2.1. Généralités 14

2.2. Temps de renouvellement des eaux 15

1. LE BASSIN VERSANT

1.1. Limites du bassin versant hydrologique

Le bassin versant se situe à une trentaine de kilomètres à l'ouest de Montpellier (Figure 1). Les limites du bassin versant hydrologique superficiel de la lagune de Thau ont été définies à partir du modèle numérique de terrain de la BD-Carto (Base de données Cartographique) à l'échelle 1/50 000ème de l'Institut Géographique National dans un SIG (Système d'Information Géographique). La validation de ce réseau hydrologique en fonctions de nos objectifs d'étude des apports de phosphore à la lagune de Thau a été réalisée en collaboration avec des géographes du CNRS UMR-Espace en association avec Géodimension SARL basés à Montpellier et avec la sollicitation d'avis d'hydrologues (M.G. Tournoud de l'Université Montpellier II, B. Cappelaere de l'IRD-Montpellier, M. Soulier du Crit-Verseau). Le bassin versant s'étend sur 250 km^2. Les communes dont l'agglomération (unité urbaine) est comprise dans le bassin versant sont : Balaruc les Bains, Balaruc le Vieux, Bouzigues, Cournonsec, Gigean, Loupian, Marseillan, Mèze, Montbazin, Pinet, Pomerols, Poussan, Sète et Villeveyrac. L'emprise des communes est présentée dans le Tableau 1.

Les limites de la commune de Marseillan jouxtent une zone marécageuse. Celle-ci comprend l'étang du Bagnas, jadis utilisé comme marais salant, dont une partie (le grand Bagnas) communique avec la lagune de Thau par le canal du Midi. La zone humide et salée de jonction du petit Bagnas avec la mer se fait par une végétation arbustive (saules et peupliers) et s'achève par un cordon dunaire : les plages de Marseillan. Ce système hydraulique est complexe et il est très difficile de savoir si l'étang du Bagnas fait partie du bassin versant de Thau ou de celui de l'Hérault. Communément, cette zone est exclue du bassin versant de Thau.

Le bassin versant ainsi délimité est drainé par de nombreux petits ruisseaux aux débits qui varient brutalement avec l'alternance des sécheresses et des précipitations orageuses. La longueur des cours d'eau se situe entre 3 et 12 km. D'ouest en est, les principaux cours d'eau sont : les Fontanilles, le Soupié, le Mayroval, le Nègues-Vaques, l'Aygues-Vaques, le Sesquier, le Pallas, le Joncas, les Aiguilles, la Lauze et la Vène (Figure 1). Les deux principaux cours d'eau sont la Vène et le Pallas et représentent à eux deux 75% des apports d'eau douce à la lagune de Thau. Toutefois, seule la Vène a un régime permanent grâce à une alimentation d'origine karstique (Tournoud *et al.*, 1997).

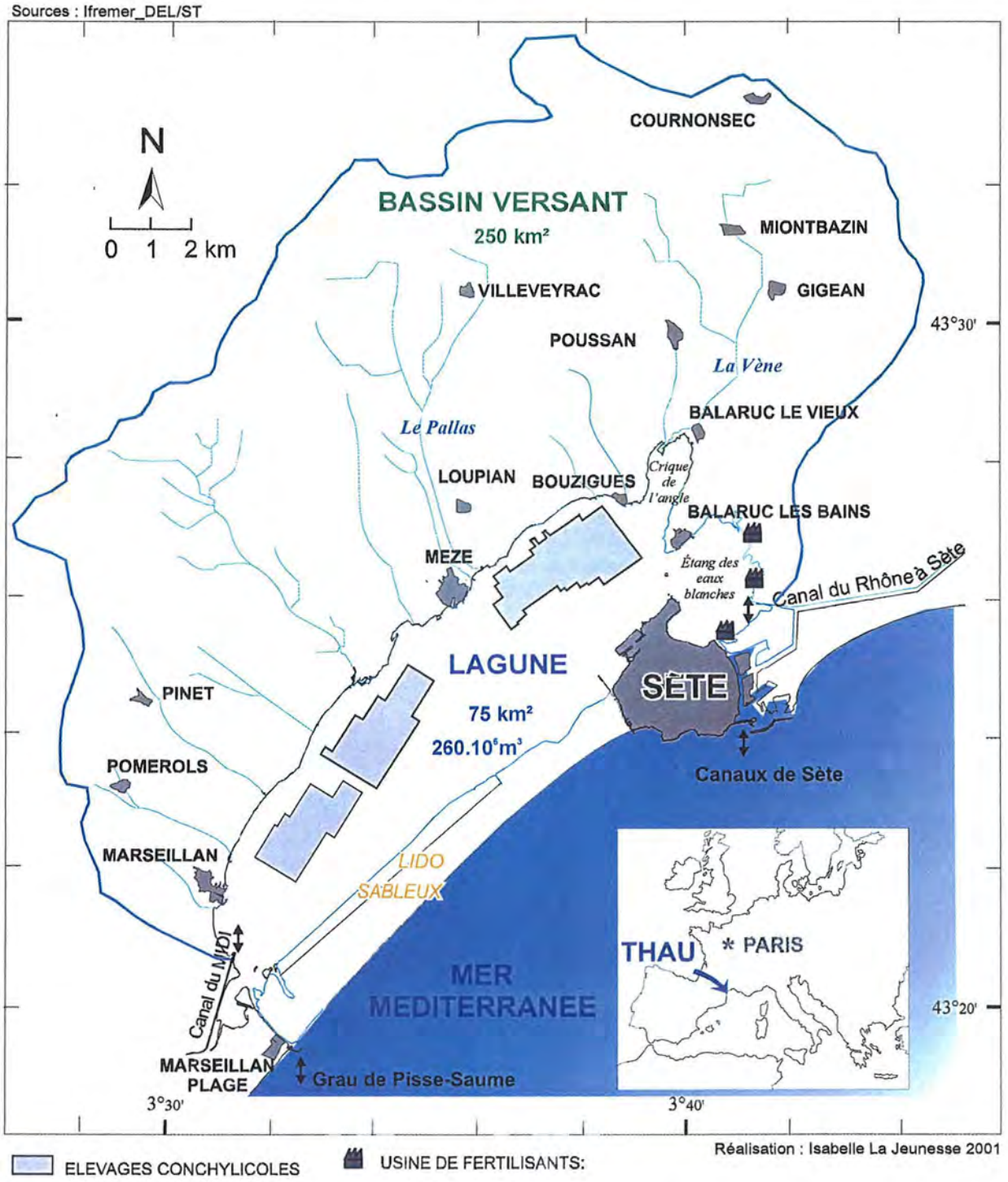


Figure 1 : La lagune de Thau et son bassin versant

La Vène est le drain principal du bassin karstique et constitue le plus important apport continental à la lagune de Thau. Elle tient cela de l'importance de la superficie de son bassin versant (70 km² soit 28% de la superficie totale du bassin versant) et de son alimentation quasiment continue par sa résurgence. La Vène prend sa source au sud de Cournonsec où se trouve une résurgence karstique dont l'alimentation est assurée par l'infiltration partielle des eaux du Coulazou, situé à l'extérieur du bassin versant. Au niveau de Poussan, la source karstique d'Issanka vient augmenter le débit de la Vène avant son rejet dans la lagune au niveau de la crique de l'angle.

Le Pallas est le deuxième cours d'eau du bassin versant de Thau. D'une superficie de 50 km², il représente 20% du bassin versant total. Il est essentiellement situé dans le bassin de Villeveyrac et des collines de la Mourre qui sont presque exclusivement constitués de terrains marno-argileux. Il prend sa source au nord de Villeveyrac et aboutit à la lagune à l'est de Mèze.

Tableau 1 : Superficies des communes inscrites dans le bassin versant de Thau

Communes	Superficie de la commune (ha), y compris dans la lagune	Superficie communale inscrite dans le bassin versant	% du bassin versant
Aumelas	5 856	417	1.7%
Balaruc-Le-Vieux	694	514	2.1%
Balaruc-Les-Bains	859	587	2.3%
Bouzigues	656	261	1.0%
Castelnau-de G.	2 278	681	2.7%
Cournonsec	1 224	951	3.8%
Fabrègues	3 190	174	0.7%
Florensac	3 604	53	0.2%
Frontignan	4 012	597	2.4%
Gigean	1 631	1 558	6.2%
Loupian	2 397	1 646	6.6%
Marseillan	5 295	1 737	6.9%
Mèze	4 714	3 484	13.9%
Montagnac	4 012	2 029	8.1%
Montbazin	2 138	1 755	7.0%
Pinet	901	869	3.5%
Pomerols	1 092	998	4.0%
Poussan	3 007	2 996	12.0%
Sète	4 186	_	_
Villeveyrac	3 742	3 720	14.9%
Total	55 487	25 027	100%

Sources : Système d'Information Géographique de Thau réalisée dans le cadre de cette thèse
Données : IGN, UMR-Espaces_CNRS
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

1.2. Généralités

La nature géologique de ce bassin est contrastée. La zone nord-est, dont la frontière correspond à peu près au lit du Pallas, est constituée pour l'essentiel de terrains calcaires karstiques. Le bassin de la Vène et de sa résurgence définit grossièrement cette zone. Le reste du bassin est à dominante marneuse ou marno-argileuse. Le lido comprend des sables argileux. Les abords des cours d'eau et de la frange littorale comprennent des alluvions (Tournoud *et al.*, 1997).

La population permanente des communes du bassin versant est de 80 000 habitants dont la moitié est concentrée sur la commune de Sète. Ce bassin versant est peu industrialisé. Il n'est pas non plus concerné par l'agriculture intensive. La viticulture est la première culture qui occupe 36% de la surface du bassin versant. La moyenne de 300 jours de soleil par an est un facteur d'attraction majeure de la population touristique et permanente. L'évolution de chacune de ces activités est présentée en détail dans le reste de l'étude.

Certaines parties du bassin versant de Thau et de la lagune sont des sites inscrits ou classés. Le massif de la Gardiole est classé depuis 1980. Il s'étend sur 4 000 ha sur les communes de Balaruc les Bains, Balaruc le Vieux, Fabrègues, Frontignan, Gigean, Mireval, Vic la Gardiole et Villeneuve les Maguelone. Ce massif est forestier ou à garrigue basse en fonction des secteurs et se situe sur la partie des calcaires jurassiques. Il abrite certaines espèces floristiques rares.

2. LA LAGUNE

2.1. Généralités

La lagune de Thau s'allonge selon un axe nord-est sud-ouest de 43°24' N - 43°36' E de latitude et de 3°31' à 3°42' de longitude. Sa largeur moyenne est de 4,5 km et sa longueur maximale est de 19,5 km. La profondeur moyenne est de 4 m. La profondeur maximale de 11 m se situe dans sa partie centrale. Cette forte profondeur est ce qui la distingue des autres lagunes méditerranéennes. La résurgence de la Vise a lieu dans la zone des eaux blanches dans une fosse de 20 m de profondeur. Le volume de la lagune est d'environ 300 millions de m^3. La superficie est de 7 500 hectares (750 km^2). La température de l'air à 3 m au dessus de l'eau varie de –1 à 35 °C. Les températures de l'eau, qui varient entre 3°C et 25°C, ont une bonne corrélation avec les températures de l'air selon un décalage de 24 heures environ. L'amplitude des marées est de 1 à 4 cm (Ge, 1988). La salinité

varie de 28 à 40 PSU selon la pluviomètrie et l'ensoleillement. Cette variabilité impose aux organismes une grande euryhalinité. Les courants sont essentiellement sous la dépendance des vents et sont généralement plus faibles sous les tables conchylicoles.

Un cinquième de la surface totale est occupé par les élevages conchylicoles (*Crassostrea gigas*, *Mytilus galloprovincialis*). Les élevages sont répartis sur trois zones : A, B et C. La zone A est la plus profonde et la plus riche en phytoplancton (Jarry, 1990 *in* Mazouni, 1995), ce qui confère une meilleure croissance aux coquillages en élevage qui s'y trouvent alors que dans la zone C les taux de croissance sont plus lents (Deslous-Paoli *et al.,* 1993). Presque la moitié des 2 500 tables conchylicoles se trouve dans la zone A (Hamon et Tournier, 1981).

C'est le premier site de production méditerranéen français de coquillages avec en moyenne, depuis 1990, 7 000 tonnes de moules et 20 000 tonnes d'huîtres en stocks dans les eaux (Deslous-Paoli et al., 1998).

2.2. Temps de renouvellement des eaux

Les apports d'eau douce qui s'effectuent lors des éclusées du canal du Midi[1] et du canal du Rhône à Sète[2], quantitativement faibles et épisodiques (Pichot *et al.*, 1994), sont considérés comme négligeables.

Dans la lagune de Thau, les apports continentaux en eau douce ont été estimés à 120 Mm^3 pour l'année hydrologique 1995-1996. En moyenne, il faudrait deux ans et demi pour renouveller les eaux de la lagune. Cette estimation est basée sur les mesures de débit sur les deux principaux cours d'eau du bassin versant : la Vène et le Pallas. Le Pallas, par ses caractéristiques hydrologiques, est un bon représentant de l'ensemble des cours d'eau du bassin versant (Tournoud *et al.*, 1997). La Vène, résurgence karstique, a un comportement régi par la nappe qui l'alimente et ne reflète pas l'ensemble de la situation du bassin versant de Thau. Son débit représente la moitié du débit total du bassin versant (Tournoud *et al.*, 1997).

Les précipitations étaient de 680 mm de pluie pour l'année étudiée (mesures à Mèze de septembre 1995 à août 1996, Tournoud *et al.*, 1997). Elles occasionnent un apport de 51

---

[1] Le Canal du Midi débouche dans la lagune dans sa partie extrême ouest. Il a été mis en service en 1681 après un début de construction en 1667. Les entrées d'eau douce qu'il peut représenter ne sont pas connues.

[2] Le Canal du Rhône à Sète a été construit au 18ème siècle en même temps que le creusement des canaux qui permettent de rejoindre la mer Méditerranée et la lagune (Catarina et Gachon, 1972).

Mm^3 d'eau douce à la lagune (75 km^2). Ainsi, 170 Mm^3 d'eau douce continentale seraient environ apportés par an à la lagune de Thau. Les apports continentaux représentent 70% des apports totaux d'eau douce à la lagune.

Les apports par les nappes sont peu connus. Pour l'instant, seule une résurgence karstique, la Vise, a été étudiée. Son émergence, qui prend lieu par un fond exceptionnel de 20 mètres, se situe dans la partie est de la lagune de Thau à 43°32'N et 4°08'S[3]. Son débit est estimé à 300 litres par seconde en moyenne avec une variabilité saisonnière fonction des précipitations qui tombent sur l'arrière-pays où cette résurgence prend sa source. Les concentrations en phosphates sont très faibles avec 0,6 µm/l en moyenne (Péna, 1989).

Deux ouvertures permettent des échanges entre la mer Méditerranée et la lagune de Thau (Figure 1).

Le canal de Sète[4] représente plus de 80% des volumes échangés (Rosello-Tournoud, 1991, Tournoud *et al.*, 1997). Ils se produisent par le jeu des marées (Tournoud *et al.*, 1997) et du vent (Verdier, 1991). Les travaux de Ge estiment à 800 Mm^3 le volume annuel moyen sur 20 ans échangé entre la mer et la lagune. Il représente 2,5 fois celui de la lagune. Ce volume permet un renouvellement des eaux en moins de 5 mois. La lagune est donc plus sous influence marine que continentale.

La plupart des travaux ont plus porté sur les volumes propres échangés (Moine, 1995 ; Rossello-Tournoud, 1991 ; Segala, 1980 et 1985 ; Verdier, 1991) que sur les quantités de nutriments. Et l'association d'entrée ou de sortie de nutriments de la colonne d'eau à ces échanges n'est pas évidente. En effet, lorsque l'hydrodynamisme de la lagune est de trop faible intensité, ce sont les mêmes masses d'eau qui s'échangent. La première étude de Tournoud *et al.* (1997) conclut d'ailleurs que les échanges de nutriments sont négligeables face aux apports continentaux.

Le grau de Pisses-Saumes constitue un vestige des anciennes passes sableuses qui perforaient le lido. Il a été recreusé en 1974 dans l'idée de déconfiner la partie sud-ouest de la lagune. Ses dimensions sont de 15 m de large et en moyenne de 1 m de profondeur. Le débit maximal atteint est de 10 m^3/s (Tournoud *et al.,* 1997). Il est nettement inférieur à celui du canal de Sète.

---

[3] Coordonnées mesurées à l'aide d'un GPS sur le navire de l'Ifremer : l'Ostrea.

[4] Le canal de Sète (dit aussi Le canal Royal) a été construit au 18ème siècle. Il est actuellement d'une largeur minimale de 48 m et d'une profondeur maximale de 7,5 m.

Le grau des Quilles à la Corniche est un canal beaucoup plus petit. A l'embouchure maritime, sa largeur maximale est à peine de 4 m et sa profondeur est inférieure à 1 m. Le débit maximum atteint est de 1,5 m^3/s (Tournoud *et al.,* 1997). Il a été fermé en 1999.

Les Graus de Rieu et du Quinzième ont existé mais sont colmatés depuis plusieurs dizaines d'années (Gehant et Jeanneret, 1984).

Le port de Sète date de Louis XIV et de la construction de la ville de Sète. Il a été successivement aggrandi pour accueillir des navires de tonnages plus importants avec notamment le creusement du bassin Orsetti en 1950 (Catarina et Gachon, 1972) et la construction de la darse n°1 en 1970.

CHAPITRE I

Cycle du phosphore et problématique de l'étude

TABLE DES MATIERES

1. INTRODUCTION 20

2. LE PHOSPHORE DANS LES MILIEUX AQUATIQUES 22

2.1. Notion de facteur limitant 22

2.2. Les différentes formes de phosphore 25

2.3. Processus d'échange entre phases dissoutes et particulaires 28

2.4. Les flux à l'interface eau-sédiments 29

2.5. Facteurs influençant les processus d'échanges à l'interface eau-sédiments 30

2.5.1. pH et potentiel redox 30

2.5.2. Granulométrie, hydrodynamisme et remise en suspension 31

2.5.3. Teneur en phosphore total des sédiments 35

2.5.4. Température et profondeur 35

3. LE PHOSPHORE DANS LES SOLS 36

3.1. Processus d'échanges entre phase dissoute et particulaire 36

3.2. Les teneurs en phosphore des sols 38

4. TRANSFERT DU PHOSPHORE DES SOLS AUX MILIEUX AQUATIQUES 40

4.1. Erosion hydrique 42

4.1.1. Erosivité de la pluie 42

4.1.2. Etat hydrique du sol 42

4.1.3. Texture et structure 43

4.1.4. Couverture du sol et pratiques culturales 45

4.1.5. Pente 45

4.2. Atténuation de la charge dans les zones tampons 46

5. EUTROPHISATION ET DYSTROPHISATION 47

5.1. Définition de l'eutrophisation et du degré de trophie 47

5.2. Manifestation des dérèglements dûs à l'eutrophisation 49

6. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN PHOSPHATES 53

6.1. Matériel et méthode 53

6.2. Résultats 58

6.3. Discussion 58

7. PRINCIPALES SOURCES DE PHOSPHORE DANS LE SYSTÈME BASSIN VERSANT – LAGUNE DE THAU 61

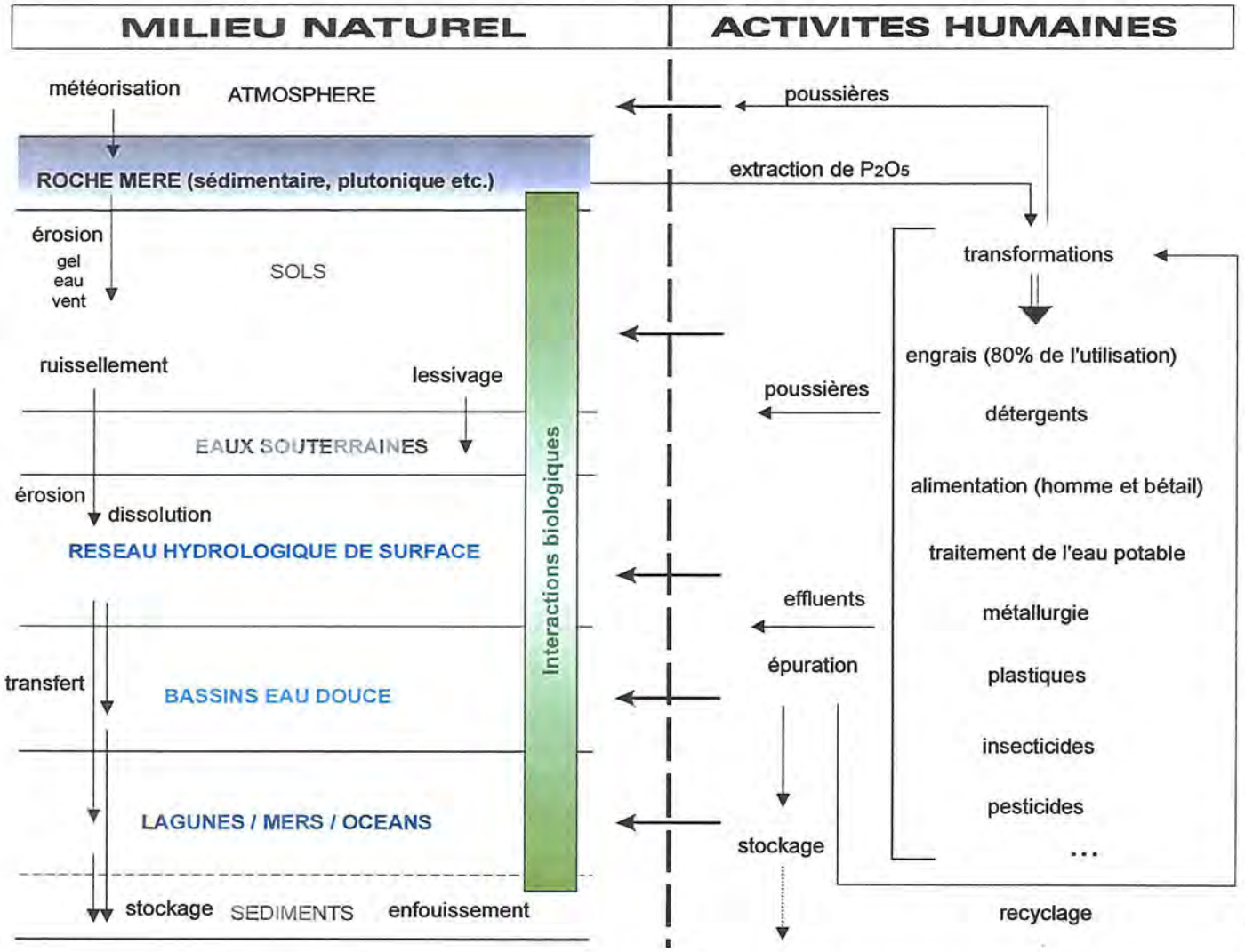
1. INTRODUCTION

Le phosphore est naturellement peu abondant dans la lithosphère (0,1% en masse) (Pourriot et Meybeck, 1995) et contrairement à l'azote, il n'a pas de réservoir atmosphérique gazeux. Son cycle est ainsi très lent puisque c'est sur des millions d'années que la roche s'érode et se reconstitue. Les réserves sont minérales (apatite des roches éruptives basiques, phosphorites, débris d'os) et organiques. Le recyclage par la décomposition et la minéralisation de la matière organique et les apports externes conditionnent ainsi la production primaire des milieux terrestres et aquatiques (Golterman, 1973 ; Pierrou, 1976 ; Pourriot et Meybeck, 1995). Toutefois, le phosphore déposé sur les sols est transporté sous forme dissoute et particulaire pour s'accumuler dans les dépôts sédimentaires. Les lacs fermés et aussi les lagunes méditerranéennes, caractérisées par de faibles taux de renouvellement et de faibles remaniements sédimentaires, sont particulièrement sensibles à l'augmentation des apports, les formes déposées et stockées dans les sédiments pouvant être remobilisées (Frisoni, 1987).

La Figure 2 présente très schématiquement le cycle global du phosphore avec la représentation des différentes sources naturelles et anthropiques. La technologie d'extraction des phosphates des minerais date en fait du milieu du 18ème siècle (Smil, 1990) avec la première industrie de superphosphates en Angleterre en 1842 (Vollenweider, 1971). Avant cette date, le recyclage de la matière organique et l'érosion naturelle étaient les seules sources de phosphates. L'extraction reste lente jusqu'à la révolution industrielle (Annexe 2) avec notamment les premiers détergents de synthèse en 1933 (Smil, 1990).

Au sortir de la 2ème guerre mondiale, la prise de conscience par les agriculteurs de l'amélioration des rendements par l'amendement en phosphore a amené à en utiliser des quantités de plus en plus importantes. De plus, les différentes qualités de l'ion phosphate et la diminution de son coût de production ont conduit à son introduction dans de nombreux produits industriels usuels dont les détergents.

Dans les années 1960, par l'augmentation et la concentration de rejets anthropiques, les problèmes liés à l'eutrophisation prennent une ampleur écologique et médiatique importante. Or, l'élément phosphore est impliqué dans l'eutrophisation des eaux douces. Sa facilité d'extraction des eaux usées par des traitements standardisés peu coûteux en a alors fait la principale cible des stratégies de contrôle de l'eutrophisation. Cette limitation des rejets dans les eaux douces a probablement contribué à diminuer les apports aux zones marines côtières.



Réalisation : Isabelle La Jeunesse 2001

Figure 2 : Cycle global du phosphore

A l'inverse de l'azote, le phosphore n'a pas de corps chimique volatile. Naturellement, le phosphore est disponible en très petites quantités après érosion de la roche mère. Il est introduit dans le cycle de la matière organique et rapidement minéralisé. Les interactions biologiques permettent ainsi le retour de certaines quantités vers les réservoirs amonts. Le phosphore est transporté par les cours d'eau sous forme essentiellement particulaire et aussi sous forme dissoute. Les activités humaines sont le premier producteur de phosphore. Les extractions de la roche en millions de tonnes annuelles (Smil, 1990) sont essentiellement vouées à l'agriculture. Par ailleurs, le taux de recyclage après épuration des différents rejets des activités humaines (urbaines, élevages agricoles et indutrielles) est assez peu élevé. Sur les 50 à 60 000 tonnes de P émises par l'homme en France, une partie se retrouve sous forme de composts ou de boues de stations d'épuration valorisés à 50% par l'agriculture (Corpen, 1998). On parle de "linéarisation" du cycle du phosphore (Günther, 1997). Notamment, le phosphore s'accumule dans les sols et dans les sédiments lacustres et marins. Pour des ordres de grandeurs des quantités de phosphore dans les différents réservoirs, se référer à Jahnke, 1988.

Jusqu'à présent et notamment parce que le phosphore y est présent en grande quantité, l'azote est le plus souvent le facteur limitant dans les zones marines côtières. Par contre, en mer Méditerranée, c'est le phosphore, qui, par des concentrations en phosphates inférieures à 1 µmole/l (Annexe 3 et Figure 3), limite la production primaire (Berland *et al.*, 1980). Mais, dans un contexte de limitation générale des rejets en nutriments, la saisonnalité de la disponibilité en phosphore et en azote peut avoir complexifié le rapport N/P et la notion de facteur limitant dans les zones marines côtières.

Enfin, le recyclage du phosphore contenu dans les rejets est encore marginal à l'heure actuelle. Ainsi, le stockage des nutriments éliminés des rejets, dont les boues de station d'épuration peut constituer, en fonction de la nature des éléments stockés et des zones de stockage, une nouvelle source d'apports.

2. LE PHOSPHORE DANS LES MILIEUX AQUATIQUES

Le phosphore, P, est un élément chimique qui n'existe en fait pas sous la forme P dans les milieux aquatiques mais sous la forme d'ion phosphate de degré d'oxydation V. Le phosphate a une fraction dissoute et une fraction particulaire : la différenciation se situe à 0,45 µm. Le phosphate se retrouve sous plusieurs formes, minérales (phosphates et polyphosphates) et organiques (phospholipides, phosphoprotéines etc.), complexées ou non à des molécules organiques, dissoutes ou piégées dans les sédiments. Les composés phosphatés subissent un certain nombre de transformations liées à des processus chimiques, physico-chimiques et biologiques.

2.1. Notion de facteur limitant

Le concept de facteur limitant, probablement introduit par Liebig en 1840 (Ryding et Rast, 1994), s'applique aussi bien aux quantités totales qu'aux proportions des différents nutriments du plan d'eau. Selon l'hypothèse que la croissance de la population algale n'est pas contrôlée par des facteurs autres que la croissance des algues, ce concept suppose que les taux d'absorption et d'utilisation des nutriments par les algues reflètent la proportion de ces éléments dans leur cytoplasme (Redfield, 1934 *in* Ryding et Rast, 1994). Le contenu cellulaire en carbone, azote, silicium et phosphore du phytoplancton et zooplancton d'un échantillon d'eau de mer donne le rapport moyen des atomes de ces trois éléments égal à : 106C : 16N : 1,7S : 1P (Redfield *et al.,* 1963). Les situations où le carbone et la silice sont limitant sont très rares. Par conséquent, l'azote et le phosphore sont les principaux éléments

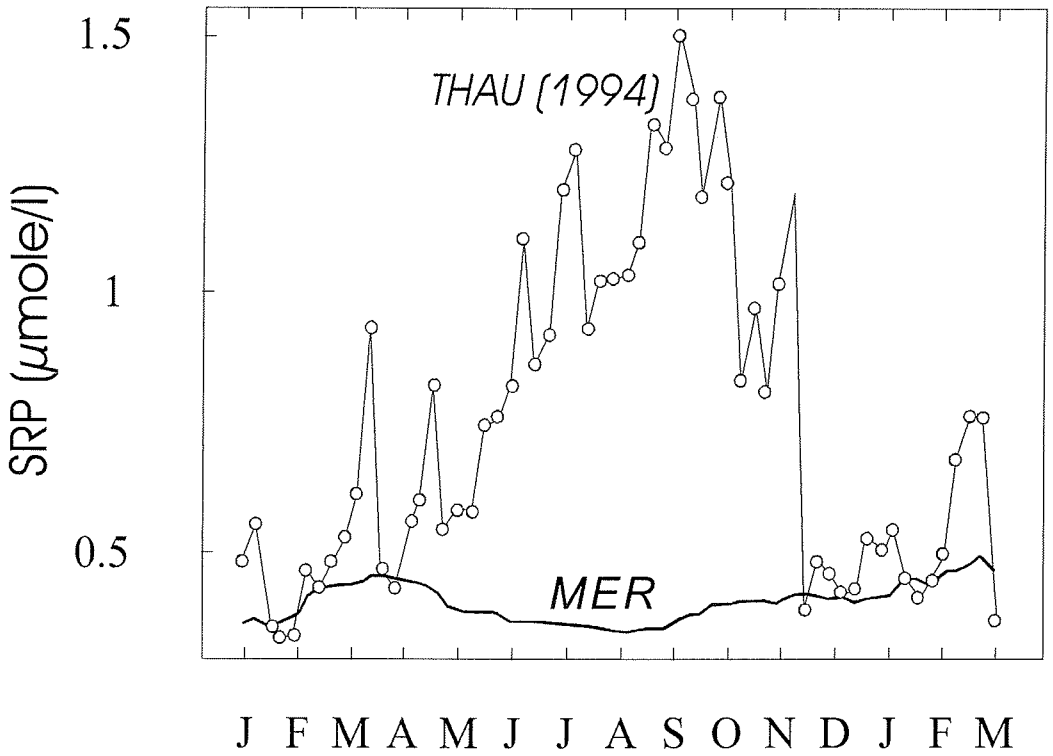
nutritifs limitant la croissance algale, premier maillon de la chaîne trophique des écosystèmes.

Lorsque les teneurs en phosphore et en azote biodisponibles ne sont pas descendues en dessous du niveau à partir duquel elles deviennent limitantes, le rapport N : P permet d'identifier le nutriment qui peut devenir limitant. Ce rapport est comparé à la valeur de référence 16N : 1P. En admettant que les populations algales utilisent les nutriments dans ce rapport idéal, toute dérive du rapport permet d'identifier le plus susceptible de devenir limitant. Lorsque l'on mesure des concentrations dans l'eau, si ce rapport est inférieur à 16, l'azote est probablement le facteur limitant. A l'inverse, si le rapport est supérieur à 16, il s'agit plutôt du phosphore. Si le rapport est d'environ 16, l'azote comme le phosphore, ou même d'autres facteurs tels la lumière ou la température pourraient être limitant.

Si pour les eaux douces, il est communément admis que le phosphore est le premier élément limitant (Reynolds, 1991), un débat anime depuis longtemps les biologistes et les géochimistes marins (Smith, 1984). Redfield (1958), géochimiste marin, concluait que la disponibilité du phosphore limitait la production organique nette dans la mer, tout comme pour les grands océans (Jordan *et al.*,1991), tandis qu'un peu plus tard Ryther et Dunstan (1971), puis d'autres (Nixon, 1982, 1997 ; Taylor *et al.*, 1995), montraient que l'azote était le premier facteur limitant de la croissance algale dans les eaux côtières. En fait, ce débat semblerait avoir trouvé une issue dans une exposition temporelle de la limitation de la croissance par les deux éléments. La concentration en nitrates dans les eaux de surface limiterait la croissance instantanée tandis que le phosphore serait, sur le long-terme, l'ultime facteur limitant pour lequel la valeur critique régulerait la productivité océanique totale (Wollast *et al.*, 1993 ; Tyrell, 1999).

Dans la lagune de Thau, toutes les études ont jusqu'à présent montré que l'azote est le facteur limitant de la production primaire (Vaulot et Frisoni, 1986 ; Péna, 1989 ; Picot *et al.*, 1990 ; Mazouni *et al.*, 1996). Cependant, aujourd'hui, on constate une limitation printanière de blooms algaux par les phosphates (Souchu, 1999 ; Chapelle 2000 ; annexe 1 de l'introduction générale). Ce phénomène est par ailleurs constaté dans d'autres sites français et européens (Menesguen *et al.*, 2001). Les concentrations en phosphates dans la lagune de Thau, dont la moyenne annuelle a régressé de 90% entre 1971 et 1994, sont aujourd'hui comprises entre 0,04 et 1,4 µmole/l. Or les concentrations inférieures à 1 µmole/l sont proches de celles des eaux oligotrophiques (Pomeroy *et al.* 1965). Ainsi, après une limitation de la production primaire des eaux côtières par l'azote, il semblerait qu'un retour à une limitation par le phosphore se produise (Billen et Garnier, 1997 ; Tyrrell, 1999).

Egalement, la mer Méditerranée se distingue par une eau particulièrement oligotrophique (Senez, 1992), notamment parce que ses concentrations en phosphates sont nettement inférieures à 1µmole par litre (Pomeroy *et al.*, 1965 ; Berland *et al.*, 1980). Ainsi, les eaux de la mer Méditerranée ne représentent pas une source potentielle de phosphore pour les baies côtières (Figure 3).



Données : Ifremer_DEL/ST, Source : Claude Juge, 1999, Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 3 : Comparaison des concentrations en phosphates dans la lagune de Thau et en mer Méditerranée, de janvier 1993 à mars 1994

La mer Méditerranée a des eaux particulièrement pauvres en phosphates. Les concentrations varient annuellement dans une gamme comprise entre 0,1 et 0,5 µmole/l. Les concentrations en phosphates dans la lagune de Thau ayant régressé de manière importante entre 1971 et 1994, les concentrations sont proches de celles marines en hiver et en début de printemps. Les concentrations les plus importantes se situent en été en raison de la remobilisation de phosphates piégés dans les sédiments.

SRP : *Soluble Reactive Phosphorus* (Phosphore Réactif Soluble) qui caractérise les phosphates révélés par une méthode colorimétrique décrite en Annexe 9.

2.2. Les différentes formes de phosphore

Le phosphore possède une fraction dissoute et particulaire (Figure 4). Chacune de ces fractions peut être organique ou minérale (inorganique).

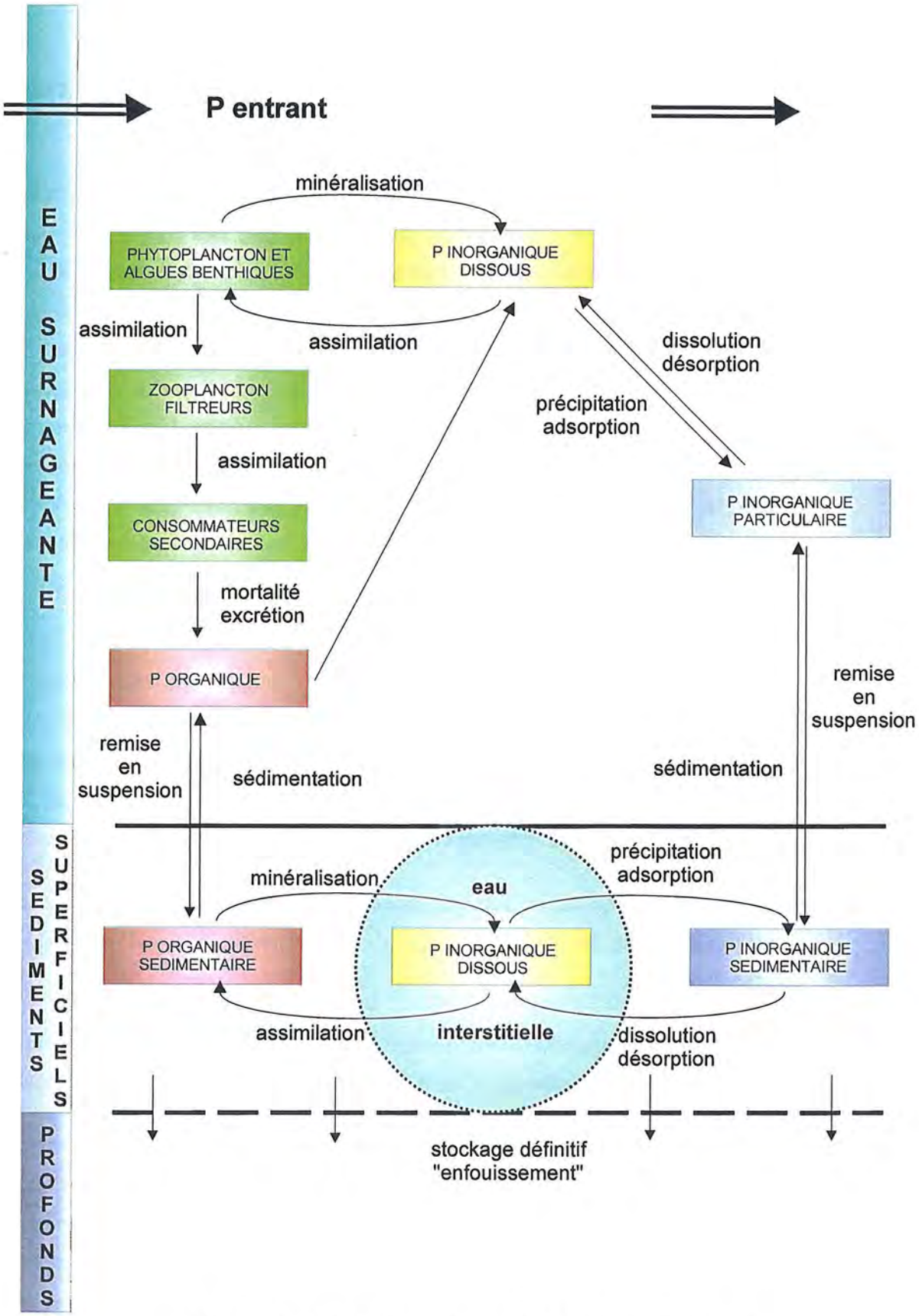
Aux pH rencontrés dans les eaux de surface, le phosphore minéral existe sous la forme d'ions $H_2PO_4^-$ et HPO_4^{2-}. On dose en général la somme des deux formes exprimée en P-PO_4^{3-}, encore appelé phosphate réactif soluble (PRS). L'orthophosphate, le PO_4^{3-} libre, est très stable et l'on n'observe pas de phénomènes d'oxydo-réduction caractéristiques des cycles du carbone, de l'azote et du soufre. Cependant, ces phénomènes interviennent indirectement lors de la solubilisation ou de la précipitation des phosphates avec des éléments métalliques (Fe, Al, Mn). En fait, dans l'eau de mer, la forme dominante serait HPO_4^{2-} (Jahnke, 1988), la proportion de PO_4^{3-} libre dans l'eau de mer étant très faible en raison de la liaison rapide de cet ion avec certains cations (Ca^{2+}) du milieu (Mesnage, 1994). L'orthophosphate représente donc en fait la fraction du phosphate la plus active biologiquement et chimiquement, ce qui lui confère un rôle central dans le cycle du phosphore.

Accompagnant l'orthophosphate libre, les phosphates condensés : acides pyrophosphoriques et métaphosphoriques et regroupés sous le terme de polyphosphates ou acides phosphoriques (P-O-P), d'origine naturelle ou industrielle, sont instables. Ces composés, très réactifs, sont rapidement hydrolysés et sont en fait présents en faible proportion dans les eaux naturelles (Aminot *et al.*, 1993).

Le phosphate organique dissous représente quant à lui l'ensemble des produits intermédiaires de la dégradation de la matière organique qui amène en finalité à l'orthophosphate.

Les formes particulaires sédimentent. Toutefois, une partie peut être présente temporairement en suspension dans l'eau sous une fraction particulaire organique ou minérale.

La fraction particulaire organique est représentée par l'ensemble du phosphate de la matière organique animale ou végétale, vivante ou en voie de dégradation. Les formes organiques particulaires peuvent constituer le principal stock dans le compartiment "eau" et sont présentes en grande quantité dans le sédiment (Moutin, 1992). Le phosphate est constitutif de plusieurs molécules organiques. Entre autre, il rentre dans la composition du génome par la liaison qu'il établit entre les bases azotées et la chaîne ribosylée des



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001 d'après Andrieux, 1997

Figure 4 : Cycle du phosphore dans les milieux aquatiques

acides nucléiques (ADN et ARN : Acide DésoxyriboNucléique et Acide RiboNucléique). Aussi, il est impliqué dans le métabolisme cellulaire où l'hydrolyse des phosphates de l'ATP (Adénosine TriPhosphate) permet la libération successive de l'énergie cellulaire, etc.

Dans la fraction particulaire inorganique, on distingue les formes minérales (Annexe 4), les formes adsorbées et les formes occluses. Pour les formes minérales, les orthophosphates se lient à des cations en formant des sels solubles, les liaisons les plus courantes étant avec le calcium (P-Ca) ; mais elles se produisent également avec le fer, l'aluminium ou encore le manganèse. Pour les liaisons P-Ca, les apatites (Annexe 4) et plus particulièrement les fluoroapatites et les hydroxyapatites sont parmi les formes les moins solubles des phosphates de calcium (Andrieux, 1997).

Les phosphorites des roches naturelles sont très proches des apatites (minéraux) mais sont complexées avec des argiles et des oxydes de fer. Dans les lagunes, parmi tous ces composés, les phosphates de fer et les fluoroapatites sont les formes les plus rencontrées dans les sédiments (Moutin, 1993). Les phosphates liés au fer représentent également la partie la plus dynamique des sédiments de surface (Moutin, 1993 ; Jensen *et al.*, 1995).

En baie de Seine, le phosphate lié au calcium représente 50% des phosphates stockés dans les sédiments alors que ceux liés au fer et à l'aluminium représentent respectivement 16% et 38%. Le phosphore potentiellement biodisponible ne représenterait en moyenne pas plus de 20% à 40% (Andrieux et Aminot, 1997). Dans le sédiment de la lagune de Thau, le pourcentage de phosphore biodisponible dans les 5 premiers centimètres est maximal en été avec une valeur de 30% et minimal en hiver avec 20% (Mesnage et Picot, 1995).

Les formes adsorbées ne sont autres que les cristaux décrits précédemment mais précipités ou adsorbés à la surface de certaines particules comme les phosphates de calcium précipités sur des carbonates de calcium, les phosphates d'aluminium précipités sur les aluminosilicates ou sur de la gibbsite (forme d'alumine), les phosphates de fer précipités sur des oxydes de fer (Andrieux, 1997).

Les orthophosphates peuvent aussi être inclus dans une matrice argileuse ou cristalline. Les principales formes occluses sont :

- phosphates de calcium inclus dans des matrices de carbonate de calcium, de silice etc.,
- phosphates d'aluminium inclus dans des matrices d'oxyde de fer,

- phosphates de fer solubles en milieu réducteur et inclus dans des oxydes de fer,
- phosphates de fer, d'aluminium et phosphates doubles de fer et d'aluminium inclus dans des oxydes de fer.

2.3. Processus d'échange entre phases dissoutes et particulaires

L'activité biologique et les phénomènes de précipitation et d'adsorption-désorption physiques ou chimiques sont autant de processus qui occasionnent des échanges entre les formes de phosphates de la fraction dissoute et particulaire.

Tout d'abord, le phosphore inorganique dissous est assimilé par le phytoplancton dans la zone euphotique. De manière générale, les producteurs (algues et végétaux) assimilent les orthophosphates pour leur métabolisme et pour constituer des réserves, le phénomène étant très rapide. La biomasse produite rentre ensuite dans la chaîne alimentaire, tout d'abord par les consommateurs primaires (zooplancton), secondaires (coquillages et certains poissons) et enfin par les décomposeurs. Dans les écosystèmes lagunaires, les micro-organismes sont les principaux décomposeurs du phosphore organique dissous et du phosphore détritique. Ils régénèrent le phosphate dans la colonne d'eau. La minéralisation se produit essentiellement au niveau des sédiments et modifie les caractéristiques chimiques du milieu. En effet, la consommation d'oxygène affecte le potentiel redox tandis que la production de gaz carbonique influence le pH. Ces facteurs sont essentiels dans la régulation des flux de phosphate échangés à l'interface eau-sédiments.

L'adsorption est la fixation d'éléments dissous à la surface de particules, composantes des sols ou en suspension dans l'eau. Ils peuvent ensuite être désorbés, les solides organiques étant de faibles adsorbants par rapport aux solides minéraux (Moutin, 1992). Ces processus régulent les concentrations des substances dissoutes dans la phase liquide. L'adsorption d'une forme chimique se trouvant en phase gazeuse ou liquide sur une surface met en jeu des forces de type électromagnétique. Dans l'adsorption physique, ou physi-sorption, le phénomène est très rapide et la liaison s'effectue à la surface des particules. Elle est totalement réversible par simple changement de la concentration du soluté (Andrieux, 1997). Dans l'adsorption chimique, ou chimi-sorption, le phénomène, moins rapide que la physi-sorption, est caractérisé par un certain degré d'irréversibilité (Andrieux, 1997).

La précipitation n'est autre que la sédimentation des formes particulaires inorganiques (produites à partir d'éléments dissous) et organiques.

2.4. Les flux à l'interface eau-sédiments

Les conditions physico-chimiques et biologiques à l'interface eau-sédiments induisent des phénomènes de "stockage" (sédimentation et adsorption) et de "relargage" (désorption) des phosphates (Figure 5). Ainsi, la charge interne de phosphate des sédiments peut être mise en solution et s'ajouter aux quantités déjà présentes. Ces processus jouent un rôle important dans la régulation du phénomène d'eutrophisation des bassins. Dans les milieux peu profonds comme les lagunes littorales, les concentrations en orthophosphates dans la colonne d'eau sont même complètement régies par l'équilibre eau-sédiments (Moutin, 1992).

La sédimentation du matériel organique, la biodéposition, est la voie principale de déposition du phosphate dans les lagunes côtières (Moutin, 1992). Dans la lagune de Thau, la biodéposition générée par les élevages de coquillages augmente considérablement la charge de matières organiques à dégrader (Deslous-Paoli *et al.*, 1992 ; Mazouni *et al.*, 1996). L'assimilation directe du phosphate par les organismes benthiques[1] est une voie supplémentaire de sédimentation du phosphate de la colonne d'eau.

La remobilisation des phosphates contenus dans les sédiments peut être décomposée en deux phases : le passage du phosphate particulaire à un état dissous et le transport du phosphate vers la colonne d'eau surnageante (Figure 5).

Un gradient de concentration élevé engendre une augmentation de l'intensité de la diffusion. La circulation de l'eau au contact des sédiments (advection) accroît également la diffusion en augmentant le taux d'échange entre les sédiments et la colonne d'eau et en modifiant l'intensité du gradient de concentration dans les sédiments. Ces flux, internes aux sédiments, peuvent aussi être localement générés par la percolation d'eau souterraine à travers les sédiments (Aminot et Andrieux, 1996).

Dans la lagune de Thau, les concentrations en phosphates de l'eau interstitielle des sédiments sont approximativement 5 à 25 fois supérieures à celles de l'eau surnageante (Mesnage, 1994). Cette forte différence de concentration entraîne un flux diffusif

[1] Le benthos, qui vient du même mot grec signifiant "profondeur", représente l'ensemble des organismes vivants à la surface du sédiment.

ascendant des substances dissoutes de l'eau interstitielle vers l'eau surnageante. Ce flux interne influence le relargage à l'interface eau-sédiments. Mesurés par la technique des chambres benthiques (Grenz *et al.*, 1991) pendant l'année 1992, les flux à l'interface eau-sédiments mesurés sous et hors des tables d'huîtres ont des valeurs qui vont de 0 à 250 µmole/l/m²/h (Mazouni *et al.,* 1996). Le maximum atteint en été est sous et hors table respectivement de 53,2 +/- 20,3 µM/m²/h et de 11,64 +/- 2,86µM/m²/h (Mazouni *et al.,* 1996). Le flux moyen annuel des 5 premiers centimètres sédiments vers la colonne d'eau est estimé à 243 tonnes (Pichot *et al.*, 1994).

2.5. Facteurs influençant les processus d'échanges à l'interface eau-sédiments

Les facteurs influençant les processus d'échange sont nombreux et interdépendants. Ils sont morphologiques (granulométrie des sédiments, hydrodynamisme), physico-chimiques (pH, potentiel redox), propres aux retenues d'eau étudiées (profondeur de la colonne d'eau, temps de renouvellement des eaux), climatiques (température, vent). Les apports externes et le recyclage interne sont des facteurs supplémentaires indirects car ils conditionnent la teneur en matière organique et en phosphore des sédiments.

2.5.1. pH et potentiel redox

L'effet du pH peut être expliqué par la compétition entre ions hydroxyles et ions phosphates sur un complexe à deux atomes de fer. Ainsi, dans un sédiment présentant des hydroxo-complexes ferriques en contact avec une eau dont le pH augmente, les ions orthophosphates liés au fer (FeIII) sont libérés. Inversement, une diminution du pH favorise l'adsorption (Luther *et al.*, 1992 ; Golterman, 1998a ; 1998b).

L'influence du pH sur les composés du phosphate liés au calcium, et plus particulièrement sur les phosphates liés à la calcite, est différente de celle observée pour les composés liés au fer. Une baisse du pH entraîne la dissolution des sels de calcium conduisant à la libération des phosphates. Inversement, l'augmentation du pH favorise la fixation des phosphates sur les carbonates de calcium (Miltenburg et Golterman, 1998).

Le potentiel redox, équilibre entre la forme réduite et oxydée d'un couple d'oxydo-réduction, traduit la teneur en oxygène des sédiments. Dans des conditions oxydantes (à potentiel redox élevé), il y a adsorption. Pour le fer par exemple, ceci correspond à une augmentation du rapport Fe^{3+}/Fe^{2+} (fer ferrique/fer ferreux) avec combinaison du

phosphate en solution au fer ferrique. La désorption se produit lorsque le potentiel redox est faible et provoque la réduction du fer ferrique en fer ferreux (Mesnage et Picot, 1995).

Ainsi, la dégradation de la matière organique accumulée à la surface des sédiments favorise chaque été un déficit en oxygène (Golterman, 1973) qui abaisse le potentiel redox à la surface des sédiments et qui conduit à la libération des phosphates liés aux cations. Les potentiels redox des sédiments de surface sont d'autant plus négatifs que l'anaérobiose est prononcée.

2.5.2. Granulométrie, hydrodynamisme et remise en suspension

La réactivité des particules aux processus de surface est directement liée à leur surface spécifique qui est inversement proportionnelle à leur diamètre. Ainsi, les particules les plus fines, soit de limon et d'argile (Tableau 2), sont les plus concernées par les processus d'adsoprtion-désorption (Forsgren *et al.*, 1996). Ce sont donc elles qui se chargent le plus en phosphore.

L'étude minéralogique des sédiments de la lagune de Thau a permis de mettre en évidence la teneur des éléments majeurs, est présentée dans Tableau 3 (Péna et Picot, 1991). Cette étude montre que les sédiments sont essentiellement composés de quartz, d'aragonite, de calcite et d'argiles (kaolonite et illite) (Péna et Picot, 1991). L'analyse granulométrique du premier centimètre de sédiments d'un secteur conchylicole donne pour composition 80% de vases (particules inférieures à 63 µm) et 20% de débris coquilliers présents surtout en surface (Deslous-Paoli, 1991). Une étude de la granulométrie fine (<200µm) montre que cette répartition granulométrique est stable jusqu'à 25 cm (Mesnage, 1994) pour des stations de mesures sous et hors-tables conchylicoles.

Mais les caractéristiques granulométriques des sédiments sont en général liées à la topographie des fonds et à la dynamique des masses d'eau sus-jacentes (Figure 6). Ainsi, les sédiments non cohésifs constitués de sables et de graviers, sont caractéristiques d'un fort hydrodynamisme avec un lessivage des particules fines auxquelles est associé la matière organique. A l'inverse, une granulométrie très fine (limon et vases) est caractéristique de zones d'atterrissement ou de zones à faible hydrodynamisme où les matières organiques s'accumulent (Guelorget *et al.*, 1994).

Le brassage des sédiments, par turbulence ou bioturbation[2], dépend des propriétés granulomètriques des sédiments. Les contacts générés entre l'eau et les sédiments ainsi que le mixage des sédiments favorisent les échanges à l'interface eau-sédiments. En effet, ils entraînent une dilution des composés sédimentaires dans la colonne d'eau et provoquent un enrichissement en sels nutritifs de la colonne d'eau, sensible jusqu'à un mètre d'eau. Toutefois, ce même brassage par les organismes induit aussi l'introduction dans les sédiments d'une eau riche en oxygène qui favorise la rétention d'une partie du phosphate en augmentant le potentiel redox.

Le temps de séjour de l'eau en contact avec les sédiments intervient dans ces phénomènes de diffusion passive, l'eau pouvant arriver à saturation en un élément (Matejka *et al.,* 1992 ; Moutin, 1992). Plus généralement, le temps de séjour de l'eau dans le bassin, ou encore taux de renouvellement de l'eau, qui rejoint la notion de confinement, permet de diluer ou non les concentrations de la colonne d'eau.

Tableau 2 : Classement des particules dans la lagune de Thau en fonction de leur taille (d'après Deslous-Paoli, 1991)

Sédiments	Type sédimentaire	Granulométrie
Cohésifs	Argiles	0 - 2 µm
	Vases fines et très fines (limons fins)	2 - 20 µm
	Vases grossières et moyennes (limons grossiers)	20 - 63 µm
Non-cohésifs	Sablons et sables fins	63 - 200 µm
	Sables moyens et grossiers	200 µm - 2 mm
	Graviers	2 – 64 mm
	Galets	64 – 250 mm

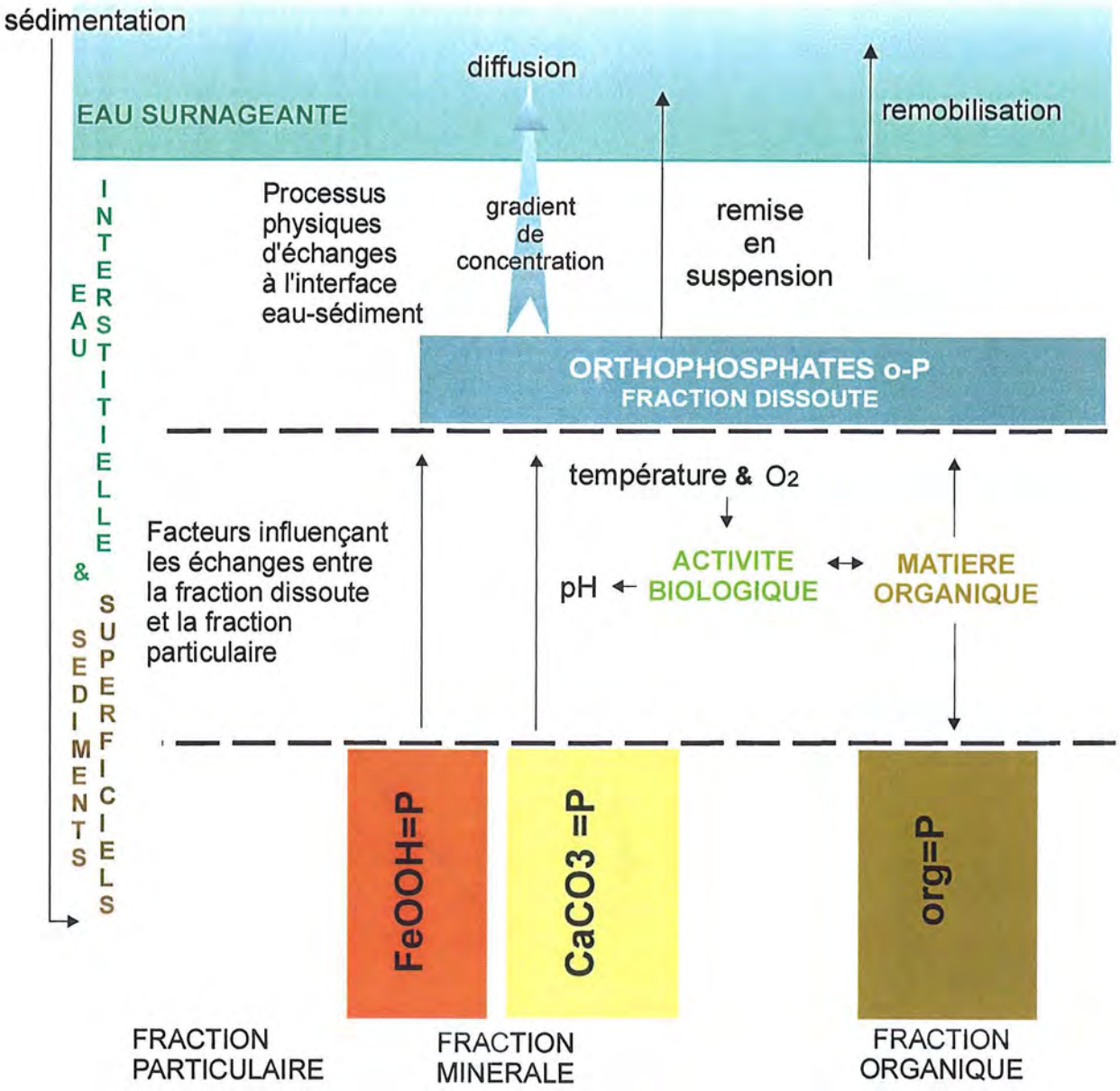
L'analyse granulométrique du premier centimètre de sédiment d'un secteur conchylicole donne pour composition 80% de vases et 20% de débris coquilliers (Deslous-Paoli, 1991). En dehors des tables conchylicoles, la fraction du sédiment superficiel (0-10 cm) inférieure à 200 µm est composée de 18% de sables fins, 23% de limons grossiers, de 36% de limons fins et de 3% d'argiles (Mesnage et Picot, 1995).

Tableau 3 : Résultats de l'étude minéralogique des sédiment de Thau (Péna et Picot, 1991)

Elément	Teneur
CaO	18,40 %
Al_2O_3	8,54 %
Na_2O	3,72 %
Fe_2O_3	2,02 %
MgO	1,97 %
K_2O	1,71 %

Cette analyse montre que le sédiment est essentiellement composé de silice et de carbonates (Mesnage, 1994).

[2] La bioturbation est le brassage des sédiments par les organismes vivant du benthos (polychètes, crustacés, bivalves etc.).



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001 d'après Moutin, 1992

Figure 5 : Processus d'échanges à l'interface eau-sédiments

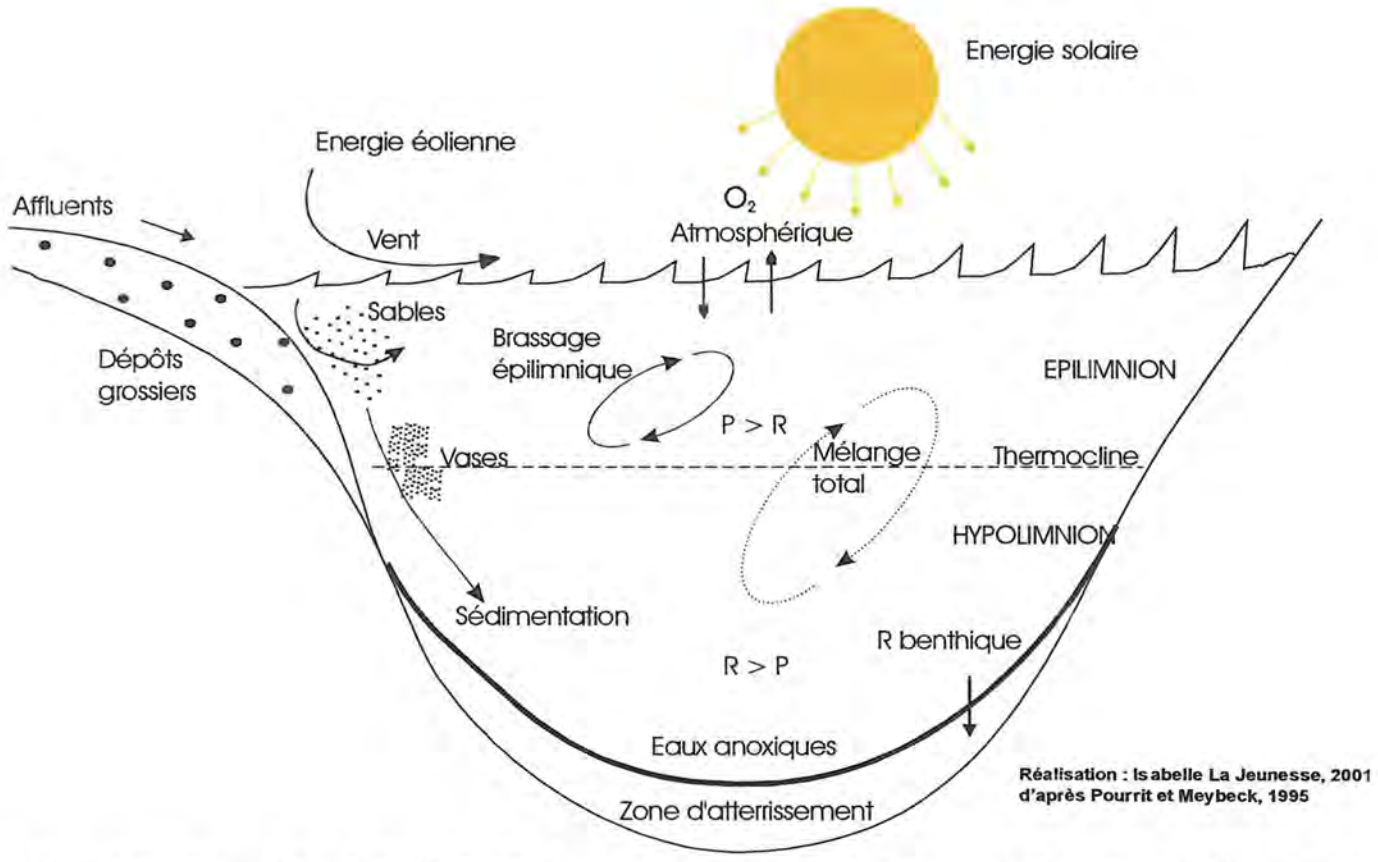


Figure 6 : Représentation schématique de la relation entre l'hydrodynamisme, la granulométrie et la dynamique de l'oxygène dans un bassin
Processus physiques : diffusion de l'oxygène atmosphérique, pénétration des affluents, brassage épilimnique, mélange total
Processus biologiques : photosynthèse (Ph) et respiration (R)
Processus chimiques : réduction dans les eaux anoxiques, réduction dans les sédiments

La thermocline s'établit à des profondeurs qui varient principalement en fonction du climat, de la salinité et de l'eutrophisation de l'écosystème. Dans la lagune de Thau, la température des eaux varie saisonnièrement entre 3 et 29°C (moyenne 14,5°C). Des stratifications transitoires, jusqu'à 3 jours, peuvent atteindre 2,5°C en été en période de vent calme (<2m/s) dans 4,5m d'eau. Dans la zone la plus profonde (>5m), des stratifications thermiques plus importantes (>5°C) et surtout plus durables peuvent s'établir. Ces stratifications estivales limitent la prénétration de l'oxygène dissous près de l'interface eau-sédiments.

2.5.3. Teneur en phosphore total des sédiments

La concentration moyenne des sédiments en phosphore total, qui n'est pas homogène sur toute la lagune de Thau, est de 0,6 mg/g (Péna, 1989). La répartition des différentes formes d'association a été étudiée (Mesnage, 1994) de 0 à 25 cm de profondeur, sous et hors table conchylicole, à plusieurs saisons (avril, juillet, octobre et janvier). La liaison avec le Fe (FeOOH-P) représente 25% du phosphore total en surface avec une diminution jusqu'à 10% en profondeur, indépendamment de la saison et de la localisation. La part du phosphate lié au calcium ($CaCO_3P$) est supérieure en profondeur (40% du PT contre 30% en surface). Le phosphate organique résiduel représente la majeure partie de ce qui reste (45% à 50%). Celle-ci diminue fortement avec la profondeur. Les valeurs du phosphate organique résiduel sont également beaucoup plus fortes sous les tables conchylicoles en raison de la biodéposition.

2.5.4. Température et profondeur

Tout d'abord, plusieurs études menées sur la lagune de Thau et les étangs palavasiens montrent que la température accroît les vitesses de réaction des processus d'adsorption des phosphates sur les argiles, sur les hydrocomplexes ferriques et sur la calcite (Picot *et al.*, 1990 ; Moutin *et al.*, 1993 ; Mazouni *et al.*, 1996 ; Gomez *et al.*, 1998 ; Souchu *et al.*, 1998). Ensuite, elle augmente l'activité biologique, notamment celle de dégradation de la matière organique par les bactéries. La minéralisation de la matière organique s'accélère avec une production d'orthophosphates accompagnée d'une consommation importante d'oxygène. Cette dernière abaisse le potentiel redox qui occasionne la libération des phosphates liés au fer par réduction du Fe^{3+} en Fe^{2+}. La variabilité saisonnière des échanges eau-sédiment est plus forte que la variabilité spatiale dans les sédiments induite par les élevages conchylicoles (Mazouni *et al.*, 1996).

La profondeur favorise la stratification de la colonne d'eau avec une diminution de la pénétration de la lumière et de la photo-réduction du Fe^{3+} en Fe^{2+} et tendrait à limiter le relargage des phosphates (Francko et Heath, 1983 *in* Matejka *et al.,* 1992). De plus, la stratification limite la diffusion des phosphates dans l'ensemble de la colonne. La lagune de Thau, moyennement profonde, subit une forte influence des facteurs climatiques mais avec une stratification qui ne concerne que le centre de la lagune, région la plus profonde (8 m en moyenne). Le vent joue un rôle primordial dans l'abaissement de la température et dans l'oxygénation des fonds de la lagune de Thau.

3. LE PHOSPHORE DANS LES SOLS

La teneur en phosphore des sols limite la production des cultures végétales. Ainsi, la biodisponibilité[3] des différentes formes de phosphore présentes dans le sol a fait l'objet de nombreuses études. On retrouve en fait les mêmes formes de phosphore dissoutes et particulaires des sédiments et de l'eau interstitielle des milieux aquatiques dans les sols terrestres. Les processus d'échanges entre les deux sont régis par les mêmes principes d'adsorption-désorption et ils sont décrits à partir de l'évolution du pH du sol. Toutefois, les deux milieux se différencient par leur phase aqueuse.

3.1. Processus d'échanges entre phase dissoute et particulaire

La forme d'ions phosphates libres évolue avec le pH du sol (Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001 d'après Soltner, 1989

Figure 7). Les ions orthophosphates constituent la majeure partie du phosphore minéral soluble, directement assimilable par les végétaux. Mais, à la différence de la plupart des cations, le phosphore en solution se trouve toujours à une concentration faible par rapport au stock de phosphore adsorbé.

Le passage de la fraction inorganique dissoute à la fraction inorganique particulaire dans les sols est divisé en deux phénomènes, dépendant du pH : la précipitation et la cristallisation. Les formes résultantes sont solubles, peu solubles ou insolubles (Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001 d'après Soltner, 1989

Figure 7).

En milieu très acide (pH<4,5) et réducteur, les phosphates précipitent avec du fer ($FePO_4,2H_2O$) et de l'alumine ($AlPO_4,2H_2O$) qui sont insolubles ou très peu solubles (Soltner, 1989). Ces derniers donnent naissance à des composés inorganiques non apatitiques. Ce phénomène s'appelle la précipitation.

En milieu très alcalin (pH>8), les phosphates mono et bicalciques se transforment en phosphates tricalciques, puis en phosphates cristallisés encore plus insolubles du type "apatite". C'est la rétrogradation[4] du phosphore en sol calcaire. Ce phénomène a

---

[3] La biodisponibilité caractérise le degré de facilité d'assimilation par les végétaux.

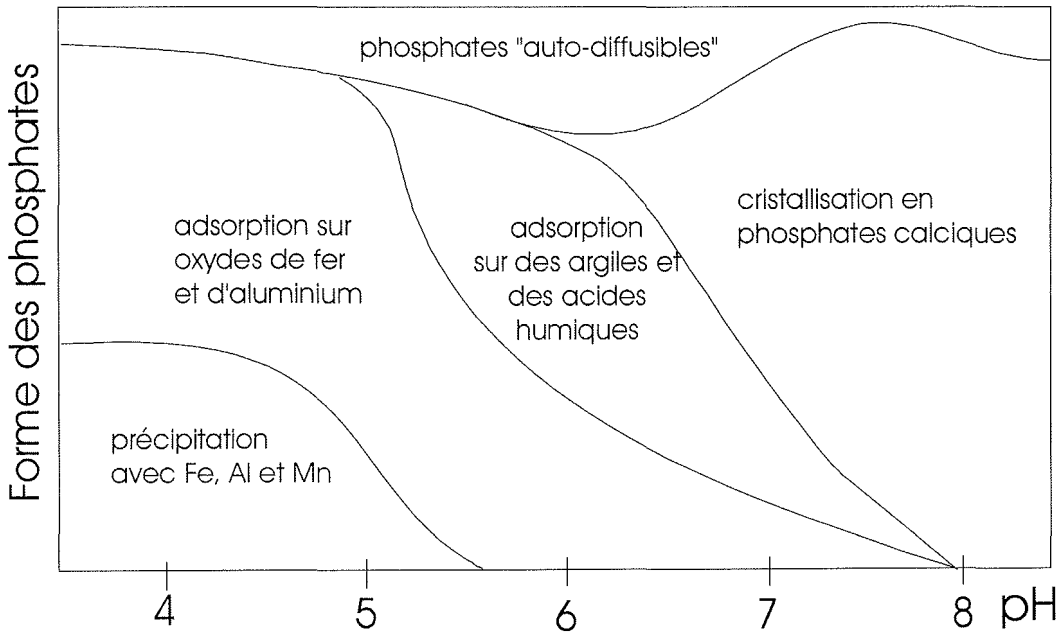
[4] Processus d'évolution des formes de phosphates dans les milieux très acides ou au contraire dans les milieux très calcaires vers les formes cristallisées insolubles (Duchaufour, 1995). On parle encore de vieillissement des sols.

particulièrement lieu dans les sols très alcalins car souvent dépourvus de matières organiques (Soltner, 1989). C'est la cristallisation.

Parmi les formes de phosphore particulaire, on distingue le phosphore "labile" extractible par un réactif peu énergique, tel que l'eau ou NH_4Cl 0,5 mole/litre, désigné communément par excès de langage comme du phosphore "adsorbé". Dans les sols, cette forme de phosphore est dite "auto-diffusible" (Duchaufour, 1995). Sa disponibilité, qui varie suivant la nature et l'état de l'agent adsorbant est, en règle générale, d'autant plus faible que le pouvoir adsorbant est élevé. En ce sens s'opposent les argiles, les acides humiques et le calcaire actif aux hydroxydes de fer et d'aluminium qui forment des complexes avec les phosphates.

$$P_{dissous} \rightleftharpoons P_{labile} \rightleftharpoons P_{non\text{-}labile}$$

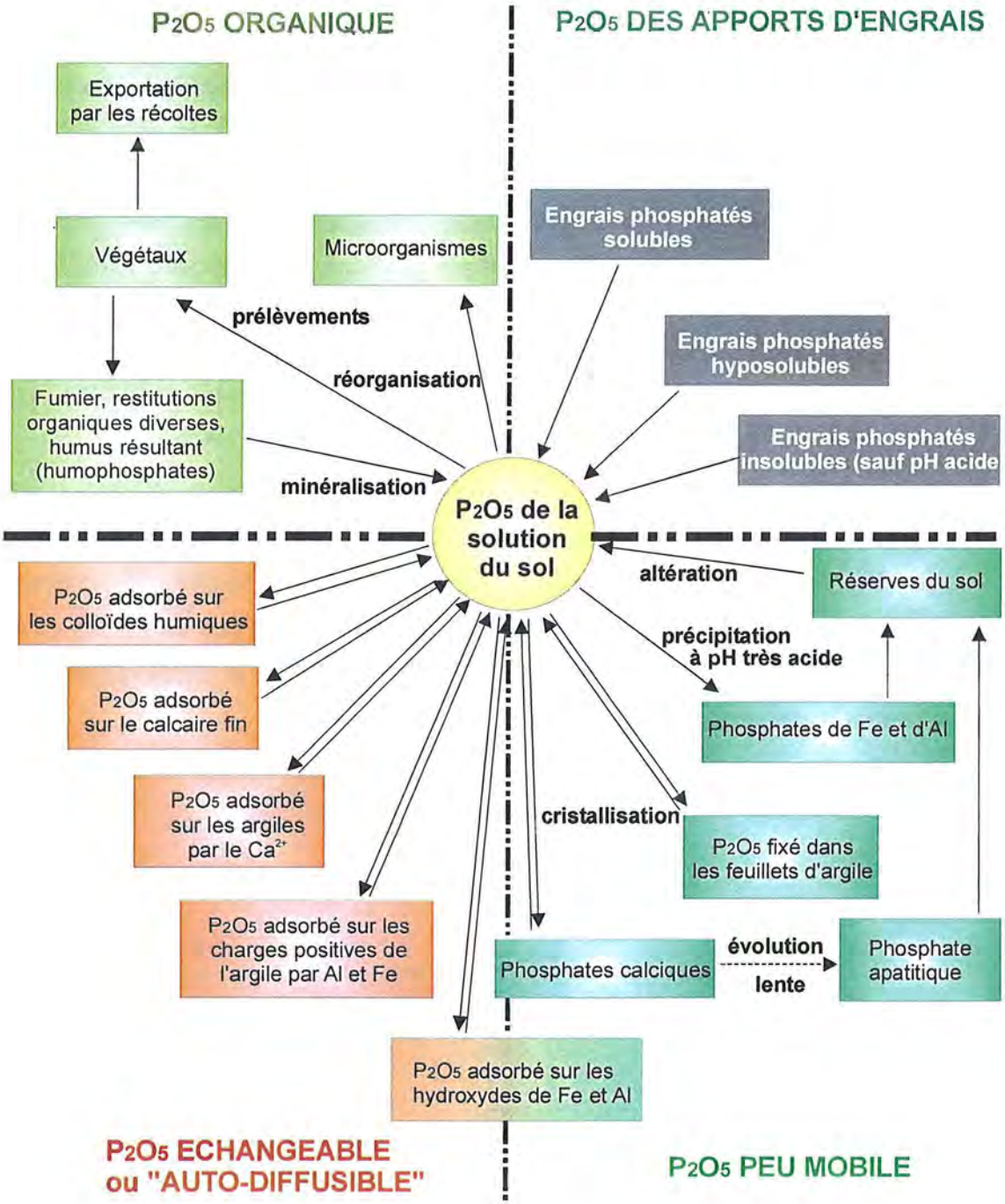
Pour les sols agricoles cultivés, si 1/3 du phosphore total est associé à la matière organique, les 2/3 restants sont associés à la fraction minérale. Moins de 0,1 % du phosphore total est sous forme de phosphates libres dans la solution du sol (Rodier, 1995). Ainsi, la presque totalité du transfert de phosphore du sol vers les cours d'eau se réalise sous la fraction particulaire, le phosphate étant adsorbé ou inclus, avec une partie qui peut se solubiliser pendant le transport.



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001 d'après Soltner, 1989

Figure 7 : Relation des formes de phosphates avec le pH du sol

L'énergie de fixation du phosphore dans les sols dépend du pH du sol. C'est entre le pH 5,5 et pH 7 que le phosphore est le plus facilement utilisable par les plantes parce qu'il est fixé en grande partie par les argiles avec des liaisons moins énergiques que pour les pH plus acides ou plus basiques. A partir d'un pH>7, les formes sont de plus en plus insolubles (phosphates di- puis tri-calciques).



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, d'après Soltner, 1989

Figure 8 : Formes de phosphore dans les sols

Les formes de phosphore diffèrent tout d'abord dans les apports. P_2O_5 est soit apporté directement à la solution du sol, soit résulte de la minéralisation de la matière organique comme montré dans la partie supérieure de cette figure. Dans la deuxième partie sont présentés les principaux corps (argiles, humus, calcaires) qui piègent les phosphates. Les formes résultantes sont classées en deux grands groupes : "auto-diffusibles" et "peu mobiles" qui traduit la facilité de remobilisation, toujours liée au pH du sol (cf. Figure 7). Il y a un échange permanent entre les ions libres et les ions fixés, la quantité fixée étant la plus importante (Soltner, 1989).

3.2. Les teneurs en phosphore des sols

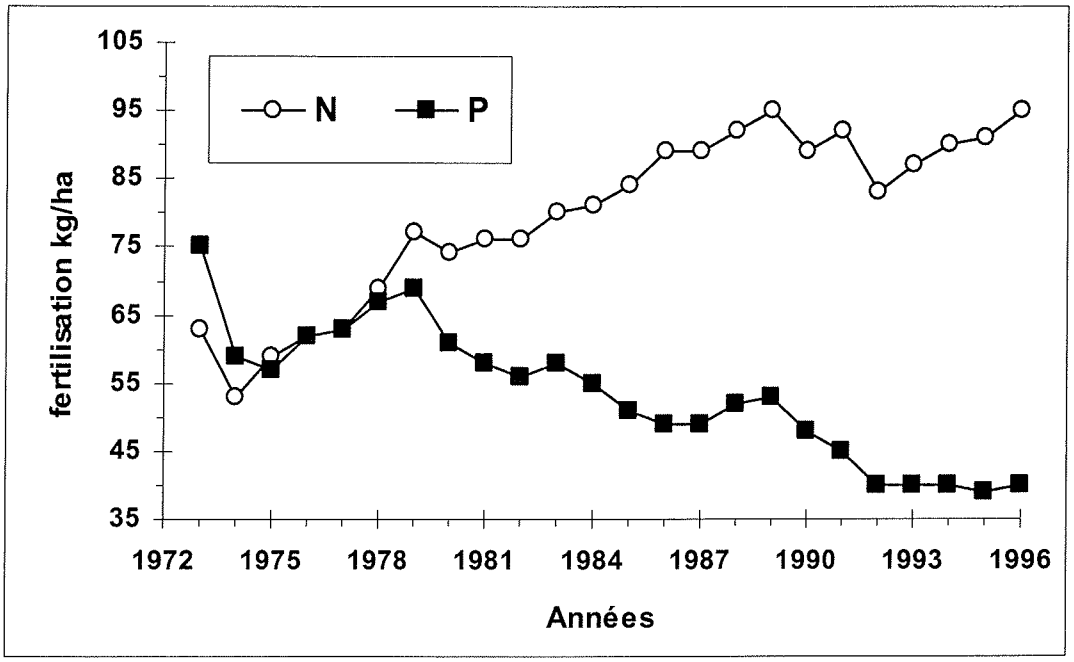
Le sol a une faible teneur naturelle en phosphore comparativement aux autres éléments présents. Les valeurs sont comprises entre 100 et 2000 mg/kg de terre (Sharpley et Smith, 1992) avec une fourchette moyenne de 200 à 400 mg/kg (Dorioz *et al.*, 1997). Le phosphore apporté par fertilisation qui est excédentaire par rapport aux besoins des végétaux s'accumule dans le premier centimètre de sol. Ainsi, pour exemple, les teneurs des sols en surface sont passées de 200 ppm à 2000 ppm de 1950 à nos jours dans une zone cultivée (à Naizin en Bretagne, Cann *et al.*, 1999). Toutefois, le travail du sol entraîne l'enfouissement des apports d'engrais. Les teneurs naturelles moyennes se retrouvent seulement après 60 cm de profondeur (Comlan, 1996 ; Cann, 1999) et même à plus de 2 mètres dans des sols sableux qui percolent fortement (He *et al.*, 2000). On sait aujourd'hui que tout apport non suivi de labour se traduit par une augmentation considérable des teneurs en phosphore en surface avec des exportations importantes de phosphore soluble dans la crue qui succède les épandages (Sharpley *et al.*, 1994).

La diminution des quantités accumulées demanderait une utilisation par les végétaux supérieure aux apports. Or, les rythmes de production nécessitent toujours des apports de fertilisants. Ainsi, la diminution des apports d'engrais de phosphore minéral constatée en France depuis 1972 (Figure 9) (Corpen, 1998) n'induit pas forcément une diminution proportionnelle et/ou significative des quantités exportées par érosion (C. Cann, *comm. pers.*). Ceci d'autant plus que cette diminution peut être contrebalancée par une augmentation des amendements organiques (Annexes 6 et 7), difficiles à estimer (J. Poulet, UNIFA, *Comm. pers.)*, face à l'augmentation des élevages intensifs. Les délais pour la limitation de l'eutrophisation peuvent alors être longs (Cann *et al.*, 1999).

Aujourd'hui, les quantités apportées en engrais minéraux aux principales cultures du bassin Rhône-Méditerranée-Corse, exprimées en kg/ha/an de P_2O_5 (Gril, 1990) sont de :

- vignes : 20-40
- vergers : 50-60
- cultures annuelles (dont le blé) : 100-120

Toutefois, dans les zones où l'élevage est peu important, les amendements organiques remplacent la fertilisation minérale, comme c'est la cas sur le bassin versant de Thau (Albigès *et al.*, 1991).



Source : Corpen, 1998

Données : UNIFA (Union Nationale des Industries de la Fertilisation) et SCEES (Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques du Ministère de l'Agriculture et de la pêche)

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 9 : Fertilisation moyenne annuelle française en phosphore et en azote depuis 1972

Une réduction des apports d'engrais minéraux a été enregistrée entre 1973/1974 et 1995/1996 limitant à cette date les apports à prés de 450 000 tonnes de phosphore (environ 1 million de tonnes de P_2O_5, Corpen, 1998). Ces estimations sont effectuées à partir d'un bilan des importations, des productions et des exportations (J. Poulet, *comm. pers.,* UNIFA). A une échelle inférieure à celle nationale, les centres de stockage et de distribution des engrais induisent des biais dans l'estimation des utilisations. Cependant, à l'échelle de la France, ces estimations masquent des situations contrastées aussi au niveau des évolutions. En effet, dans les départements où la production de phosphore organique est élevée, notamment par la présence d'élevages intensifs, la diminution des apports en phosphore minéral est accompagnée d'une augmentation des amendements organiques. A contrario, dans les départements où l'apport en phosphore minéral est encore élevé comme dans les zones de grandes cultures, les amendements organiques ont tendance à diminuer (Corpen, 1998).

4. TRANSFERT DU PHOSPHORE DES SOLS AUX MILIEUX AQUATIQUES

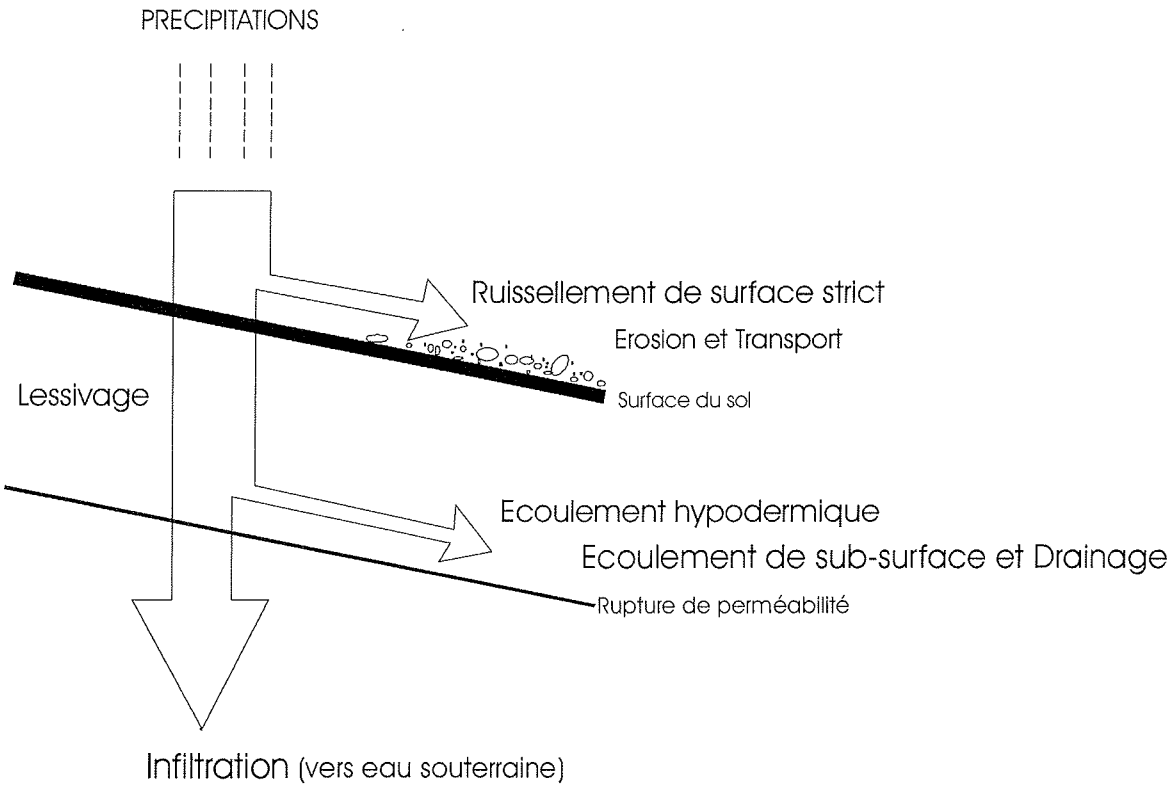
Comme cela vient d'être montré, le phosphore des sols existe essentiellement sous forme particulaire. Or, l'érosion des sols correspond au détachement et au transport de particules de sols par gravité, par l'eau, par le vent et par le gel. Sur la côte méditerranéenne; l'eau est le principal agent d'érosion. Ainsi, l'érosion conduit à des pertes de phosphore contenu dans les particules de sol érodées.

Le lessivage du phosphore particulaire par l'eau percolée et la lixiviation du phosphore dissous de la solution du sol (Figure 10) génèrent aussi des pertes en phosphore du sol. Toutefois, les quantités perdues sont négligeables dans l'évaluation des exportations de phosphore d'un bassin versant vers un bassin récépteur. En effet, si des concentrations élevées en phosphates dans des eaux de drainage voire hypodermiques ont été constatées (Dorioz et Fehri, 1994), elles sont le plus souvent très très faibles. De plus, le phosphore n'est véritablement concerné par le phénomène de lixiviation (perte de phosphore dans les eaux d'infiltration) que dans les sols particuliers comme les sables grossiers. Cette hypothèse est confirmée dans la lagune de Thau par les faibles teneurs en phosphates mesurées dans les eaux d'une résurgence souterraine, la Vise (Péna, 1989).

L'érosion est donc le principal facteur de transport du phosphore des sols vers les cours d'eau et les exutoires (Wainwright, 1996). Elle est liée aux évènements pluvieux et agit en surface, c'est à dire sur les premiers centimètres de sol, qui sont également concernés par la plus grande accumulation de phosphore. Le climat méditerranéen est caractérisé par des étés chauds et secs ainsi que par des épisodes pluvieux intenses qui sont accompagnés de débits et d'une érosion des sols importants (Wainwright, 1996). Pour illustration, les orages d'automne peuvent effectivement représenter jusqu'à 75% des précipitations annuelles (Tournoud *et al.*, 1997). On peut également noter que, dans la phase de ruissellement, la tendance est plus à la libération du phosphore soluble des particules qu'à l'adsorption (Dorioz *et al.*, 1997 ; Dorioz *et al.*, 1998a). Ainsi, si le phosphore érodé est au départ particulaire, les eaux ruissellées peuvent comporter du phosphore dissous.

A l'échelle des préoccupations planétaires, l'érosion et la dégradation des sols de culture conduisent à une désertification du milieu naturel avec toutes les conséquences que cela entraîne pour l'homme. Dans certains cas où les surfaces de terres arables limitent les possibilités de développement agricole, des travaux de remise en état du sol ont dû être entrepris, travaux qui augmentent considérablement les coûts de production. Ainsi, dès les années 1950, plusieurs équipes de chercheurs se sont penchées sur l'étude des modalités

des pertes de sol, notamment les Américains dont l'agriculture intensive a été une des premières concernées par les problèmes liés à l'érosion. Si tel n'est pas notre propos dans cette étude du bassin versant de Thau, le contexte agronomique décrit a permis d'améliorer les connaissances sur les modalités de l'érosion hydrique, connaissances aujourd'hui utilisées pour modéliser les exportations de phosphore des bassins versants aux bassins réceptacles.



Réalisation Isabelle La Jeunesse, 2001 d'après un document du Corpen, 1998

Figure 10 : Devenir des précipitations sur un sol

Cette figure représente l'ensemble des voies par lesquelles un élément apporté sur un sol peut rejoindre les milieux aquatiques. Le ruissellement de surface est la voie majeure qu'emprunte le phosphore lors des transferts hydriques, notamment en raison de la facilité de sa fixation sur des particules du sol (Corpen, 1998). Toutefois, dans les sols très perméables comme les sols grossiers et sableux, une partie du phosphore soluble peut s'acheminer en profondeur.

4.1. Erosion hydrique

L'érosion hydrique a pour principal facteur l'eau de ruissellement, c'est à dire la fraction des précipitations qui ne pénètre pas dans le sol. Le ruissellement, encore appelé érosion "linéaire", résulte d'interactions entre plusieurs facteurs : la pluie, la nature des sols (composition, granulométrie, pratiques culturales etc.), l'utilisation du sol (couvert végétal) et la morphologie du relief (pente, aménagements antiérosifs). Ces facteurs sont rarement isolables sur le terrain. Ce problème rend difficile l'étude de l'impact individuel de ces facteurs sur les phénomènes d'érosion et celles de leurs interactions.

Dès qu'une lame d'eau assez importante se met en mouvement sur la surface d'un sol ou d'un sédiment, les matériaux meubles sont entraînés vers les exutoires naturels de l'eau de ruissellement, c'est ce que l'on appelle l'érosion "diffuse". Dans ce type d'érosion, les gouttes de pluies brisent les agrégats de sol en projetant ce qui en résulte en tout sens. On appelle ce phénomène l'effet "splash" ou érosion de rejaillissement. Les premières gouttes de pluie qui arrivent au sol pénètrent proportionnellement à son ameublissement et à sa porosité ainsi qu'à l'énergie cinétique des gouttes. La fraction de l'eau qui ne s'infiltre pas dans le sol commence par ruisseler selon la pente naturelle. Ce ruissellement possède une énergie dont la déperdition provoque l'érosion proprement dite.

L'arrachement des particules lors de l'érosion hydrique dépend aussi bien de plusieurs facteurs physiques du sol que de l'intensité des précipitations.

4.1.1. Erosivité de la pluie

L'érosivité de la pluie traduit son aptitude à provoquer les phénomènes d'érosion. Elle dépend surtout de l'intensité de la pluie et de l'énergie cinétique qui en résulte directement.

L'intensité de la pluie croît proportionnellement avec la taille des gouttes en raison de la relation qui existe entre le diamètre des gouttes de pluie, leur masse, leur vitesse limite et leur énergie cinétique. Les pluies les plus intenses, qui déclenchent donc les plus forts ruissellements pour un sol de perméabilité donnée, sont aussi celles dont l'impact est le plus agressif (Benkhadra, 1997).

4.1.2. Etat hydrique du sol

L'état hydrique initial du sol au moment d'une pluie a une très forte influence sur la désagrégation, la formation des croûtes et la réduction de l'infiltrabilité résultante. Ainsi, la

fréquence des pluies et la pluie cumulée depuis le dernier travail agricole des terres jusqu'à l'événement pluvieux considéré influe sur l'état de dégradation structurale de la surface de sol considéré, par conséquent sur la sensibilité à l'érosion. Il faudrait donc pouvoir distinguer chaque événement pluvieux de la pluviométrie saisonnière ou annuelle en fonction des remaniements des sols effectués.

Plus simplement, les pluies cumulées des quelques jours qui précédent une crue déterminent l'état hydrique du sol à la date de l'événement pluvieux alors que les caractéristiques de l'épisode pluvieux lui-même déterminent le comportement hydrodynamique du sol en interaction avec tous les autres paramètres (Le Bissonnais et Papy, 1997).

4.1.3. Texture et structure

La stabilité de la structure du sol est un facteur primordial de sa résistance aux mécanismes de l'érosion.

La Figure 11 est un triangle des textures couramment utilisé pour classer les sols d'après leur composition granulométrique (d'après Soltner, 1988). Pour obtenir la classe du sol, on porte sur chacun des 3 axes les pourcentages d'argile, de limon et de sables. Par chacun des points ainsi trouvés, on mène une parallèle à l'axe précédent. L'intersection de ces 3 parallèles désigne la classe du sol analysé.

La taille des particules et les liaisons qui s'effectuent entre elles déterminent le degré de colmatage et la structure du sol. En effet, le détachement des particules est facilité par la grossièreté du matériau. Les sables grossiers ont une cohésion plus faible que les argiles qui se désagrègent difficilement. Toutefois, les sols non cohésifs comme les sols sableux et graveleux absorbent plus aisément les fortes pluies, ce qui leur confère aussi une autre stabilité.

Toutefois, l'infiltration au sein d'un sol donné dépend de la succession et des caractéristiques des horizons qui le constitue. D'une manière générale, plus les sols présentent une succession d'horizons aux caractéristiques physiques contrastées et plus ces horizons sont riches en argile, plus l'infiltration est limitée (Le Bissonnais et Papy, 1997). Par contre, le transfert est plus facile pour les colloïdes en suspension dans l'eau de ruissellement que pour les particules plus grosses. Sur les sables, le détachement des particules est rapide mais le ruissellement n'apparaît que lentement car la saturation est progressive. A l'inverse, sur les argiles, le détachement des particules est faible en raison de leur cohésions mais le

ruissellement apparaît rapidement. Sur les limons et les sables fins, les processus sont rapides en raison de la faible cohésion et de l'imperméabilité du matériau par colmatage. La matière organique, elle, contribue à augmenter la stabilité structurale des agrégats. Elle intervient de façon décelable au-delà d'une teneur seuil liée au rapport entre la quantité de matière organique et celle en argile (Benkhadra, 1997).

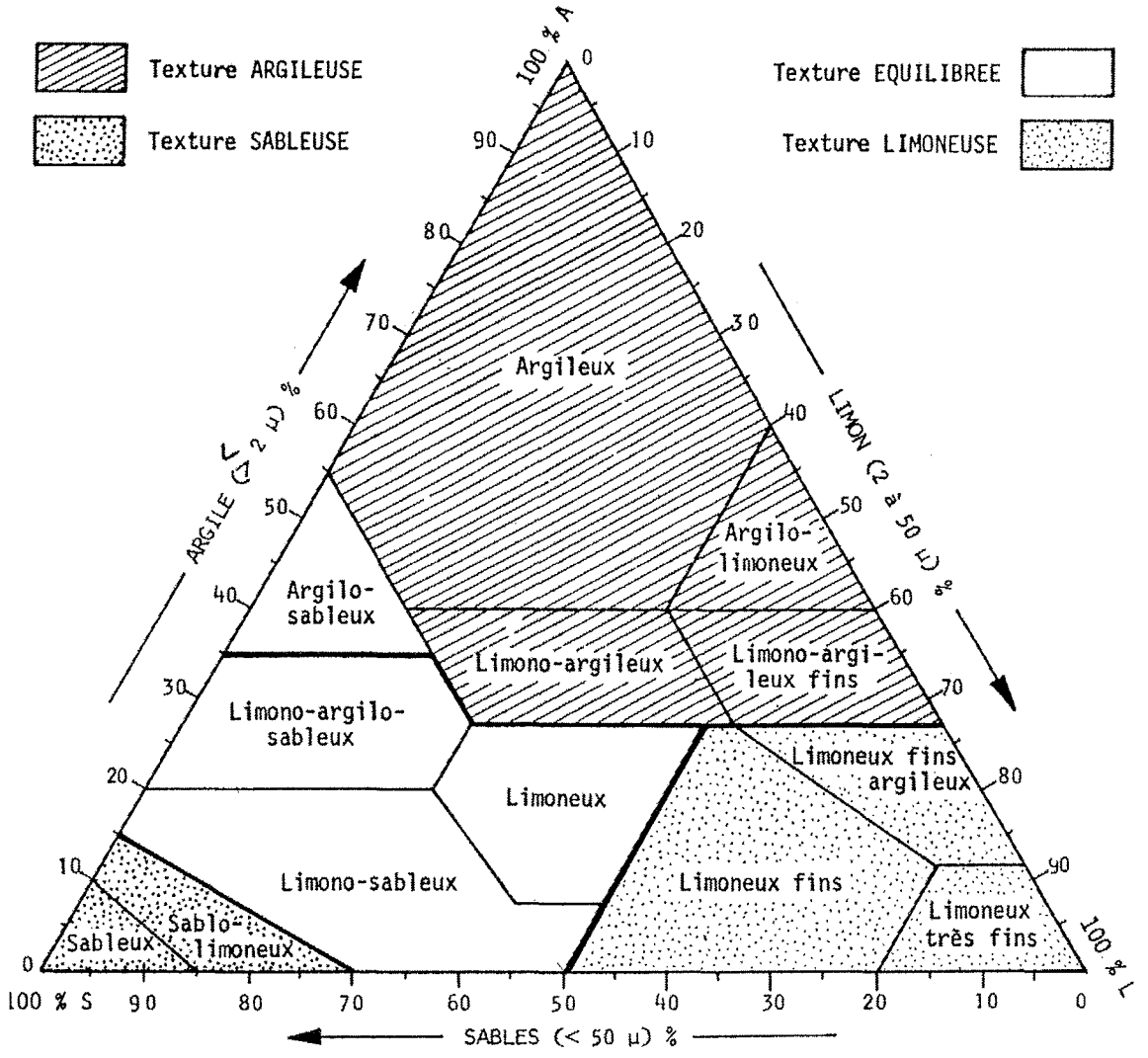


Figure 11 : Triangle des textures (extrait de Soltner, 1989)

Il existe plusieurs classifications de la taille des particules qui composent les sols et forment les textures. Ce triangle des textures, un des plus employés, est tiré du Soil Survey Manual, 1951 *in* Soltner, 1989. Pour obtenir la classe du sol, on porte sur chacun des 3 axes les pourcentages d'argile, de limon et de sables. Par chacun des points ainsi trouvés, on mène une parallèle à l'axe précédent. L'intersection de ces 3 parallèles désigne la classe du sol analysé (Soltner, 1989).

4.1.4. Couverture du sol et pratiques culturales

Les deux principales causes du développement de l'érosion accélérée sur les sols cultivés sont l'abandon du sol qui devient alors sans protection ("sol nu") et la non conservation du stock d'humus.

La première cause s'explique simplement par l'effet tampon entre le sol et les agents météoriques exercé par la végétation. La couverture du sol et plus particulièrement celle assurée par l'occupation végétale du sol et des résidus végétaux, constitue une protection de la surface du sol face à l'agression par les gouttes de pluie. La couverture végétale est ainsi un obstacle au ruissellement et si elle ne le stoppe pas, elle ralentie les écoulements superficiels.

La deuxième cause est liée à une altération de la structure du sol qui conditionne sa perméabilité et sa résistance à l'impact des gouttes de pluie ("effet splash"). Cette structure dépend, comme expliqué plus haut, de la quantité de matière organique présente dans le sol. Ainsi, les sols forestiers et les sols de prairie qui sont riches en humus résistent très bien à l'action de la pluie. Toutes les cultures intensives mécanisées et toutes les pratiques culturales excluant une restitution organique ou des amendements humiques, contribuent à la dégradation de la structure.

Le travail du sol vise, quant à lui, à augmenter l'aération du sol et sa perméabilité. Il freine ainsi le ruissellement par une facilitation de la pénétration de l'eau dans le sol. Le travail de la terre limite ainsi l'exportation de nutriments.

4.1.5. Pente

Trois paramètres de la pente ont un effet sur l'intensité du ruissellement : l'inclinaison, la longueur et la forme.

Lorsque la pente est faible, son effet l'est aussi en comparaison à celui de l'état de surface du sol. Le sens de l'écoulement peut également être dévié par la direction donnée par les travaux du sol (Le Bissonnais et Papy, 1997). Mais à partir de 5% et parfois même moins, lorsque la forme favorise la concentration du ruissellement, l'entraînement des particules est fortement multiplié (Le Bissonnais et Papy, 1997). Le ruissellement augmente avec la pente sur des sols peu encroûtés. En effet, dans les fortes pentes, l'érosion est suffisamment marquée pour déblayer les matériaux au fur et à mesure de leur détachement par la pluie (Benkhadra, 1997).

Le long de la pente, l'énergie des érodats s'additionne pour les entraîner de plus en plus vite et fortement vers le bas de la pente. Ainsi, théoriquement, plus la pente s'étend, plus l'érosion est importante. Toutefois, la probabilité de rencontrer une hétérogénéité dans la morphologie du sol, susceptible de retenir une certaine quantité d'érodas, augmente également avec la longueur de pente. Ceci explique certainement pourquoi à l'heure actuelle aucune relation significative n'a encore été établie entre l'intensité du ruissellement et la longueur de pente (Benkhadra, 1997).

Enfin, les pentes convexes augmentent la vitesse de l'eau alors que le ruissellement est amorti en bas des pentes concaves. Les matériaux ne se déposent que lorsque la vitesse de l'eau diminue (Wischmeier et Smith, 1978).

4.2. Atténuation de la charge dans les zones tampons

Le phosphore, dissous ou particulaire, qui arrive par érosion hydrique au réseau hydrographique situé en aval de la zone d'émission de phosphore n'est pas toujours acheminé directement à l'exutoire. Il peut y avoir un retard dans le transfert par stockage dans des zones ainsi appelées zones "tampons". Dans le cadre de l'évalution du bilan entrée-sortie d'une année hydrologique d'un cours, on parle "d'effet déficit".

Tout d'abord, le phosphore solubilisé dans son transit peut être assimilé par de la matière végétale pendant le temps du transfert vers l'exutoire. Ensuite, le ruissellement peut stagner et décanter dans des dépressions peu perméables et déconnectées du réseau hydrographique. Enfin, les phases rapides d'adsorption-désorption qui se succèdent peuvent amener à des décalages temporels des transferts par rapport aux dates d'apports. Une étude menée sur un sous-bassin versant du lac Léman (bassin versant du Redon) met en évidence que l'un des quatre bilans entrée-sortie annuels du principal cours d'eau un déficit maximum de 60% (Pilleboue, 1987). Toutefois, les quantités stockées ont été remobilisées lors d'une prochaine crue (Pilleboue, 1987 ; Villebonnet, 1995 ; Dorioz *et al.*, 1998b), ce qui explique que l'on parle plus de retard que de déperditions.

Les variations dans les processus d'adsorption-désorption du phosphore sont favorisées par les hétérogénéités du sol (rugosité, dépressions, talus herbeux) et la variabilité des écoulements. Ainsi, lors des périodes sèches où les cours d'eau sans résurgences ne coulent plus du tout, le P se stocke dans le lit des cours d'eau, comme dans les sols. Dans le cas de stocks constitués le long des pentes, les remobilisations résultent de modifications de l'occupation des sols et de "saturation" des zones rampons ou d'évènements

catastrophiques (Corpen, 1998). Les déstockages peuvent présenter des fréquences de retour variant de quelques années à plusieurs décennies. Ce principe de stockage est utilisé pour atténuer volontairement les charges en phosphore dans les zones sensibles à l'eutrophisation sachant que ces zones de stockage peuvent devenir des sources lors de saturation (Dorioz *et al.*, 1997).

Le bassin versant de Thau ne comprend aucun dispositif d'atténuation volontaire de l'érosion et/ou de la charge en phosphore par des techniques de rétention. De plus, la violence des précipitations du climat méditerranéen minimise le phénomène de rétention dans les cours d'eau en érodant aussi bien le lit des cours d'eau que les berges et les zones d'atterrissement. Ainsi, dans la présente étude pluriannuelle, l'effet de rétention dans les cours d'eau est supposé comme étant nul à l'échelle d'une année où se produit au moins une crue violente d'automne. Les quantités de phosphore qui gagnent les cours d'eau sont supposées regagner également la lagune. Une étude précise de l'évolution de la biodisponibilité du phosphore lors de son stockage (rétrogradation, 3.1) et des phénomènes de stockage dans les lits des cours d'eau ainsi que dans les zones marécageuses de bordure de lagune permettrait de préciser l'hypothèse prise.

5. EUTROPHISATION ET DYSTROPHISATION

5.1. Définition de l'eutrophisation et du degré de trophie

Le terme eutrophe vient du grec "eu", bien, et "trophe", nourriture et signifie donc "bien nourri". L'eutrophisation est en fait un processus naturel d'enrichissement des eaux en matières nutritives. L'enrichissement est d'autant plus rapide que les apports externes sont importants et/ou que le renouvellement des eaux est lent. Mais, l'évolution rapide des rejets des activités humaines depuis la révolution industrielle a provoqué des réponses brutales de la part d'écosystèmes sensibles qui n'ont pu assimilés l'ensemble des apports : il y a alors dépassement de la capacité d'assimilation de l'écosystème. Des déséquilibres importants et qui se généralisent en plusieurs zones de concentrations d'activités humaines sont décrits dès les années 1960.

Les premières publications concernant le rôle du phosphate dans la production primaire des lacs datent des années 1940 (Golterman, 1989). Même si les phénomènes d'eutrophisation semblent avoir existé dès l'époque préhistorique (Vollenweider, 1968), l'implication de l'évolution des rejets des activités humaines n'est plus à débattre. La fréquence des dérèglements (prolifération d'algues vertes, développement de phytoplancton toxique,

développement bactérien et coloration des eaux, disparition d'herbiers etc.) et la multiplication des sites où l'eau était devenue impropre à de nombreuses utilisations (eau potable, loisirs, usage industriel) sans de nouveaux équipements de traitement préalable a necessité de se préoccuper du phénomène.

A l'échelle globale, l'eutrophisation des lacs se classe parmi les problèmes de pollution des eaux les plus répandus. L'azote et le phosphore sont les deux éléments les plus impliqués dans les phénomènes d'eutrophisation (2.1). Face à l'ampleur du phénomène dans les eaux douces, les rejets en phosphore ont été limités dans les zones sensibles, notamment par l'amélioration du traitement des effluents domestiques. Les résultats sur le milieu sont plus ou moins rapides (Bierman *et al.*, 1984 ; Cullen et Forsberg, 1988 ; Phillips *et al.*, 1999 ; Kleeberg *et al.*, 2000) le plus souvent en raison des quantités accumulées dans les sédiments des retenues d'eaux (Williams *et al.*, 1978 ; Zanini *et al.*, 1998 ; White *et al.*, 2000) comme dans les sols terrestres (Cann *et al.*, 1999, 3.2).

Pour différencier les dérèglements du processus naturel, on emploie parfois le terme d'eutrophication, qui vient en fait de la terminologie anglo-saxonne. La phase ultime de dérèglement de la chaîne trophique est la dystrophisation (Barbault, 1983).

L'eutrophisation peut être hiérarchisée. On parle de degré de trophie qui caractérise le niveau de richesse en éléments qui limitent la production primaire. C'est pourquoi la notion de degré de trophie est parfois confondue avec celle de niveau trophique[5]. On distingue quatre degrés principaux :

- oligotrophie : milieu pauvre en matière nutritives,
- mésotrophie : milieu dont la teneur en matières nutritives est moyenne,
- eutrophie : milieu enrichi en matières nutritives,
- dystrophie : milieu excessivement enrichi en matières nutritives avec manifestation de déséquilibres (dérèglements) écologiques.

Ces termes, à l'exception de "mésotrophie" qui indique en fait un état transitoire entre l'oligotrophie et l'eutrophie, furent initialement utilisés par Weber en 1907 pour décrire la fertilité du sol dans les tourbières du nord de l'Allemagne. Ce n'est que plus tard que Thienemann (en 1918) et Naumann (en 1919) les ont appliqué aux lacs (Ryding et Rast, 1994).

[5] Un niveau trophique est désignée comme une étape de la chaîne alimentaire synonyme de chaîne trophique.

5.2. Manifestation des dérèglements dûs à l'eutrophisation

Dans le degré d"eutrophie" des eaux, l'augmentation de la productivité primaire provoquée s'accompagne d'une consommation importante de l'oxygène dissous. Les processus de minéralisation de la matière organique consomment également beaucoup d'oxygène. En été, l'élévation de la température accélère la minéralisation de la matière organique. Dans les milieux peu profonds comme les lagunes, des conditions anoxiques ont lieu au niveau des sédiments. Celles-ci favorisent , par les changements de potentiel redox, les phénomènes de relargage des phosphates stockés dans les sédiments (cf. 2.5.1). Les organismes vivants qui ne disposent plus d'oxygène en quantité suffisante meurent. Ils augmentent alors la quantité de matière organique à dégrader. La réaction en chaîne est alors amorcée, réaction qui peut provoquer un pourcentage de mortalité important des organismes du sédiment et de la colonne d'eau. Enfin, l'arrêt d'une telle crise, dite dystrophique, survient lors d'une reprise durable du vent. Celui-ci produit une remontée d'oxygène dissous par brassage de l'eau et un abaissement des températures favorables à une meilleure oxygénation.

En 1982, l'OCDE a procédé à une classification des degrés de trophie basée sur la teneur en phosphore total et en chlorophylle*a* de la colonne d'eau. Elle fut réalisée à partir de l'analyse statistique de données disponibles sur de nombreux lacs tempérés d'eau douce (Tableau 4).

A l'heure actuelle, ce genre de classification n'existe par pour les eaux marines. Toutefois, les connaissances des réponses d'un écosystème à des niveaux de concentrations différents pour des paramètres de l'eutrophisation peuvent permettre de définir les quatre principaux degrés de trophie propre à l'écosystème étudié.

En occitan, le phénomène de dystrophisation porte le nom de "malaïgue", "mauvaises eaux". Dans la lagune de Thau, elle est caractérisée par des eaux de couleurs blanches provoquées par la multiplication des bactéries sulfato-réductrices en zone anoxique. L'anoxie est provoquée par l'activité reminéralisatrice intense des sédiments, stimulée par l'élévation de la température et liée à la quantité de matière organique présente à la surface des sédiments (Grenz *et al.*, 1992). Or, dans la lagune de Thau, les apports organiques sont liés aux rejets des activités du bassin versant et à la biodéposition importante des coquillages en élevage (Mazouni, 1995). Le manque d'oxygène et l'hydrogène sulfuré produit par les bactéries sont toxiques pour les organismes vivants du système (Caumette et Baleux, 1980). Ainsi, les malaïgues de la lagune de Thau de 1975, 1982, 1987, 1992 et 1997 (Figure 13) ont donné lieu à une mortalité importante de coquillages en élevage. Toutefois, la plus grande crise dystrophique de la lagune de Thau fut celle de 1975. Cette année là, la

malaïgue étant partie du milieu de la lagune zone pourtant la plus profonde et a priori mieux oxygénée. Tout le plan d'eau fut touché. A partir des années 1980, les malaïgues partent du bord (Annexe 8) où le faible niveau de l'eau et les surcharges organiques représentées par les déchets des activités conchylicoles favorisent les anoxies.

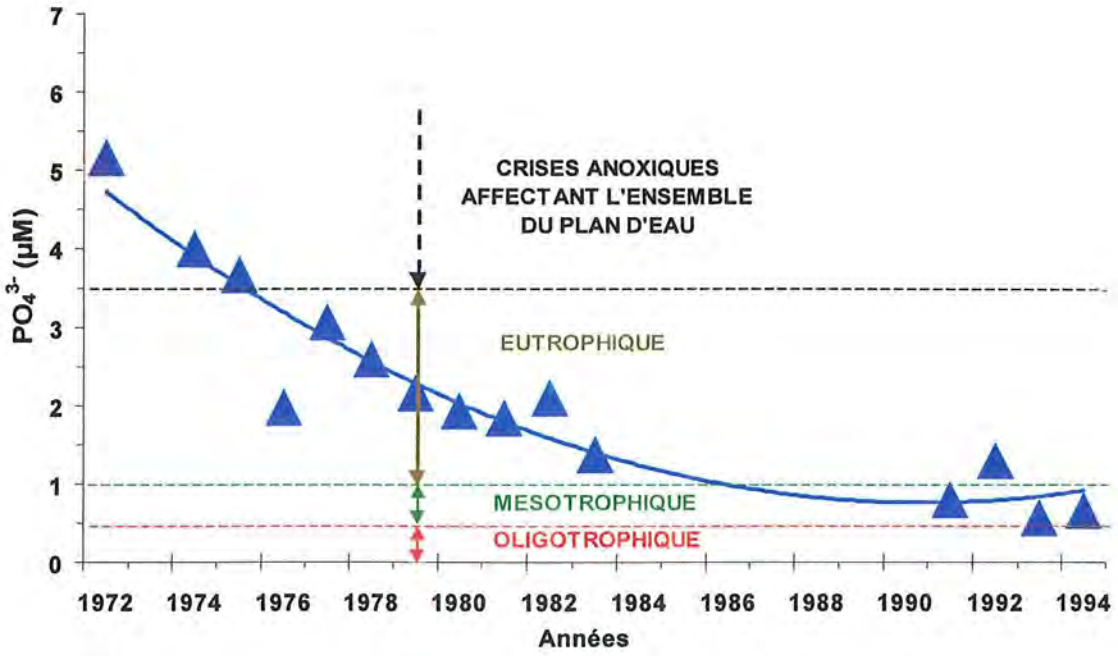
En effet, une cartographie des sédiments de la lagune de Thau en 1960 montre un degré d'envasement important (Kurc, 1961 ; La Jeunesse et Deslous-Paoli, 1998) et nettement supérieur à celui de 1990 (Deslous-Paoli *et al.*, 1991). Ceci laisse supposer des sources d'apports organiques autres que la biodéposition des élevages de la lagune.

De plus, les évènements dystrophiques décrits correspondent à des concentrations en phosphates dans les eaux de la lagune de Thau de niveaux différents. A partir de ces informations, les degrés de trophie des eaux de la lagune de Thau ont été définis en relation avec les concentrations en phosphates (Figure 12).

Tableau 4 : Valeurs seuils du système fixe de classification de l'état trophique

Degré de trophie	P total (µg/l)	Chla moy. (µg/l)	Chla max. (µg/l)
Ultra-oligotrophe	< 4,0	< 1,0	< 2,5
Oligotrophe	< 10,0	< 2,5	< 8,0
Mésotrophe	10-35	2,5-8	8-25
Eutrophe	35-100	8-25	25-75
Hyper-eutrophe	> 100	> 25	> 75

Source : OCDE, 1982 *in* Ryding et Rast, 1994



Données : Ifremer_Direction de l'Environnement et de l'Aménagement du Littoral/Sète
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 12 : Niveau de trophie théorique des eaux de la lagune de Thau en fonction des concentrations en phosphates de 1971 à 1994

A l'heure actuelle, il n'existe pas de classification du niveau de trophie des eaux marines en fonction des concentrations en phosphates. Ceci se justifie tout d'abord par une variation de la limitation de la production primaire par l'azote et/ou par le phosphore en fonction de la situation des eaux marines (eaux côtières, lagunes, mers ouvertes, mers fermées, les océans etc.) et en fonction de la saisonnalité des apports en ces deux éléments.

Dans ce schéma qui concerne le cas de la lagune de Thau, l'évolution des niveaux de dérèglements de l'écosystème liés à l'eutrophisation ont été représentés parallèlement à l'évolution des concentrations en phosphates dans les eaux.

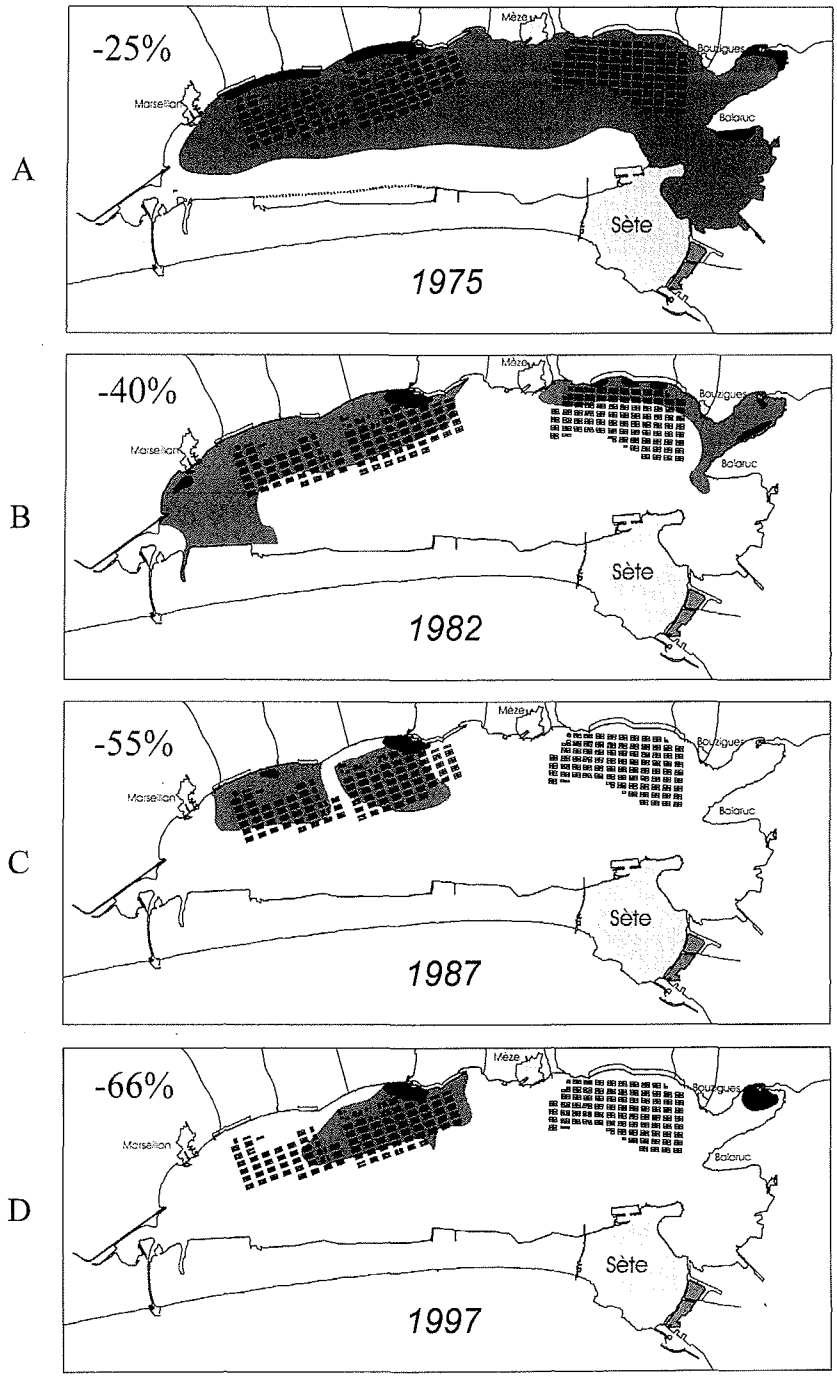


Figure 13 : Etendue des principales anoxies depuis 1975 (extrait de Souchu *et al.*, 1998).

Les secteurs en noir représentent les principaux foyers de départ et les zones critiques à forte accumulation d'algues. Les pourcentages indiquent le déficit de jours où les vents avaient une vitesse moyenne suffisante pour assurer la réoxygénation.

6. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN PHOSPHATES

6.1. Matériel et méthode

Les mesures de concentrations en phosphates actuellement disponibles vont de novembre 1971 à décembre 1994. De 1971 à 1989, les données sont celles du réseau de surveillance Ifremer. De 1991 à 1994, les données sont issues du Programme Oxythau. Cette série ne comporte pas de biais temporel systématique.

La méthode d'analyse de Murphy et Riley (Annexe 9) a été utilisée pour mesurer les concentrations en phosphates des échantillons prélevés. Cette méthode a été appliquée à un même type d'appareil d'analyses : un Technicon 2 puis à un Alliance.

Il y a 4 stations de prélèvements présentes sur toute la période d'étude et deux (les stations 5 et 2) qui ne comportent des mesures sur les phosphates qu'à partir de 1981. Mise à part la station numéro 1 qui a été décalée légèrement sur l'ouest de la lagune, les 3 autres stations de prélèvements sont identiques même si elles portent des numéros différents (Figure 14 et Figure 15). Toutefois, la zone de la station 1, proche des communications avec la mer, est bien brassée (Millet, 1989 ; Rosello-Tournoud, 1991). Ainsi, le décalage spatial de la station ne devrait pas avoir influencé la variabilité des mesures. De plus, une étude annuelle met en évidence une bonne homogénéisation spatiale des concentrations en phosphates de la colonne d'eau dans la lagune de Thau (Casellas *et al.*, 1990).

Les prélèvements sont bi-hebdomadaires mais de 1991 à 1994 nous ne disposons que des moyennes mensuelles établies par Souchu *et al.* (1998). La série comporte des absences de mesures :

- année 1973,
- de janvier 1984 à mars 1985,
- de juillet 1989 à juillet 1991.

Les prélèvements sont assurés à différentes profondeurs qui varient avec les stations. Cependant, les échanges de phosphates à l'interface eau-sédiments influencent la concentration moyenne en phosphates dans les eaux proches du fond. Ainsi, les concentrations en surface (jusqu'à 1,5 m de profondeur) sont préférentiellement retenues pour être les plus représentatives de la concentration moyenne de la colonne d'eau (Tableau 5). Pour assurer une homogénéité des données entre la période 1971-1980 et 1981-1994,

les mesures issues de prélèvements à 2,5 m de la station 9 (profonde d'environ 4 m) et de la station 1 (profonde d'environ 7 m) ont été conservées.

L'analyse de la tendance principale et de la périodicité des résidus porte sur les moyennes mensuelles des années 1971 à 1984 (Figure 16).

L'équation de la tendance principale et le calcul des résidus ("observé – simulé") a été réalisée sous Excel.

L'analyse de la périodicité des résidus a été réalisée avec le Progiciel R d'analyse multidimensionnelle et spatiale de Pierre Legendre et Alain Vaudor. L'objectif d'un périodogramme de contingence est de tester s'il existe un phénomène cyclique autre que la tendance générale. L'analyse porte sur les résidus. Les données sont découpées en classes par le Progiciel (au nombre de 6 ici), et la quantité d'information commune aux classes est alors mesurée. Il faut que l'événement identifié se retrouve au moins deux fois pour que l'on parle de répétition.

Tableau 5 : Structure des données par station de prélèvements

Station selon la Figure 14 et la Figure 15	Profondeur (m)	**Période suivie**	Nb de mesures
9	2.5	09/01/1974 => 13/11/1980	142
5	1.5	26/06/1981 => 13/03/1989	115
6	1.0	09/01/1974 => 13/01/1980	142
	1.5	22/01/1987 => 13/03/1989	45
4	1.5	19/02/1981 => 13/03/1989	122
3	1.0	09/01/1974 =>13/11/1980	142
	1.5	09/01/1974 => 26/06/1989	124
2	1.5	19/02/1981 => 13/03/1989	117
1	1.5	26/06/1981 => 17/14/1989	119
	2.5	22/05/1974 => 13/11/1980	130

Données : Ifremer_Direction de l'Environnement et de l'Aménagement du Littoral/Sète
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

4 stations de prélèvements sont présentes sur toute la période d'étude et deux (les stations 5 et 2) ne comportent des mesures sur les phosphates qu'à partir de 1981. Le positionnement des stations dans la lagune est représenté dans la Figure 14 et la Figure 15.

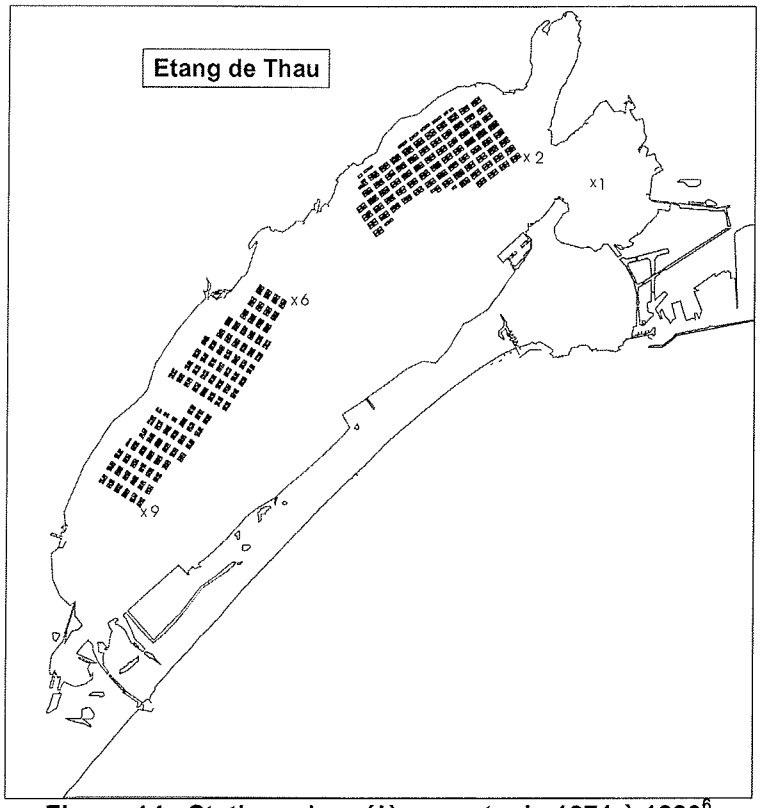


Figure 14 : Stations de prélèvements de 1971 à 1980[6]

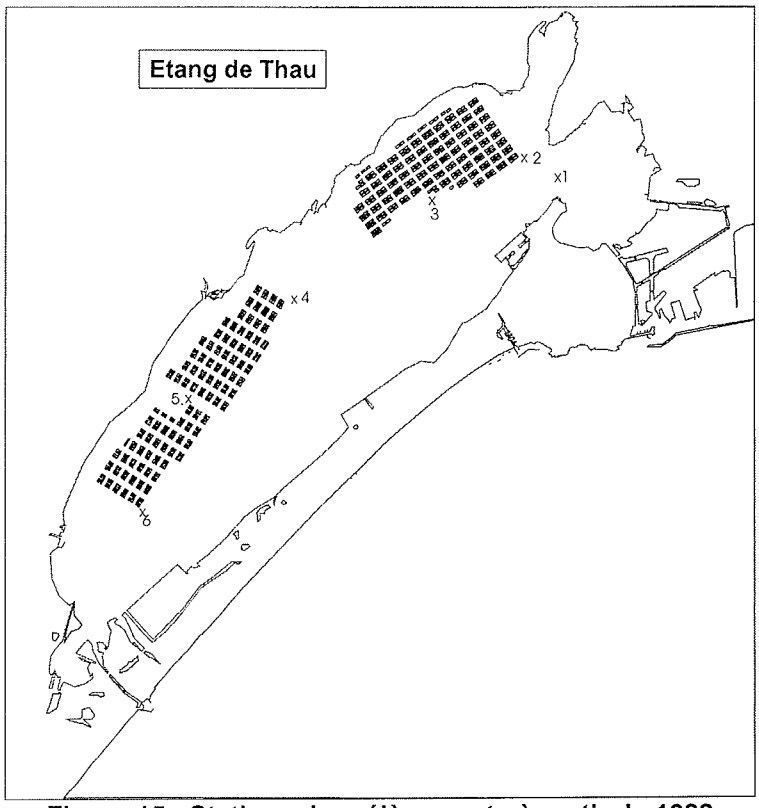


Figure 15 : Stations de prélèvements à partir de 1982

[6] De la droite vers la gauche, on distingue les trois zones (A, B et C) d'élevages conchylicoles

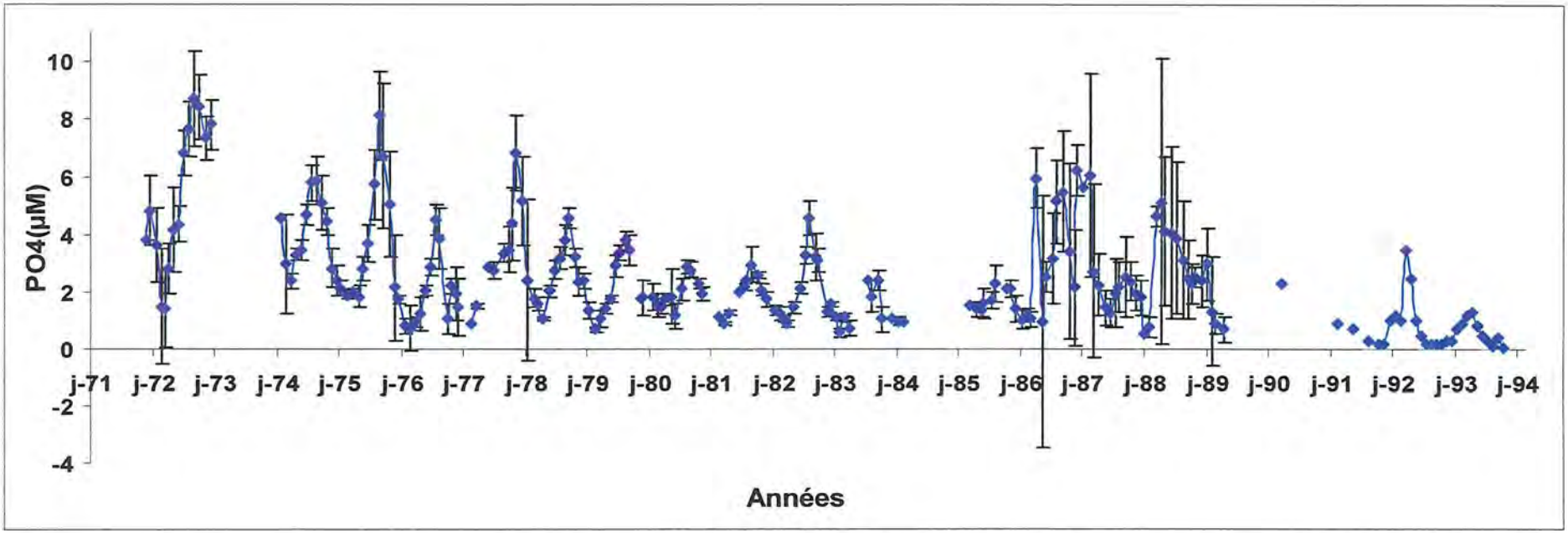


Figure 16 : Moyennes mensuelles et écart – type des concentrations en phosphates des mesures de toutes les stations décrites de 1971 à 1994

Données Ifremer_DEL/ST

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

L'écart type présenté pour chaque valeur correspond à la variabilité entre les stations (cf. Tableau 5) et entre les mesures puisqu'il s'agit de la moyenne mensuelle de mesures bi-hebdomadaires. Cet écart-type est nettement plus important pour l'ensemble des mesures des années 1986 à 1989. Pour les années 1991 à 1994; nous ne disposons que des valeurs moyennes, sans les écarts-types.

La variation annuelle est liée à la remobilisation des phosphates par les sédiments en fonction de la température (Picot *et al.*, 1990 ; Mazouni *et al.*, 1996 ; Souchu *et al.*, 1998).

6.2. Résultats

L'ajustement d'un polynome du second degré de 1971 à 1984 donne une équation de décroissance de la forme (Figure 17) : $y = 0.0001x^2 - 0.0441x + 5.0764$ avec $r^2 = 0.2931$.

La décroissance la plus forte a lieu en début de période entre 1971 et 1976 avec des minimales beaucoup plus basses après 1975. Les années 1971-1972 ont un poids important dans la pente. Un ralentissement de la décroissance s'est produit à partir de 1977. La décroissance des concentrations a lieu aussi bien pour les moyennes annuelles (Figure 19) que pour les pics estivaux (Figure 17). Entre 1972 et 1993, les concentrations moyennes annuelles en phosphates ont regressé de 92%, ce qui est considérable.

Le périodogramme de contingence montre que la période significative ($p<0.0001$) détectée par le périodogramme est de 12 mois sur la fenêtre d'observation de 2 à 31 mois[7]. Les multiples de cette période (24 à 36 mois) sont aussi significatifs ($p< 0.05$). Cette période annuelle est basée sur des valeurs minimales en période hivernale et sur des valeurs maximales en période estivale.

6.3. Discussion

Après extraction de la tendance, il n'y a pas de phénomène cyclique observé autre que la variation annuelle des concentrations en phosphates liée au relargage des sédiments lors de l'élévation estivale des températures (Picot *et al.*, 1990 ; Mazouni *et al.*, 1996 ; Souchu *et al.*, 1998). La tendance pluri-annuelle à la décroissance est indépendante du cycle annuel.

La décroissance la plus forte a lieu entre 1971 et 1976. Le fait que les concentrations de 1976 soient nettement inférieures à celles de 1975 peut s'expliquer par la malaïgue de 1975. Les concentrations de 1975 sont élevées par l'intensité du relargage. Les concentrations de 1976 sont plus faibles car la malaïgue de 1975 à occasionné la minéralisation d'une partie importante de la matière organique présente à la surface des sédiments.

Les concentrations de 1993 sont nettement inférieures à celles de 1985. Ceci laisse entendre que les concentrations ont continué à décroître. Seul le traitement des mesures, non encore disponibles, réalisées à partir de 1994 pourra permettre de dire si les concentrations se stabilisent autour d'1 µmole/l, continuent de décroître ou bien amorçent une nouvelle augmentation.

[7] Les résultats du périodogramme de contingence sont joints en Annexe 10

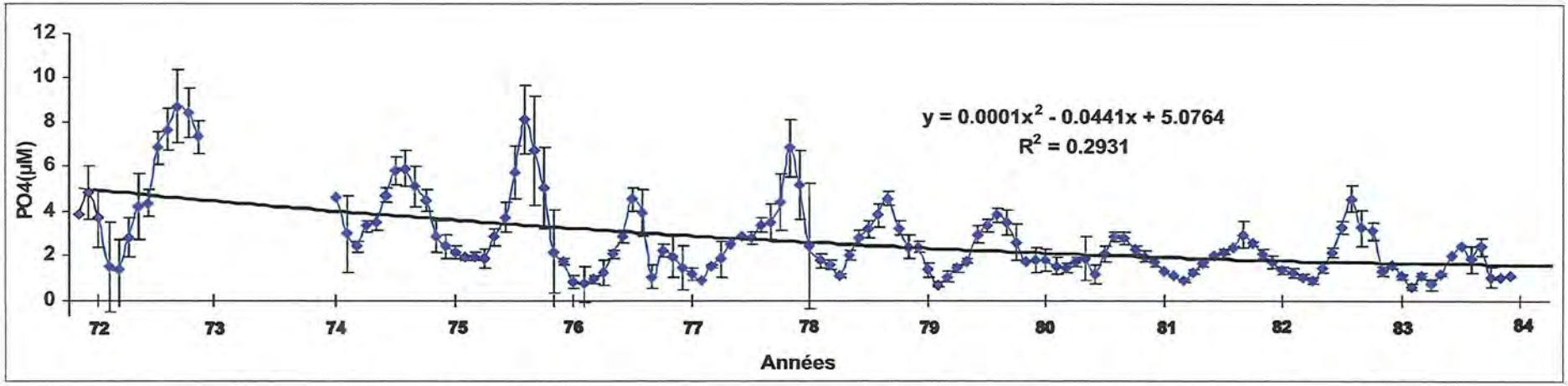


Figure 17 : Tendance de la série des concentrations en phosphates de 1971 à 1984 (moyennes mensuelles et écart type)

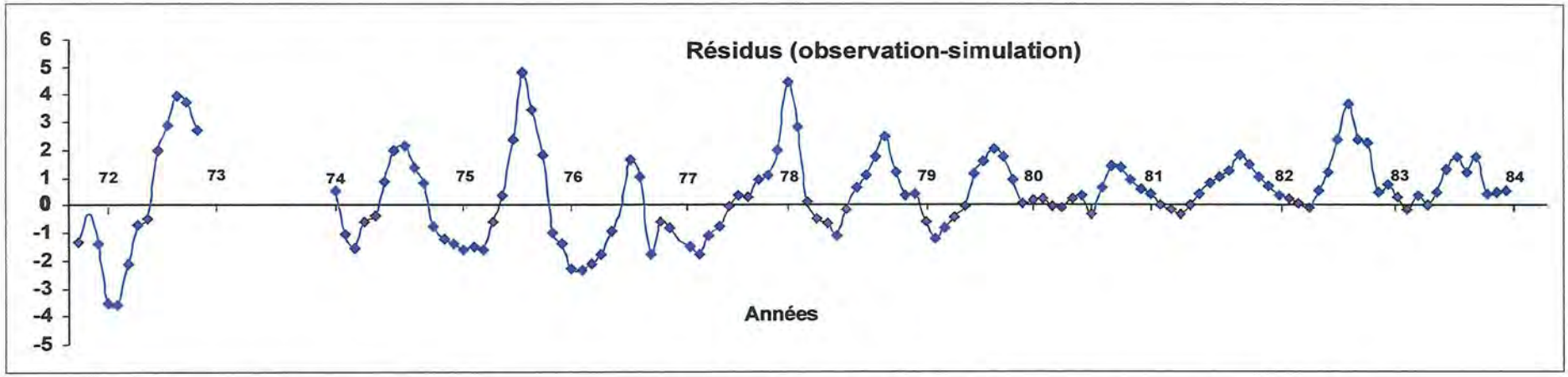


Figure 18 : Résidus de la tendance de la série de phosphates de 1971 à 1984 (moyennes mensuelles et écart type)

Données Ifremer_DEL/ST

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

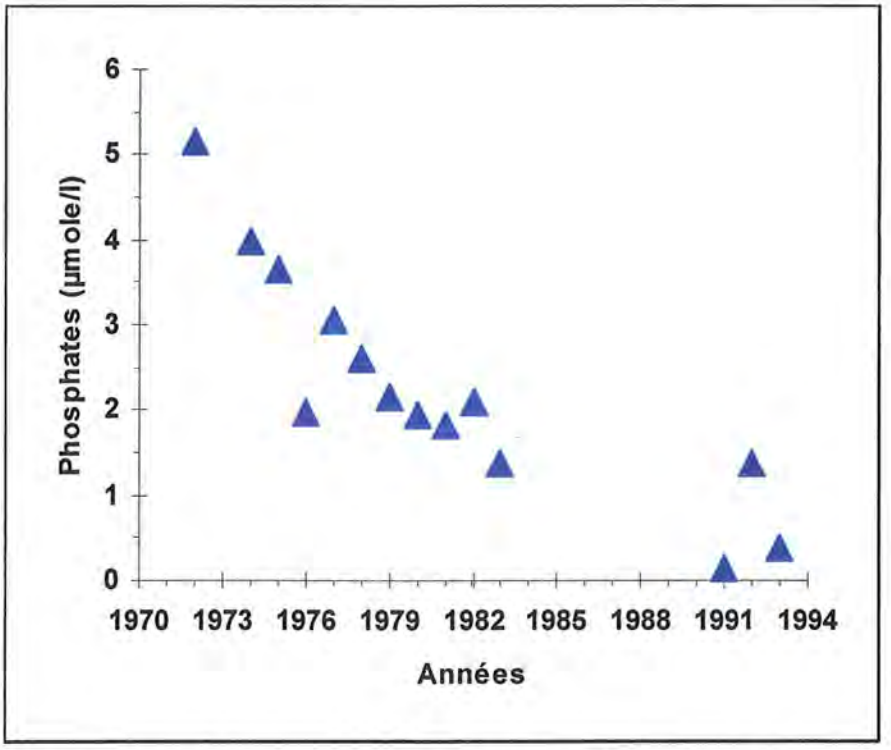


Figure 19 : Concentrations moyennes annuelles en phosphates dans la lagune de Thau de 1972 à 1993

Données Ifremer_DEL/ST
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

La valeur des concentrations moyennes annuelles en phosphates de l'année 1976 est très inférieure à celle de 1975. Ceci est à rapprocher de la "malaïgue" ("mauvais eau" en occitan qui décrit le phénomène de crise dystrophique) exceptionnelle de l'été 1975 qui a touché l'intégralité du plan d'eau. Communément, on explique la diminution des concentrations en phosphates l'année qui suit une malaïgue importante par une minéralisation accélérée de la matière organique déposée à la surface des sédiments ainsi que par la remobilisation d'une partie importante des phosphates piégés dans les sédiments lors de l'anoxie de la malaïgue. Ainsi, l'effet "d'épuration" massive de l'écosystème lors de la malaïgue induit une diminution des quantités à remobiliser l'année qui suit.

La présente étude a pour objet de décrire l'évolution des flux de phosphore dans la lagune de Thau afin d'expliquer cette évolution interannuelle des concentrations moyennes annuelles en phosphates.

7. PRINCIPALES SOURCES DE PHOSPHORE DANS LE SYSTÈME BASSIN VERSANT – LAGUNE DE THAU

La lagune de Thau possède des sources d'apport et d'exportation de phosphore. Elles sont d'origine naturelle ou anthropique. On distingue généralement deux types de sources d'apports : les sources ponctuelles et les sources diffuses selon la définition proposée par Frère *et al.* (1978) *in* Pilleboue (1987). Celle-ci est basée des critères hydrologiques. Cette distinction est importante (Tableau 6 et Figure 20) en termes de traitement possible des apports en nutriments ou polluants et en termes d'échantillonnage des mesures. Les apports ponctuels sont ceux concentrés naturellement ou artificiellement en un seul point. Ces apports sont généralement constants dans le temps et prévisibles à partir de certains paramètres. Les apports diffus sont, quant à eux, liés aux épisodes pluvieux et sont donc non constants.

On distingue deux sources principales d'apports ponctuels :

- les effluents domestiques,
- les effluents industriels.

On distingue plusieurs sources d'apports diffus :

- les apports atmosphériques,
- les ruissellements urbains,
- les apports sous-terrain,
- les ruissellements des terres agricoles et naturelles,
- les élevages terrestres,
- la pisciculture marine ...

Les résultats d'études menées dans les années 1990 sur les sources de pollution du bassin versant de Thau et des estimations réalisées à partir de données facilement accessibles montrent que les rejets les plus importants sont ceux générés par les effluents domestiques, les élevages terrestres et les ruissellements agricoles. Une synthèse est réalisée est présentée dans le Tableau 7. Les paragraphes qui suivent proposent une première interprétation de ces résultats et la justification du choix des sources de phosphore susceptibles d'avoir évolué lors de la période d'étude (1971-1994).

Pour les principaux elevages terrestres, les rejets produits sont exportés (SIEE, 1992) ou épandus en remplacement d'autres modes de fertilisation (Albigès *et al.*, 1991). Cette dernière étant prise en compte dans l'évaluation des ruissellements agricoles, les élevages ne sont pas nécessairement une source supplémentaire d'apports.
Si les quantités actuelles de rejets produites par les activités industrielles du bassin versant de Thau sont très faibles, elles sont cependant susceptibles d'avoir fluctué avec l'évolution des modes de traitement et de la production industrielle. Et cela d'autant plus que le bassin versant de Thau comporte plusieurs usines de fertilisants. Les flux de cette activité sont donc étudiés malgré leurs faibles valeurs.

Au regard des valeurs des rejets de phosphore de certaines activités humaines, les sources estimées (Tableau 7) qui sont inférieures à 1 tonne par an peuvent être négligées dans l'étude de l'évolution des sources d'apports et d'exportations. Les apports générés par la plaisance, la résurgence et la pisciculture ne sont donc pas étudiés sur la période d'étude.

Par contre, si la valeur moyenne des quantités ruissellées par unité de surface urbanisée peut être considérée comme constante sur la période d'étude (Siegriest, 1997) l'accroissement démographique s'est accompagné d'un étalement de la surface urbanisée. De plus, les valeurs présentées par Albigès *et al.* (1991) sont celles d'une hypothèse basse qui n'est qu'a priori justifiée. Il semble ainsi préférable de considérer une fourchette comprise entre 1 et 5 kg de phosphore par hectare de surface urbanisée et par année (Tableau 8) et d'évaluer les ruissellements urbains à partir de l'étude de l'évolution de la surface urbanisée du bassin versant de Thau. L'analyse de photos aériennes de l'Institut Géographique National montre que la surface urbanisée totale du bassin versant de Thau est passée de 4,4% en 1971 (1 100 ha) à 9,2% en 1996 (2 300). Les apports par ruissellements urbains sont donc passés de 1-5,5 t/an à 2,3-11,5 t/an.

Les apports atmosphériques directs à la lagune représentent entre 1 et 2 tonnes par an. Pour l'ensemble du bassin versant (25 000 ha), c'est entre 3,75 et 7,00 tonnes qui sont déposées annuellement. Si ces apports naturels sont importants, ils n'ont a priori pas de raison d'avoir évolué significativement. Ils représentent néanmoins une constante d'apport sur laquelle il n'est pas possible d'agir.

Des mesures réalisées à l'exutoire de la Vène et du Pallas donnent des ordres de grandeur des exportations de phosphore par les rejets ponctuels domestiques et par les ruissellements urbains et agricoles. Par extrapolation à l'ensemble du bassin versant, ces apports à la lagune sont estimés à 48 tonnes par an (incertitude de 50%). Cette valeur

moyenne est proche de l'hypothèse haute des estimations de rejets par les activités du bassin versant.

Enfin, les élevages conchylicoles représentent la source principale d'exportation de phosphore d'origine humaine qui est à étudier à partir de l'évolution des stocks et de la production de coquillages en élevage (Deslous-Paoli *et al.*, 1998). En effet, les autres sources de prélèvements sont négligeables. Tout d'abord, les prélèvements d'algues pour la fertilisation des sols ne sont plus d'actualité (La Jeunesse et Deslous-Paoli, 1998). Puis, les exportations générées par la pêche représentent moins de 400 kg/an. De plus, contrairement aux élevages conchylicoles, les organismes mobiles comme les poissons pêchés dans la lagune peuvent avoir réalisé leur croissance en mer et ne pas correspondre à une exportation réelle de phosphore.

En conclusion, la Figure 21 présente les principales sources de phosphore du système dont l'évolution susceptibles d'avoir généré des flux variables au cours de la période d'étude. Seule l'évolution de ces sources est étudiée dans les chapitres qui suivent. Dans ce schéma figure l'exportation et le stockage des rejets épurés. En effet, même si ces deux composantes du cycle du phosphore ne sont pas étudiées puisqu'elles ne génèrent *a priori* pas de flux, elles constituent de nouvelles sources potentielles de phosphore qui sont à signaler dans le modèle conceptuel.

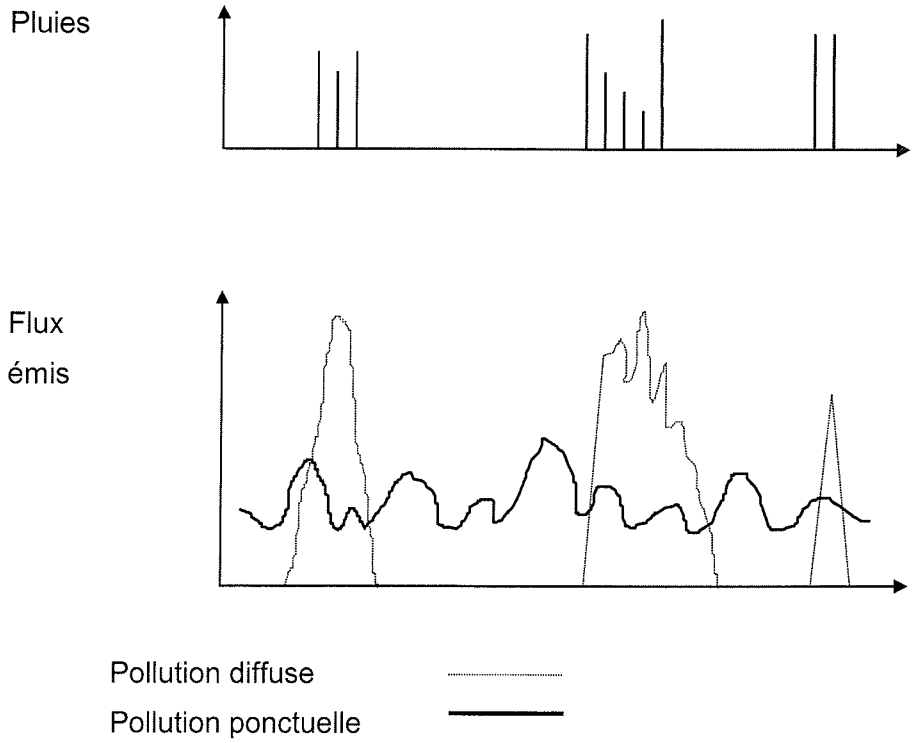


Figure 20 : Représentation schématique des modalités d'émission de la pollution diffuse et de la pollution ponctuelle (Frère *et al.*, 1978 *in* Pilleboue, 1987)

Tableau 6 : Différences entre sources diffuses et sources ponctuelles (extrait de Pilleboue, 1987)

Type de source	**Ponctuelles**	**Diffuses**
Mode d'entrée dans le réseau hydrographique	Rejets indépendants de la pluie, en général en des lieux précis	Emission lors des périodes de pluies, en des lieux indéfinissables
Nature des rejets	Très concentrés, forte proportion de formes solubles	Très dilués, accompagnés de forts apports d'eau et de sédiments ; en général, forte proportion de phosphore particulaire
Transfert dans le réseau hydrographique	Transmis indépendamment des périodes de ruissellement, au rythme des activités humaines	Passe par, dans ou sur le sol Transféré à la faveur de périodes pluvieuses
Exemples types	Egouts divers	Pertes des terres agricoles et ruissellements urbains
Maîtrise	Collectable et traitable ; possibilités de normes de rejet	Non collectable ; maîtrise liée à la gestion du territoire

Tableau 7 : Valeurs actuelles des sources d'apports et d'exportations de phosphore à la lagune

Sources d'apports	Valeurs t de P /an	Référence _ Calculs
Atmosphériques	1,13 – 2,25	0,15-0,30 kg/ha/an[8] (Mignon *et al.*, 1989) x 7 500 ha
Résurgence	0,18	300 l/s x 0,6 µmole/l (Péna, 1989)
Ruissellements urbains	1,65	Albigès *et al.*, 1991
Effluents domestiques	20 – 43	Albigès *et al.*, 1991 ; SIEE, 1992
Plaisance	0,126	42 000 passagers jour/an (SIEE) x 3g/hab/jour
Effluents industriels	0,47	Albigès *et al.*, 1991
Ruissellements agricoles	7,47	Albigès *et al.*, 1991
Elevages terrestres	19,4	Albigès *et al.*, 1991
Rejets de la pisciculture	0,7[9]	Calcul à partir du modèle de Loïc Quémener, 1997
Total	51 - 75	
Sources d'exportations		
Echange avec la mer	0	Tournoud *et al.*, 1997
Pêche	- 0,383	Pichot *et al.*, 1994
Conchyliculture	- 10,3[10]	Pichot *et al.*, 1994
Total	- 10,7	
Bilan	40 - 64	

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

[8] Les mesures réalisées à Villefranche sur Mer par Mignon *et al.* (1989) sont les seules qui figurent dans la bibliographie accessible et qui concerne la côte méditerranéenne. Les valeurs, comprises entre 0,15 et 0,30 kg/ha/an, sont plus faibles que l'ensemble des mesures effectuées sur le reste du globe, notamment aux Etats-Unis où les valeurs sont comprises entre 0,07 et 3,67 kg/ha/an (Reckhow *et al.*, 1980 ; Benneton, 1984 ; Albigès *et al.*, 1992 ; Ryding et Rast, 1993).

[9] Valeur calculée à l'aide du modèle de Loïc Quémener, 1997 (Ifremer DRV Palavas), sur la base des 150 000 alevins de 2g qui entre annuellement dans l'unique exploitation piscicole de la lagune de Thau (Résultats des enquêtes installations classées de la DRIRE, 1997). Le modèle prend en compte les rejets des poissons vivants ainsi que les aliments non digérés.

[10] Les épibiontes qui constituent les déchets de détroquage représentent 2 tonnes de ces 10,3 tonnes.

Tableau 8 : Phosphore contenu dans les ruissellements urbains

Evaluation du ruissellement urbain	Référence
1,1 kg/ha/an pour un réseau séparatif	Vollenweider, 1968
5,5 kg/ha/an pour un réseau unitaire	Vollenweider, 1968
2,5 kg/ha/an	Cowen et Lee, 1976
1 - 5 kg/ha/an	Desborde, 1978
1,5 – 2,2 kg/ha/an	Servat, 1987

Ces différentes références d'estimation des teneurs en phosphore dans les ruissellements urbains sont comprises entre 1 et 5 kg/hectare de surface urbanisée/année.

Tableau 9 : Quantités de phosphore mesurées à l'exutoire des cours d'eau du bassin versant de Thau (Tournoud *et al.*, 1997). Une incertitude minimale de 50% est affectée à ces résultats.

Apports de la Vène (bassin versant de 70 km²)	20 t de P /an
Apports du Pallas (bassin versant de 50 km²)	7 t de P /an
Apports par l'ensemble des cours d'eau du bassin versant	48 t de P /an

Les concentrations en phosphates et les débits ont été suivis pendant plusieurs années à l'exutoire des deux principaux cours d'eau du bassin versant de Thau : la Vène et le Pallas (cf. Site d'étude p. 10 à 18). Le bassin versant de la Vène est très urbanisé tandis que celui du Pallas est très agricole (viticulture). Ces apports prennent en compte les rejets des stations d'épuration qui rejoignent ces cours d'eau (1 dans le cas du Pallas et 4 dans le cas de la Vène, cf. site d'étude figure 2 p. 20) ainsi que les exportations des terres agricoles et naturelles.

La valeur concernant les apports à l'ensemble des cours d'eau du bassin versant de Thau est une extrapolation réalisée, par les auteurs des mesures, à partir des résultats du cours d'eau du Pallas dont le régime hydrologique est représentatif de l'ensemble des cours d'eau du bassin versant de Thau (Tournoud et al., 1997).

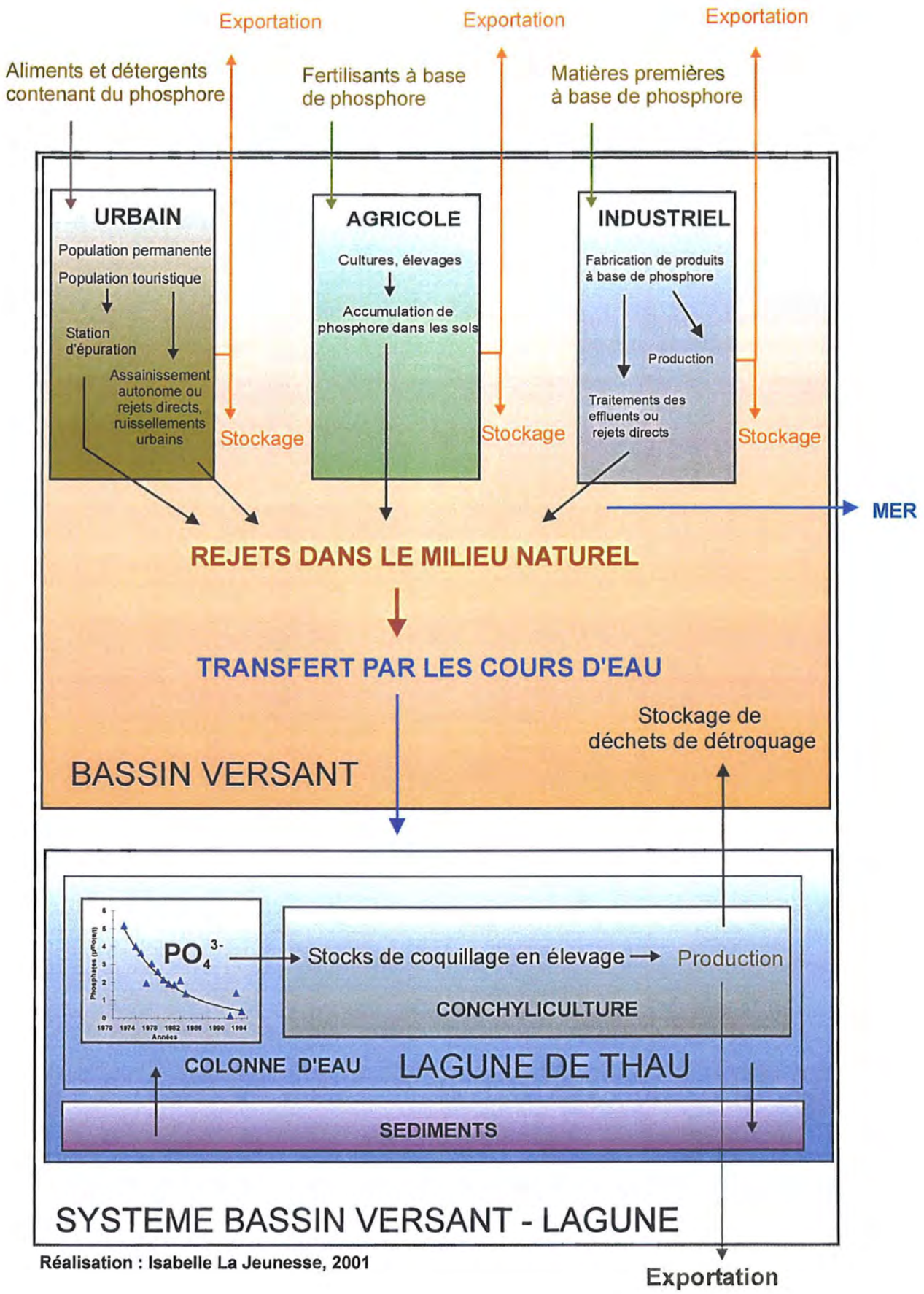


Figure 21 : Représentation schématique des sources humaines d'apports et d'exportations de phosphore à la lagune de Thau

CHAPITRE II

Evolution des rejets domestiques

TABLE DES MATIERES

1. INTRODUCTION 71

2. DÉFINITIONS 74

2.1. Composition des effluents domestiques 74

2.2. L'unité de pollution : l'"équivalent habitant" 78

3. EVOLUTION DU PARC D'ASSAINISSEMENT DU BASSIN VERSANT DE THAU 79

3.1. Matériel et Méthodes 79

3.2. Description du parc d'assainissement 79

3.2.1. Réseau de collecte des eaux usées 79

3.2.2. Procédés d'épuration 82

3.2.3. Points de rejet des stations d'épuration 83

3.2.4. Capacité théorique 86

3.3. Discussion 87

4. POPULATION 89

4.1. Matériel et méthodes 89

4.2. Résultats 90

4.3. Discussion 93

5. POPULATION RACCORDÉE ET NON RACCORDÉE À UNE STATION D'ÉPURATION 94

5.1. Matériel et méthodes 95

5.2. Résultats 96

5.3. Discussion 97

6. EQUIVALENT-HABITANT 99

6.1. Matériel et méthodes 99

6.1.1. Calcul de l'équivalent habitant phosphore 99

6.1.2. Mesures disponibles 99

6.2. Résultats à partir des mesures dans les stations d'épuration du bassin versant de Thau 104

6.3. Discussion 104

7. RENDEMENT ÉPURATOIRE MOYEN ANNUEL EN PHOSPHORE 106

7.1. Introduction 106

7.1.1. Assainissements autonomes 106
7.1.2. Stations d'épuration collectives 107

7.2. Matériel et Méthodes 110

7.3. Résultats 111

7.4. Discussion 113

7.5. Rendement moyen annuel épuratoire optimal en phosphore du bassin versant 113

8. PRISE EN COMPTE DES DYSFONCTIONNEMENTS LIÉS À DES SURCHARGES CHRONIQUES 118

8.1. Matériel et méthodes 118

8.1.1. Surcharge en période estivale 119
8.1.2. Surcharge en période de vendanges 119

8.2. Résultats 120

8.3. Discussion 130

9. FLUX DE PHOSPHORE D'ORIGINE DOMESTIQUE 132

9.1. Rappel sur l'équation générale 132

9.2. Résultats 134

9.3. Discussion 138

10. ESTIMATION DES FLUX DE 1881 À 2015 139

10.1. Matériel et méthodes 139

10.2. Résultats 140

10.3. Discussion 140

11. CONCLUSION 141

1. INTRODUCTION

Les "effluents domestiques" sont les eaux rejetées après utilisation par la population humaine. Ces eaux comportent une charge en phosphore générée par les rejets métaboliques et par l'utilisation de produits détergents. Les rejets sont produits par la population et sont donc concentrés dans les zones urbaines. Cette concentration de rejets pose problème lorsque ces derniers sont dirigés directement dans le milieu naturel et les traitements extensifs de type fosse septique sont inadaptés. Les effluents sont donc collectés et traités en station d'épuration. En fonction de la localisation des habitations, les effluents ont donc trois devenirs

- le rejet direct dans le milieu naturel,
- l'assainissement autonome (traitement par fosse septique),
- l'assainissement collectif (collecte et traitement en station d'épuration).

Au niveau national, actuellement, 81% des logements sont desservis par un réseau d'assainissement collectif avec 77% raccordés à une station d'épuration. Les logements en assainissement autonome représentent 10%. La pollution brute domestique produite est de 45,8 millions d'équivalent-habitant[1]. Les stations d'épuration collectives[2] éliminent 49% de la pollution brute en matières organiques. Le taux d'épuration est respectivement de 26% et 23% pour l'azote et le phosphore (Nirascou *et al.,* 1999).

L'évaluation des rejets générés depuis 1970 par la population du bassin versant de Thau nécessite tout d'abord de connaître les rejets produits, puis d'estimer la part des rejets éliminés par traitement.

Les rejets sont communément exprimés en équivalent habitant qui est une estimation du rejet journalier moyen par habitant[3].

Chaque station d'épuration a un rendement épuratoire propre en phosphore qui est en relation avec ses caractéristiques et son fonctionnement. L'estimation des quantités épurées fait donc appel à la connaissance du génie des procédés d'épuration.

---

[1] EH : "équivalent-habitant", charge polluante moyenne d'un habitant

[2] Chiffres de 1996 pour les agglomérations de plus de 10 000 EH

[3] On parle de rejet moyen car il a souvent été démontré que les rejets peuvent varier avec le niveau social des habitations à l'intérieur d'un même pays (Watson *et al.*, 1967 ; Durand et Golicheff, 1978 ; Blanic et Benetton, 1989).

Les mesures réalisées au niveau des installations de traitement des effluents domestiques ont pour objectif de déterminer la conformité de la qualité du rejet avec les normes en vigueur et non pas de déterminer un flux en sortie. Si l'utilité des mesures n'est absolument pas à débattre, ces dernières ne nous permettent cependant pas d'évaluer directement les rejets générés, notamment par un déficit de mesures de débits. Ceci est d'autant plus vrai pour les petites installations (d'une capacité inférieure à 10 000 équivalents habitant). L'évaluation de l'évolution des rejets en phosphore d'origine domestique repose donc sur une succession d'hypothèses et de calculs. Les calculs sont effectués à partir des données existantes sur les effluents de station d'épuration ou à partir de valeurs bibliographiqes. La démarche méthodologique est exposée en (Figure 22). Le flux de phosphore (F) généré par les effluents domestiques de la population totale du bassin versant (Ptot) dépend des principales variables suivantes :

- la proportion de la population raccordée à une station d'épuration (Prac),
- le rejet journalier moyen en phosphore par habitant (EHm),
- le rendement moyen annuel en phosphore des procédés d'épuration (Rm).

L'équation est :

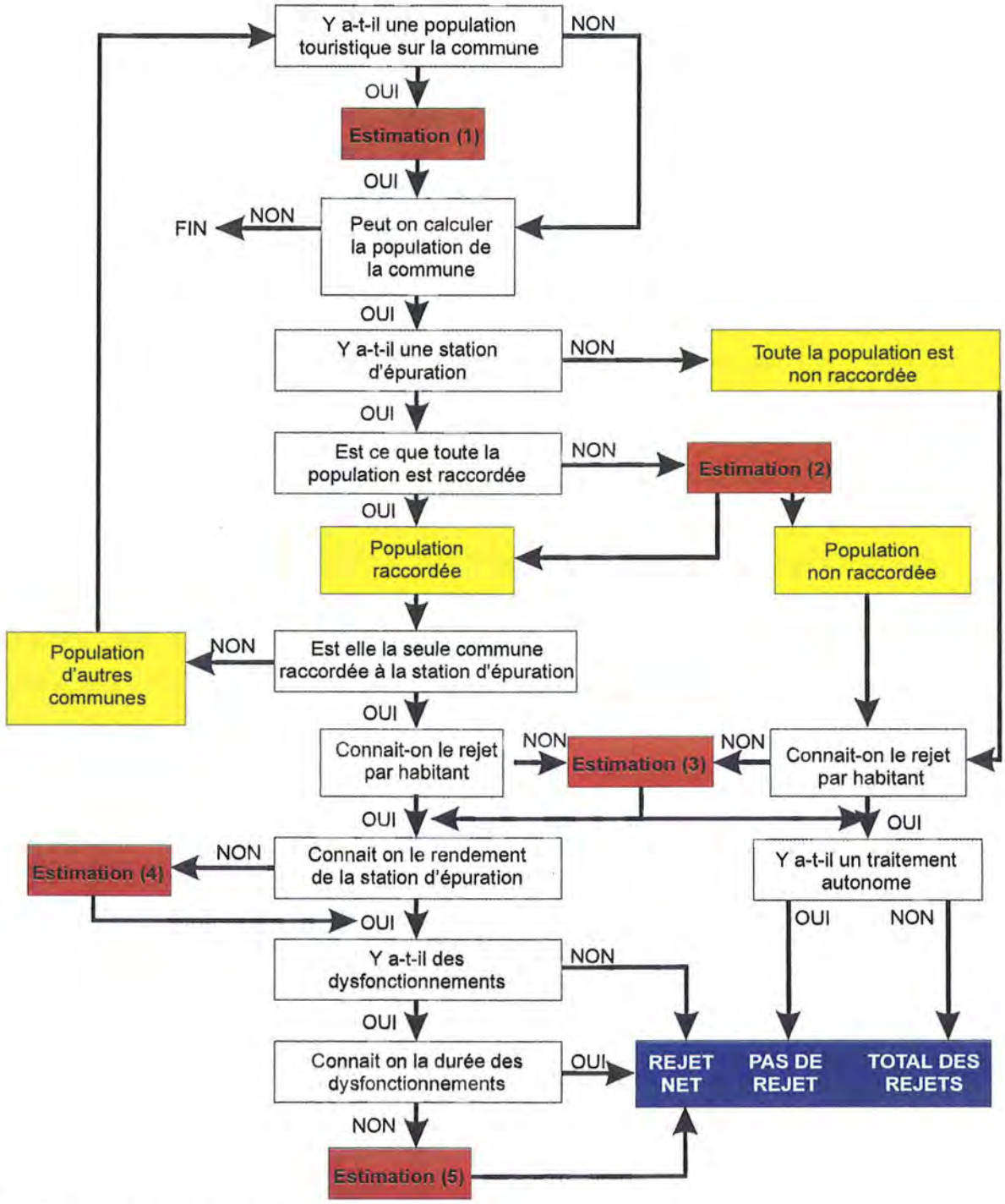
$$F = [Ptot \times EH_m - \sum_{1}^{n} (Prac \times EH_m \times Rm_n)] \times 365 / 10^6$$

n : nombre de station d'épuration

m : pour moyen

Cette équation est appliquée aux variables annuelles calculées ou reconstituées. La période d'étude proprement dite des rejets en phosphore générés par les effluents domestiques est de 1960 à 1996. Toutefois, les rejets sont reconstitués, toujours avec la même méthode, de 1881 à 2015.

Quelques définitions de notions nécessaires pour les calculs sont présentées avant le déroulement des différentes étapes de l'évaluation.



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 22 : Démarche méthodologique pour l'estimation des flux de phosphore d'origine domestique

Cette figure représente la méthodologie d'estimation de flux de phosphore générés par la population permanente et touristique d'une commune.

2. DÉFINITIONS

2.1. Composition des effluents domestiques

La présence de matières nutritives dans les eaux d'égouts domestiques provient, soit des excréments humains, soit des écoulements des cuisines et des salles de bain où les détergents représentent une part importante des apports en phosphates (Tableau 11).

L'adoucissement de l'eau potable par phosphorisation est également une source de phosphates dans les effluents domestiques. Cet apport supplémentaire n'est pas pris en compte dans cette étude.

Le bilan physiologique du phosphore du métabolisme humain peut être étudié à partir de la détermination des quantités apportées par la nourriture et ce par examen des besoins individuels ou par celui de la consommation collective moyenne. Cette approche a été effectuée dans plusieurs pays et une synthèse de résultats bibliographiques, qui ne se veut pas exhaustive, est présentée (Tableau 10). Les valeurs sont comprises entre 1,5 et 2 grammes par jour. La valeur la plus ancienne remonte aux années 1960. Elles est issue d'une synthèse bibliographique réalisée par Vollenweider en 1971. Les valeurs sont sensiblement égales à celles des années 1990. Ainsi, les rejets physiologiques sont restés du même ordre de grandeur sur la période d'étude.

Un recensement, non exhaustif, de valeurs du rejet moyen en phosphore issues de la bibliographie est présenté dans le Tableau 12. Les valeurs citées pour les effluents domestiques français (en gras) se situent actuellement entre 3 et 4 gramme de phosphore par habitant et par jour (équivalent habitant en phosphore : EH PT). Un calcul sur l'ensemble des mesures réalisées sur les stations d'épuration supérieures à 10 000 équivalent habitant de la région PACA[4] pour l'année 1996 (Agence de l'Eau RMC) donne une valeur de l'EH PT égale à 3,68 g/hab./j avec un écart type égal à 0,61 et un minimum/maximum de 0,95 / 8,94.

La question de la présence des phosphates dans les formules détergentes est longuement passée en revue depuis les années 1970 dans l'idée d'éventuels substituts qui permettraient de limiter les rejets en phosphore et l'eutrophisation des plans d'eau (Silberman, 1973 ; Baret *et al.*, 1977). L'application des limitations a souvent un support législatif mais peut aussi faire l'objet d'un simple accord avec les producteurs lessiviels. Les tendances legislatives des

---

[4] Provence - Alpes – Côte d'Azur

pays diffèrent, à l'intérieur même de la Communauté Européenne (Fondation de l'Eau, 1987).

Dès les années 1970, des pays comme la Suède, la Suisse, la Norvège, la Finlande, le Canada, les Etats-Unis et la République Fédérale Allemande avant réunification ont œuvré pour limiter la teneur en TPP (TriPolyPhosphates) dans les lessives (Baret *et al.*, 1977). Dans le milieu des années 1980, la Belgique, la France, le Danemark, l'Autriche, l'Italie et l'Espagne ne semblaient pas avoir élaboré de législation quelconque sur l'emploi de détergents à base de phosphates.

En France, une convention a été signée le 19 décembre 1989 entre l'Association des Industries des Savons et des Détergents et le Ministère de l'Environnement. L'avenant du 28 mai 1990 à cette convention a prévu une réduction de la teneur en TPP des lessives d'environ 30%. Cette valeur est à nouveau fixée à 20% au 1er juillet 1991 (Le phosphore des lessives, Etude Inter-Agences de 1991). Il semble raisonnable de penser que l'introduction de substituts, autorisée par une loi, se ferait d'elle même du fait des mécanismes de compétition sur le marché si leur présence entraînait une réduction des coûts des formules détergentes, sans perte d'efficacité de lavage ou tout au moins par augmentation des ventes et bénéfices. Il est ainsi fort problable que lors de l'application de la loi, les fabricants de lessives aient eu le temps de préparer l'évolution des produits, ce que tend d'ailleurs à confirmer les réponses immédiates sur la teneur en phosphore dans l'équivalent habitant d'autres pays (Booman et Sedlak, 1986 ; Müller, 1997 ; Siegrist, 1997). En Suisse par exemple, le projet d'amélioration de la qualité des eaux des lacs a conduit à la diminution de la teneur en phosphates dans les lessives avec tout d'abord une diminution de 20% en 1981, encore 10% en 1983 puis une interdiction totale en 1986. Ces diminutions ont eu un impact immédiat sur l'équivalent habitant en phosphore (Sigriest, 1997). Suite à la limitation totale, ce dernier est passé de 4,1 g/hab./j en 1980 à 2,2 g/hab./j en 1994 (Tableau 11).

Tableau 10 : Composition des effluents domestiques en matières phosphorées

Rejets physiologiques en g/j/hab.	Rejets liés aux détergents g/j/hab	Total (g/j/hab.)	Auteurs	Recueil bibliographique
1,5	_	_	Bucksteeg, 1966	Vollenweider, 1971
1,5	1,25 à 2,4	_	Synthèse de nombreuses sources	Vollenweider, 1971
1,0 à 1,4	1,5 à 3,0	2,5-4,1	Devey & Harkness, 1973 (England)	Alexander & Stevens, 1976
1,2	1,0	2,2	Hetling & Carcich, 1973 (America)	Alexander & Stevens, 1976
1,6	2,2	3,8	Olsson et al., 1968 (Sweden)	Alexander & Stevens, 1976
1,05 à 1,75	2,45 à 1,75	2,8 à 4,2	Fondation De L'eau, 1986	
1,5	2	3,5	Iwema A., 1989	
1 à 1,6	_	_	Balmer P. & Hultman B., 1988	
1,47	_	_	Smil V., 1990	
1,8	1,8	3,6	Office Fédéral Suisse, 1983	Pilleboue, 1987
2	2	4	CCE, 1974	Pilleboue, 1987
1,9	2,76	4,66	Office des savons et détergents,1983	Pilleboue, 1987
1,5	2	3,5	de Heer 1983	Pilleboue, 1987

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Tableau 11 : Composition de l'équivalent habitant en phosphore en Suisse entre 1980 et 1994 (d'après Siegrist *et al.*, 1997)

Eaux usées brutes	1980 g PT/hab./j	1994 g PT/hab./j
urine	1,23	1,23
fécès	0,55	0,55
lessives	2,05	0,14
autres détergents	0,47	0,30
Sous-total	4,11	2,19
ordures ménagères	0,27	0,27
lessivage des zones urbaines	0,14	0,14
Total	4,71	2,63

Tableau 12 : Valeurs de l'EH PT issues de la bibliographie

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Ans*	Débit (l/j/hab.)	Rejets (g/j/hab.) effluents bruts			Référence	
	Q	PT	NT	DBO_5	Auteurs	Recueil bibliographique
1966	246	11	16	117	haut standing - Watson K.S. *et al.*, 1967	Tribune de l'eau, 1992, n°560/6 vol 45
1966	169	9	9	55	moyen standing - Watson K.S. *et al.*, 1967	Tribune de l'eau, 1992, n°560/6 vol 45
1966	95	6	12	45	bas standing - Watson K.S. *et al.*, 1967	Tribune de l'eau, 1992, n°560/6 vol 45
1968	244	3,5	13	52,9	Plan, 1969	Tribune de l'eau, 1992, n°560/6 vol 45
1972		3,7		45	Zanoni & Rutkowski, 1972 (America)	Alexander & Stevens, 1976
1974	_	4	12,8	_	CCE, 1974	Pilleboue-Baptendier, 1987
1975	_	**4,9**	_	_	**Barroin G., 1976**	**Benneton J.P., 1984**
1975	_	4	6,09	_	Siegrist et al., 1976	Pilleboue-Baptendier, 1987
1976	_	1,8	_	_	North Ireland, 1976	Alexander & Stevens, 1976
1976	_	2,9	9,0	_	Smith R.V., 1977	Benneton J.P., 1984
1977	_	5,2	14,2	_	Barth E.F., Ryan B.W., 1978	Benneton J.P., 1984
1977	_	5,2	14,2	_	Barth 1978	Pilleboue-Baptendier, 1987
1977	_	3,9	16,3	_	Brandes 1978	Pilleboue-Baptendier, 1987
1980		4,1			Siegrist, EAWAG News, 1997	
1981	_	4,66	_	_	Office des savons et des détergents, 1983	Pilleboue-Baptendier, 1987
1981	_	_	10 à 13	_	Billen et al., 1982	Pilleboue-Baptendier, 1987
1982	_	4,0	15,0	_	arrêté du 30-12-81 du J.O. n°8 du 10-1-82	Benneton J.P., 1984
1982	_	3,5	_	_	de Heer 1983	Pilleboue-Baptendier, 1987
1982	_	4	_	_	Gakshatter et al., 1983	Pilleboue-Baptendier, 1987
1983	_	2,77	10 à 12	_	Gachter et Furrer, 1972	Pilleboue-Baptendier, 1987
1983	_	3,93	10,7	_	Burkard et Thelin 1984	Pilleboue-Baptendier, 1987
1984	_	4	_	_	Vinconneau et al., 1985	Pilleboue-Baptendier, 1987
1985	**150**	**3 à 4**	**15**	**60 à 70**	**Martin G., 1986**	
1985	_	**2,7**	**11**	**55**	**Martin Y.P., Bonnefont J.L., 1986**	
1985	_	**3,5 à 4**	_	_	**Fondation De L'eau, 1986**	
1985	**120 à 150**	**2 à 6**	_	**50 à 60**	**Rouhart J., 1986**	**Tribune de l'eau, 1992, n°560/6 vol 45**
1986	_	**3 à 4**	_	_	**Héduit A., 1987**	
1987	_	2,2 à 4	_	_	Balmer P. & Hultman B., 1988	
1988	64	2	8,2	30	Blanic R., Benneton J.P., 1989	Tribune de l'eau, 1992, n°560/6 vol 45
1988	_	**2,7 (+-1,3)**	_	_	**Besse *et al.*, 1989**	
1988	_	**3,5**	_	_	**Iwema A., 1989**	
1992	_	3,6	_	_	Office Fédéral, 1983	Pilleboue-Baptendier, 1987
1994	_	2,19		_	Siegriest, EAWAG News, 1997	
1996	**277**	**2,37**	_	**56,7**	**côté France - Rapin F., Fiaux J.J., 1997**	
1996	465	2,12	_	57,6	côté Suisse - Rapin F., Fiaux J.J., 1997	

* à titre chronologique indicatif / **Valeurs françaises en caractères gras**

2.2. L'unité de pollution : l'"équivalent habitant"

La description de la qualité de l'effluent domestique fait appel à une unité : l"équivalent habitant" (EH). Dans son sens le plus strict, l'Article 2 de la Directive du Conseil de la Commission Européenne du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires entend par équivalent-habitant *"la charge organique biodégradable ayant une Demande Biochimique d'Oxygène en cinq jours de 60 grammes d'oxygène par jour"*[5].

L'équivalent habitant est une quantité de pollution journalière à prendre en compte pour chaque habitant. Cette quantité a été définie, par arrêté ministériel, pour la détermination de l'assiette des redevances dues chaque année à l'Agence de Bassin[6] (ou Agence de l'Eau) au titre de la détérioration de la qualité de l'eau assises sur la quantité de pollution produite en un jour normal du mois de rejet maximal. Une catégorie de ces *"redevances correspond aux pollutions dues aux usages domestiques de l'eau et à celles non domestiques des abonnés au service public de distribution d'eau qui sont assimilés aux usages domestiques dans la mesure où les consommations annuelles de ces abonnés sont inférieures à une quantité fixée par décret"*[7].

Les éléments physiques, chimiques, biologiques et microbiologiques à prendre en considération pour évaluer la quantité de pollution ont été préalablement définis par arrêtés du ministre de la Qualité de la Vie (aujourd'hui de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire) conformément à l'article 3 du décret n° 75-996 du 28 octobre 1975. Les éléments relatifs à la quantité de pollution journalière à prendre en compte pour les effluents domestiques générés par chaque habitant sont estimés à[8] :

- 90 grammes de matières en suspension (MES),
- 57 grammes de matières oxydables (MO),
- 60 grammes de demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (DBO_5)
- 0,2 équitox de matières inhibitrices,
- 15 grammes d'azote réduit (organique et ammoniacal),

---

[5] JO des Communautés Européennes N° L 135/41 du 30.5.91

[6] Pour plus d'information sur la gestion de l'eau en France, voir entre autre la thèse de Nathalie Lewis, 2001.

[7] Article 14-1 de la loi n°64-1245 du 16 décembre 1964

- 4 grammes de phosphore total (PT, organique et minéral),
- 0,05 gramme de composés organohalogénés adsorbables sur charbon actif,
- 0,23 métox (métaux et métalloïdes).

Les matières oxydables, unité également créée pour raison fiscale pour les Agences de l'Eau, sont exprimées par une moyenne pondérée de la demande chimique en oxygène (DCO) et de la demande biochimique en oxygène pendant cinq jours (DBO_5) suivant la formule : $MO = (2DBO_5+DCO)/3$.

3. EVOLUTION DU PARC D'ASSAINISSEMENT DU BASSIN VERSANT DE THAU

3.1. Matériel et Méthodes

Les caractéristiques des stations d'épuration sont issues d'enquêtes auprès des communes et des différents gestionnaires des stations d'épuration. Au niveau départemental, les informations sur le fonctionnement des stations d'épuration, notamment celles inférieures à 10 000 EH, sont centralisées au SATESE[9]. Il s'agit d'un service de conseil pour l'aide à la gestion des petites exploitations dans les communes créé en 1971. L'aide qu'il apporte aux exploitants passe notamment par un suivi du fonctionnement des stations d'épuration. Les informations sur les caractéristiques des stations d'épuration sont issues du compte-rendu annuel de ces visites.

3.2. Description du parc d'assainissement

3.2.1. Réseau de collecte des eaux usées

Un réseau peut théoriquement être de deux types : unitaire ou séparatif.

Un réseau unitaire signifie que le réseau recueille les eaux usées domestiques ainsi que les eaux de ruissellement issues en particulier des toitures et de la voirie. Les réseaux unitaires sont aujourd'hui généralement équipés de déversoirs d'orage, ouvrages situés en amont de la station d'épuration. Ils provoquent des déversements dans le milieu naturel lors de fortes pluies par dépassement de la capacité du système de collecte. Les stations d'épuration

---

[8] Modification par l'arrêté du 10 décembre 1991 par le décret n°75-996 du 28 octobre 1975 portant application des dispositions de l'article 14-1 de la loi du 16 décembre 1964 modifiée relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution. Cette application prend effet à compter du 1er janvier 1992 pour une durée de 5 ans.

[9] Service d'Assistance Techniques aux Exploitants des Stations d'Epuration

peuvent être équipées de by-pass, canalisation qui permet d'amener une partie des débits en entrée de station vers les deversoirs. Des bassins d'orage permettent alors de stocker provisoirement les eaux en excès et de les restituer à la station par la suite.

Un réseau séparatif a en fait deux composantes : une qui recueille les effluents domestiques et assimilés et une autre les eaux pluviales. La première composante du réseau achemine les eaux usées à la station d'épuration. Les eaux recueillies par la deuxième composante sont rejetées directement vers le milieu naturel ou bénéficient d'un traitement dans une station de traitement des eaux pluviales.

Un réseau peut aussi être mixte c'est à dire qu'il est constitué de portions de réseaux unitaires et de portions de réseaux séparatifs. Il arrive souvent que les centres de villages soient équipées d'un réseau unitaire alors que les extensions du réseau sont de type séparatif.

Enfin, un réseau pseudo-séparatif est une variante du système séparatif car il peut recevoir certaines eaux pluviales provenant de propriétés riveraines.

En climat méditerranéen où le régime des pluies est très brutal, seuls les réseaux séparatifs sont adaptés (Document de synthèse du Schéma Départemental d'Assainissement de l'Hérault, 1995).

En admettant qu'un réseau pseudo-séparatif sous le climat méditerranéen ait des caractéristiques plus proches d'un réseau unitaire que d'un réseau séparatif, 40% des communes (6/15) du bassin versant de Thau ont un réseau unitaire et 60% (9/15) ont un réseau séparatif (Tableau 13).

On peut noter aussi que les réseaux ne sont pas étanches à 100%. Si bien qu'une faible partie des effluents domestiques, que l'on ne peut pas quantifier, ne rejoint pas la station d'épuration.

Tableau 13 : Type de réseau d'assainissement et exploitant des communes du bassin versant de Thau

Communes	Type de réseau d'assainissement	Exploitant actuel	Année d'observation
Balaruc les bains	séparatif	CGE[10]	1973 ; 1992
Balaruc le vieux	pseudo-séparatif	CGE	1973 ; 1992
Bouzigues	séparatif	SDEI[11]	1992
Cournonsec	séparatif	SDEI	1992
Frontignan	pseudo-séparatif	CGE	1973 ; 1992
Gigean	séparatif	commune	1973 ; 1992
Loupian	séparatif	SDEI	1992
Marseillan ville	unitaire	SDEI	1992
Marseillan plage	pseudo-séparatif	SDEI	1997
Mèze	unitaire	SDEI	1992
Montbazin	pseudo-séparatif	commune-SDEI	1973 ; 1992
Pinet	séparatif	SDEI-SLEE	1992
Pomerols	séparatif	SLEE[12]	1992
Poussan	séparatif	SDEI	1973 ; 1992
Sète vielle ville	unitaire	SDEI	1973 ; 1992
Sète	séparatif	SDEI	1973 ; 1992
Villeveyrac	séparatif	SDEI	1992

Sources : SIEE, 1992 - Setude, 1973 et enquêtes / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Les réseaux de collecte des effluents domestiques sont de deux types : unitaire, c'est à dire qui collecte toutes les eaux du réseau de collecte de la ville, ou séparatif c'est à dire qu'il collecte séparemment les eaux pluviales des ruissellements urbains. Un réseau pseudo-séparatif est une variante du système séparatif car il peut recevoir certaines eaux pluviales provenant de propriétés riveraines.

En comptabilisant les réseaux pseudo-séparatifs avec les réseaux unitaires, 40% des communes (6/15) du bassin versant de Thau ont un réseau unitaire et 60% (9/15) ont un réseau séparatif.

[10] Compagnie Générale des Eaux

[11] Société de Distribution des Eaux Intercommunales

[12] Société de la Lyonnaise des Eaux et de l'Eclairage

3.2.2. Procédés d'épuration

En 25 ans, les modes d'assainissement des eaux usées communales du bassin versant de Thau ont changé (Tableau 14). Trois principaux procédés d'épuration ont été utilisés : les lits bactériens, les boues activées et les lagunages naturels. Le descriptif de l'évolution de chacune des stations d'épuration est présenté en Annexe 21.

Le procédé à lits bactériens a été le premier utilisé sur le bassin versant de Thau au début des années 1960 (La Jeunesse et Deslous-Paoli, 1998). Entre 1970 et 1980, les communes sans station d'épuration s'équipent du procédé à boues activées. Ensuite, la quasi totalité des stations d'épuration est remplacée par des lagunages naturels. Si bien qu'aujourd'hui, 8 des 10 stations d'épuration du bassin versant de Thau sont des lagunages. Ainsi, 71% des communes du bassin versant de Thau traitent leurs effluents domestiques par ce procédé.

Il faut attendre la fin des années 1970 pour que chaque commune dispose d'une station d'épuration, la dernière installée étant celle des communes de Pinet et Pomerols. Les plus anciennes sont des lits bactériens puis à partir des années 1970, les nouvelles stations d'épuration installées sont des boues activées. Pour les communes situées en bordure de lagune, les stations d'épuration "classiques" sont remplacées par des lagunages. Le premier installé est celui de Marseillan les onglous en 1974 avec une mise en service effective en 1975. Un décanteur digesteur et un lit bactérien assurent un traitement primaire des effluents en provenance du centre ville dit Marseillan bourg. Un autre lagunage est construit à Marseillan (les Pradels) en 1984. Les effluents du lagunage des onglous rejoignent celui des pradels en été lors de l'affluence touristique ou lors d'une quelconque surcharge.

Certaines communes se sont regroupées pour le traitement de leurs effluents domestiques, notamment lors du passage au lagunage. Les communes de Pinet et de Pomerols se sont associées pour le traitement des eaux usées par lagunage en 1979 avec un traitement primaire par décanteur-digesteur qui existait dès 1977. Les effluents de la commune de Bouzigues rejoignent le lagunage de Poussan en 1985 soit un an après sa construction. Le lagunage de Mèze, installé en 1980, reçoit les effluents de la commune de Loupian dès 1984. Enfin, la station d'épuration de Sète - procédé à boues activées - installée en 1972 reçoit et traite les effluents domestiques de Balaruc les Bains depuis 1976, d'une partie de la ville de Frontignan depuis 1977 et ceux de la commune de Balaruc le Vieux depuis 1984.

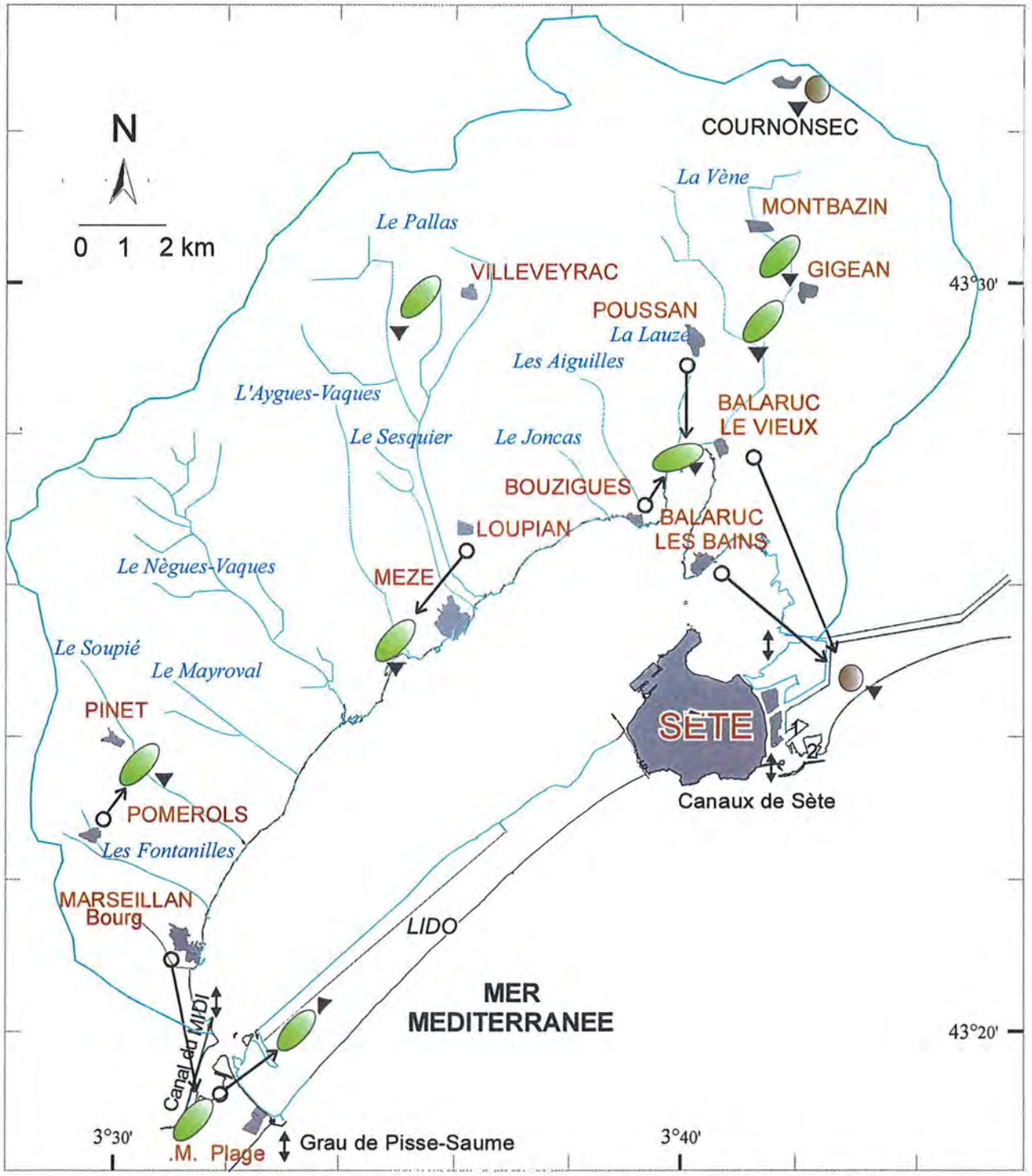
3.2.3. Points de rejet des stations d'épuration

La localisation des points de rejet des stations d'épuration du bassin versant de Thau dans le milieu naturel a très peu changé pendant la période d'étude (Annexe 22). Ceci se justifie tout d'abord par les travaux nécessaires à la modification d'un point de rejet et aussi par le fait que ce point de rejet est soumis à une autorisation qui demande une étude d'impact préalable.

Les stations d'épuration des communes de Bouzigues, Balaruc les Bains, Balaruc le Vieux et Mèze rejettent leurs effluents après traitement directement dans la lagune de Thau. Jusqu'au début des années 1970, Sète rejetait ses effluents dans les canaux de Sète sans traitement pour les quartiers du centre ville sauf les effluents du Mont Saint Clair qui étaient collectés et dirigés en mer (Setude, 1971b). Aujourd'hui, les effluents des communes de Balaruc les Bains, Balaruc le Vieux et Sète sont traités dans la station d'épuration de Sète et sont rejetés en mer. Le point de rejet sur toute la période d'étude est situé à 300 mètres des plages mais se trouve aujourd'hui à plusieurs kilomètres au large.

Depuis l'installation du lagunage de Marseillan les Pradels, les effluents sont dirigés vers un canal situé dans les marais qui longent la lagune. S'il semble communément admis que les effluents de ce lagunage ne rejoignent pas la lagune, aucune étude n'a été menée sur le devenir des élements constitutifs des rejets accumulés après plusieurs années dans les marais du lido sableux. En effet, un marécage qui est capable de stocker une grande quantité de nutriments peut devenir, entre autre en raison de l'atteinte de la charge optimale, une source potentielle (Dorioz *et al.*, 1997). De plus, des échanges entre la mer et la lagune par le lido ont déjà été mis en évidence lors d'une étude sur la structure et l'organisation de la lagune de Thau (Guelorget *et al.,* 1994). Il est donc possible que des échanges aient lieu entre le lido et la lagune. En l'état actuel des connaissances, les rejets du lagunage de Marseillan les Pradels sont considérés comme rejoignant la lagune. Toutefois, il est probable que la non prise en compte d'un abattement supplémentaire des rejets du lagunage de Marseillan dans ce canal corresponde à une surestimation des apports à la lagune de Thau.

Les autres stations d'épuration du bassin versant de Thau rejettent leurs effluents dans des cours d'eau qui rejoignent la lagune (Figure 23).



CANAUX OUVERTS

STATIONS D'EPURATION :

BOUES ACTIVEES

LAGUNAGES

POINT DE REJET

Sources : Ifremer_DEL/ST
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 23 : Localisation des stations d'épuration et de leurs points de rejet

Tableau 14 : Evolution des procédés d'épuration du bassin versant de Thau

Station d'épuration	1962	1965	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1975	1976	1977	1979	1980	1981	1983	1984	1985	1986	1987/1999
Balaruc B		–				lit bactérien					boues activées (Sète)								
Balaruc V			–				boues activées								boues activées (Sète)				
Bouzigues				–				boues activées									lagunage (Poussan)		
Cournonsec					–					boues activées									
Gigean								lit bactérien										lagunage	
Loupian				–				boues activées								lagunage (Mèze)			
Marseillan. b.		–						lit bactérien									–		
Marseillan. pl.			–				boues activées										–		
Marseillan. o.				–					lagunage										
Marseillan. p.								–								lagunage			
Mèze	–					lit bactérien							lagunage						
Montbazin									lit bactérien										lagun.
Pinet-Pom.						–						lagunage							
Poussan	–							lit bactérien								lagunage			
Sète				–									boues activées						
Villeveyrac			–					boues activées							lagunage				

Données : Satese (Service d'Assistance Techniques aux Exploitants des Stations d'Epuration).

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

3.2.4. Capacité théorique

La capacité théorique d'une station d'épuration est la charge maximale entrante en matière organique qu'il lui est possible de traiter. Elle est évaluée avant la construction d'une station d'épuration à partir de la population raccordée maximale prévue. La capacité théorique s'exprime en équivalent habitant, sous entendu équivalent habitant DBO_5. Si le sous-dimensionnement entraîne des dysfonctionnements par surcharges, le sur-dimensionnement induit un coût supplémentaire inutile puisque le dimensionnement est déjà étudié pour répondre aux normes de rejet. Les coûts d'investissement (hors coût foncier) et d'exploitation (électricité, entretien et réparations, extraction des boues etc (Annexe 21) sont fonction du procédé retenu.

Les premières stations d'épuration sont installées en 1962. La capacité théorique augmente très lentement jusqu'en 1968 où elle est encore inférieure à 20 000 EH. La capacité théorique totale du bassin versant de la lagune de Thau est passée de 18 745 EH en 1970 à 182 736 EH en 1995 (Figure 24). Ceci est dû à l'installation de nouvelles stations d'épuration (Tableau 14) ou à l'augmentation de la capacité des stations d'épuration par ajout de nouvelles tranches de traitement. L'ajout des tranches de la station d'épuration de Sète masque l'installation et l'agrandissement d'autres stations d'épuration en raison du grand nombre d'équivalents habitant traités (la commune de Sète représente à elle seule la moitié de la population du bassin versant de Thau). La diminution de la capacité théorique en 1977 est liée au raccordement de la commune de Balaruc les Bains à la station d'épuration de Sète qui fait disparaître une capacité de 1 500 équivalents habitant. Le même phénomène se produit en 1984 avec le raccordement de la commune de Balaruc le Vieux qui fait disparaître une capacité de 5 000 EH.

En 1970, la majorité de la capacité théorique était représentée par des lits bactériens (76%) avec seulement 24% de la capacité théorique en boues activées (Tableau 15). Toutefois, le procédé à lits bactériens disparaît complètement du bassin versant en 1985. En 1975, le premier lagunage est installé sur le bassin versant de Thau (Marseillan) qui représente alors 8% de la capacité théorique totale. A partir de cette date, le nombre de lagunages augmente progressivement. Mais, l'ajout de plusieurs tranches à la station d'épuration de Sète masque l'évolution de l'épuration des effluents domestiques par lagunage naturel. L'épuration par boues activées représente 69% de la capacité théorique totale du bassin versant en 1980 et 71% en 1996.

3.3. Discussion

La première station d'épuration arrive en 1962 sur la bassin versant de Thau. La capacité théorique augmente progressivement jusqu'en 1980, date à partir de laquelle l'ensemble des communes du bassin versant dispose d'une station d'épuration. Très vite, les stations d'épuration sont remplacées par des lagunages. Le choix de ce procédé sur le bassin versant de Thau s'inscrit dans le choix fait pour l'ensemble de la côte languedocienne (Ringuelet, 1979) :

Tout d'abord, les stations biologiques "classiques" ou traditionnelles (lits bactériens et boues activées) n'étaient pas adaptées aux problèmes posés par les variations brutales de population car elles sont incapables de faire face à la moindre surcharge, d'où les problèmes de fonctionnement observés de juin à septembre.

Ensuite, ces mêmes stations n'ont qu'une très faible action antimicrobienne. Tout au plus, la concentration en germes fécaux diminue d'un facteur 10. Et, la décontamination par le chlore, qui fût la seule économiquement possible, n'a pas apporté de résultats notoires.

Enfin, le littoral languedocien possède des zones marécageuses inoccupées par l'homme et soumises à des conditions climatiques de chaleur et d'ensoleillement exceptionnelles. Ces conditions sont idéales pour le lagunage naturel. De plus, ce procédé est alors décrit pour avoir une décontamination microbienne d'un rendement de 99,99% à savoir, en général :

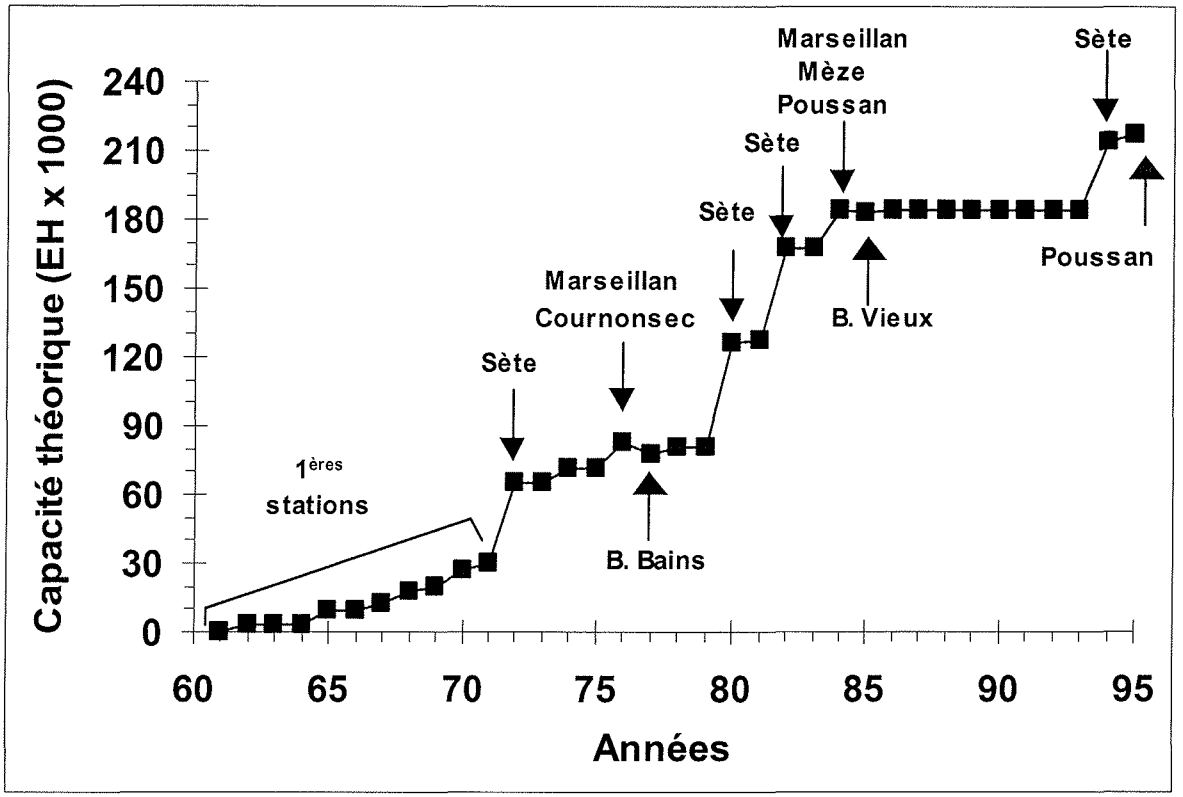
- diminution d'une facteur 10^7 pour 2 000 habitants en hiver,
- diminution d'une facteur 10^3 pour 3 000 habitants en été

Le rendement en matière organique est estimé à 90% pour :

- 1 500 à 2 000 habitants en hiver,
- 2 500 à 3 000 habitants en été.

Ainsi, en 1966 fût réalisée la première lagune française au Grau-du-Roi.

Grâce à des soutiens locaux, le lagunage naturel est aussi choisi pour les communes de bordure de la lagune de Thau précisément pour protéger les élevages conchylicoles de contaminations bactériennes dont la fréquence était élevée dans les années 1960 (Fauvel, 1987, 1988 ; Annexe 28).



Sources : Satese

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 24 : Evolution de la capacité théorique du parc d'assainissement du bassin versant de Thau

Tableau 15 : Capacité théorique totale par procédé d'épuration

Année	Boues activées	Lits bactériens	Lagunages
1970	24%	76%	0
1975	66%	26%	8%
1980	67%	11%	22%
1990	67%	0	33%
1996	71%	0	29%

Données brutes : Satese

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

4. POPULATION

On doit distinguer deux sortes de population sur le bassin versant :

- la population dite permanente c'est à dire celle qui se trouve présente toute l'année,
- la population saisonnière liée à la fréquentation touristique qui a lieu essentiellement en juillet et en août.

4.1. Matériel et méthodes

Les données sur la population permanente sur la période d'étude sont celles de la population sans doubles comptes des Recensements Généraux de la Population (RGP) de 1954, 1962, 1968, 1975, 1982, 1990 et 1999 effectués par l'INSEE[13]. Jusqu'en 1954, les données de l'INSEE sont celles de la population légale, c'est à dire qu'il peut y avoir quelques doubles comptes. Depuis 1962, les données sont celles de la population sans doubles comptes[14] (Annexe 23).

Selon l'hypothèse que la population évolue linéairement entre deux recensements, une valeur annuelle est obtenue par interpolation.

L'incertitude attachée à l'estimation de la population est de 1% pour les omissions et de 2% pour les doubles comptes. L'incertitude totale est d'environ 1%. Elle est négligeable pour le calcul des flux de phosphore.

Les recherches sur des estimations existantes de la population touristique, hormis la bibliographie, se sont dirigées vers les Offices du Tourisme des différentes communes, vers les Comité Départemental (CDT) et Régional du Tourisme, vers le Service du Tourisme de la Préfécture du Département de l'Hérault ainsi que vers des organismes qui travaillent sur les données statistiques comme la Maison de la Géographie[15]. Les données disponibles de fréquentation touristique ne sont pas à l'échelle communale. Elles ne prennent donc pas en compte tous les types d'hébergements et sont très récentes (Annexe 24).

La capacité d'accueil touristique est le seul indicateur de la fréquentation touristique disponible sur plusieurs années. La capacité d'accueil touristique correspond au nombre maximum de personnes qu'une commune est capable d'héberger. Elle est estimée à partir

---

[13] Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques.

[14] Source d'informations : enquêtes à l'INSEE.

[15] En raison d'un déménagement, les données de sur le tourisme dans le département de l'Hérault n'ont pas été disponibles (P. Cicille, *comm. pers.*).

du nombre de "lits" disponibles autres que ceux des résidences principales. L'unité de la capacité d'accueil est donc le "lit" encore appelé "équivalent personne". Les différents types d'établissements proposés aux visiteurs (hôtels, chambres d'hôtes, meublés, villages vacances, auberges de jeunesse, gîtes ruraux, colonies de vacances, maisons de cure, hôpitaux thermaux, refuges, gîtes d'étape, campings, caravaning) sont classés en fonction du nombre moyen de lits. Ainsi, une résidence secondaire ou un meublé équivaut à 5 personnes, un emplacement de camping à 3, une chambre d'hotel à 2 et chaque lit à 1 personne. Le total de tous ces lits par commune est la capacité d'accueil touristique. Or cette dernière doit être déclarée à l'Agence de l'Eau par chaque commune au titre de la de la redevance pollution des eaux[16]. Les valeurs de l'Agence prennent en compte les résidences secondaires[17] (Annexe 24). Les données utilisées sont celles archivées à l'Agence de l'eau de Lyon. Les valeurs de la capacité d'accueil depuis 1970 sont obtenues par interpolation entre une valeur de la bibliographie datant de 1968 (Setude, 1971a) et celles de l'Agence l'eau qui remontent à 1986.

N'ayant pas d'informations sur l'évolution de la fréquentation touristique, autrement dit du taux d'occupation de la capacité d'accueil, une occupation a priori de 62 jours est appliquée. Elle correspond au nombre de jours du mois de juillet et du mois d'août, principale période de fréquentation touristique du littoral languedocien.

4.2. Résultats

La population permanente du bassin versant de Thau a augmenté de 51% entre 1954 et 1999 et de 29% depuis 1968. Depuis 1968, l'évolution est exponentielle à partir de 1968 (Figure 25). Elle est passée de 62 109 en 1968 à 80 223 en 1999.

La population de la commune de Sète représente environ la moitié de la population sur toute la période d'étude (Figure 26). Toutefois, un ralentissement de la croissance de la population de Sète se produit alors qu'elle continue à augmenter de manière importante pour les autres communes.

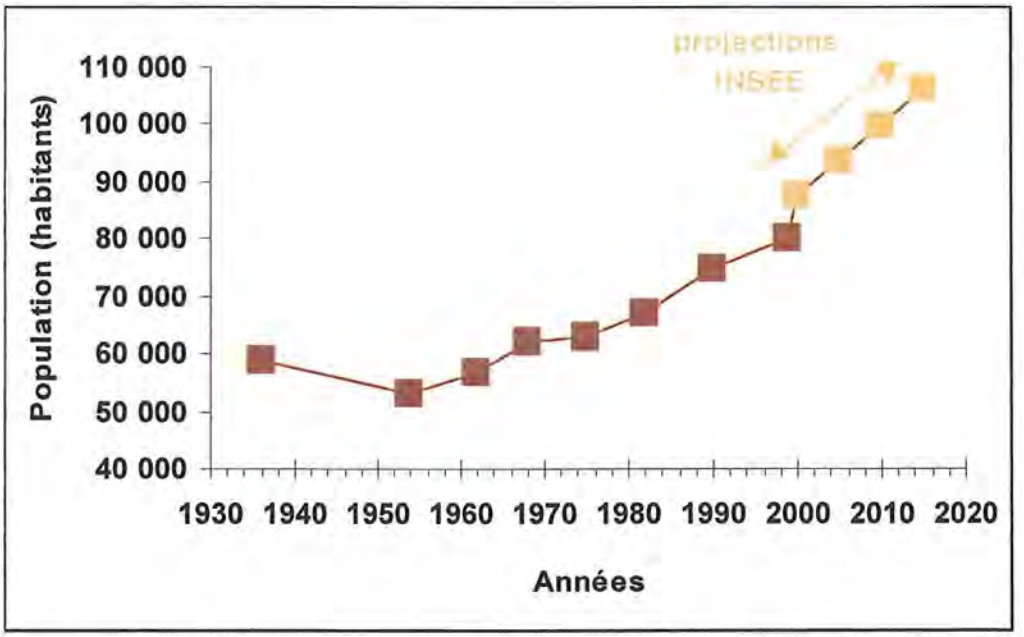
La capacité d'accueil touristique est passée de 43 560 lits en 1968 à 75 115 lits en 1999 (cf. le tableau de l'Annexe 26). La valeur en 1986 est de 70 490 lits. L'augmentation la plus

---

[16] L'article 14-1 de la loi n° 74-1114 du 27 décembre 1974 sur la détérioration de la qualité de l'eau stipule que les redevances correpondant aux pollutions dues aux usages domestiques de l'eau sont calculées par commune en fonction du nombre d'habitants agglomérés permanents et saisonniers.

[17] Les communes doivent aussi déclarer le nombre de résidences secondaires. Ceci explique pourquoi les valeurs de l'Agence sont nettement supérieures à celle du Comité Départemental du Tourisme.

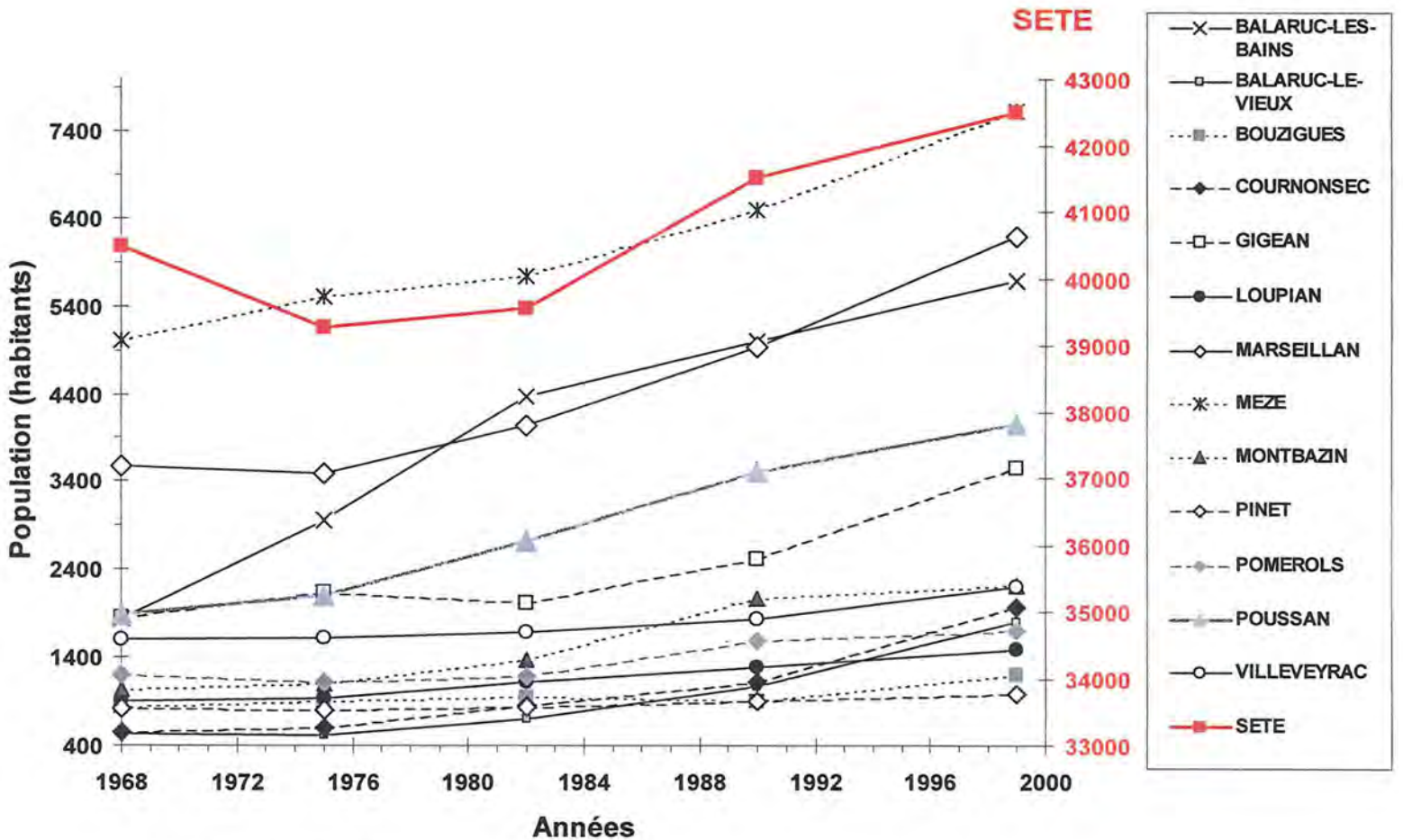
importante de la capacité d'accueil a donc eu lieu entre 1968 et 1986, évolution qu'il n'est pas possible de retranscrire en l'état actuel des connaissances. En 1987, la capacité d'accueil totale baisse étrangement puis augmente fortement en 1995 pour rediminuer en 1997. Aucune information ne permet d'expliquer ces variations si ce n'est la faible fiabilité des déclarations des communes. Ainsi, ces valeurs permettent d'estimer très grossièrement la proportion de population saisonnière mais n'ont aucune valeur réelle d'interprétation de la fréquentation touristique. Cette faible fiabilité (Annexe 26) n'affecte cependant pas l'étude de l'évolution des rejets en phosphore car la proportion de la population moyenne annuelle touristique dans la population totale n'a que faiblement évolué. Elle représentait 22% en 1968 (valeur minimum de la période d'étude), 28% en 1986 puis fluctue dans une gamme 25%-30% jusqu'en 1999.



Sources : INSEE, Recensement Général de la Population et base Omphale pour les projections
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 25 : Population du bassin versant de Thau de 1935 à 2015

L'INSEE a effectué des projections de la population au 01/01/01995 pour les bassins d'emplois du bassin versant de Thau (base Omphale) qui a permis d'estimer l'évolution de la population. Le décrochement entre 1999 et 2000 montre que l'évolution de la population a été surestimée.



Sources : RGP – INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 26 : Evolution de la population permanente des communes du bassin versant de Thau

L'axe des ordonnées de droite correspond à la commune de Sète. L'augmentation de la population de Sète ralentie après 1990 alors qu'elle continue pour les autres communes.

4.3. Discussion

L'évolution de la population du bassin versant est liée à l'évolution globale de la concentration de la population sur le littoral. En Languedoc-Roussillon, une augmentation annuelle constante de 1,2% de la population est observée depuis 24 ans. Sous l'effet d'un taux migratoire des plus importants, les villes du Languedoc connaîssent d'ailleurs la plus forte croissance démographique de France (Conférence régionale du Littoral, 4 mai 1999 - La Grande-Motte). La raison principale est l'attrait du climat qui offre en plus de 300 jours de soleil par an.

L'accroissement de la population sur le littoral dit phénomène de "littoralisation" est une forme de dynamique d'occupation humaine et d'usages de l'espace et des paysages qui est à la fois le résultat d'actions individuelles (acquisition du foncier pour des résidences principales ou secondaires) et de décisions collectives (plans d'occupation des sols des communes, aménagements, loi littoral...) (Dabat, 2000). La littoralisation est motivée par l'attractivité du littoral méditerranéen et par l'exploitation de la ressource (pêche et cultures marines), l'activité portuaire (commerce, activités industrialo-portuaires) et le tourisme grandissant, c'est à dire qui sont les trois activités principales du littoral qui ont permis l'installation de nouvelles populations. Toutefois, le niveau de chômage élevé du département de l'Hérault serait aussi une des conséquences de cette attractivité (Dabat, 2000). Enfin, l'augmentation des 15 dernières années de la population des communes du bassin versant de Thau autres que celles de bordures serait essentiellement lié au phénomène de périurbanisation des grandes agglomérations voisines (Montpellier, Béziers et Nîmes). La périurbanisation est facilitée par l'allongement du réseau routier avec sur le bassin versant de Thau, la mise en service du tronçon Montpellier-Béziers de l'autoroute A9 en 1975. Les flux journaliers de population entre la capitale régionale et les communes du bassin versant mis en évidence lors des recensements de la population (INSEE, fichiers Mirabelle de 1990) confirment cette hypothèse.

Si la capacité d'accueil est présentée ici à partir de 1968, c'est en raison d'un défaut de données à l'échelle de la commune. En effet, le développement du tourisme dans le Bas-Languedoc apparaît au milieu du 19ème siècle. Depuis, il s'est développé grâce à l'arrivée des réseaux routiers et ferroviaires. La croissance du tourisme débute vraiment à partir des années 1920. Mais c'est au sortir de la seconde guerre mondiale que les villes littorales deviennent des "satellites des grandes cités de l'intérieur", à la fois par la nécessité due à la crise du logement dans les villes et par un nouveau besoin de posséder une résidence

secondaire sur le littoral (Vielzeuf, 1968). Toutefois, une part importante des vacanciers français et étrangers transite par le Languedoc-Roussillon en direction de la péninsule ibérique (Miossec, 1998). La mission d'aménagement touristique du littoral languedocien "Racine"[18] a alors pour objectif de retenir ce flux de vacanciers par le développement de l'offre touristique du littoral languedocien. Si cet aménagement ne concerne pas le bassin de Thau, il a globalement permis de révéler l'attrait de l'ensemble du dit littoral. Depuis, les vacances sont devenues un besoin qui motive le déplacement de foules énormes d'où la création d'une industrie du loisir avec diversification des activités.

La poursuite de l'accroissement démographique permanent et saisonnier du bassin versant de Thau est aujourd'hui limité par le développement de l'urbanisation. Or, si les projets d'urbanisme des municipalités sont contraints par la loi Littoral de 1986, la maîtrise de l'urbanisation par le Schéma de Mise en Valeur de Mer (appliqué en 1995 aux communes de bordures de la lagune de Thau) ne semble que partielle (Nasr, 1997). La conclusion est que la population peut potentiellement continuer de croître.

5. POPULATION RACCORDÉE ET NON RACCORDÉE À UNE STATION D'ÉPURATION

Actuellement, la population située dans les centre villes, c'est à dire la population agglomérée au sens des définitions de l'INSEE[19], est toujours raccordée dans sa presque totalité à une station d'épuration. Face à la faible part de la population éparse raccordée à une station d'épuration, la population raccordée est aujourd'hui communément utilisée pour calculer la charge qui arrive à une station d'épuration. Toutefois, l'intégralité de la population agglomérée n'a pas été raccordée à la station d'épuration dès sa mise en service. Ceci trouve une explication dans la lourdeur, la longueur et les coûts élevés[20] des travaux de raccordement. Or, les rejets directs dans le milieu naturel ont un poids important dans l'estimation des rejets. Donc, pour ne pas sur ou sous-estimer les rejets épurés sur les années de mise en service des premières stations d'épuration, il est important d'évaluer l'évolution du taux de raccordement de la population à une station d'épuration.

---

[18] Le 18 Juin 1963, Pierre RACINE, Conseiller d'Etat a été nommé Président de la Mission Interministérielle pour l'Aménagement du Littoral Languedoc-Roussillon. Le Gouvernement se proposait d'apporter à l'économie de la région, dangereusement déséquilibrée par la prédominance de la viticulture, toutes les activités nouvelles qu'engendre le tourisme par le développement de 8 villes nouvelles: Port Camargue, La Grande Motte, Carnon, Cap d'Agde, Gruissan, Port Leucate, Port Barcarès et Saint Cyprien.

[19] Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques.

[20] Les évaluations réalisées à partir des coûts unitaires sur le département de l'Hérault sont estimés à 720 francs hors taxe par mètre de création ou de réhabilitation de réseau et à 150 KF pour un poste de refoulement d'un débit inférieur à 20 m^3 et de 200 à 550 KF si le débit dépasse 20 m^3 (Document de synthèse du Schéma d'Assainissement du département de l'Hérault, 1995).

La collecte et le traitement des eaux usées sont facturés avec l'eau potable. C'est par ces facturations que l'on connaît le nombre de foyers raccordés à une station d'épuration. Les foyers sont alors convertis en nombre d'habitants (population).

5.1. Matériel et méthodes

Les données utilisées pour le calcul de la population raccordées sont :

- le nombre de foyers raccordés aux réseaux d'eau potable (FabEP) et le nombre de foyers raccordés aux réseaux d'eaux usées (FabEU). Les données sont issues des archives des gestionnaires de l'eau à savoir : la Compagnie Générale des Eaux, la Lyonnaise des Eaux, la Société de Distribution des Eaux Intercommunales, le Centre de Recherche Mèze-Hérault et les Municipalités. Les archives remontent à 1981 pour la majorité des communes du bassin versant (Annexe 27). Les données sont annuelles et à l'échelle de la commune.

- la valeur de la population raccordée au réseau d'eaux usées en 1968 (Setude, 1971a),

- la population permanente annuelle (cf. paragraphe 4),

- le nombre moyen d'occupants des résidences principales. Ces données sont celles de l'INSEE. Elles sont calculées à partir du nombre de résidences principales et de la population des résidences principales. Les données sont issues des recensements généraux de la population (RGP). Elles sont à l'échelle de la commune. La valeur annuelle par commune est obtenue par interpolation entre les RGP.

Dans le nombre de foyers raccordés aux eaux usées, il n'est pas possible de différencier les résidences principales raccordées des résidences secondaires ou des hébergements touristiques. Il n'est donc pas possible d'étudier l'évolution du raccordement de la population permanente et celle touristique.

La première hypothèse posée est donc que le raccordement de la population saisonnière a subi la même évolution que la population permanente.

La deuxième hypothèse posée, communément admise, est que l'intégralité des foyers est raccordée à l'eau potable.

On obtient la population permanente raccordée aux eaux usées (PPRacEU) de la manière suivante :

FabEP – FabEU = FNabEU

FNabEU x NMocRP = PopPNRacEU

PopPRacEU = PopP – PopPNRacEU

FNabEU : Foyers non abonnés aux eaux usées
NmocRP : nombre moyen d'occupants des résidences principales
PopPNRacEU : population permanente non raccordée aux eaux usées
PopP : population permanente

La reconstitution des valeurs annuelles est réalisée par un ajustement linéaire entre la valeur de la population permanente raccordée de 1968 et celle calculée par commune pour 1981. De 1960 à 1968, la population raccordée aux eaux usées est supposée la même. Ainsi, de 1960 à 1968, c'est uniquement la mise en service des stations d'épuration qui fait entièrement varier la population raccordée à une station d'épuration.

Pour la commune de Sète, avant la mise en service de la station d'épuration, les effluents domestiques de 6000 équivalents habitant étaient collectés et envoyés en mer. Ils sont soustraits de la population non raccordée pour 1970 et 1971.

Lorsqu'il y a une station d'épuration, la population raccordée à une station d'épuration est égale à la population raccordée aux eaux usées.

Lorsqu'il n'y a pas de station d'épuration, la population raccordée à une station d'épuration est égale à zéro.

Le taux de raccordement de la population permanente et saisonnière raccordée à une station d'épuration est :

TauxRac (%) = (PopPRac/PopP) x 100

5.2. Résultats

Le taux de raccordement de la population du bassin versant de Thau a évolué lentement entre 1962 et 1970 avec la mise en service des premières stations d'épuration. Il est de 13% en 1971. Il passe brutalement à 56% en 1972 grâce à l'arrivée de la station de Sète. Ensuite, l'évolution est progressive jusqu'en 1992 où il semble que le taux de raccordement se soit stabilisé autour de 92%. Les minimas et maximas montrent qu'en 1997, toutes les

communes ont un taux de raccordement supérieur à 80% et que plusieurs communes ont un taux de raccordement de 100%.

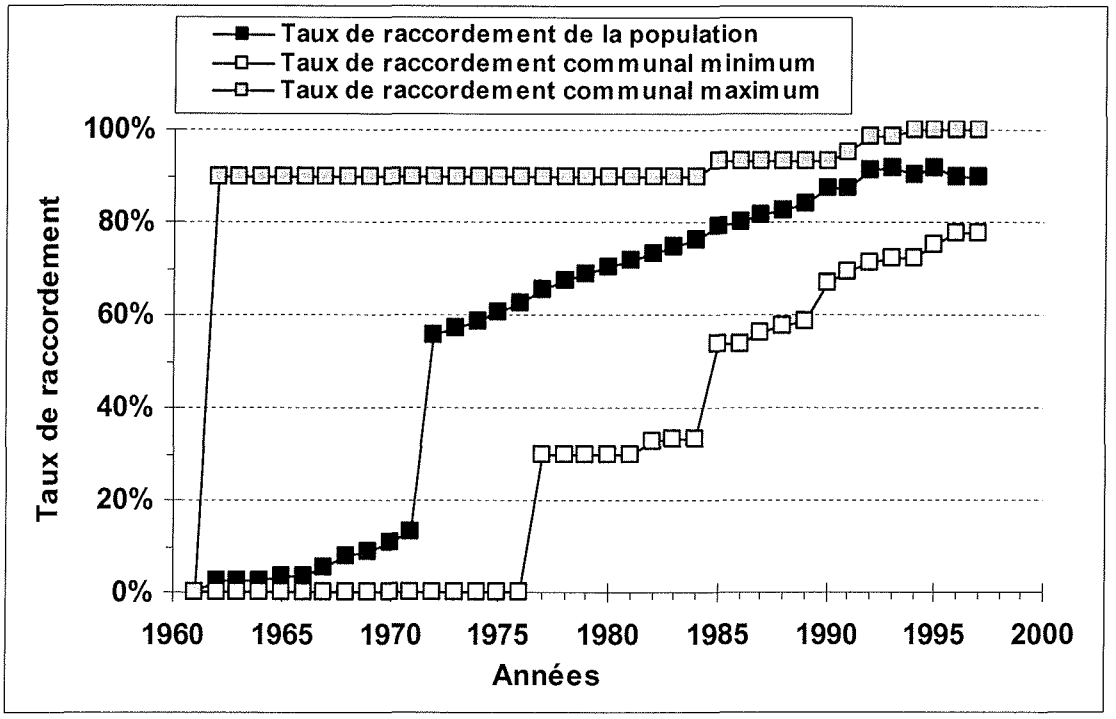
Sans la station d'épuration de Sète, l'évolution du raccordement de la population est beaucoup plus progressive (Figure 28).

Toutefois, dès 1985, 80% de la population du bassin versant de Thau est raccordée à une station d'épuration. Actuellement, c'est le taux de raccordement national de la population à une station d'épuration.

5.3. Discussion

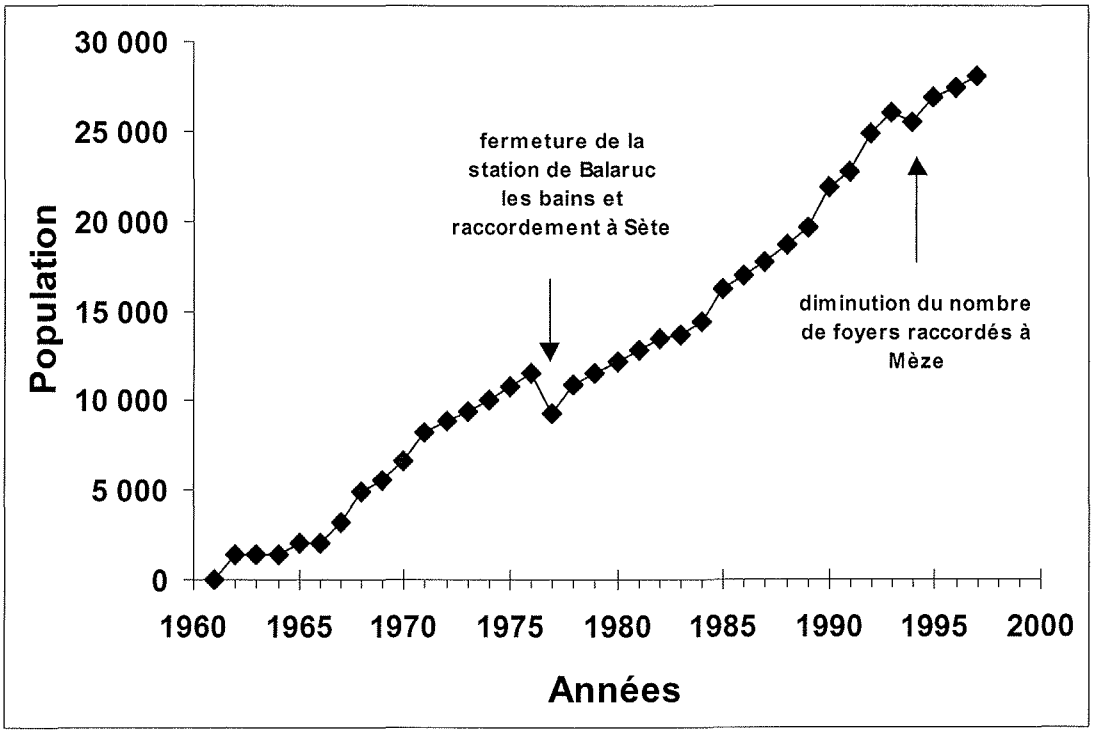
L'étude de l'évolution du taux de raccordement met bien en évidence que toute la population n'est pas raccordée en 1981 alors que chaque commune a une station d'épuration. La valeur la plus ancienne remontant à 1968, il est possible que le taux de raccordement avant 1968 ait été surestimé tandis que celui entre 1968 et 1981 pourrait être sousestimé. Les valeurs les plus récentes de la population raccordée au réseau d'eaux usées datent de 1998. Or, sur la commune de Sète, certains quartiers sont toujours en cours de raccordement (les deux îles du centre ville de Sète), si bien que le taux de raccordement devrait encore augmenter.

Le fait que l'ensemble de la population ne soit pas, en 1968, raccordée aux réseaux d'eaux usées montre bien la lourdeur des délais de reconstruction. En effet, la reconstruction commence dès l'après-guerre, alors que seulement 20% de la population nationale bénéficiait du tout-à-l'égout et que les systèmes d'assainissement individuel utilisés étaient le plus souvent sommaires (simples fosses de vidange) (Bernard, 1987). Conscient de son sous-équipement en matière d'assainissement, la France entreprend un effort d'équipement pour l'épuration des eaux usées en l'intégrant dans son programme de reconstruction. En prenant en charge la totalité des dommages de guerre pour le compte des communes sinistrées avec notamment la reconstruction de la voirie, l'Etat permet aux communes de se doter d'un réseau complet d'assainissement dans les zones urbanisées (Baguenier et Faisandier, 1987). Toutefois, dans les communes rurales, seulement 17,7% de la population rurale totale est raccordée au réseau d'assainissement en 1962 (Baguenier et Faisandier, 1987). Puis, à l'occasion de ces reconstructions localisées, l'Etat entreprend aussi l'étude d'avant projets d'assainissement portant sur tout le territoire. Ceci donne donc aux communes le cadre technique comme l'impulsion nécessaires à la mise en place des services d'assainissement. Ainsi, paradoxalement, ce sont les destructions dûes à la guerre qui sont à l'origine de l'émergence d'une politique de l'assainissement en France.



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 27 : Evolution du taux de raccordement à une station d'épuration de la population du bassin versant de Thau



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 28 : Evolution de la population raccordée à une station d'épuration du bassin versant (Sète non compris puisque les effluents sont dirigés en mer)

6. EQUIVALENT-HABITANT

6.1. Matériel et méthodes

6.1.1. Calcul de l'équivalent habitant phosphore

Le rejet moyen en phosphore par habitant et par jour (équivalent habitant, EH PT, en gramme par habitant et par jour) peut être calculé en entrée de station d'épuration en divisant le flux entrant de phosphore total dans la journée par la population raccordée (PRac) à la station d'épuration. Le flux entrant de PT, quand il n'apparaît pas directement dans les bilans journaliers, est calculé en multipliant la concentration en PT en entrée ([PTe]) par le débit entrant à la station d'épuration (Qe).

$$EH\ PT = (Qe \times [PTe]) / PRac$$

En juillet et en août, Prac = PPRac + PSRac
Le reste de l'année, Prac = PPRac

PPRac : population permanente raccordée à la station d'épuration communale
PSRac : population saisonnière raccordée à la station d'épuration communale

Le calcul de l'EH ainsi fait suppose que :

- les flux de phosphore en entrée de station d'épuration sont uniquement d'origine domestique,

- un habitant saisonnier rejette la même quantité de phosphore par jour qu'un habitant permanent.

6.1.2. Mesures disponibles

Les mesures utilisées pour les calculs sont celles réalisées au niveau des stations d'épuration du bassin versant et qui ont été conservées jusqu'à aujourd'hui. Elles ne comportent pas toujours la mesure du débit sur 24 heures. On parle ainsi de :

- bilan journalier lorsque la mesure du débit existe et,

- de mesure instantanée lorsque seule figure la concentration des effluents en entrée et/ou en sortie de station d'épuration.

Un document réalisé par le Satese[21], le "bilan annuel", récapitule l'ensemble des informations disponibles sur le fonctionnement de chaque installation. Il comprend les bilans journaliers, les mesures instantanées des paramètres analysés et les annotations sur le fonctionnement de la station lors de visites. Des informations complémentaires ont été obtenues auprès des organismes de gestion des stations d'épuration (Ceremher, SDEI).

La première mesure de concentrations en phosphore total pour les stations d'épuration du bassin versant de Thau date de 1981. Toutefois, c'est la seule. Il faut ensuite attendre 1988 pour que le phosphore soit mesuré systématiquement lors du contrôle du fonctionnement des stations d'épuration. Le nombre de mesures est alors compris entre 0 et 6 par an. L'ensemble des mesures retrouvé est présenté en Annexe 29.

Le nombre de bilans journaliers "complets", c'est à dire comprenant les mesures de débit et de concentrations en PT en entrée et en sortie et de station d'épuration, est faible sur toute la période d'étude (Tableau 16). Ceci est lié au fait qu'à l'exception de Sète, les stations d'épuration sont de petite taille. Elles ne disposent donc pas de personnel de maintenance en permanence. Le premier bilan journalier pour le PT fut réalisé en 1988.

Les variations des concentrations en phosphore total induites par une variation du débit et de la charge en entrée et en sortie de station d'épuration peuvent amener à des différences importantes dans le calcul de l'équivalent habitant et du rendement, d'où la nécessité d'exposer les causes majeures de variabilité.

Tableau 16 : Nombre de bilans journaliers réalisés sur les stations d'épuration du bassin versant de Thau comprenant les mesures de débits et de concentrations en phosphore en entrée et en sortie de station d'épuration (bilans "complets")

Station d'épuration	Nombre de bilans journaliers "complets" de 1988 à 1997
Cournonsec	3
Gigean	1
Marseillan	2
Mèze-Loupian	3
Montbazin	6
Pinet-Pomerols	0
Poussan-Bouzigues	3
Sète-Balaruc	64*
Villeveyrac	0

*** Les données archivées à la station d'épuration sont les moyennes mensuelles en plus des quelques bilans journaliers qui figurent dans les fiches techniques du Satese**

Données : Satese, SDEI, Ceremher. / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

[21] Service d'aide technique aux exploitants des stations d'épuration

6.1.2.1. Variabilité du débit

Le débit varie tout d'abord dans la journée avec l'activité des consommateurs d'eau. Sans s'étendre sur le comportement des consommateurs, l'activité maximale a lieu en journée avec des pointes qui correspondent aux douches, lessives et vaisselles réalisées lorsque les habitants sont à leur domicile (Figure 29).

Ensuite, le débit varie avec la population raccordée. Ainsi, dans les sites touristiques, le débit total augmente lors de l'afflux touristique. Par exemple, à Sète, le débit augmente en juillet et en août et reste encore élevé en septembre (Figure 30).

Enfin, le débit varie avec les précipitations par l'intermédiaire des réseaux de collecte des ruissellements urbains. Ainsi, l'augmentation la plus importante a lieu pour les réseaux unitaires. L'augmentation du débit en entrée de la station d'épuration de Sète (dont le centre-ville est unitaire) de novembre à janvier est principalement[22] due aux crues d'automne (Figure 30). Egalement, dans le cas de stations d'épuration dont la surface à l'air libre est étendue comme pour les lagunages, la lame d'eau précipitée ou évaporée est une source supplémentaire de variation des débits. Donc, les débits en sortie de station peuvent être supérieurs à ceux en entrée lors de précipitations importantes et/ou se trouver nettement inférieurs lorsqu'il n'y a pas de précipitations et que les températures de l'air sont élevées (Figure 31).

6.1.2.2. Variabilité de la charge

A la variation journalière de la consommation d'eau correspond une variation de la charge. C'est pourquoi l'équivalent habitant en phosphore est la somme des différents rejets de la journée (Tableau 11).

L'augmentation de la population raccordée occasionne aussi une augmentation de la charge.

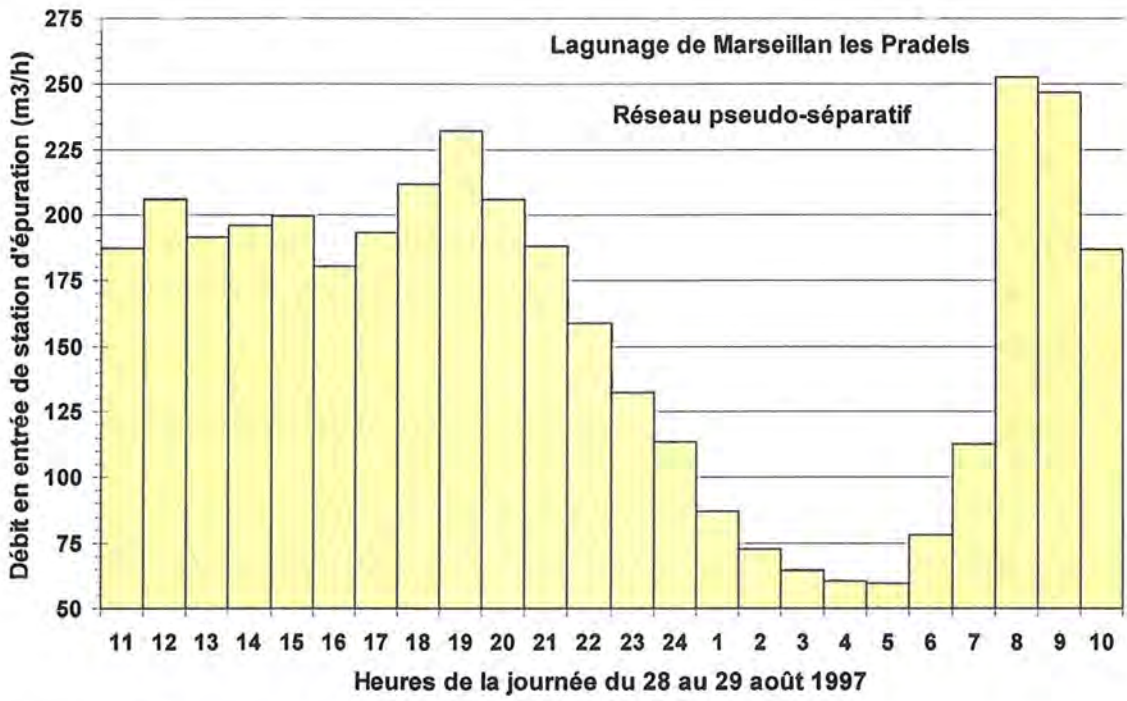
Les ruissellements urbains peuvent induire une augmentation de la charge significative lors du premier lessivage des sols imperméabilisés après une période de sécheresse. Les flux de phosphore générés par les ruissellements urbains sont estimés compris entre 1 et 5 kg/ha/an (cf. introduction). Par exemple, pour une ville comme Poussan qui a une surface urbanisée d'environ 150 hectares, les ruissellements urbains représentent annuellement

---

[22] Les activités vinicoles assimilées aux effluents domestiques induisent également des rejets d'effluents d'un débit important en automne.

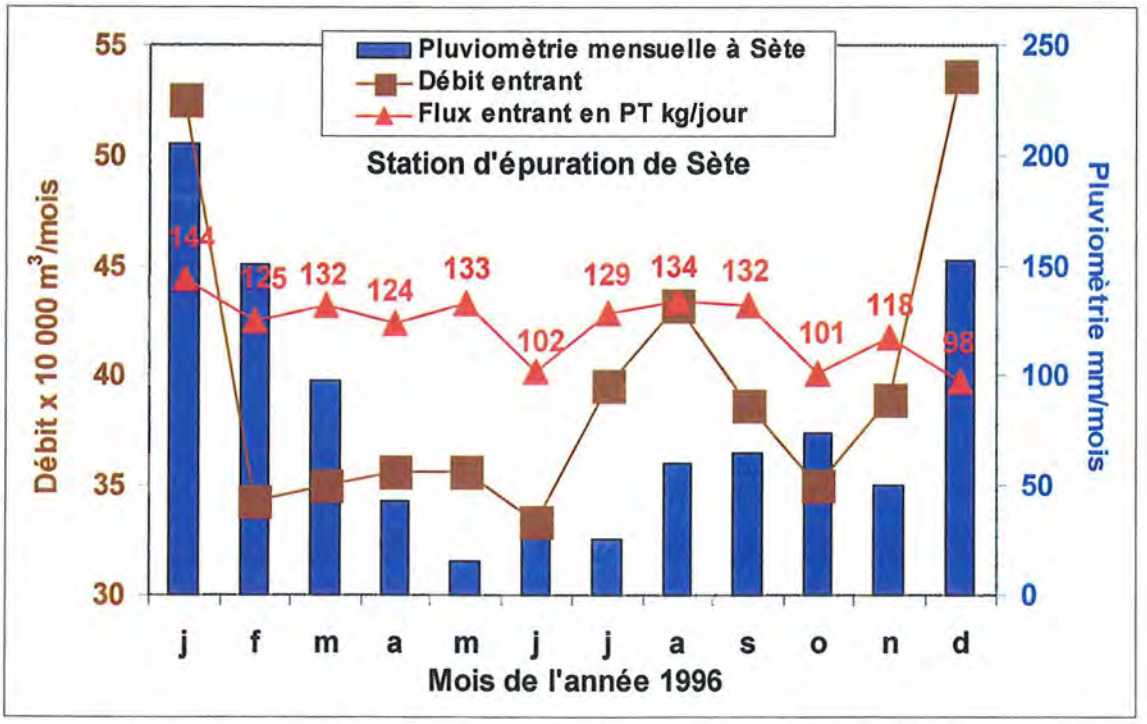
entre 150 et 750 kg de phosphore par an et en moyenne par jour entre 0,4 et 2 kg. Selon un équivalent habitant phosphore de 3 g/hab/j, les 4 000 habitants permanents de la commune produisent environ 4 kg de phosphore par jour. Sachant que les ruissellements urbains ont lieu lors des grandes pluies de printemps et d'automne, les apports sont irréguliers. Même s'ils ne sont pas élevés, au niveau d'une station d'épuration d'une commune à réseau de collecte unitaire ou mixte, les ruissellements urbains peuvent générer des différences importantes d'apports de phosphore qui parasitent l'estimation de l'équivalent habitant.

Les rejets assimilés aux effluents domestiques peuvent induire une variation de la charge et du débit. Or les périodes d'activité des assimilés domestiques sont le plus souvent irrégulières dans l'année comparativement aux rejets de la population. Tout comme pour les ruissellements, il est difficile d'estimer la part représentée par ces assimilés domestiques. Toutefois, sur le bassin versant de Thau, les assimilés domestiques sont les activités viti-vinicoles. Les rejets sont essentiellement concentrés en période de vinification, située entre le mois de septembre et d'octobre en fonction de la récolte. Ils sont composés de débits importants avec concentrations très élevées (par rapport aux effluents domestiques) en matières organiques mais à faibles teneurs en phosphore (Picot, 1992 ; Racault, 1993 ; Picot et Cabanis, 1998).



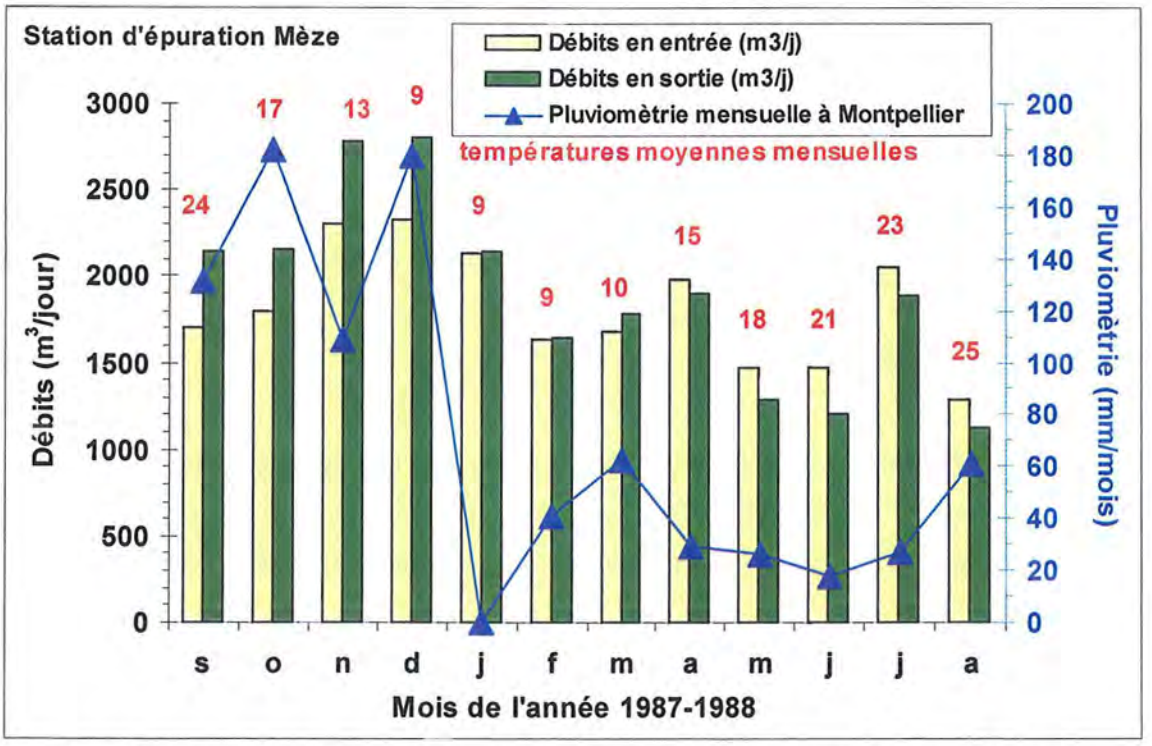
Données : SDEI de Marseillan / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 29 : Débit journalier en entrée de la station d'épuration de Marseillan les Pradels au 28/08/1997



Données : SDEI de Sète, Météo-France (pluviomètrie) / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 30 : Variation saisonnière du débit et de la charge en entrée de la station d'épuration de Sète (réseau pseudo-séparatif)



Données : Ceremher, Météo-France (pluviomètrie) / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 31 : Variation du débit en entrée et en sortie de la station d'épuration de Mèze

6.2. Résultats à partir des mesures dans les stations d'épuration du bassin versant de Thau

Les résultats sont présentés par station d'épuration, le calcul portant sur toutes les mesures disponibles de débits et de concentrations en PT en entrée de station. Le calcul de l'équivalent habitant pour chaque mesure figure en Annexe 29 avec la présentation de l'ensemble des mesures disponibles par ordre croissant de date pour chaque station d'épuration. Toutes les mesures ont été retenues car l'éliminination de certaines mesures aurait donné trop de poids à celles qui auraient été conservées. Néanmoins, l'écart type des résultats pour chaque station d'épuration peut amener à discuter certaines mesures.

Le Tableau 17 donne les résultats du calcul de l'équivalent habitant avec l'écart type associé (ET) et le nombre de mesures (n) disponibles sur l'ensemble de la période d'étude. L'équivalent habitant calculé par station est compris entre 1,10 et 4,31 g/hab./j.

La moyenne annuelle la plus faible est celle du lagunage de Villeveyrac. La plus élevée est celle du lagunage de Pinet – Pomerols avec un écart type très élevé (les valeurs calculées pour les trois mesures sont 9,44 ; 1,99 et 1,51).

Le calcul n'est pas effectué pour les lagunages de Marseillan en raison de la complexité des transferts d'effluents entre le lagunage des Pradels et des Onglous. Si bien qu'une mesure effectuée en entrée d'un lagunage peut correspondre à la sortie d'un autre, avec une sous estimation de l'équivalent habitant.

Pour le lagunage de Montbazin, l'équivalent habitant calculé varie entre 0,77 et 2,58 g/hab./j avec de faibles débits en entrée du lagunage pour les valeurs les plus basses (Annexe 29).

6.3. Discussion

La valeur du rejet par le métabolisme humain représente à elle seule 1,5 g/hab./j. Les valeurs du calcul de l'équivalent habitant inférieures à ce seuil ou très proches sont donc tout à fait surprenantes. Toutefois, elles peuvent être expliquées par les points suivants :

- la surestimation de la population raccordée,
- la surestimation des rejets des saisonniers considérés équivalents à ceux d'un habitant permanent,
- la dilution des effluents avec une perte de la charge en période de pluie et par l'activation de by-pass (3.2.1),

- les pertes d'effluents par une fuite dans les réseaux de collecte.

Les stations d'épuration qui ont eu le plus de mesures sont Mèze-Loupian et Sète. Les calculs donnent des valeurs très proches de 3 g/hab/j, à savoir respectivement 2,95 g/hab./j et 3,21 g/hab./j. Les écarts types associés, de 1,40 et 1,34, sont importants. Toutefois, la commune de Mèze a un réseau unitaire et la commune de Sète a un réseau mixte. De plus, ces deux communes ont une fréquentation touristique importante. La valeur de 3 g/j est proche des résultats obtenus lors d'études sur les rejets moyens de la population en France (Tableau 12 au point 2.1). Elle est retenue pour représenter la valeur moyenne du rejet par habitant de la population du bassin versant de Thau dans les années 1990, années qui correspondent aux mesures.

Les lessives représentent actuellement 50% de l'équivalent habitant en phosphore. Une diminution de 30% (puis 20%) dans la teneur en phosphates dans les lessives occasionne, dans le meilleur des cas, une diminution de 15% (puis 10%) dans la valeur de l'équivalent habitant. En conséquence de quoi de 1970 jusqu'à 1989, l'équivalent habitant en phosphore utilisé pour calculer les rejets de la population du bassin versant de Thau est de 3,5 g/hab./j et passe à 3 g/hab./j en 1990 lors de la mise en application de la limitation (2.1).

Les premiers détergents de synthèse sont élaborés en 1933. Toutefois, ils ne sont utilisés en France qu'au sortir de la seconde guerre mondiale (cf. chapitre 1 sur le cycle biogéochimique du phosphore). L'hypothèse faite est que l'équivalent habitant augmente à partir de 1950 pour passer de 1,5 gramme à 3,5 grammes en 1965. L'augmentation est supposée linéaire. Puis, une légère décroissante fait suite.

Tableau 17 : Calculs du rejet moyen en phosphore par habitant à partir des mesures effectuées sur les effluents en entrée des stations d'épuration

Communes	EHm PT (g/j/hab.)	ET	n
Cournonsec	2.11	_	3
Gigean	2.42	_	1
Mèze-Loupian	2.95	1.40	47
Montbazin	1.77	_	7
Pinet-Pomerols	4.31	_	3
Poussan-Bouzigues	3.56	_	7
Sète-Balaruc	3.21	1.34	64
Villeveyrac	1.10	_	1

Données brutes : Ceremher, SDEI, Satese / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Le calcul n'a pas été réalisé au niveau de la station de Marseillan car les effluents en entrée du lagunage de Marseillan les Pradels peuvent déjà avoir subit une épuration dans le lagunage de Marseillan les onglous.

ET : écart type / Qm : litres rejetés par habitant et par jour
EH PT : équivalent habitant en phosphore total

7. RENDEMENT ÉPURATOIRE MOYEN ANNUEL EN PHOSPHORE

7.1. Introduction

Avant toute chose, il est nécessaire de présenter les principales caractéristiques du fonctionnement des procédés d'épuration utilisés sur le bassin versant de Thau pendant la période d'étude. En effet, elles déterminent le rendement optimal obtenu. Tout d'abord, même en fonctionnement optimal, tous les procédés d'épuration biologiques n'ont pas un rendement continu. Ensuite, le fonctionnement d'un procédé d'épuration biologique est très sensible aux variations de la composition des effluents. Tout ceci rend donc difficile l'utilisation de quelques mesures pour estimer un rendement moyen annuel par des hypothèses d'interprétation de la variabilité des rendements.

7.1.1. Assainissements autonomes

La population non raccordée rejette directement ses effluents dans le milieu naturel ou bien les traite dans un assainissement autonome. Or, la répartition est inconnue.

Le procédé d'épuration autonome utilisé sur le bassin versant de Thau est la fosse septique à épandage souterrain (Morel C., DDASS[23] de Montpellier, *Comm. Pers.,* 1998). Il peut être de deux types :

- soit à filtre à sable pour la zone karstique du bassin versant,
- soit à tranchées d'infiltration.

Il n'y a aucun écoulement d'eau en surface en provenance de ces installations (Laquel A., CSTB[24], *Comm. Pers.,* 1998) lorsqu'elles sont correctement conçues (de Cuyper et Loutz, 1992 ; Philippi *et al.*, 1992 ; Adam *et al.,* 1996). Ainsi, pour les installations bien conçues et aussi bien entretenues (Philippi *et al.,* 1992), le phosphore contenu dans les effluents qui n'est pas retenu dans les boues reste ensuite piégé dans le sol. Les rejets dirigés vers des assainissements autonomes ne devraient théoriquement pas contribuer à enrichir la lagune de Thau.

Toutefois, ne pouvant mieux préciser le devenir des effluents domestiques de la population non raccordée, seul un rejet potentiel peut être évoqué. Celui-ci est donc compris entre zéro et la quantité de rejets représentée par l'ensemble de la population non raccordée.

---

[23] Direction Départementale de l'Action et Sanitaire et Sociale

[24] Centre Scientifique et Technique du Bâtiment

7.1.2. Stations d'épuration collectives

Les trois procédés d'épuration collectif utilisés sur le bassin versant de Thau sont les lits bactériens, les boues activées et les lagunages naturels. Ce sont des stations d'épuration dites "biologiques" car elles utilisent l'action de bactéries pour dégrader la matière organique reçue.

Sans traitement physico-chimique, le rendement des stations d'épuration à boues activées et à lits bactériens correspond à la seule utilisation du phosphore par le métabolisme bactérien (Florentz *et al.*, 1984 et 1987). La formule admise pour la masse bactérienne est $C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P$ (*Comitee report AWWA*, 1970 *in* Fondation de l'Eau, 1986). Cela signifie que le pourcentage en masse de P est de 1,3%. Il y a donc au cours d'un traitement biologique conventionnel, une élimination du phosphore par séparation des boues formées, limitée à l'assimilation des bactéries présentes et qui dépend de l'installation (Fondation de l'Eau, 1986).

L'utilisation des lits bactériens en traitement des eaux usées est très ancienne, les premiers systèmes étant apparus en Grande Bretagne il y a plus d'un siècle (Alexandre *et al.*, 1998). Le traitement des eaux s'effectue par voie aérobie à partir d'organismes se développant sur un matériau support fixe de plusieurs types (pouzzolane, brique, cloisonyle, actifyle 90, Hascoët *et al.*, 1981). Le rendement moyen en phosphore n'est pas très élevé (autour de 10%), certains l'estiment même nul étant donné le jeu de piégage-relargage du phosphore par les bactéries (Tableau 18).

Les boues activées constituent la référence des traitements biologiques aérobies en cultures libres. Une concentration déterminée de bactéries est maintenue grâce à la recirculation mécanique des boues. L'aération est assurée mécaniquement, ce qui augmente fortement les coûts de fonctionnement. Il en existe plusieurs variantes. Cette filière est performante sur tous les paramètres mais la fiabilité du procédé est très dépendante d'une exploitation attentive (Alexandre *et al.*, 1998) et d'un dimensionnement bien adapté (Devillard, 1994). Le rendement en phosphore est estimé entre 20% et 40% (Tableau 19) ce qui est nettement meilleur que les lits bactériens.

Toujours dans le contexte d'un fonctionnement optimal, si aujourd'hui le rendement moyen des lits bactériens et des boues activées est meilleur (Alexandre *et al.*, 1998), il ne s'agit pas d'une amélioration de la technologie des lits bactériens ni d'une augmentation de la consommation du phosphore par les bactéries. Toutes choses étant égales par ailleurs dans la composition de l'effluent domestique et dans l'assimilation du phosphore par les bactéries,

à la diminution de la teneur en phosphore dans les effluents correspond une augmentation logique du rendement (P. Duchêne, Cemagref, *Comm. Pers.*, 1999).

L'épuration par lagunage naturel repose sur la présence équilibrée de bactéries aérobies en cultures libres et d'algues. L'oxygène nécessaire à la respiration bactérienne est produit uniquement grâce aux mécanismes photosynthétiques des végétaux en présence de rayonnement lumineux. Le lagunage est choisi en général pour les petites agglomérations (Vuillot et Boutin, 1987) en raison de la surface importante nécessaire par équivalent habitant et des faibles coûts de maintenance (Annexe 21). Il est également choisi dans les zones littorales touristiques car ce procédé est celui qui accepte le mieux les variations de charges. De plus, son efficacité d'épuration, notamment sur la plan sanitaire (Troussellier *et al.*, 1986), est meilleure en été (Drakidès, 1983). Le littoral languedocien a d'ailleurs connu des réalisations de lagunages précoces pour la France lors des importants projets touristiques des années 1960 (Boutin et Racault, 1986). Ce procédé a été retenu sur le bassin versant de Thau pour des raisons touristiques mais surtout par rapport à la proximité des élevages de coquillages.

Pour les lagunages, le stockage du phosphore dans les boues varie en fonction des saisons (Picot *et al.*, 1992 ; Moutin *et al.*, 1993). Le rendement aurait au moins deux périodes distinctes dans l'année : celle de mai à septembre où le rendement est nettement positif et le reste de l'année où il est faible voire négatif (Picot *et al.,* 1992). Ainsi, dans le cas de plusieurs mesures, le rendement moyen annuel est la moyenne des moyennes des mesures sur ces deux périodes. Les rendements en phosphore des lagunages naturels sont également les meilleurs observés, avec des valeurs estimées jusqu'à 75 % (Tableau 20). Seulement, ce dernier décroit avec l'âge des installations et l'accumulation des boues dans les bassins[25] (Triboulet, 1991 ; Schetrite et Racault, 1995 ; Racault *et al.*, 1996 ; Alexandre *et al.*, 1998). Les variations des valeurs du rendement issues de la bibliographie sont effectivement liées à des âges différents des installations suivies. Schetrite et Racault ont estimé qu'en 10 ans le rendement passe de 75% à 30%.

Les discussions sur la vitesse de la diminution du rendement en phosphore des lagunages sont nombreuses (Hammou, 1991 ; Hammou *et al.*, 1992 ; Schetrite et Racault, 1995 ; Racault *et al.*, 1996). Elle serait liée, entre autre, à la morphologie du lagunage. Le rendement pourrait ainsi être constant les deux ou quatre premières années puis diminuer assez rapidement ensuite avec l'accumulation des boues.

---

[25] Dans les procédés à boues activées et les lits bactériens, les boues sont extraites continuellement.

Tableau 18 : Rendement en PT des stations d'épuration à lits bactériens

Rendement sur le PT	Référence bibliographique
10%	Héduit A., 1987
10%	Kerlan et Senelier, 1987
~ 0%	O. Cruz (DDAF), *Comm. Pers.*, 1999
5% à 10%	Office International De L'eau, 1987
20% maximum	Alexandre O. *et al.,* 1998
10%	**Rendement moyen de référence**

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Tableau 19 : Rendements en PT des stations d'épuration à boues activées

Rendement sur le PT	Référence bibliographique
40%	Schaack *et al.*, 1985
15% à 34,6%	Fondation De L'eau, 1986
20% à 40 %	Florentz *et al.*, 1984
20%	Kerlan et Senelier, 1987
30%	Benneton, 1984
20% à 40%	Héduit, 1987
20%	Office International De L'eau, 1987
20% à 30%	Iwema, 1989
20%	**Rendement moyen de référence**

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Tableau 20 : Rendements en PT des stations d'épuration par lagunage naturel

Rendement sur le PT (éctart-type)	Référence bibliographique
avr. à sept. : 65,2 % (19,6%)	Lagunage de la Vauciennes
oct. à mai : 45% (14,5%)	Schetrite S. Et Racault Y., 1995
75% à 30% sur 10 ans	Schetrite S. Et Racault Y., 1995
44% à 66%	Racault Y. *et al.*, 1996
60% à 70% à l'installation puis diminution	Alexandre O. *et al.,* 1998
75 % à 30 % (-5% / an) sur 10 ans et +	**Rendement moyen de référence**

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

7.2. Matériel et Méthodes

Le rendement épuratoire en phosphore moyen annuel (Rm en %) des stations d'épuration collectives est calculé à partir des flux de phosphore en entrée (Fe) et en sortie (Fs) de station d'épuration et/ou à partir des mesures de concentrations en entrée ([PT]e) et en sortie ([PT]s) de station d'épuration. Le calcul est réalisé pour toutes les mesures disponibles sur la période d'étude pour chacune des stations d'épuration.

$$Fe = [PT]e \times Qe / 1\,000$$

$$Fs = [PT]s \times Qs / 1\,000$$

e : entrée
s : sortie
F : flux en kg/j
[PT] : concentrations en phosphore total en g/l
Q : débit en l/j

$$R = [(Fe - Fs) / Fe] \times 100 = \{([PT]e - [PT]s) / [PT]e\} \times 100$$

Les mesures disponibles pour le calcul du rendement sont les mêmes que pour le calcul de l'équivalent habitant (6.1.2 et Annexe 29).

Pour les stations d'épuration à lits bactériens et à boues activées, il est communément admis de considérer pour les calculs que :

$$Qs = Qe$$

Le débit sortant n'est d'ailleurs que très rarement mesuré. Il n'y a pas de mesures disponibles pour les lits bactériens qui étaient installés sur le bassin versant en début de période d'étude alors que le phosphore n'était pas encore mesuré. Le rendement, déterminé à partir de la bibliographie est retenu.

Les données sur le lagunage de Mèze le permettant, un rendement mensuel a été calculé à partir de toutes les années disponibles (Tableau 21). Les résultats mettent à nouveau en évidence la répartition du rendement en deux périodes.

Pour tous les lagunages, les mesures sont donc regroupées sous deux périodes : octobre – avril et mai – septembre. Une moyenne est réalisée pour chaque période. La moyenne des deux valeurs obtenues est le rendement moyen annuel.

Les différences de débits en entrée et en sortie des lagunages de Marseillan sont trop importantes pour pouvoir utiliser les valeurs pour le calcul du rendement. Le lagunage de

Pinet-Pomerols ne comprend pas de mesures sur les deux périodes, d'où l'impossibilité de calculer un rendement moyen annuel.

Les mesures qui sont aujourd'hui disponibles correspondent toutes à des lagunages qui ont plus de 10 ans d'installation. Il n'est donc pas possible d'étudier l'évolution du rendement.

7.3. Résultats

Pour les boues activées, le Rm (rendement moyen annuel) de la station de Sète est élevé en raison de l'addition de $FeCl_2$ pour précipiter les sulfures et qui précipite également les phosphates. Le Rm de cette station est lié à un traitement physico-chimique et n'est pas représentatif du fonctionnement des boues activées. Le Rm de la station de Cournonsec est de 30%. Toutefois, l'écart type est de 71% en raison d'une valeur du Rm qui est de –52% (relargage par les boues des phosphates) en 1991, qui témoigne d'un dysfonctionnement. Sans cette mesure, le rendement serait de 70%.

Pour les lagunages, les rendements de mai à septembre sont supérieurs à ceux d'avril à octobre. Toutefois, dans le cas du lagunage de Montbazin, Poussan et Villeveyrac, les écarts sont peu importants. Les résultats présentés pour chaque mesure en Annexe 29 montrent quelques différences entre les résultats issus des flux et des concentrations. Egalement, alors qu'ils ont tous plus de 10 ans d'installation, les rendements calculés ne se situent pas tous autour de 30%. Comme tendent à le mettre en évidence les quelques mesures présentées en Annexe 29, le rendement du lagunage de Montbazin semble être très élevé toute l'année. Les lagunages de Poussan-Bouzigues et de Villeveyrac ont également de bons rendements. Toutefois, dans les mesures, aucune ne comporte de valeurs négatives. Ainsi, elles ne permettent pas de prendre en compte les périodes de relargage du phosphore, ce qui explique très probablement les forts rendements obtenus. Ce serait le cas inverse si toutes les mesures avaient lieu en période de relargage. Par contre, pour Mèze où le nombre de mesures est plus élevé, le rendement annuel, inférieur à 10%, est faible. Ce d'autant plus que le bassin de tête, qui retient le maximum de boues (Hammou *et al.*, 1992), a été curé en partie en 1994 (Crabos *et al.*, 1996). Ces valeurs sont très proches de celles du lagunage de Gigean.

Tableau 21 : Rendement mensuel moyen d'épuration du phosphore du lagunage de Mèze-Loupian

Mois	Moyenne	Ecart type	n
janvier	-3%	41%	5
février	0%	24%	4
mars	12%	9%	7
avril	-45%	91%	6
mai	11%	29%	5
juin	17%	30%	6
juillet	24%	15%	8
août	28%	21%	6
septembre	40%	28%	5
octobre	-2%	18%	6
novembre	-4%	12%	5
décembre	7%	10%	4
Moyenne	7%	total	67
Ecart type	21%		

Données brutes : Ceremher / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Tableau 22 : Rendement d'épuration du phosphore des boues activées

Station d'épuration	Procédé	Flux (bilans 24 h)		
		Rm (%)	ET	n
Cournonsec	Boues activées	30%	71%	3
Sète	Boues activées	79%	13%	64

Données brutes : SDEI / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Tableau 23 : Rendement d'épuration du phosphore des lagunages

	mai-septembre	n	octobre-avril	n	Rm	Age du lagunage
Montbazin	71% (10%)	5	70% (6%)	3	70%	10 ans
Gigean	25% (10%)	3	-10% (86%)	6	8%	11 ans
Poussan-Bouzigues	41% (17%)	3	38% (19%)	6	40%	13 ans
Villeveyrac	46% (23%)	3	37% (25%)	4	42%	15 ans
Mèze	26% (26%)	30	-9% (44%)	37	9%	10 à 17 ans
Moyenne					33%	

Données brutes : SDEI, Ceremher / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Pour les lagunages, le stockage du phosphore dans les boues varie en fonction des saisons (Picot *et al.*, 1992 ; Moutin *et al.*, 1993). Le rendement aurait au moins deux périodes distinctes dans l'année : celle de mai à septembre où le rendement est nettement positif et le reste de l'année où il est faible voire négatif lié à un relargage (Picot *et al.*, 1992). Ainsi, dans le cas de plusieurs mesures, le rendement moyen annuel est la moyenne des moyennes des mesures sur ces deux périodes.

7.4. Discussion

Le rendement moyen annuel (Rm) de la station à boues activées de Cournonsec est très élevé pour une boues activées sans traitement physico-chimique. Il n'est obtenu qu'à partir de deux mesures et n'est probablement pas représentatif du fonctionnement des boues activées du bassin versant de Thau présents au début de la période d'étude. Le Rm annuel de 20% évalué à partir de la bibliographie est appliqué.

Dans le cas des lagunages, les effluents en sortie correspondent au traitement des effluents arrivés selon un délai qui est celui du temps de séjour des effluents dans les différents bassins. Ceci explique les différences entre les résultats issus d'un calcul à partir des flux ou à partir des concentrations. De plus, il a été montré que le nombre de mesures est nettement trop faible pour interpréter correctement les rendements moyens annuels calculés, sauf dans le cas de Mèze même si les mesures de débits sont plus que rares. Aussi, l'étude de l'évolution du Rm lié à l'accumulation des boues n'a pas été possible.

En conclusion, il n'est pas possible d'attribuer à chaque station d'épuration un rendement épuratoire en phosphore moyen annuel. Par conséquent, les valeurs issues de la bibliographie sont appliquées pour cette étude pour les trois types de procédés, selon les valeurs en caractères gras des tableaux présentés en introduction de ce chapitre.

7.5. Rendement moyen annuel épuratoire optimal en phosphore du bassin versant

Le rendement moyen annuel épuratoire en phosphore du bassin versant de Thau est estimé à partir de valeurs de la bibliographie qui sont le plus souvent optimales puisque les mesures sont prises sur des stations d'épuration qui fonctionnent correctement. On peut ainsi parler de "rendement optimal".

L'évolution du rendement est uniquement liée aux types de procédés en présence sur le bassin versant. Ainsi, le remplacement des lits bactériens par des boues activées a contribué à doubler le Rm en passant de 10% à 20%. Puis le passage des boues activées aux lagunages a fait passer le Rm de 20% à 75%. Toutefois, ce Rm diminue de 5% chaque année et reste à 30% après 10 ans soit tout de même un Rm équivalent à trois fois celui d'une épuration par lits bactériens.

Tableau 24 : Evolution du rendement moyen annuel épuratoire en phosphore

Année	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96
Balaruc B.*	0	0	0	0	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10										Vers Sète										
Balaruc V.**	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20							Vers Sète							
Bouzigues	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20						Vers Poussan						
Cournonsec	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Gigean	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	75	70	65	60	55	50	45	40	35	30	30
Loupian	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20						Vers Mèze							
Marseillan	0	0	0	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	75	70	65	60	55	50	45	40	35	75	70	65	60	55	50	45	40	35	30	30	30	30
Mèze	0	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	75	70	65	60	55	50	45	40	35	30	30	30	30	30	30	30	30
Montbazin	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	75	70	65	60	55	50	45	40	35	30
Pinet-Pomerols	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	75	70	65	60	55	50	45	40	35	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Poussan	0	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	75	70	65	60	55	50	45	40	35	30	30	30	30
Sète	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Villeveyrac	0	0	0	0	0	0	0	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	75	70	65	60	55	50	45	40	35	30	30	30	30	30	30	30
Moyenne 1 (%)	**2**	**2**	**2**	**3**	**3**	**4**	**5**	**6**	**8**	**11**	**18**	**18**	**18**	**23**	**25**	**26**	**26**	**31**	**35**	**39**	**37**	**37**	**48**	**48**	**52**	**56**	**52**	**49**	**46**	**44**	**42**	**39**	**38**	**37**	**37**
Moyenne 2 (%)	**2**	**2**	**2**	**3**	**3**	**4**	**5**	**7**	**8**	**12**	**12**	**12**	**12**	**18**	**19**	**20**	**20**	**25**	**30**	**34**	**32**	**31**	**42**	**42**	**47**	**51**	**47**	**43**	**40**	**38**	**35**	**33**	**31**	**30**	**30**

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Moyenne 1 : moyenne arithmétique avec Sète (le rendement de 100% est lié au fait que les rejets sont dirigés vers la mer)

Moyenne 2 : moyenne arithmétique sans Sète

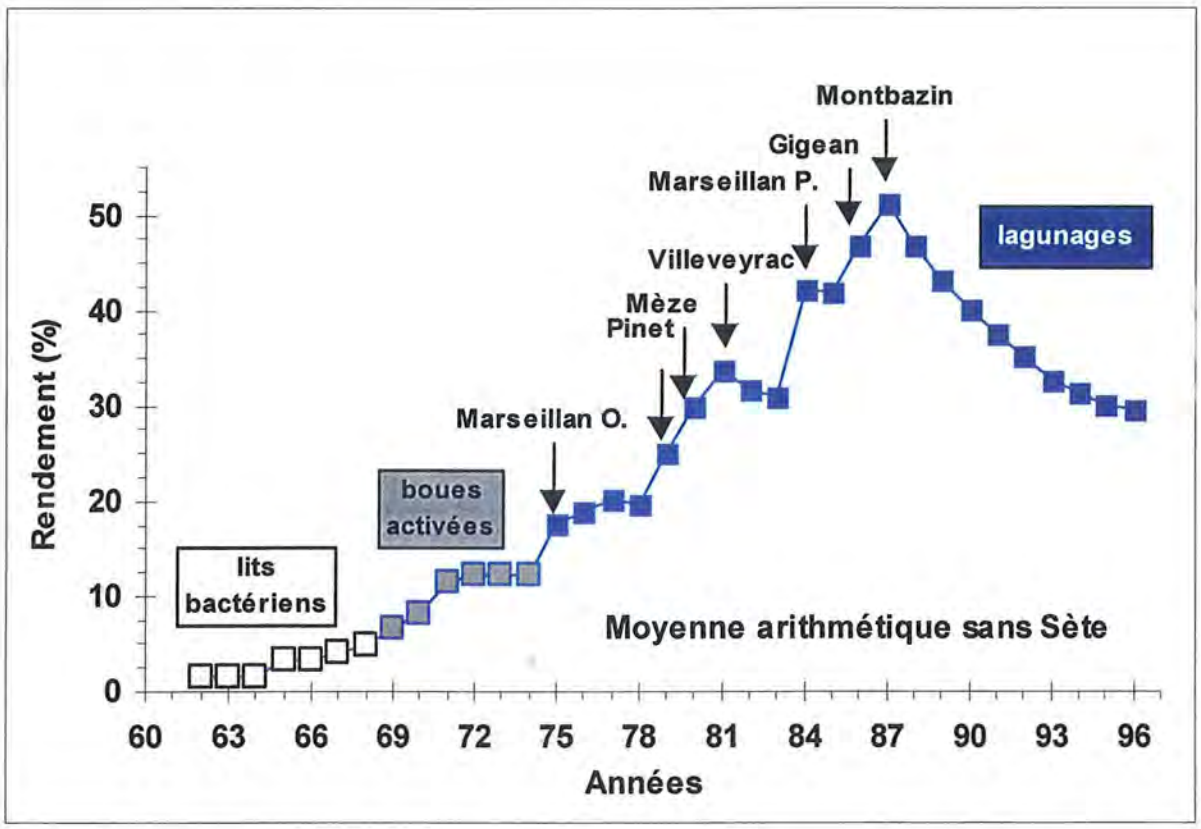
*** Balaruc les Bains**

**** Balaruc le Vieux**

La préoccupation de l'étude est d'estimer les rejets de phosphore vers la lagune. Ainsi, si la station d'épuration de Sète rejette en mer, elle traite néanmoins les effluents domestiques d'une partie importante de la population du bassin versant. Elle participe donc à l'augmentation forte de l'épuration en phosphore du bassin versant. Toutefois, son rendement vis-à-vis de la lagune n'est important que parce qu'elle rejette en mer. C'est pourquoi les calculs sont réalisés avec et sans la station d'épuration de Sète.

L'évolution du rendement moyen annuel arithmétique est présenté en Figure 32. Le rendement maximal est de 50% et se situe aujourd'hui autour de 30% en raison de la proportion des lagunages qui ont plus de 10 ans d'installation.

Toutefois, pondéré par rapport à la population raccordée, ce rendement est beaucoup plus important et connaît une évolution différente bien que toujours liée aux procédés d'épuration présents (Figure 33). Le rendement maximal est de 57% et diminue beaucoup plus lentement pour être aujourd'hui situé autour de 30%. Avec la station d'épuration de Sète, c'est aujourd'hui plus de 60% du phosphore des effluents domestiques de la population du bassin versant qui sont épurés et dirigés ailleurs que dans la lagune de Thau. L'épuration maximale s'est située en 1980 avec un rendement de 70% qui diminue depuis avec l'accumulation des boues dans les bassins de lagunage (Figure 33).

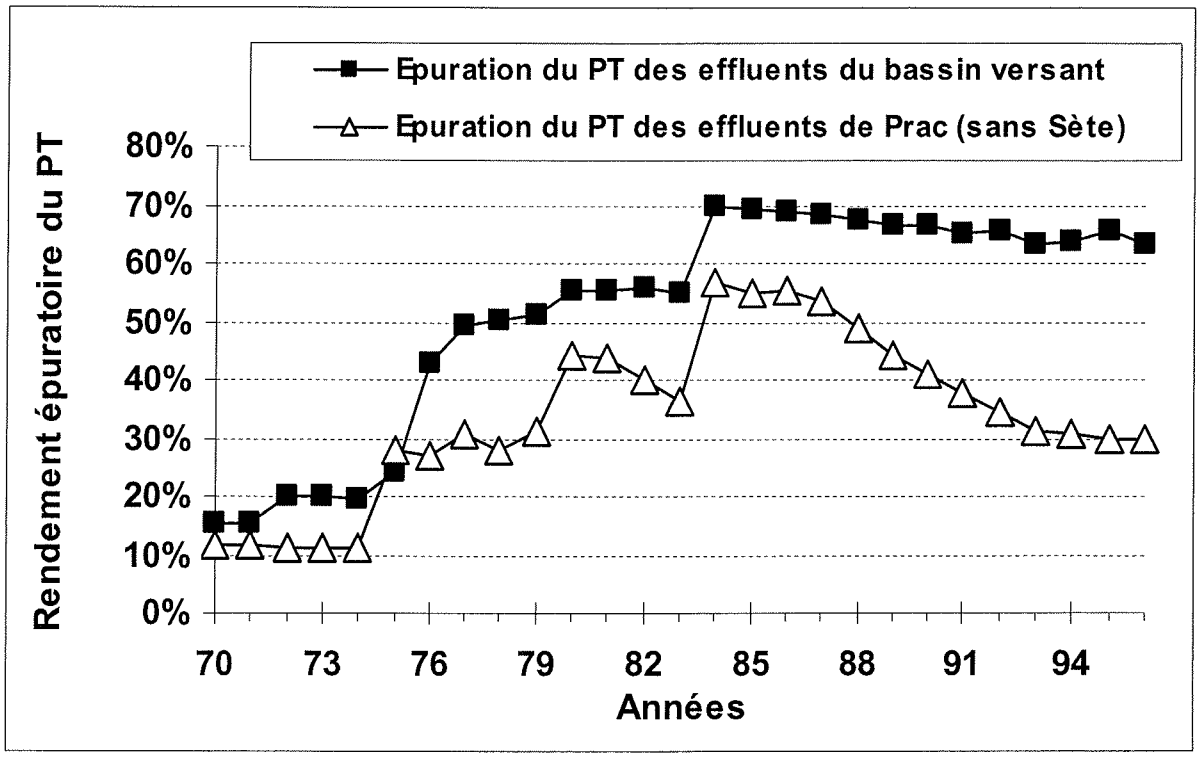


Données brutes : Satese / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 32 : Moyenne non pondérée par la population raccordée à chaque station d'épuration du rendement épuratoire en phosphore des stations du bassin versant de Thau hormis celle de Sète

On distingue trois périodes o le s procédés d'épuration utilisés majoritairement sont :

1. **les lits bactériens avec Rm = 10%**
2. **les boues activées avec Rm = 20%**
3. **les lagunages naturels avec Rm = 75% la première année avec une diminution de 5% par an pendant 10 ans. Ensuite, Rm reste à 30%**



Données brutes : SDEI, Satese, Ceremher / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 33 : Evolution du rendement moyen annuel épuratoire en phosphore du parc d'assainissement du bassin versant de Thau pondéré par la population raccordée à chaque station d'épuration.

Courbe 1 (carrés) : toute la population du bassin versant est considérée c'est à dire même Sète alors que les effluents sont rejetés en mer (rendement de 100%)

Courbe 2 (triangles) : la population raccordée à Sète est exclue du calcul. Elle représente donc le rendement moyen des stations d'épuration du bassin versant pondéré à la population raccordée à chacune des stations d'épuration sachant que le rendement est lié au procédé et non à la station d'épuration proprement dite.

8. PRISE EN COMPTE DES DYSFONCTIONNEMENTS LIÉS À DES SURCHARGES CHRONIQUES

Les stations d'épuration n'ont pas toujours été conçues pour absorber certaines pointes de pollution. La capacité théorique maximale d'épuration peut être dépassée, c'est le phénomène dit de surcharge. Les causes sont multiples depuis des pannes au niveau de la station d'épuration jusque des variations de débits et de charges précédemment décrites. Or l'activité bactérienne, support de l'épuration biologique, est très sensible aux variations physico-chmiques des effluents (Florentz *et al.*, 1987). Les surcharges génèrent donc des dysfonctionnements qui perturbent l'épuration en phosphore. En fonction du niveau de stress subi, les bactéries peuvent cesser leur activité, relarguer du phosphore voire dépérir auquel cas la remise en fonction de la station d'épuration peut prendre plusieurs semaines à plusieurs mois.

Les ruissellements urbains, même s'ils sont une source non négligeable de dysfonctionnements (Le Comte, 1986), ne sont pas pris en considération pour l'étude de la durée des dysfonctionnements des stations d'épuration. En effet, les relations avec le type de réseau, la fréquence et l'amplitude des épisodes pluvieux rendent trop complexe le développement de l'impact des ruissellements urbains sur le fonctionnement des stations d'épuration sur plusieurs années d'étude. Ainsi, les deux principales sources de dysfonctionnements étudiables sont :

- les surcharges potentielles liées à l'augmentation de la population raccordée en période estivale = charge 1 et
- les rejets des caves vinicoles raccordées aux stations d'épuration en période de vinification = charge 2.

8.1. Matériel et méthodes

L'estimation de l'impact du dysfonctionnement repose sur l'hypothèse que lors d'une surcharge, le rendement en phosphore est nul.

Il y a surcharge lorsque la charge entrante, exprimée en équivalent habitant en matière organique (exprimée en DBO_5 : Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours) est supérieure à la capacité théorique de la station d'épuration.

Quelle que soit l'amplitude de la surcharge, la durée du dysfonctionnement est supposée la même.

Les surcharges à la station d'épuration de Sète n'affectent pas les rejets dirigés vers la lagune. Ainsi, cette station ne fait pas partie de l'étude des surcharges.

8.1.1. Surcharge en période estivale

La capacité d'accueil est un nombre d'équivalents habitant supplémentaire maximal pouvant se trouver sur le bassin versant lors de l'afflux touristique des mois de juillet et d'août.

On a une surcharge estivale potentielle lorsque :

PPRac + PSRAc > Capacité théorique ➔ Rendement = 0% pendant 62 jours (juillet et août)

PPRac : Population permanente raccordée
PSRAc : Population saisonnière raccordée

La population saisonnière étant inconnue avant 1968, la surcharge en période estivale ne peut être étudiée avant cette date.

8.1.2. Surcharge en période de vendanges

Le rejet annuel pour un hectolitre de vin produit est compris entre 400 et 500 g de DCO[26] (Picot et Cabanis, 1998). La pointe des rejets a lieu les 15 derniers jours des vendanges et correspond, pour une production de 100 000 hl, à un rejet journalier de 10 000 équivalents habitant (Picot et Cabanis, 1998). Cependant, les enquêtes menées montrent que les dysfonctionnements générés par le raccordement des caves s'étalent sur deux mois (mi-septembre à mi-novembre, Albigès *et al.*, 1992). On a donc :

10 hl = 1 équivalent habitant par jour pendant la période de vendanges

La production en hectolitres de la cave raccordée à la station d'épuration permet d'estimer le rejet et la surcharge :

PPRac + Production (hl) / 10 > Capacité théorique ➔ Rendement = 0% (60 jours)

Seules les caves coopératives sont considérées. En effet, d'après une estimation de 1991 (SIEE, 1992), la production des caves particulières du bassin versant de Thau est d'environ

[26] Demande Chimique en Oxygène

80 000 hl alors que celle de l'ensemble des caves coopératives avoisine les 700 000 hl. La production viticole est donc sousestimée seulement d'environ 10%. De plus, les caves particulières ne sont pas systématiquement raccordées aux stations d'épuration communales.

Les valeurs de la production des caves coopératives (Tableau 26) sont soit issues d'enquêtes auprès des caves, soit estimées à partir des surfaces en vignes et des rendements moyens par hectare des différentes communes (A. Cames, DDA, *comm.pers.*). Peu d'informations ont été retrouvées sur les caves de Balaruc les Bains et de Balaruc le Vieux. Les productions viticoles de ces deux communes sont donc essentiellements estimées à partir des surfaces en vigne. Toutefois, les effluents de ces deux communes sont très tôt dirigés vers la station d'épuration de Sète qui rejette en mer. Ils n'ont donc aucun impact sur la lagune.

Les années où les caves sont raccordées aux stations d'épuration communales apparaissent dans le Tableau 25.

8.2. Résultats

Les figures 34 à 45 mettent en évidence les surcharges potentielles calculées pour chaque station d'épuration du bassin versant de Thau. Les années où les situations sont identiques ne sont pas représentées.

Les stations d'épuration de Loupian (qui ferme en 1983 puisque les effluents sont dirgés vers le lagunage de Mèze) et de Montbazin sont les deux seules à ne pas avoir fait l'objet de surcharges potentielles. Toutefois, pour la station de Montbazin, la charge 1 en 1996 est très proche de la capacité théorique. Toutes les stations d'épuration dont la commune connaît également une légère fréquentation touristique ont fait l'objet d'une surcharge en période estivale. De même lorsqu'une cave coopérative est raccordée, elle donne lieu à une surcharge importante, sauf dans le cas de Marseillan qui a une capacité théorique très conséquente.

A l'échelle du bassin versant, la capacité théorique du parc d'assainissement est sensiblement égale à la population permanente et saisonnière maximale raccordée jusqu'en 1976 ainsi qu'à partir de 1992 (Figure 46). Entre ces dates, la capacité théorique est nettement supérieure.

Tableau 25 : Raccordement des caves coopératives

Cave coopérative	Rejet dans le milieu naturel avant raccordement	Raccordement de la cave coopérative communale	Bassin d'évaporation
Bouzigues*	Oui avant la station d'épuration en 1971	Oui jusqu'en 1991 où vinification avec Gigean via Poussan	_
Cournonsec *	Oui jusqu'en 1975	Oui depuis 1975	Vers Gigean en 1991
Gigean*	Oui, dans la Vène jusqu'en 1991	de 1991 à 1993, après traitement par floculation et centrifugation	1994 sur la commune de Poussan
Loupian*	Oui, dans le Pallas jusqu'en 1996	non	Vers Gigean en 1996
Marseillan	Oui, rejet direct dans Thau jusqu'en 1984	de 1985 à 1995	1996
Mèze	Oui avant la station d'épuration en 1965	jusqu'en 1992	1993
Montbazin	Oui jusqu'en 1979, dans un fossé qui rejoint la Vène	Non, épandage sur les terres agricoles de 1979 à 1990	1991
Pinet	Oui dans un ruisseau qui rejoint Thau	de 1988 à 1993	1994
Pomerols	Oui dans fossé dit le Brougidoux	de 1988 à 1993	1994 (bassin sur la commune de Florensac)
Poussan*	Oui, dans la lauze jusqu'à présence de la station d'épuration en 1965	Jusqu'en 1994	1994
Villeveyrac	Oui dans les Faysses qui rejoint le Pallas jusqu'en 1980	Oui de 1980 à 1993	1993

Sources : Enquêtes
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

*** A Gigean s'est créée en 1991 l'Union des Coopératives Vinicoles Réunies qui regroupe progressivement les caves coopératives des communes de Balaruc le Vieux (1991 mais pour laquelle nous n'avons pas beaucoup d'information), Bouzigues (en 1991), Cournonsec (en 1991), Gigean, Loupian (en 1996) et Poussan (1994). Les activités de vinification sont regroupées à la cave de Gigean qui pré-traite ses effluents par floculation-centrifugation (moins efficace qu'un bassin d'évaporation) avant de rejoindre la station d'épuration de Gigean.**

Tableau 26 : Production annuelle des caves coopératives du bassin versant de Thau

Production (hl)	1 970	1 979	1 984	1 988	1 991	1 993	1 996
Balaruc Les Bains	6 696	3 988	2 641	1 563	1 173	913	523
Balaruc Le Vieux	8 058	14 000	11 000	2 143	1 823	1 609	_
Bouzigues	15 000	7 262	6 000	5 505	5 000	3 289	_
Cournonsec	21 804	33 228	11 000	31 700	17 000	30 238	_
Gigean*	130 000	60 262	64 000	43 800	72 000	22 012	138 000
Loupian	60 000	36 240	36 808	42 902	26 620	13 888	_
Marseillan	109 000	162 641	95 458	77 691	83 303	76 117	81 884
Meze	90 000	159 432	62 000	51 200	65 000	89 306	40 900
Montbazin	18 000	37 136	45 624	39 449	34 898	19 125	35 284
Pinet	70 000	83 644	70 617	75 039	73 610	60 371	65 439
Pomerols	92 000	81 622	57 373	49 208	50 985	45 801	58 181
Poussan	107 000	55 463	72 000	34 800	8 000	18 355	_
Villeveyrac	98 000	95 905	83 048	88 537	77 755	83 930	78 451
Total	842 550	854 556	641 354	561 656	526 131	482 766	549 562

Sources : Caves coopératives, DDA
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

*** A Gigean s'est créée en 1991 l'Union des Coopératives Vinicoles Réunies qui regroupe progressivement les caves coopératives des communes de Balaruc le Vieux (1991 mais pour laquelle nous n'avons pas beaucoup d'information), Bouzigues (en 1991), Cournonsec (en 1991), Gigean, Loupian (en 1996) et Poussan (1994). Les activités de vinification sont regroupées à la cave de Gigean, d'où le volume important de cette cave qui regroupe ceux des autres caves pré-citées.**

Tableau 27 : Réévaluation des coefficients spécifiques relatifs à la redevance pollution pour les rejets de l'activité des caves vinicoles (JO des redevances pollution des eaux d'après l'arrêté du 23 août 1995)

Catégorie d'activité polluante	AN	Numéro d'ordre de l'activité polluante	Grandeur caractéristique	Coefficients spécifiques de pollution			
				MES (g)	MO (g)	MN (g)	MP (g)
Production et conditionnement de vin Opérations de vinification autre que vins d'Alsace et de Champagne	1990	G110	Hectolitre de vin vinifié	5	30	1	0.1
	1991			7.5	42	0.5	0.05
	1992			11.5	62	0.8	0.08
	1993			19	92	1.1	0.11
	1994			33	138	1.6	0.16
	1995			59	210	2.0	2.0

Sources : Journal Officiel / Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

cf. définition de l'équivalent habitant pour les abbréviations des coefficients spécifiques de pollution

Les dysfonctionnements chroniques de stations d'épuration dus à la présence d'effluents des caves vinicoles raccordées, effluents dont la teneur en matière organique avait été sous-évaluée, ont amené à reconsidérer la taxe redevable à l'Agence de l'eau.

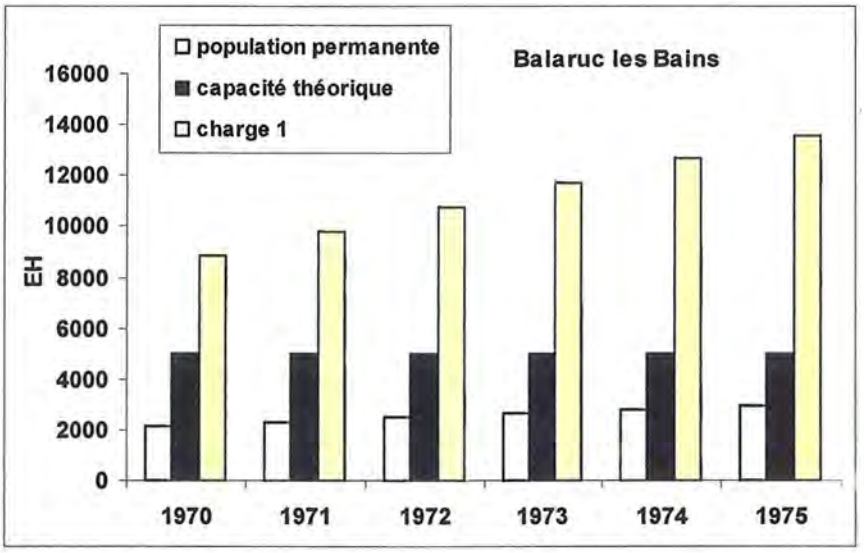
Pour les figures qui suivent :

charge 1 = population permanente raccordée + population saisonnière raccordée, c'est la surcharge potentielle en période estivale

charge 2 = population permanente raccordée + production de la cave coopérative exprimée en équivalent habitant, c'est la surcharge en période de vendange.s

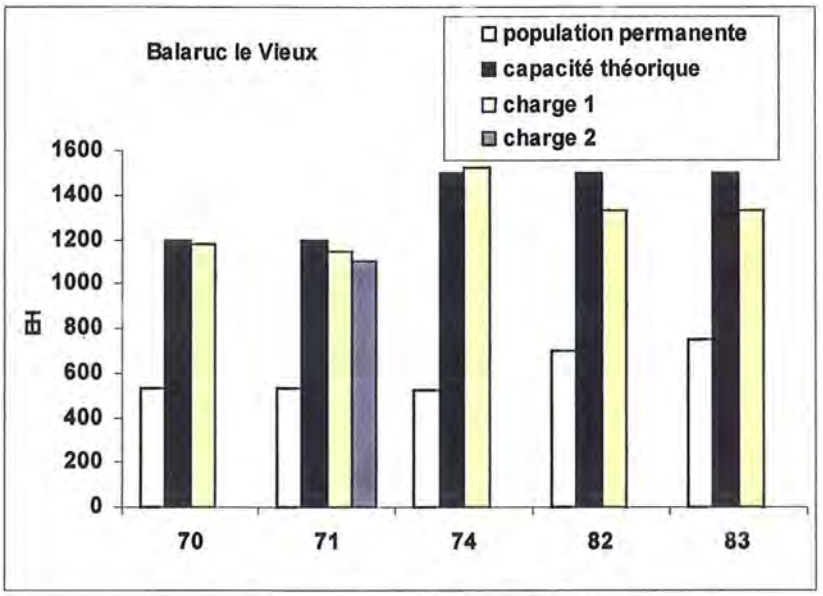
La charge 2 est prise en compte lorsque la cave est raccordée à la station d'épuration et lorsque la production de la cave a pu être estimée.

Les années où les situations sont identiques ne sont pas représentées.



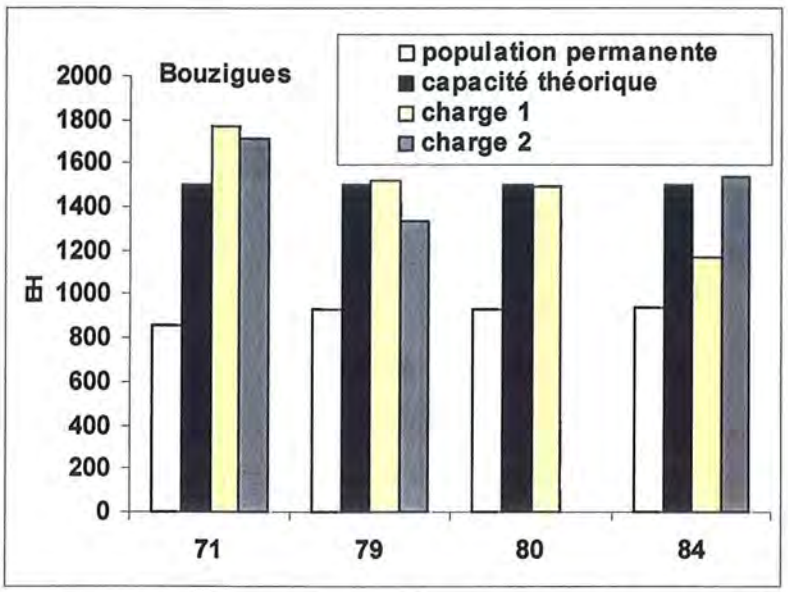
Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 34 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Balaruc les Bains
Les effluents de la commune de Balaruc les Bains rejoignent la station d'épuration de Sète en 1976.



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

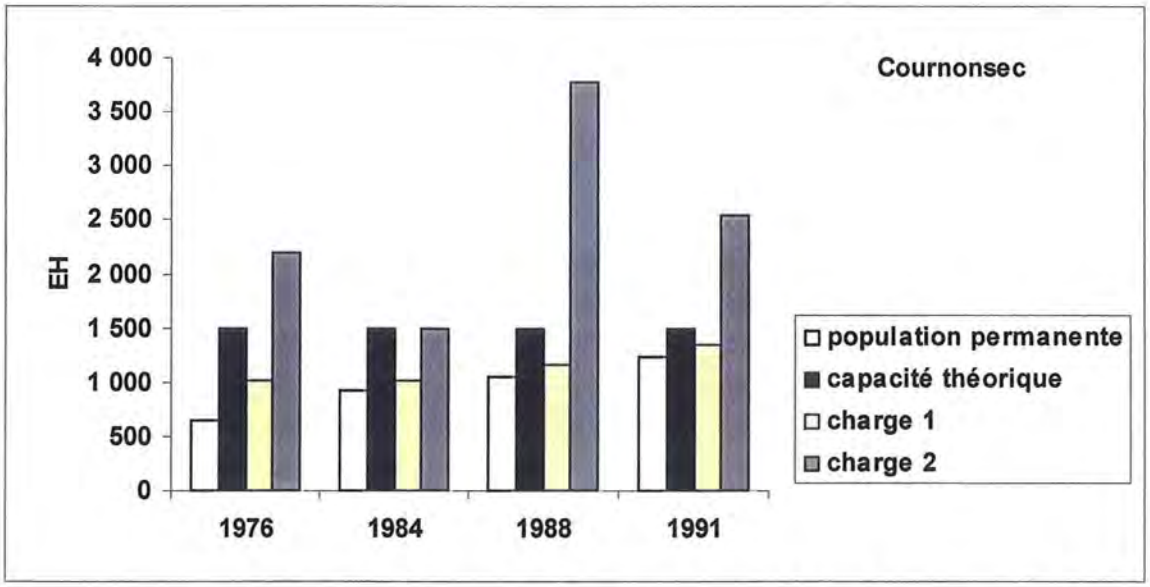
Figure 35 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Balaruc le Vieux
Les effluents de la commune de Balaruc le Vieux rejoignent la station d'épuration de Sète en 1984.



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Les effluents de la commune de Bouzigues rejoignent ceux de la station d'épuration de Poussan à partir de 1985.

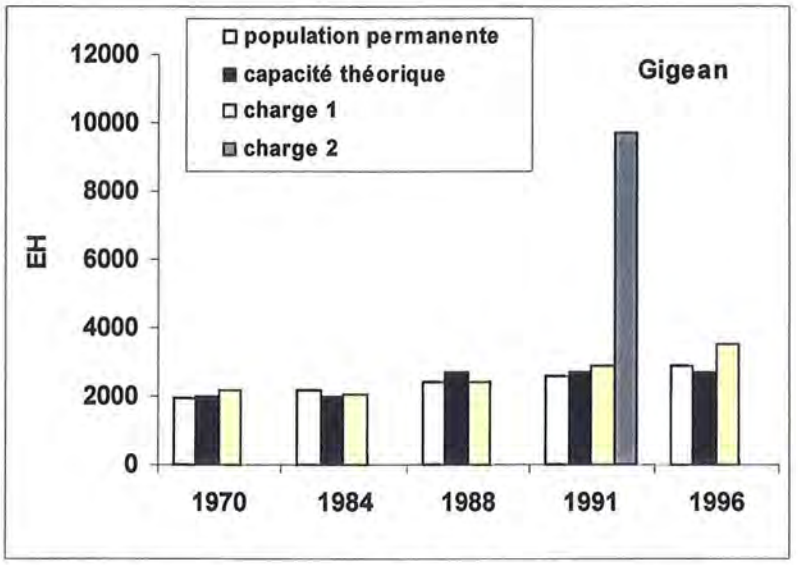
Figure 36 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Bouzigues



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

La cave coopérative n'est raccordée qu'à partir de 1975. A partir de 1992, la production viticole a lieu à la cave de Gigean.

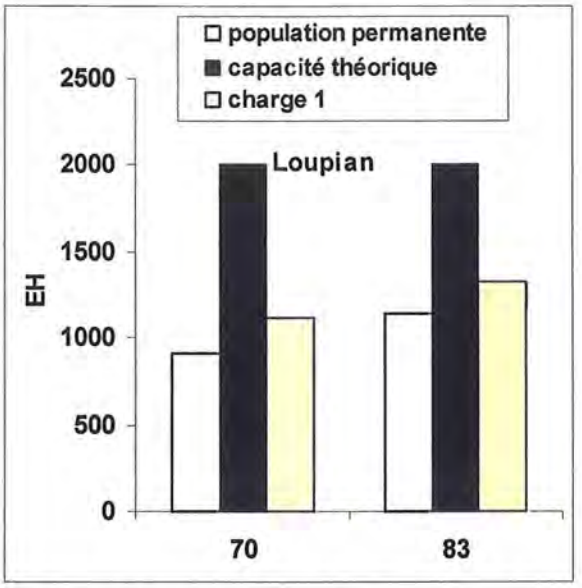
Figure 37 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Cournonsec



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

La cave de Gigean est raccordée à la station d'épuration de 1991 à 1993 seulement et avec un pré-traitement. La capacité théorique augmente en 1986.

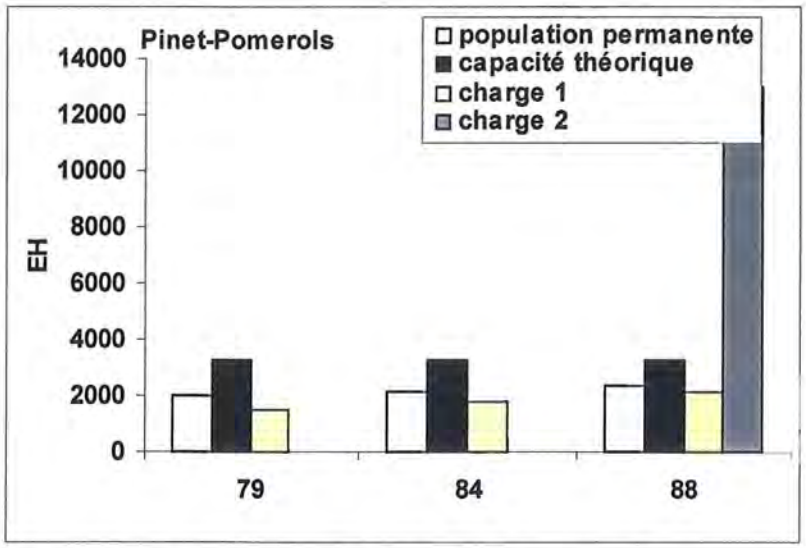
Figure 38 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Gigean



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

La cave de Loupian n'a jamais été raccordée à la station d'épuration. A partir de 1984, les effluents rejoignent le lagunage de Mèze.

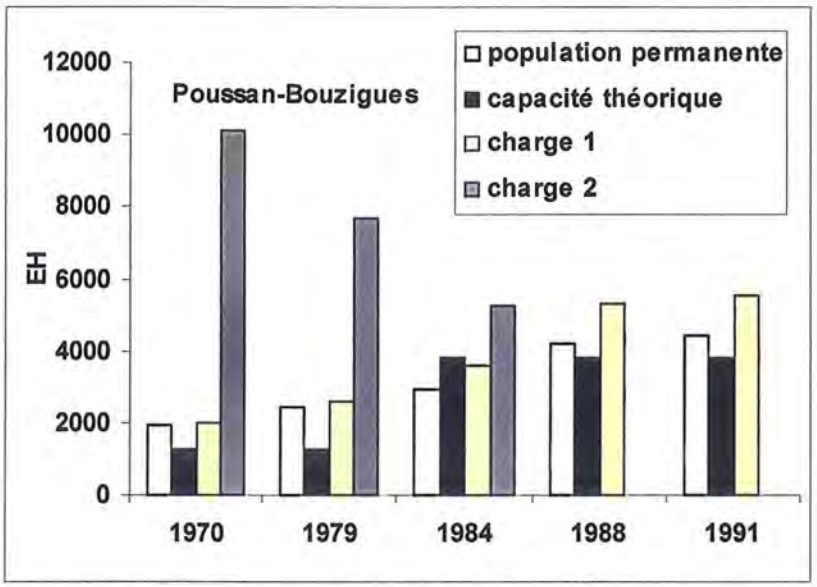
Figure 39 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Loupian



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Les communes de Pinet et de Pomerols traitent leurs effluents domestiques dans la même station de laguange mise en service en 1979. Les caves de Pinet et de Pomerols sont raccordées de 1988 à 1993.

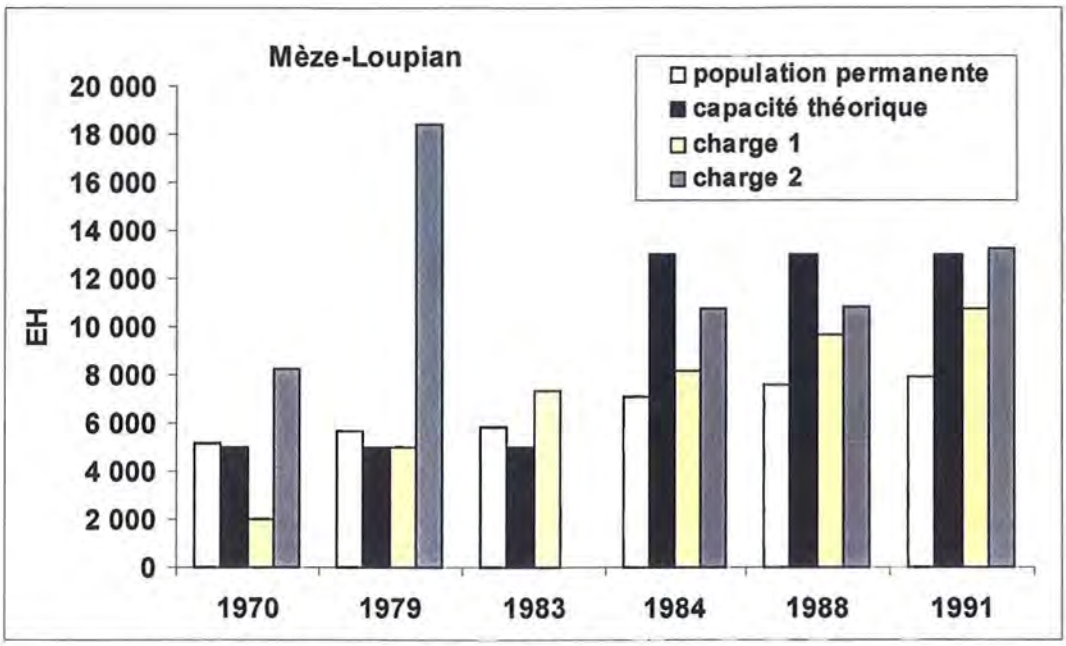
Figure 40 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Pinet-Pomerols



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Les effluents de la commune de Bouzigue rejoignent la station de Poussan à partir de 1984. A partir de 1994 la cave coopérative n'est plus raccordée à la station d'épuration.

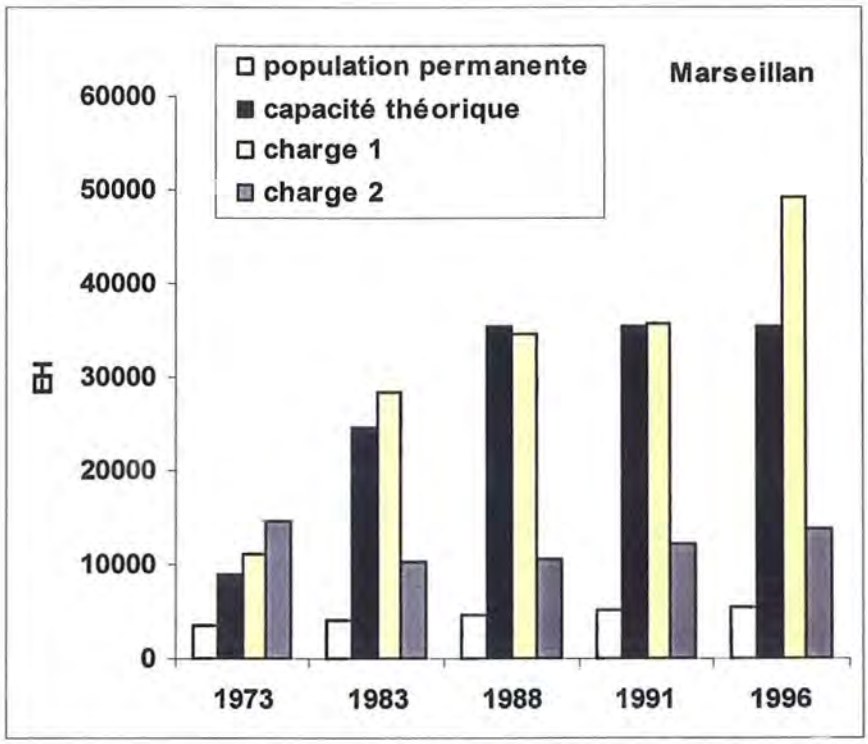
Figure 41 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Poussan-Bouzigues



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Les effluents de la commune de Loupian rejoignent le lagunage de Mèze dès l'ouverture de la station. La cave coopérative de Mèze n'est plus raccordée à la station d'épuration en 1993.

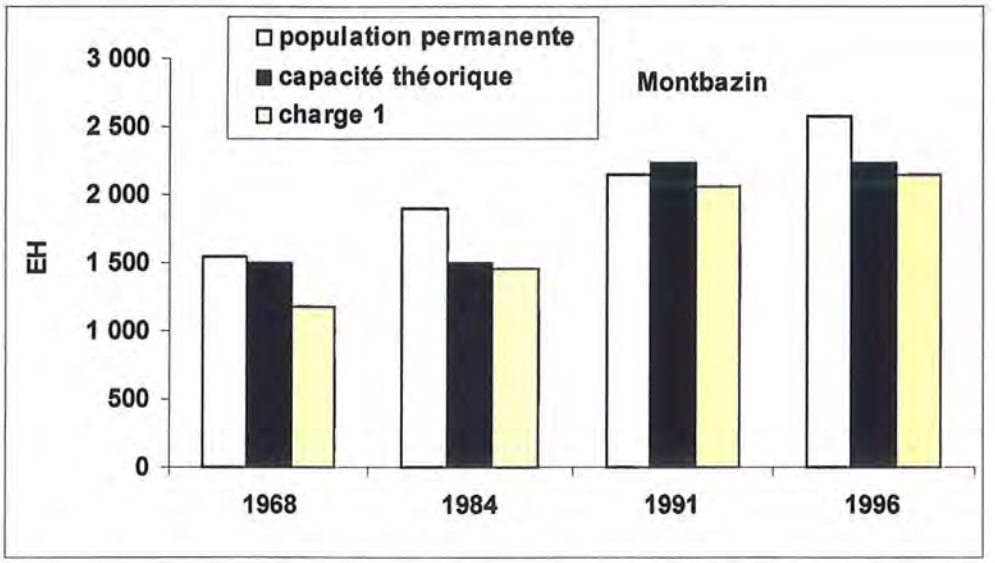
Figure 42 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Mèze-Loupian



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

La cave est raccordée à la station d'épuration de 1985 à 1995.

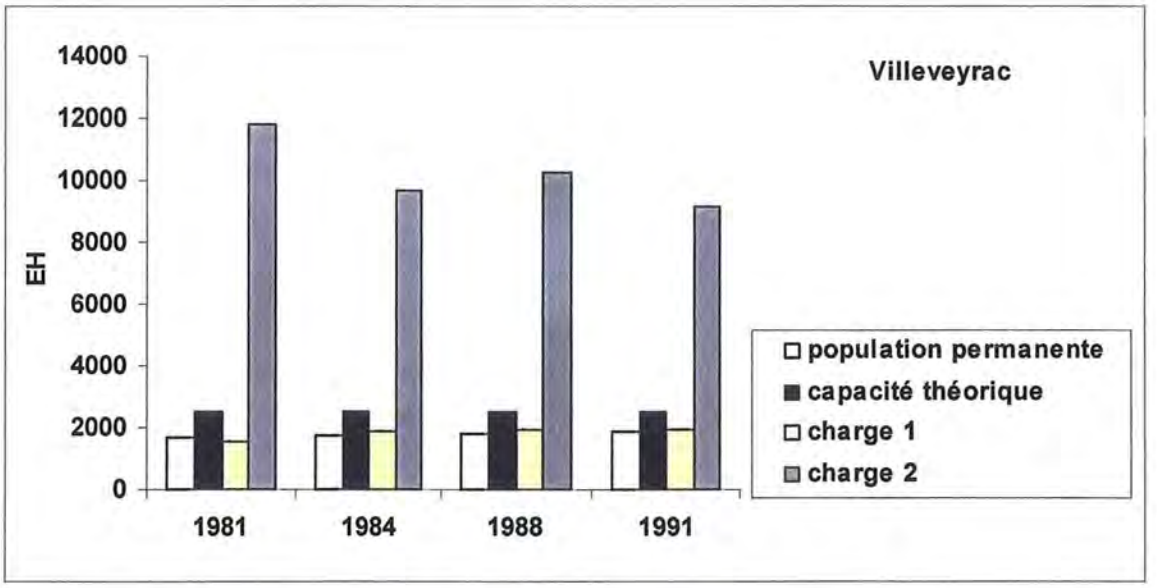
Figure 43 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Marseillan



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 44 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Montbazin

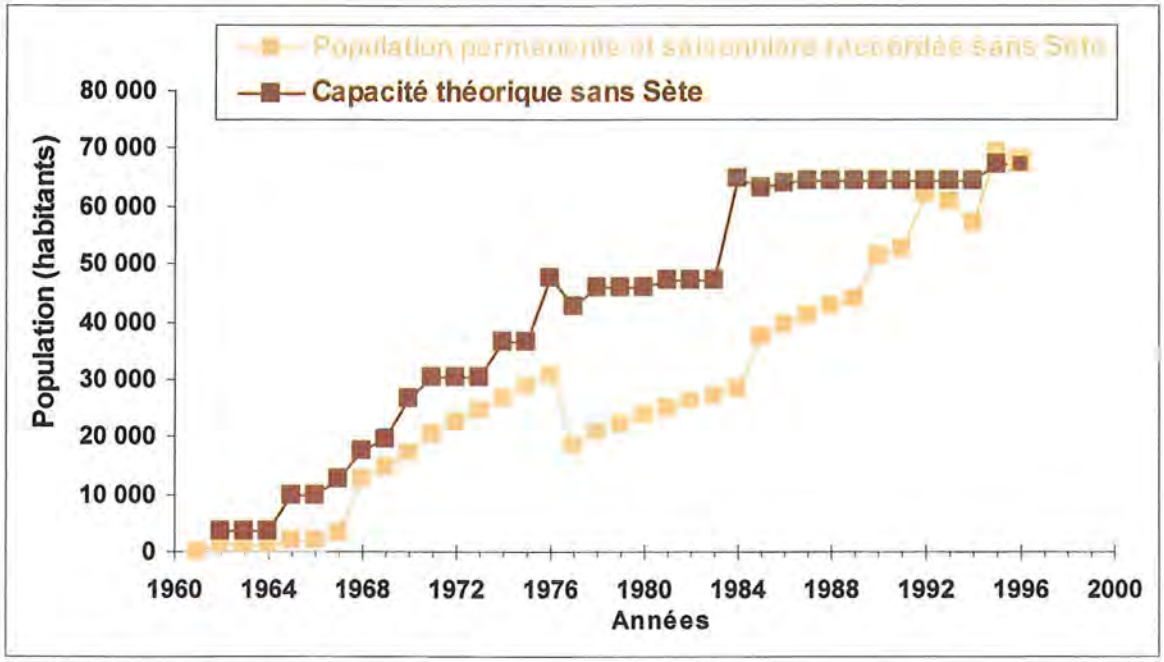
La cave de Montbazin n'a jamais été raccordée à la station d'épuration. La capacité théorique passe de 1500 à 2240 équivalents habitant en 1987.



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

La cave de Villeveyrac est raccordée à la station d'épuration de 1980 à 1993.

Figure 45 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Villeveyrac



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, Enquêtes, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 46 : Surcharge potentielle en période estivale à l'échelle du parc d'assainissement

La capacité d'accueil est un nombre d'équivalents habitant supplémentaire maximal pouvant se trouver sur le bassin versant lors de l'afflux touristique des mois de juillet et d'août.

On a une surcharge estivale potentielle lorsque :

PPRac + PSRAc > Capacité théorique

PPRac : Population permanente raccordée
PSRAc : Population saisonnière raccordée

La population saisonnière est inconnue avant 1968 si bien qu'avant cette date seule la population permanente raccordée est prise en compte.

La station d'épuration de Sète n'est pas prise en compte car étant donné le rejet en mer de ses effluents, un dysfonctionnement de cette station d'épuration n'affecte pas les apports à la lagune.

Rq. : En 1996, les deux valeurs sont totalement confondues ce qui explique pourquoi seule celle de la capacité théorique est visible sur le graphe.

8.3. Discussion

L'évaluation de la charge représentée par la population touristique et par les rejets d'une cave coopérative en période de vendanges permet de mettre en évidence les surcharges potentielles des stations d'épuration du bassin versant de Thau. Toutefois, les différences entre la capacité théorique des stations d'épuration et les charges calculées sont trop peu marquées pour affecter objectivement une surcharge ou non à la station d'épuration. Ainsi, il est préférable de raisonner à partir des efforts réalisés sur l'augmentation de la capacité théorique à l'échelle du bassin versant.

Comme cela a été montré, la capacité théorique totale du bassin versant est deux fois plus importante que la population permanente à partir de 1982. Toutefois, sans la station d'épuration de Sète, c'est dès 1976 que la différence entre la charge 1 et la capacité théorique est suffisamment marquée pour penser que les problèmes de surcharges en période estivale ont été pris en compte. Par contre, le problème semblerait se présenter à nouveau à partir de 1992, à la suite d'une augmentation rapide de la population permanente et saisonnière. En effet, le Schéma d'Assainissement de l'Hérault fait état, dans son rapport de juin 1995, de la nécessité d'augmenter la capacité théorique des stations d'épuration du bassin versant de Thau.

Au regard des remarques sur le fonctionnement des installations qui figurent dans le bilan annuel réalisé par le Satese et analysées pour l'année 1991 dans l'étude de la SIEE (1992), les dysfonctionnements liés au raccordement des caves coopératives semblent, quant à eux, subsister jusqu'à la dérivation totale des effluents vinicoles. Ceci serait lié aux caractéristiques de ces effluents (pH bas, forte concentrations en DBO_5 et DCO) qui, quelle que soit la capactié de la station d'épuration, perturbe le fonctionnement des bactéries épuratrices de la matière organique. Ceci explique la persistance des dysfonctionnements malgré les équipements pour pré-traiter les effluents vinicoles avant de les diriger vers la station d'épuration. Le bon fonctionnement du lagunage de Montbazin tout au long de l'année, seul à n'avoir jamais reçu d'effluents vinicoles, confirme ce type d'argumentation.

A partir de 1992, les caves coopératives s'équipent de bassins d'évaporation autonomes de traitement des effluents vinicoles. En effet, le Volet B (Assainissement) du Contrat de Baie pour l'étang de Thau prévoyait en 1992 d'équiper 8 caves coopératives du bassin versant de façon prioritaire. Le coût associé prévu était de 10 millions de francs.

En 1996, plus aucune cave coopérative n'est raccordée aux stations d'épuration du bassin versant de Thau. Le développement rapide des installations autonomes de traitement des

effluents s'explique par une vive incitation de l'Agence de l'Eau par une augmentation de la taxe et par une prime et/ou une aide à la construction de bassins d'évaporation.

Cette évolution du raccordement des caves coopératives aux stations d'épuration d'effluents domestiques, qui paraît aujourd'hui aberrant d'un point de vue technique, s'explique par deux raisons.

La première est que les désagréments liés au rejet direct des caves viticoles devaient prendre fin dans le contexte du début des années 1960 de prise de conscience des problèmes d'atteinte à la qualité des eaux. Les effluents vinicoles ont donc été dirigés vers les stations d'épuration des effluents domestiques, cette catégorie d'effluents etant alors considérée comme assimilable aux effluents domestiques.

La deuxième est que la charge organique que représente les rejets vinicoles était largement sous estimée par l'Agence de l'Eau (Tableau 27). Puis, suite à la répétition des dysfonctionnements des stations d'épuration, de nouvelles analyses des effluents vinicoles ont suscité la réévaluation des valeurs forfaitaires de pollution pour la redevance par l'arrêté du 28 décembre 1990[27]. Cette révision a été mise en application à partir de 1991 avec un étalement de la révision entre 1991 et 1996. Ces taux de pollution servant à calculer la redevance, il est évident qu'à cette évolution correspond une augmentation de la redevance à verser par les producteurs et négoces de vins. De plus, depuis 1993, selon le respect de la directive européenne du 21 mai 1991, les activités vinicoles dont la production est comprise entre 500 hl et 10 000 hl sont soumises à "déclaration" et celles dont la production dépasse 10 000 hl sont soumises à "autorisation", c'est à dire qu'elles s'inscrivent au sein de la nomenclature des "Installations Classées". La directive prévoyait alors la nécessité pour ces établissements de se doter d'une station d'épuration propre avant l'an 2000 pour tout rejet correspondant à une pollution de 4 000 équivalents habitant ou plus soit à partir d'une production de 40 000 hl. Les agences attribuent néanmoins une aide financière aux caves pour réaliser les installations de dépollution par un calcul de prime.

Il en résulte que la surcharge liée aux rejets des caves coopératives dans les stations d'épuration d'effluents domestiques du bassin versant de Thau est prise en compte jusqu'en 1995.

---

[27] Il s'agit de la réévaluation des valeurs anicennement fixées par arrêté interministériel du 28 octobre 1975 modifié le 21 décembre 1981.

9. FLUX DE PHOSPHORE D'ORIGINE DOMESTIQUE

9.1. Rappel sur l'équation générale

Les surcharges en période estivale sont appliquées pour l'ensemble des stations d'épuration du parc d'assainissement de 1968 à 1976 et de 1992 à 1996.

Les surcharges en période de vendanges sont appliquées de 1968 à 1995.

Les flux de phosphore générés par les effluents des caves coopératives sont pris en compte dans la partie qui porte sur l'estimation des apports par les effluents industriels.

Sans surcharges, l'équation générale des rejets annuels en phosphore d'origine domestique (D) est :

Pour la population permanente raccordée :

$D_0' = (100 - Rm)/100 \times (PPRac \times EH \times 365)$

Pour la population saisonnière raccordée :

$D_0'' = (100 - Rm)/100 \times (PSRac \times EH \times 62)$

Pour la population permanente non raccordée :

$D_0''' = PPNRac \times EH \times 365$

Pour la population saisonnière non raccordée :

$D_0'''' = PSNRac \times EH \times 62$

PPRac : population permanente raccordée à une station d'épuration

PPNRac : population permanente non raccordée à une station d'épuration

PSRac : population saisonnière raccordée à une station d'épuration

PSNRac : population saisonnière non raccordée à une station d'épuration

EH : équivalent habitant (gramme/habitant/jour)

Rm : rendement moyen annuel d'épuration en phosphore de la station d'épuration communale (%)

Avec des surcharges en période estivale, les rejets de la population raccordée sont les suivants :

Rejets traités de la population permanente raccordée à une station d'épuration

D_1 = [PPRac x EH x (365-62)] (100 - Rm)/100

Rejets non traités de la population permanente raccordée à une station d'épuration

D_1' = PPRac x EH x 62

Rejets de la population raccordée saisonnière

D_1'' = PSRac x EH x 62

Avec des surcharges en période de vendanges, les rejets de la population raccordée sont les suivants :

Rejets traités de la population permanente raccordée à une station d'épuration

D_2 = [PPRac x EH x (365-60)] (1-Rm)

Rejets non traités de la population permanente raccordée à une station d'épuration

D_2' = PPRac x EH x 60

Rejets de la population raccordée saisonnière

D_2'' = D_0''

Avec des surcharges en période estivale et en période de vendanges, les rejets de la population raccordée sont les suivants :

Rejets traités de la population permanente raccordée à une station d'épuration

D_3 = [PPRac x EH x (365 - 62 - 60)] (1-Rm)

Rejets non traités de la population permanente raccordée à une station d'épuration

D_3' = PPRac x EH x (62 + 60)

Rejets de la population raccordée saisonnière

D_3'' = D_1''

Pour récapituler, avant 1968, la population saisonnière n'est pas connue, il n'y a donc pas de surcharge estivale. Les caves coopératives rejettent dans le milieu naturel et n'affectent donc pas non plus le fonctionnement des stations d'épuration. Après 1968, la population saisonnière est connue et prise en compte dans le calcul de la population raccordée. Mais, entre 1976 et 1991, la capacité théorique est nettement supérieure à la population raccordée (Figure 46), il n'y a donc pas de surcharges estivales. Par contre, il y a une surcharge liée aux effluents vinicoles tant qu'une cave est raccordée à la station d'épuration (Tableau 25). **Donc :**

- de 1960 à 1967, les rejets générés par les effluents domestiques de la population permanente du bassin versant sont :

$$D = D_0' + D_0'''$$

- de 1968 à 1976 et de 1992 à 1995, les rejets générés par les effluents domestiques de la population du bassin versant sont les suivants :

$$D = (D_3 + D_3' + D_3'') + (D_0''' + D_0'''')$$

- de 1977 à 1991, les rejets générés par les effluents domestiques de la population du bassin versant sont les suivants :

$$D = (D_2 + D_2' + D_2'') + (D_0''' + D_0'''')$$

9.2. Résultats

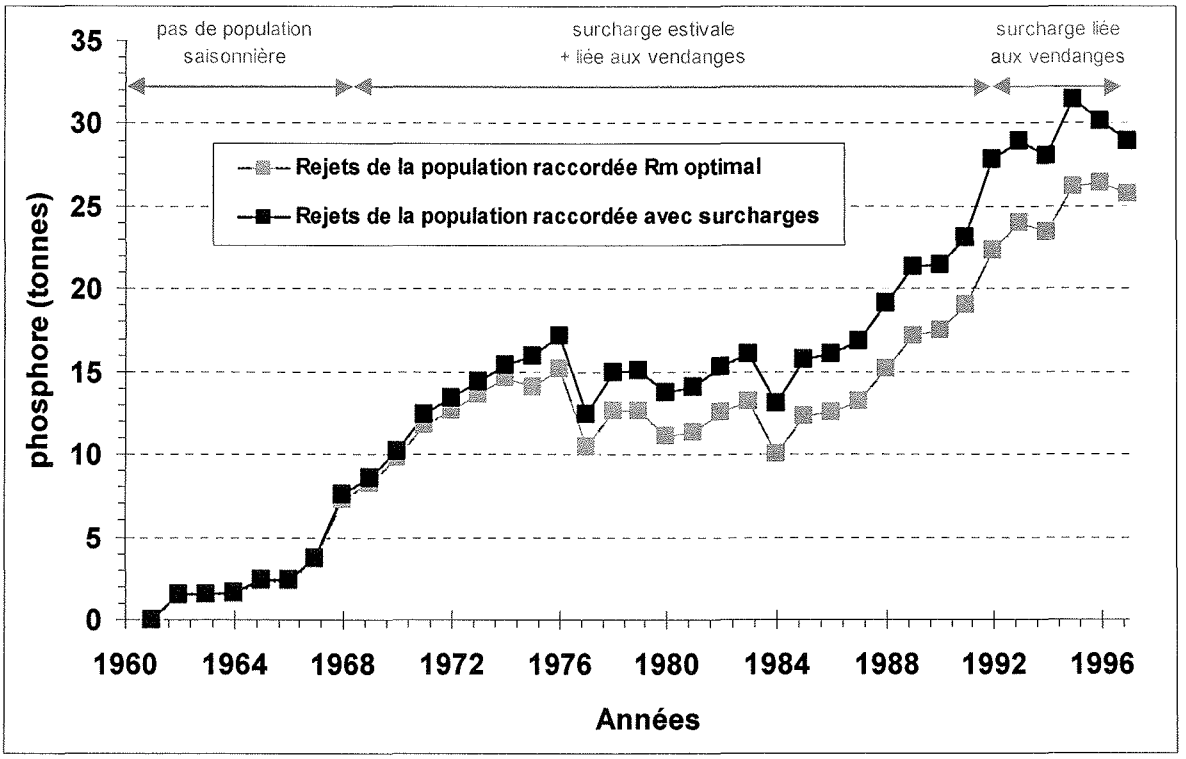
Les rejets supplémentaires générés par les surcharges en période estivale et en période de vendanges représentent au maximum 18% des rejets de la population raccordée sans surcharges avec 5,5 tonnes en 1992 (Figure 47). Au début de la période d'étude, l'effet des surcharges est négligeable puisque la population raccordée est très faible et que jusqu'en 1968 la population saisonnière n'est pas prise en compte.

Les rejets générés par la population non raccordée sont très élevés sur toute la période (Figure 48). Ils augmentent de 1960 à 1966 avec l'augmentation de la population permanente et celle sensible de l'équivalent habitant. Avec environ 10 tonnes par an, les rejets de la population non raccordée représentent toujours à l'heure actuelle 20% des rejets totaux domestiques (Figure 51).

Les rejets de la population raccordée n'ont cessé d'augmenter tout d'abord avec le raccordement progressif de la population puis avec l'accroissement démographique (Figure 49). La diminution de 1976 est liée à la déviation des effluents de la commune de Balaruc les Bains vers Sète, donc vers la mer. De même en 1984 pour les effluents de la commune de Balaruc le Vieux avec en plus l'installation des lagunages de Marseillan les Pradels, Poussan ainsi que le raccordement de la commune de Loupian au lagunage de Mèze. Enfin, les rejets augmentent plus rapidement à partir du milieu des années 1980 car tous les lagunages sont installés et que leur rendement diminue d'année en année. Les rejets sont sensiblement identiques en 1989 et 1990 en raison de l'application de la diminution de l'équivalent habitant en 1990 qui masque l'évolution de la population.

Puis, face à la stabilité du parc d'assainissement, les rejets augmentent depuis 1990 avec l'accroissement de la population, en attente du curage des bassins de lagunage qui devrait permettre une nouvelle augmentation du rendement d'épuration en phosphore.

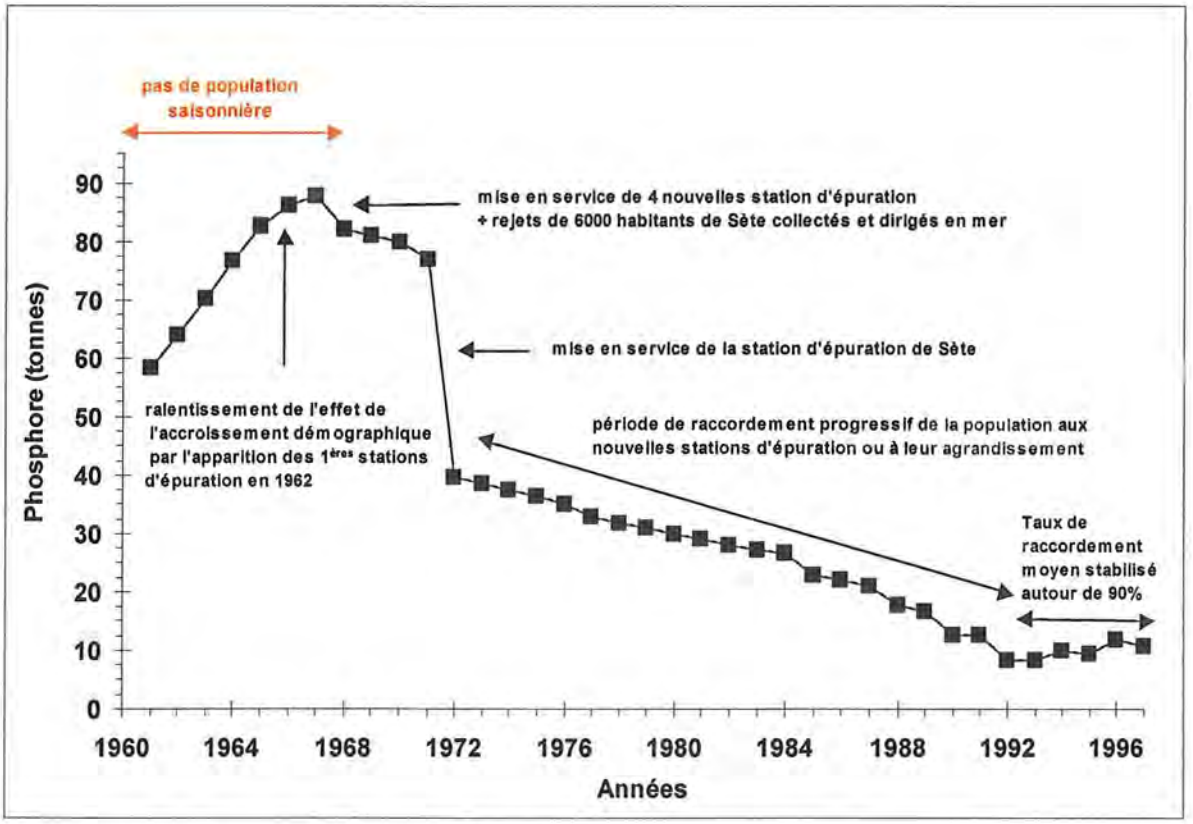
Les fluctuations entre 1993 et 1996 ne sont pas liées à la situation du parc d'assainissement mais aux variations de l'estimation de la capacité d'accueil touristique des communes.



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

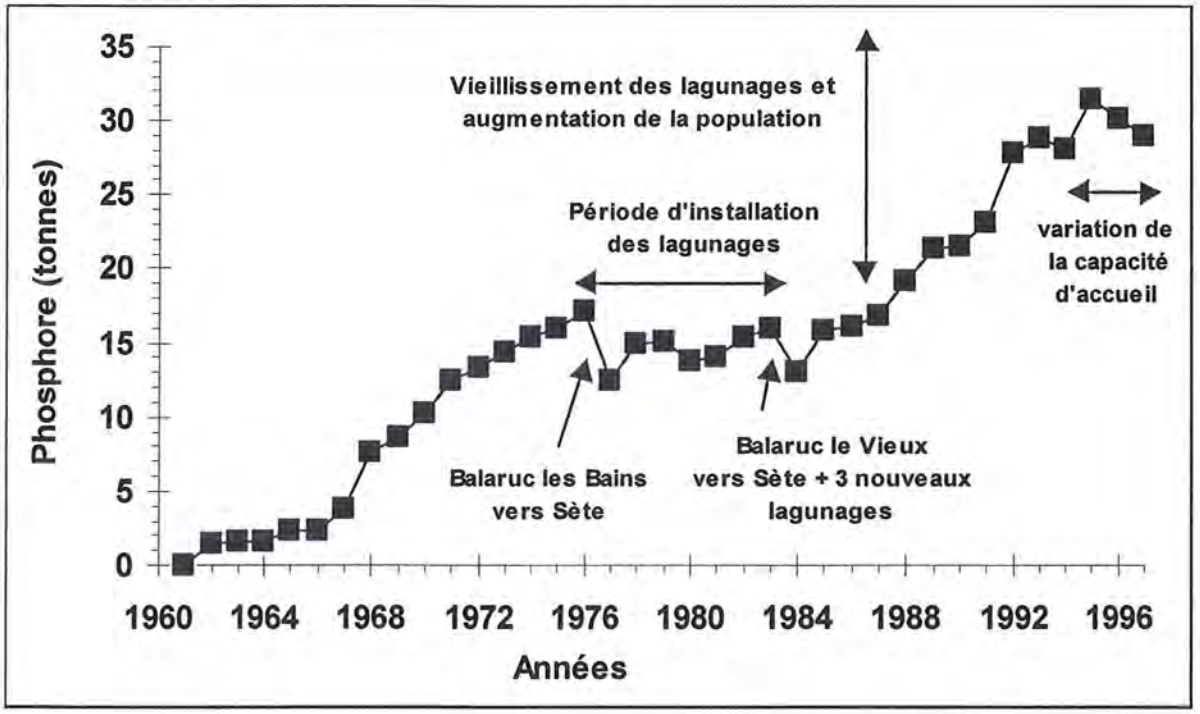
Figure 47 : Comparaison des rejets de la population raccordée avec et sans surcharges



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

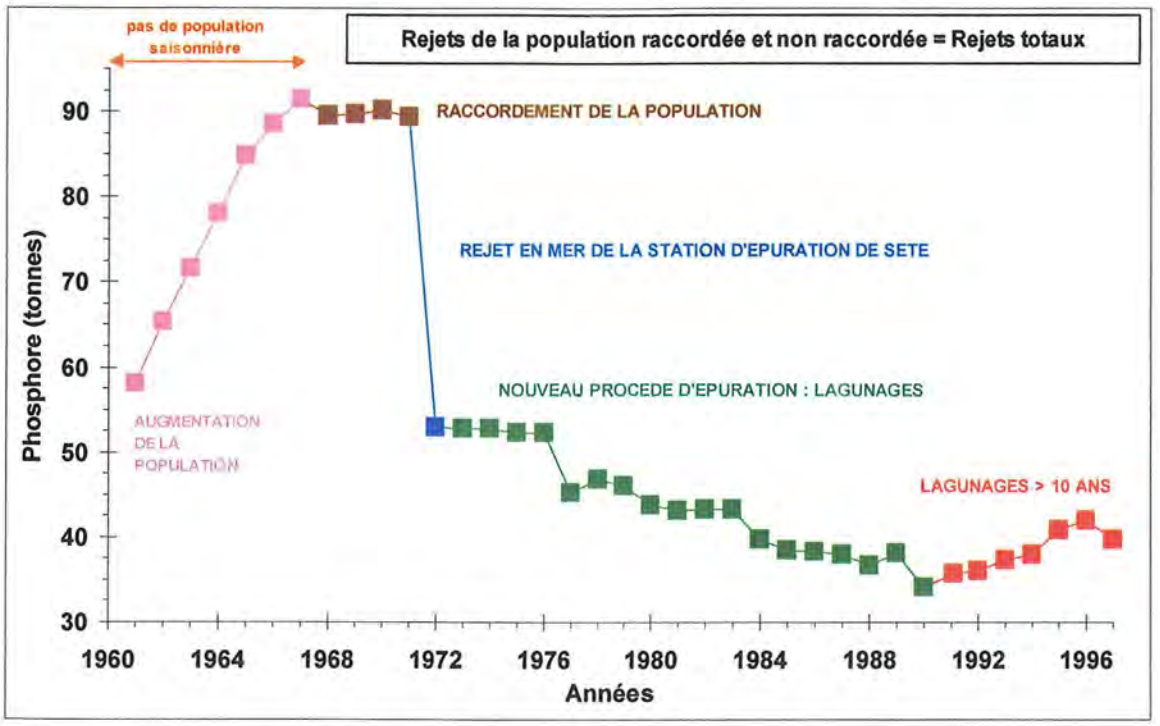
Figure 48 : Rejets de la population non raccordée permanente et saisonnière



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE

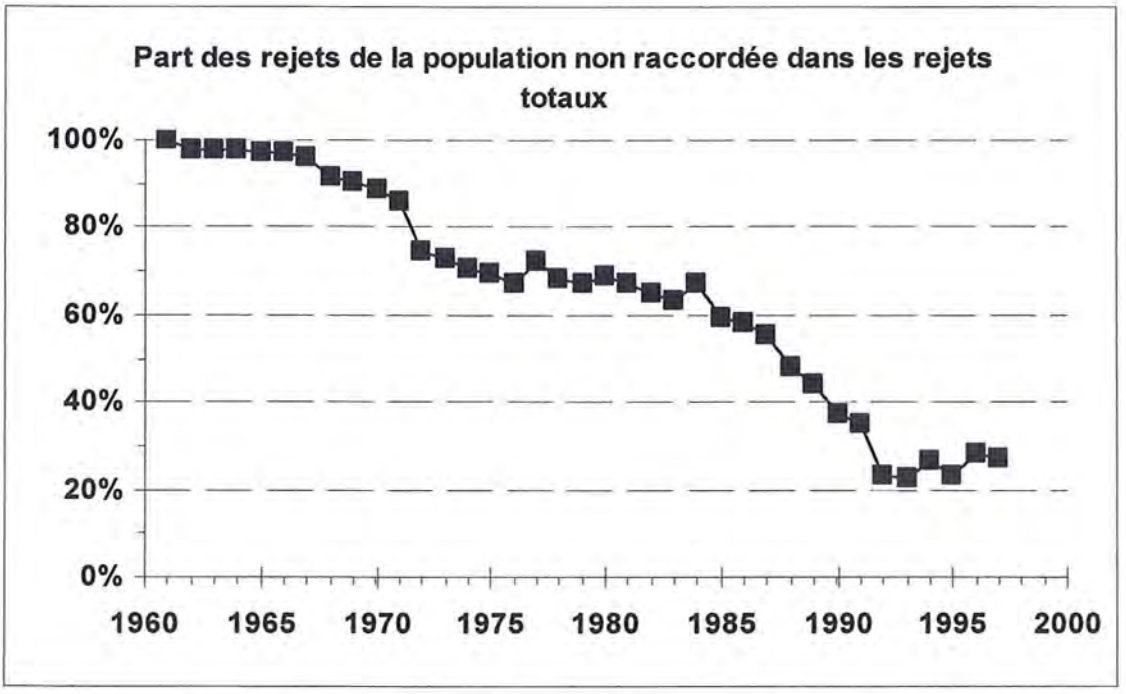
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 49 : Rejets de la population raccordée



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 50 : Rejets totaux



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, Caves coopératives, INSEE
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 51 : Part des rejets de la population non raccordée

9.3. Discussion

L'évolution des rejets en phosphore d'origine domestique sur le bassin versant de Thau est liée à une évolution conjointe de la population permanente, de son raccordement et des procédés d'épuration.

L'évolution du rejet moyen par habitant et celle des phénomènes de surcharges ne semblent avoir affecté que légèrement l'évolution des rejets, contrairement aux autres variables que sont l'évolution de la population, de son raccordement ainsi que le type de procédé utilisé.

Les périodes 1960-1967 et 1968-1972 sont les plus fluctuantes et en réel contraste. Ainsi, l'augmentation des rejets liée à l'accroissement démographique a été stoppée rapidement avec la mise en service des premières stations d'épuration.

Toutefois, au niveau des apports potentiels à la lagune, la mise en service des premières stations d'épuration n'a pas forcément eu un impact positif immédiat. En effet, avant les travaux de collecte des effluents domestiques, les effluents rejetés dans le bassin versant avaient une possibilité d'épuration par le milieu naturel (à l'exception des rejets directs dans la lagune pour les logements de communes de bordure de cette dernière). Ensuite, dans la période de travaux qui précède la mise en service des stations d'épuration, les effluents étaient collectés, donc concentrés en un point, mais non encore traités. Puis, les stations d'épuration à lits bactériens et à boues activées installées étaient très peu performantes à tout point de vue, comme le mettent en évidence les études de l'ISTPM (Sauvagnargues *et al.*, 1973) et du Setude en 1971[28]. Si bien que la période 1960-1975 a plus consisté en une accélération des apports des rejets générés par les effluents domestiques à la lagune qu'en une réelle épuration. En 1972, le rejet en mer de la station d'épuration de Sète, qui avait d'ailleurs comme objectif de limiter les contaminations des eaux de la lagune (Setude, 1969), a permis une vraie diminution des rejets et par conséquent des apports à la lagune. Ce d'autant plus qu'une partie des effluents était auparavant rejetée directement dans les canaux de Sète qui connectent la lagune et la mer. Le rejet en mer de la station d'épuration de Sète permet toujours de maintenir à un niveau bas les apports potentiels à la lagune avec le raccordement de Balaruc les Bains et de Balaruc le Vieux.

A partir de 1977, c'est le remplacement des procédés d'épuration classique par le lagunage naturel qui permet d'entretenir la diminution des rejets jusqu'en 1990. Ensuite, c'est

---

[28] Dès les années 1970, ces études sont entreprises pour préparer l'application de la Directive "eaux résiduaires". En 1975 est alors lancé le programme d'assainissement des communes.

l'évolution du rendement des lagunages et l'augmentation de la population qui déterminent l'allure de l'évolution des rejets.

10. ESTIMATION DES FLUX DE 1881 À 2015

D'ici 2015, les projections de l'INSEE prévoient un doublement de la population permanente par rapport à 1962. L'étude de l'évolution des rejets est proposée à partir d'hypothèses sur l'évolution du rendement des lagunages et sur l'évolution possible de l'équivalent habitant.

Les calculs sont toujours réalisés à l'échelle de la commune.

Les résultats sont présentés selon deux hypothèses, celle d'une stabilité de la population non raccordée à 20% de la population permanente et celle d'un raccordement de 100% de la population permanente.

10.1. Matériel et méthodes

Les rejets sont estimés de 1881 à 1959 puis de 2005 à 2015. Entre 1960 et 1996, il s'agit des rejets présentés précédemment. La méthode de calcul est la même.

La population permanente est la population sans doubles comptes des recensements généraux de la population de 1881 à 1999 et des projections de l'INSEE de 2005 à 2015 (base de données Omphale).

L'équivalent habitant est égal aux rejets métaboliques de 1881 à 1950, c'est à dire d'une valeur de 1,5 gramme par habitant et par jour. De 1950 à 1965 il augmente progressivement pour atteindre une valeur de 3,5g/hab/j.

Les scénarii portent sur les années 2005 à 2015. Les variables modifiées sont l'équivalent habitant (EH) et le rendement moyen annuel d'épuration en phosphore (Rm).

Scénario 1
EH : 3 g/hab/j.
Rm : les lagunages sont restés en l'état si bien que le Rm maximum est de 30%.

Scénario 2
EH : 1,5 g/hab/j. L'hypothèse faite est que la limitation de la teneur en phosphates dans les détergents est totale en 2005.

Rm : en 2005, tous les lagunages viennent d'être curés c'est à dire qu'ils retrouvent un Rm de 75% la 1ère année, ce qui devrait être le cas (Tableau 28).

Scénario 3

EH : 3 g/hab/j.

Rm : en 2005, tous les lagunages viennent d'être curés c'est à dire qu'ils retrouvent un Rm de 75% la 1ère année, ce qui devrait être le cas (Tableau 28).

10.2. Résultats

Dans le scénario n°1, c'est à dire si toute la population était raccordée à une station d'épuration les rejets en phosphore augmenteraient lentement pour atteindre environ 34 tonnes en 2015, valeur inférieure à celle de 1997. Toutefois, si la proportion de population non raccordée reste la même, les rejets se situeraient au niveau de ceux du milieu des années 1970.

Dans le scénario n°2, si toute la population était raccordée à une station d'épuration, les rejets seraient les plus bas jamais obtenus, malgré l'augmentation de la population. Toutefois, avec les rejets de la population non raccordée, ils seraient, en 2015, proches de ceux de 1997.

Dans le scénario n°3, si toute la population était raccordée à une station d'épuration, les rejets en phosphore seraient très faibles en 2005 mais augmenteraient rapidement avec de nouveau une diminution du rendement par l'accumulation des boues dans les bassins de lagunage. Ils seraient alors du même ordre de grandeur que dans le scénario 1 en 2015.

10.3. Discussion

Dans tous les cas projetés, les rejets en phosphore d'origine domestique ne retrouveraient pas l'ampleur de ceux de la fin des années 1960, notamment grâce au rejet en mer de plus de la moitié des rejets de la population du bassin versant qui est raccordée à la station d'épuration de Sète.

Le poids des rejets de la population non raccordée sont déterminants dans l'évolution des apports potentiels à la lagune. Il est cependant fort probable qu'à l'heure actuelle les rejets de la population non raccordée soient presque tous traités dans des assainissements autonomes bien conçus et bien suivis. Par conséquent, ils ne contriburaient pas aux apports en phosphore à la lagune. De plus, le taux de raccordement augmente toujours à l'heure

actuelle. Enfin, si l'urbanisation continue, de nouvelles stations d'épuration seront certainement mises à l'étude dans de nouveaux sites de concentrations urbaines de type lotissement. Ainsi, les rejets en phosphore d'origine domestique devraient plus se rapprocher des valeurs qui correspondent à un raccordement de 100% de la population.

Le scénario 3 est ainsi le plus probable, comme le montre le Tableau 28. Toutefois, il suppose que le curage des bassins de lagunage ramène à un rendement épuratoire en phosphore similaire à celui de sa première mise en service.

Le scénario 2, bien qu'utopique, est tout à fait envisageable dans un contexte général de limitation de la teneur en phosphates des détergents. De plus, de nouvelles technologies ont déjà montré la possibilité de laver les textiles sans détergents (Lagarde, 1998). Ainsi, il n'est pas improbable que les quantités de phosphore rejetées par la population diminuent de manière importante.

11. CONCLUSION

Les rejets en phosphore d'origine domestique sont passés de 58 tonnes en 1961 (pas de station d'épuration) à 40 tonnes en 1997. Toutefois, en 1970, les rejets atteignent 90 tonnes en raison de l'augmentation conjointe de la population et de la valeur de l'équivalent habitant. Entre 1970 et 1997, c'est donc une diminution de 56% qui s'est produite avec -41% en 1972 par le rejet en mer de la station parallèlement à la population et la perte d'efficacité d'épuration du phosphore des lagunages. Toutefois, malgré l'augmentation de la population depuis 1968, les rejets ont diminué.

D'un point de vue méthodologique, l'estimation des rejets en phosphore d'origine domestique pourrait être affinée par une plus grande précision sur le taux de raccordement et sur le devenir des effluents de la population non raccordée.

Pour la première partie de l'étude, les rendements d'épuration des stations d'épuration sont faibles et l'estimation souffre essentiellement d'un manque d'informations sur la population raccordée. A partir de 1985 où 80% de la population est raccordée, c'est plutôt le fait de ne pouvoir attribuer un rendement épuratoire en phosphore à chaque installation qui pose problème. Aujourd'hui, l'évaluation du rendement moyen annuel d'épuration du phosphore par les stations d'épuration devrait être facilitée par un plus grand nombre de mesures qui comprennent de manière beaucoup plus systématique le suivi des débits en entrée et en sortie de station d'épuration.

A partir des années 1990, on peut supposer que la population non raccordée dispose d'assainissements autonomes bien conçus et bien suivis. L'impact de la population non raccordée sur la lagune de Thau est donc nul.

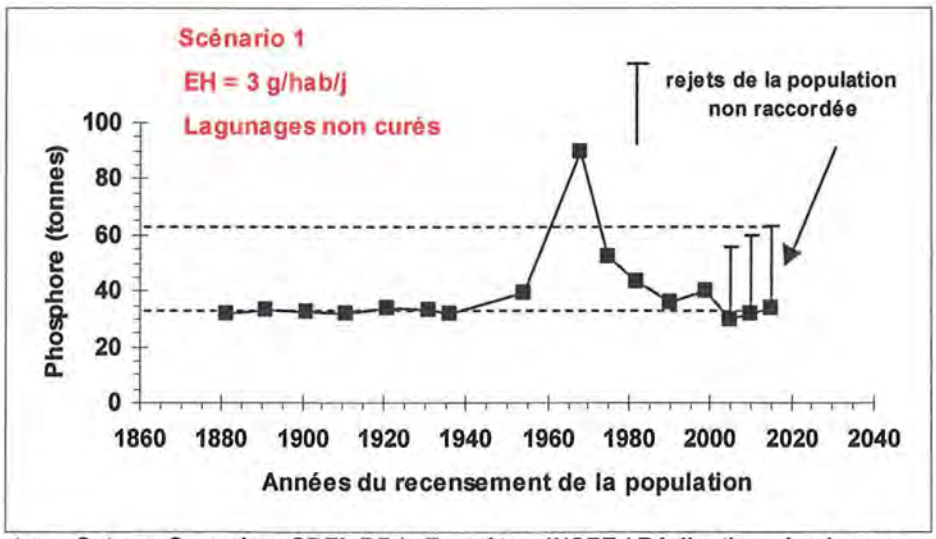
Par contre, jusqu'en 1954, la tinette passe pour le ramassage des effluents domestiques dans le centre du village de la commune de Mèze. Les quantités collectées sont ensuite rejetées dans les marais qui longent la lagune (Camas et Fraissinet, 1989). Les travaux sur les réseaux d'eaux usées n'ont pas dû être très antérieurs à ces années là. Si bien que la population non raccordée ne dispose pas d'assainissement autonome. Lors des travaux de raccordement de la population aux stations d'épuration également en cours d'installation, les effluents collectés qui se rejetaient auparavant dans le bassin versant sont concentrés. Il s'acheminent alors beaucoup plus rapidement à la lagune de Thau. Ensuite, les premières stations d'épuration fonctionnent assez mal comme en témoignent les études de l'époque (Sauvagnargues *et al.*, 1971). Si bien que de 1962 à 1975, si les rejets en phosphore amorçent leur diminution dans l'absolu, les apports à la lagune ont dû augmenter. Toutefois, la déviation en mer des effluents de Sète en 1972, puis ceux de Balaruc les Bains en 1977 et de Balaruc le Vieux en 1984 permet une diminution effective des apports de phosphore à la lagune. Ensuite, le remplacement des stations d'épuration classiques par des lagunages permet à la diminution de se continuer. Aujourd'hui, l'évolution des rejets dépend de l'entretien des lagunages naturels.

Tableau 28 : Prévision de curage des lagunages du bassin versant de Thau

Lagunages	Prévision de curage
Gigean	été 2001
Marseillan les onglous	2005
Marseillan les Pradels	2005
Mèze	2005
Montbazin	2002
Pinet-Pomerols	2005
Poussan-Bouzigues	2002-2003
Villeveyrac	2002

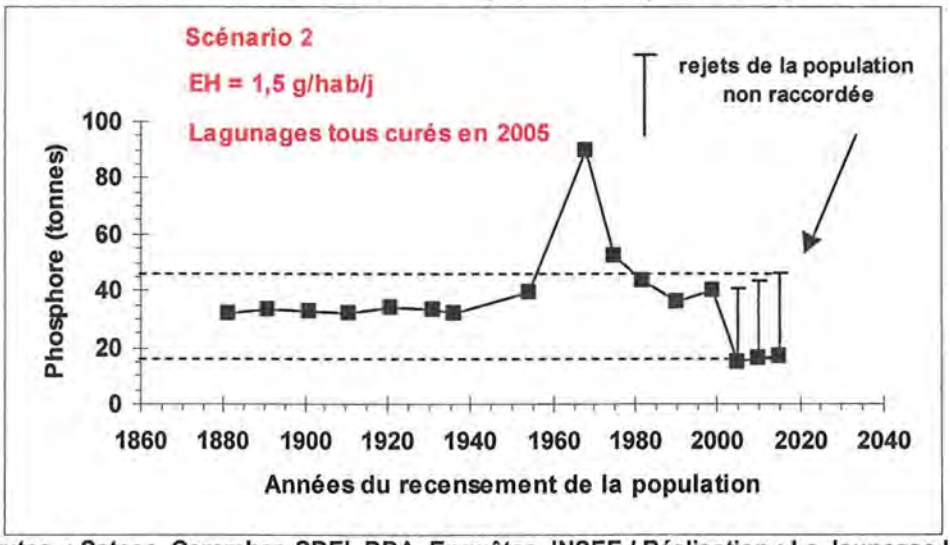
Sources : Ceremher, SDEI, commune de Pinet-Pomerols.

Les prévisions de curages sont réalisées à partir d'une évaluation du taux de remplissage des bassins, c'est à dire du niveau de boues présentes. Sur la période d'étude (1970-1994), aucun des lagunages n'a été curé et seul le bassin de tête du lagunage de Mèze a été curé pour partie en 1994.



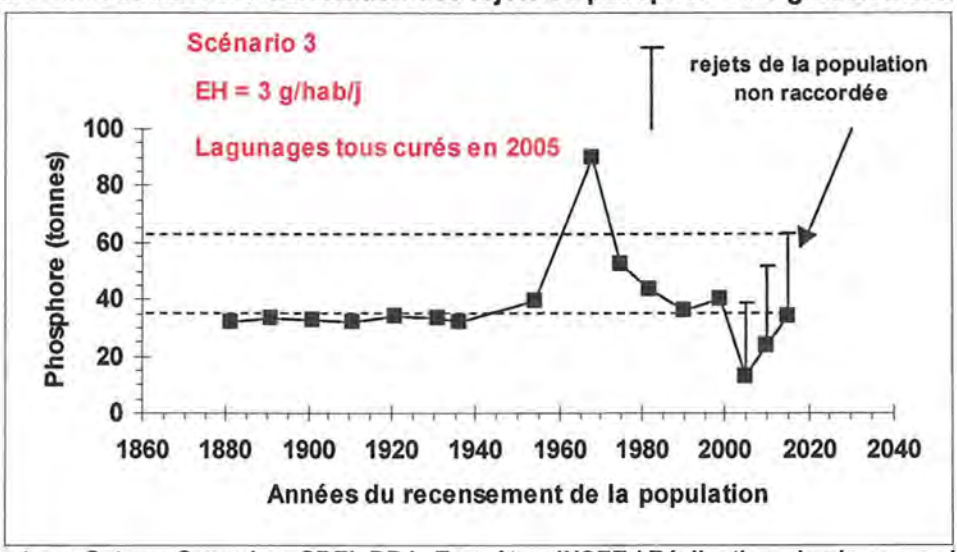
Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, INSEE / Réalisation : La Jeunesse I., 2001

Figure 52 : Scénario n°1 d'évolution des rejets en phosphore d'origine domestique



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, INSEE / Réalisation : La Jeunesse I., 2001

Figure 53 : Scénario n°2 d'évolution des rejets en phosphore d'origine domestique



Données brutes : Satese, Ceremher, SDEI, DDA, Enquêtes, INSEE / Réalisation : La Jeunesse I., 2001

Figure 54 : Scénario n°3 d'évolution des rejets en phosphore d'origine domestique

CHAPITRE III

Evolution des rejets industriels

TABLE DES MATIERES

1. INTRODUCTION **146**

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES **149**

2.1. Pollution brute **151**
2.1.1. Coefficient spécifique 151
2.1.2. Grandeur caractéristique 152

2.2. Pollution nette **152**
2.2.1. Pollution moyenne annuelle 153
2.2.2. Localisation du point de rejet 154

2.3. Reconstitution de la série **155**

3. RÉSULTATS **158**

4. DISCUSSION **162**

5. CONCLUSION **164**

1. INTRODUCTION

La création des Agences de Bassin (Agence de l'Eau) a donné lieu à l'instauration d'un mode de taxation de la pollution des eaux dont les recettes leur permettent de financer des travaux de lutte contre la pollution et la réduction de ses conséquences. Cette redevance, dont les taux sont définis après consultation du Comité de Bassin, perçue auprès de tous les usagers de l'eau dont les industries, est fonction de la pollution rejetée[1].

Au niveau national, la quasi-totalité des industries importantes est aujourd'hui équipée de stations d'épuration autonomes qui permettent un abattement compris entre 70% et 80% sur les matières oxydables[2], donc la matière organique, et entre 80% et 90% sur les matières toxiques. En 1994, quelques 1 200 établissements ont ainsi effectué un investissement pour la prévention de la pollution des eaux, correspondant à un montant total de travaux de 1,8 milliard de francs. Ces investissements représentent plus de la moitié (56%) des investissements de protection de l'environnement (air : 23% ; déchets : 17% ; bruit : 4%)[3] (RNDE[4], 1995). Les Agences de l'Eau apportent aux établissements industriels des aides importantes qui peuvent représenter jusqu'à 60% des travaux. Au total, le montant des aides provenant des agences de l'eau affecté à la lutte contre la pollution des eaux d'origine industrielle correspond à un volume de travaux de 11 milliards pour le programme quinquennal 1992-1996 contre 6,4 milliards pour le programme précédent.

Entre 1974 et 1995, la pollution industrielle rejetée en France en matières oxydables a regressé de 54% et celle en toxiques de 74% (Agence de l'Eau)[5]. Or, les rejets en phosphore sont souvent associés à des rejets en matières oxydables[6] et en matières en suspension. La mise en application dans les années 1970 de la redevance pollution des eaux, gérée par l'Agence de l'Eau, a donc probablement aussi permis une diminution des rejets des industries du bassin versant de Thau.

Les industries présentes sur le bassin versant de Thau (Figure 55) sont essentiellement de nature chimique (industries d'engrais) et de nature agro-alimentaire (vins, olives et autres

---

[1] Pour plus d'informations sur ce point consulter, entre autre, la thèse de Nathalie Lewis, 2001.

[2] Annexe 20

[3] Source : Sessi (Service des Statistiques Industrielles)

[4] Réseau National des Données sur l'Eau : http://www.rnde.tm.fr/francais/frame/sygen.htm.

[5] http://www.agence_eau.fr

[6] Annexe 20

condiments, conditionnement de sardines et d'anchois)[7]. Les industries chimiques provoquent des rejets importants en nutriments minéraux alors que les industries agro-alimentaires contiennent essentiellement dans leurs effluents de grandes quantités de matières organiques et de matières en suspension.

Si les caves vinicoles sont présentes dans toutes les communes, les activités industrielles ont toujours été concentrées sur le complexe industriel Sète-Frontignan-Balaruc. Les industries chimiques sont regroupées en bordure de la lagune (étang des eaux blanches) avec la première unité installée en 1894 (Verlaque, 1971). Les industries agro-alimentaires sont, quant à elles, regroupées autour du canal de la Peyrade. Ainsi, les rejets sans traitement dans le milieu naturel concernent directement les eaux de la lagune.

Les modalités de calcul de la redevance pollution des eaux versée à L'agence de l'Eau sont définies par le décret n° 75 996 et l'arrêté du 28 octobre 1975 ainsi que par les textes modificatifs. Toutefois, après consultation, les modalités sont les mêmes depuis la création des Agences, donc depuis le début de la période d'étude (1971). Or, le calcul n'est autre qu'une estimation des rejets des industries concernées par la redevance. Il faut noter que les fichiers de l'Agence de l'Eau pour le calcul forfaitaire de l'assiette de redevances représentent la source la plus homogène et la plus complète d'informations sur les industries du bassin versant sur la période d'étude. Les rejets en phosphore d'origine industrielle sont donc estimés à partir des fichiers disponibles à l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. L'interprétation de ces estimations est complétée par des recherches bibliographiques sur la nature des rejets.

---

[7] Les industries d'hydrocarbures concernent effectivement plus l'étang d'Ingril qui est situé juste à l'est de la lagune de Thau sur la commune de Frontignan. Le canal du Rhône à Sète traverse l'étang d'Ingril et la lagune de Thau.

Sources : Enquêtes, Agence de l'Eau, SIEE 1992
Fond de graphique : BD Carto, IGN

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

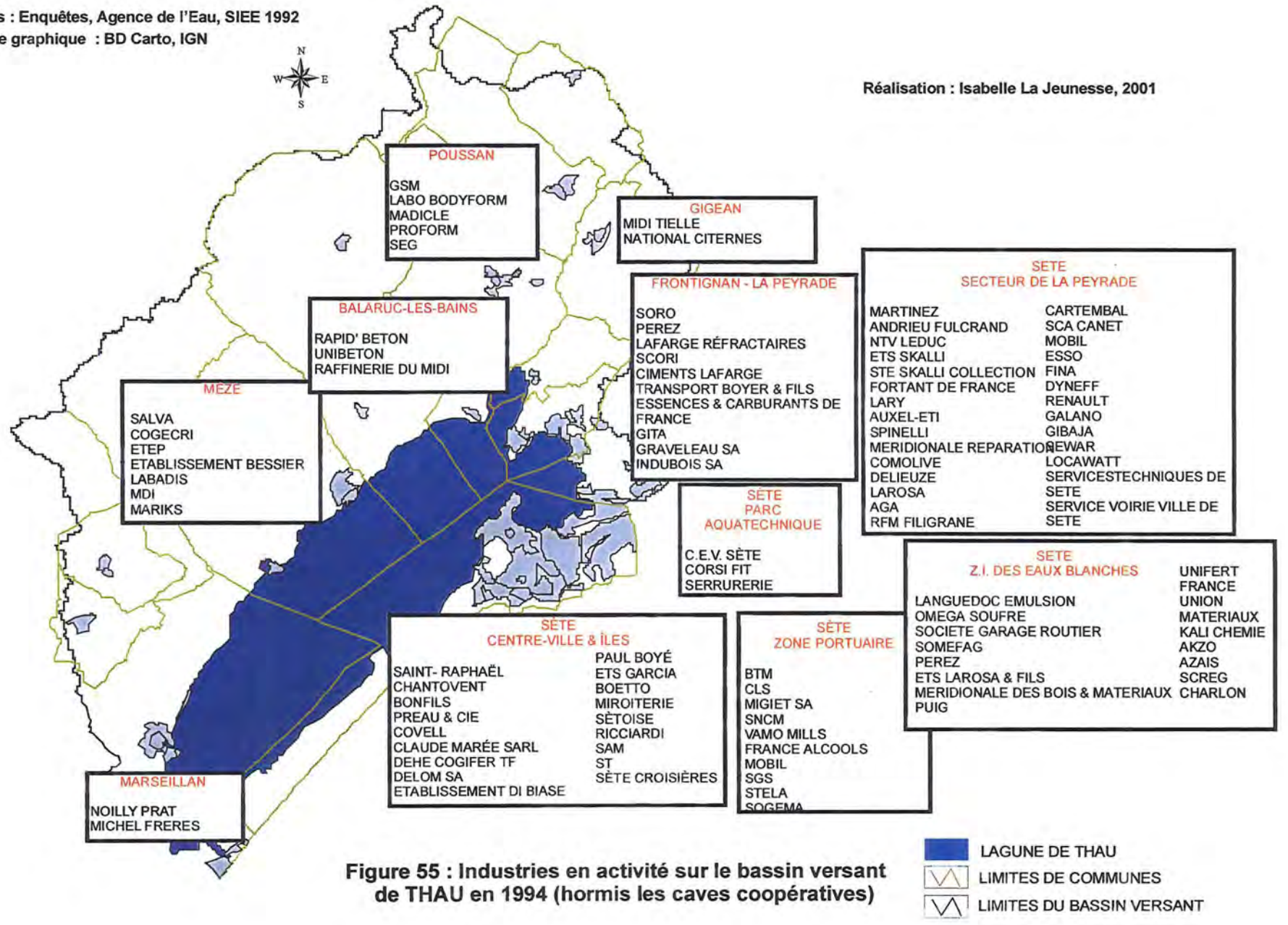


Figure 55 : Industries en activité sur le bassin versant de THAU en 1994 (hormis les caves coopératives)

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

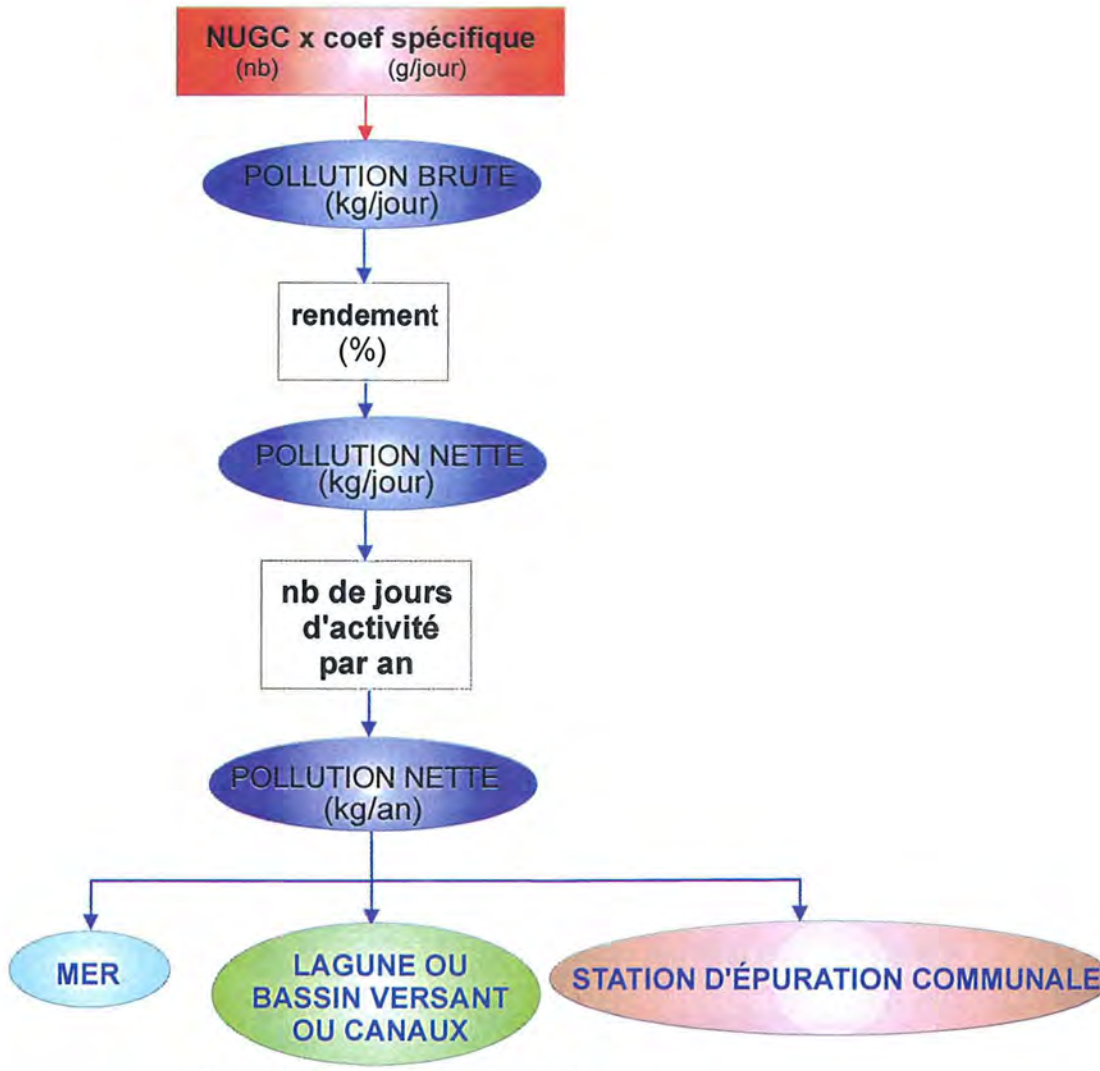
Les conclusions d'enquêtes menées auprès des principales industries montrent qu'il fallait se tourner vers d'autres sources d'informations pour reconstituer les flux de phosphore rejetés dans la lagune de Thau depuis 1970, les archives n'étant conservées que quelques années. Or la base de données la plus complète pour l'étude de l'évolution des rejets industriels est celle de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse basée à Lyon. En effet, par chance, tous les fichiers de redevance du bassin RMC, sachant que les plus anciens remontent à 1971, ont été conservés.

Les quantités moyennes pour chacun des paramètres qui intéressent l'Agence de l'Eau (Annexe 20) rejetées dans le milieu naturel par type d'activité sont recensées dans un tableau d'estimation forfaitaire (TEF) édité par le Journal Officiel relatif à la redevance sur la pollution des eaux. Ces quantités ont été évaluées à partir de mesures sur quelques industries. L'estimation du rejet est dite forfaitaire car le rejet est exprimé par unité d'un élément de conversion appelé grandeur caractéristique (unité de production, unité d'emploi, unité de consommation de matières premières...) et non à partir de mesures systématiques en sortie de chaque industrie. L'estimation faite postule que par grandeur caractéristique, le rejet est le même pour n'importe quelle industrie. Les limites de la méthode sont donc dans la limite de la représentativité des valeurs du tableau d'estimation forfaitaire pour l'ensemble des activités de même type. Le nombre d'unités de grandeurs caractéristiques des éléments de conversion est issu de déclarations annuelles réalisées par les industriels eux-mêmes.

L'estimation du rejet fait appel à trois catégories de variables :

- les paramètres de pollution,
- les codes d'activités (Annexe 21) et les coefficients spécifiques de pollution (Cs),
- les grandeurs caractéristiques (GC) et leurs nombres d'unités (NUGC).

Le calcul s'effectue en deux étapes : celui de la pollution brute et celui de la pollution nette. Ensuite, la localisation du point de rejet détermine si ce rejet gagne ou non la lagune de Thau. La méthodologie du calcul est représentée schématiquement dans la Figure 56.



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

NUGC : nombre d'unités de la grandeur caractéristique

Figure 56 : Représentation schématique de l'estimation des rejets en phosphore d'origine industrielle

2.1. Pollution brute

La pollution brute (P_b) est la pollution produite par le traitement de la matière première pour aboutir au produit fini, c'est à dire celle qui sort des ateliers de fabrication avant tout dispositif de dépollution. Elle est proportionnelle à l'activité :

Pollution Brute (P_b) = Grandeur caractéristique (GC) x Coefficient spécifique (Cs)

(kg) Emplois, unités : t, hl... de produits finis ou de matières premières (kg/GC)

Pour faire le calcul, il faut tout d'abord :

- classer l'activité visée dans l'une des catégories, puis,
- connaître le nombre d'unités de la grandeur caractéristique (NUGC), et enfin,
- multiplier ce nombre par les coefficients spécifiques (Cs) forfaitaires du TEF.

Chaque année, les industriels remplissent un questionnaire assez complet destiné à l'Agence de l'Eau. Il permet de classer l'activité et il comprend les productions (les NUGC) annuelles détaillées mois par mois. En effet, le calcul de la redevance se base sur la production du jour moyen du mois d'activité maximale.

2.1.1. Coefficient spécifique

Le coefficient spécifique (Cs) est une valeur fixe par type d'activité industrielle codée (classement par 3 chiffres de 1971 à 1974[8] puis par une lettre et 3 chiffres depuis 1976[9]. A partir de l'intitulé de l'activité décrite et des taux du TEF et à l'aide du personnel de l'Agence, la correspondance entre les deux tableaux a pu être établie). Les activités sont classées dans un tableau d'estimation forfaitaire (TEF)[10] annexé à l'arrêté du 28 octobre 1975.

Les coefficients spécifiques du tableau d'estimation forfaitaire sont établis pour un état donné des technologies de production vis-à-vis de l'environnement à partir d'un ensemble de résultats de mesures réalisées sur des effluents provenant d'un échantillon d'établissements exerçant l'activité concernée. Lorsque les coefficients sont jugés inadaptés pour un établissement donné, l'Agence ou le redevable a la possibilité (conformément à l'article 4 du

---

[8] Equivalence des codes retrouvée grâce aux documents conservés par J. Fromentin, Agence de l'Eau de Lyon, *Comm. Pers.*, 1999.

[9] Certains coefficients ne figurent pas dans le TEF et ont été recherchés (M. de Uffreddy, Agence de l'Eau de Lyon, *Comm. Pers.*, 1999 ; F. Burtin, Agence de l'Eau de Montpellier, *Comm. Pers.*, 1999)

décret du 28 octobre 1975 et de l'article 7 de l'arrêté de 1975) de demander que la pollution brute et nette soient estimées par des mesures de la pollution réelle.

2.1.2. Grandeur caractéristique

La grandeur caractéristique est l'élément descriptif de l'activité industrielle, ce que l'on peut appeler l'unité nécessaire à la conversion du coefficient spécifique en pollution. Il s'agit du produit fini ou de la matière première. A défaut, l'activité peut être décrite par le nombre d'employés ayant travaillé au moment de l'activité maximale. L'emploi comme grandeur caractéristique est révisé en fonction des nouvelles technologies de production.

2.2. Pollution nette

La pollution nette est la pollution rejetée par l'établissement, dans le milieu aquatique ou dans un égout extérieur, c'est-à-dire celle qui franchit les limites juridiques de l'établissement et échappe à son contrôle. Ceci ne signifie pas qu'elle atteint obligatoirement le milieu naturel : en effet, elle peut être acheminée par un réseau d'égoûts vers un dispositif de traitement externe à l'établissement, par exemple une station d'épuration communale ou une station industrielle collective.

Dans le cas où une entreprise n'est pas équipée d'un dispositif de dépollution, la pollution nette est assimilée à la pollution brute.

Par contre, si elle en est équipée, la pollution nette peut se calculer comme suit:

Pn	=	Pb	-	Pe
pollution nette		pollution brute		pollution éliminée (ou abattement)
kg		kg		kg

La pollution éliminée, Pe, utilisée dans l'équation ci-dessus, est égale à la pollution traitée (Pt) dans le dispositif (obligatoirement inférieure à la pollution brute) multipliée par le rendement :

Pe	=	Pt	x	r
pollution éliminée		pollution traitée		rendement
kg		kg		%

---

[10] exemple de tableau présenté en Annexe 21.

avec, pour un paramètre donné, $r = 1 - \dfrac{Ps \text{ (pollution sortante)}}{Pt \text{ (pollution traitée)}}$

De plus, si toute la pollution brute est traitée, on a $\begin{cases} Pt = Pb \\ \underline{et} \\ Ps = Pn \end{cases}$

La pollution nette est donc le rejet qui sort de l'entreprise un jour normal du mois d'activité maximale de l'unité. Soit elle figure directement dans les fichiers de l'Agence, soit il faut estimer la pollution éliminée.

Par rapport à nos préoccupations, cette pollution doit être traduite en rejet annuel. Puis, il reste à localiser les points de rejet c'est à dire savoir si les effluents rejoignent la lagune ou des installations de traitement externes à l'industrie.

2.2.1. Pollution moyenne annuelle

L'activité industrielle est le plus souvent irrégulière dans l'année. Elle dépend de la disponibilité des matières premières et répond à une demande qui toutes deux peuvent varier dans l'année. Ainsi, les redevances dues chaque année au titre de la détérioration de la qualité de l'eau sont assises sur la quantité de pollution produite un jour normal du mois de rejet maximal. Les assiettes de redevance ne sont pas des quantités de pollution moyenne mais des flux au jour normal du mois de rejet maximal (flux journalier en kg/jour ou en ket/jour).

Une estimation de ce rejet moyen est basée, sauf exception, sur des mesures réalisées pour chaque type d'activité. Les grandeurs caractéristiques du coefficient spécifique de pollution sont inclues au tableau d'estimation forfaitaire (TEF) du calcul de la redevance. Ainsi, quelle que soit l'industrie, le calcul de sa pollution brute du jour normal du mois d'activité maximale se fait à partir de son nombre d'unités de grandeurs caractéristiques et du coefficient spécifique de pollution du type d'activité (Figure 56).

Pour passer d'un flux journalier à un flux annuel, il faut multiplier la pollution nette par le nombre de jours d'activité de l'industrie. Le *"nombre de jours moyens de pointe"*[11] pour les industries du bassin versant de Thau est connu a priori (Albigès *et al.*, 1991), sauf

[11] Albigès *et al.*, p.22

notification de l'Agence sur le rythme particulier de l'activité dans le Tableau d'Estimation Forfaitaire (TEF). Les valeurs retenues sont :

- 150 jours pour les distilleries,
- 60 jours pour les caves,
- 250 jours pour les autres industries, sur la base d'une activité régulière de 5 jours par semaine.

La pollution nette journalière multipliée par le nombre de jours d'activité donne la pollution nette annuelle.

Etant donné les modalités de calcul, le flux estimé est un rejet maximal de l'industrie concernée. En effet, ce mode d'estimation ne tient pas compte des variations intermensuelles de pollution mais permet d'estimer une quantité théorique maximale rejetée dans le milieu naturel. Par contre, l'évolution de ces valeurs rend bien compte cours des années.

2.2.2. Localisation du point de rejet

Les flux de pollution nette sont dirigés soit vers le milieu naturel, soit vers une station d'épuration, soit vers la mer. Les fichiers de l'Agence comportent une information sur le type de raccordement de l'industrie. Cette information est donnée par les industriels eux-mêmes lorsqu'ils complètent le questionnaire annuel envoyé par l'Agence :

RR : raccordement à un réseau d'eaux usées exprimé en % de la totalité des effluents produits,

RS : raccordement à une station d'épuration exprimé par oui ou par non.

L'Agence a constaté que cette information n'est pas fiable parce que souvent, *"dès qu'ils rejetaient leurs effluents dans un tuyau, les industriels pensaient être raccordés à un réseau"*[12]. Cette information est donc utilisée avec beaucoup de précautions. Le croisement de sources bibliographiques (Setude, 1969 ; SIEE, 1992) avec les renseignements de l'Agence[13] ont permis de savoir si les industries étaient ou non raccordées à une station d'épuration et de localiser les points de rejets des industriels[14].

---

[12] J. Fromentin, Agence de l'Eau de Lyon, *Comm. Pers.*, 1999

[13] Les coordonnées géographiques des points de rejets sont connus pour certaines industries (M. Gasnier et B. Parard, Agence de l'Eau de Lyon, *Comm. Pers.*, 1999)

[14] Compléments d'information de l'Agence avec les coordonnées géographiques des points de rejets de certaines industries (S. Ouared et B. Parard, Comm. Pers., Agence de l'Eau de Lyon, 1999)

Les hypothèses prises sont les suivantes :

- 100% de raccordement à une station d'épuration communale[15] = 0% de rejet vers Thau,

- rejet en mer = 0% de rejet vers Thau,

- rejet dans les canaux de Sète et de la Peyrade (entre Sète et Frontignan) compris dans le bassin versant de Thau = 100% de rejet vers Thau.

Les industries qui ne rejettent pas leurs effluents dans la lagune de Thau sont éliminées à ce stade du calcul.

Egalement, les activités portuaires qui sont tournées vers la mer ne sont pas prises en compte, même s'il peut arriver que des échanges se produisent par les canaux de Sète, notamment à l'occasion de certains trafics. De plus, contrairement à d'autres polluants de type métaux, les rejets potentiels en termes de phosphore sont probablement minimes.

2.3. Reconstitution de la série

Le Tableau 29 récapitule l'ensemble des données retrouvées dans les archives papiers de l'Agence de l'Eau. Seules les années 1990 à 1995 étaient disponibles sous fichiers informatiques. Toutes les années ont été saisies sauf les années 1972 et 1975 pour lesquelles les archives n'ont pas été retrouvées.

Avant tout chose, C et NC signifie concerné et non concerné par la redevance pollution des eaux. Cette notion intervient à partir de 1977. En effet, même si tout établissement industriel doit répondre à la déclaration de l'Agence de l'Eau en début d'année, en fonction de la déclaration d'activité, deux cas sont possibles :

- 1er cas : l'établissement rejette une pollution inférieure à la pollution domestique générée par 200 habitants (équivalent-habitant). Il n'est pas redevable directement envers l'Agence de l'Eau et il réglera sa redevance par l'intermédiaire de sa facture d'eau, comme les usagers domestiques de la commune. On dit de l'établissement qu'il est "non concerné" (NC) par la redevance.

---

[15] Seules certaines industries, et essentiellement des caves vinicoles ou chais, ont leurs effluents assimilés aux effluents domestiques et sont raccordés aux stations d'épuration communales. Les rejets en phosphore sont très faibles.

- 2e cas : l'établissement rejette une pollution supérieure à la pollution domestique générée par 200 habitants. Il est redevable directement envers l'Agence de l'Eau. On dit de l'établissement qu'il est "concerné" (C) par la redevance.

Les fichiers de l'Agence ne comprennent pas toujours les non concernés par la redevance.

Un problème se pose pour l'estimation de la pollution nette en matières phosphorées car tous les éléments pris en considération dans le tableau d'estimation forfaitaire n'ont pas été taxés à la date de création du TEF en 1975 (Tableau 29). En effet, les matières phosphorées ne sont taxées qu'à partir de 1981 (tout comme les matières azotées d'ailleurs). Nous ne disposons donc pas des valeurs de la pollution nette des industries pour les années antérieures à cette date. Ainsi, ni la pollution nette ni la pollution brute n'ont été calculées par l'Agence pour les matières phosphorées puisque la taxation n'existait pas. Le traitement de ces années repose sur l'hypothèse suivante :

- la taxation pour les matières phosphorées n'étant pas prévue par l'Agence, les industries ne traitent pas leurs rejets pour les matières phosphorées. Le rendement sur les matières phopshorées est nul. Donc, la pollution nette est égale à la pollution brute.

$$\Rightarrow Pn = Pb$$

Toutefois, lorsque l'établissement traite les matières en suspension avec un rendement de 100%, le rendement sur les matières phosphorées est aussi supposé être de 100% (F. Burtin, Agence de l'Eau de Montpellier, *Comm. Pers.,* 1999). En effet, le traitement des matières en suspension correspond souvent à une décantation qui précipite également les matières phosphorées.

En raison du caractère incomplet de certaines années (seulement les fichiers des ''concernés'' par la redevance, pas d'informations sur la localisation du rejet des effluents, pas d'informations sur la pollution nette...), seules 5 années comparables et a priori représentatives de l'évolution des rejets ont été retenues. Il s'agit des années suivantes : 1971, 1977, 1986, 1989 et 1994.

Pour l'année 1971, il nous manque la correspondance entre les coefficients spécifiques du journal officiel actuel pour le type de rejet de deux industries : la Bordelaise de Produits chimiques et de Pechiney-St-Gobain. Les rejets comptabilisés sont en fait ceux issus de la bibliographie(Setude en 1968) et presentés dans le Tableau 31.

Enfin, la nature et la composition des rejets est décrite pour le début de la période d'étude à partir de deux documents bibliographiques (Setude, 1969 et Sauvagnargues *et al.*, 1971).

Tableau 29 : Données disponibles aux archives de l'Agence de l'Eau

Année	Code			Pollution Brute						Pollution Nette						
Données	Activité	RR /RS	NUGC	MES	MO	MI	MA	MP	METOX	MES	MO	MI	MA	MP	METOX	Seuil
1971	*	_	1	1	1					1	1					_
1972																
1973	*	_	1	1	1					1	1					_
1974	*	_	1	1	1					1	1					_
1975																
1976	1	1	1	1	1	1				1	1	1				_
1977	1	1	1	1	1	1				1	1	1				C + NC
1978	1	0	1	1	1	1				1	1	1				C + NC
1979	1	1	1	1	1	1				1	1	1				C + NC
1980	1	0	1	1	1	1				1	1	1				C + NC
1981	1	1	1	1	1	1	0	0		1	1	1	0	0		C
1982	1	0	1	1	1	1	0	0		1	1	1	0	0		C + NC
1983	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1		C
1984	1	0	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1		C + NC
1985	1	1	1	1	1	1	0	0		1	1	1	0	0		C + NC
1986	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1		C + NC
1987	1	0	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1		C + NC
1988	1	*	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1		C + NC
1989	1	0	0	0	0	0	0	0		1	1	1	1	1		C + NC
1990	1	0	0	0	0	0	0	0		1	1	1	1	1		C + NC
1991	1	0	0	0	0	0	0	0		1	1	1	1	1		C + NC
1992	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	C + NC
1993	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	C + NC
1994	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	C + NC
1995	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	C + NC

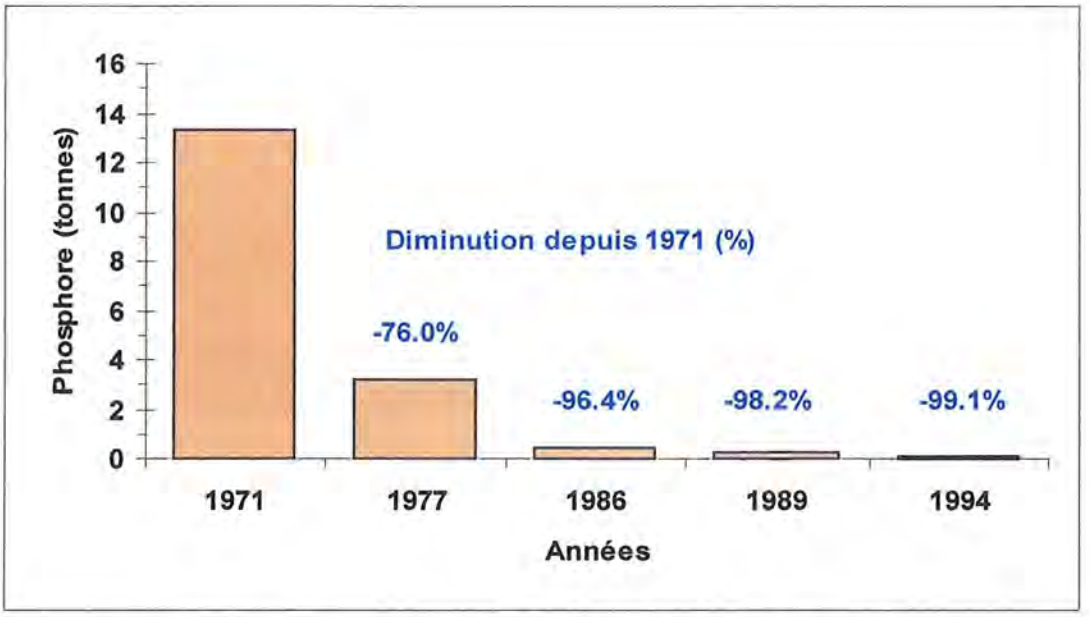
élément non taxé, listings perdus ou non existant pour 1972 et 1975
0 on n'a pas trouvée l'information ou on n'a pas pu la saisir
_ l'information n'existe pas
1 : on a l'information
*** : fichier incomplet**
C : fichiers comprenant seulement les industries concernées par la redevance pollution
NC : fichiers comprenant les industries non concernées par la redevance pollution
RR : Raccordement réseau
RS : Raccordement station d'épuration (autonome ou communale)
NUGC : nombre d'unités de la grandeur caractéristique
MES : matières en suspension
MI : matières inhibitrices
MA : matières azotées
MP : matières phosphorées
METOX : métaux et métalloïdes

3. RÉSULTATS

En 1971, les rejets en phosphore d'origine industrielle rejoignant la lagune de Thau étaient de 13.4 tonnes. En 1994, ils sont inférieurs à 120 kg par an. La diminution observée est de 99.1%. Toutefois, la diminution la plus importante a lieu entre 1971 et 1977 (-76.0%).

D'après les fichiers de 1986, plus aucune industrie de fertilisants ne rejette ses effluents, traités ou non, dans la lagune de Thau. Ils sont soient dirigés en mer, soient recyclés (Tableau 32). Ainsi, les rejets en phosphore sont aujoud'hui dus aux industries agro-alimentaires, aux usines de traitement de minerais ainsi qu'aux usines de réfractaires.

La nature plus précise des rejets des principales industries présentes dans le complexe industriel Sète-Frontignan-Balaruc est présentée pour l'année 1971 dans le Tableau 30 (Setude, 1969 ; Sauvagnargues *et al.*, 1971) et dans le Tableau 32 pour l'année 1990 (SIEE, 1992). L'implantation des principales usines d'engrais n'a pas changé entre ces deux dates, seul le nom des établissements a été modifié par la succession des gestionnaires.



Données : Fichiers Agence de l'Eau et valeurs du Setude, 1969.

Figure 57 : Rejets en phosphore d'origine industrielle

Les quantités de phosphore sont celles contenues dans les effluents industriels qui gagnent la lagune de Thau.

Tableau 30 : Nature des principaux rejets des industries chimiques du complexe Sète-Frontignan-Balaruc en 1970 (Sauvagnargues *et al.*, 1971)

Usines	Nature de la fabrication	Nature des résidus rejetés	Mode de traitement	Nature du rejet traité	Lieu de déversement
Gironde-Languedoc Sète *Pointe Courte*	Acide phosphorique Engrais chimiques et organo-complexes (superphosphates ...) Phosphates naturels moulus	Sulfate de calcium hydraté. Acide hydrofluosilicique. Trace d'acide phosphorique.	Neutralisation automatique à la chaux	Fluosilicates. Trace d'acide phosphorique. Sulfate de Calcium hydraté.	En mer, au sud du pont de la Peyrade
ONIA Sète *Pointe Courte*	Engrais liquides obtenus à partir d'acide phosphorique et d'ammoniaque mélangés à des sels de potassium. Fonctionnement intermittent.	Eaux de refroidissement des fumées	Accord prévu avec Gironde-Languedoc pour neutralisation et déversement à la mer. Pas de rejet en phosphore		
AUBY Sète *Les Eaux Blanches*	Ammoniaque Acide nitrique pour la fabrication de nitrate d'ammoniaque	Eaux de régénération des résines servant à la déminéralisation de l'eau utilisée pour la réfrigération des unités (Ca, Na, Cl). Eaux de lavage diverses contenant nitate d'ammonium et acides	Neutralisation automatique à la chaux ou à l'acide sulfurique (pH 5.5 à 9.5)	Sels divers d'ammonium ou de chaux	Canal du Rhône à Sète
Pechiney-Saint-Gobain Balaruc Les Bains	Engrais à partir de phosphates Superphosphates.	Acide hydrofluosilicique Acide sulfurique.	Neutralisation à la soude.	Traces d' acide hydrofluosilicique (récupération des fluosilicates). 30 kg/H de soude.	Thau
Société Bordelaise De Produits Chimiques - Sète *La Peyrade*	Engrais divers, superphosphates, ammoniac anhydre	Acide hydrofluosilicique Acide sulfurique.	Neutralisation à la chaux.	Rejet dans l'atmosphère de l'unité de superphosphate. Rejet liquide contenant fluosilicate et acide hydrofluosilicique (éventuellement).	Thau Prévision de rejet en mer par oléoduc (30 m3/j)
Micron Couleurs Balaruc Les Bains	Fabrication de soufre supprimée. Broyage de pigments.	Boues.	Nul	Eaux de lavage des boues.	Thau

Tableau 31 : Production des usines chimiques du complexe Sète-Frontignan-Balaruc en 1968 (Setude, 1969)

Etablissement	Emploi	Matières premières	t/an	Production	Capacité t/an	Volume rejeté m3/an*	DBO_5 kg/an	PO_4^{3-} mg/l	P kg/an	Exutoire
ONIA Sète	16	azote, ac. phosphorique, potasse	_	engrais liquides	100 000	197 100	7 293	0	**0**	Thau Projet en mer
AUBY Sète *eaux blanches*	95	gaz résiduaires de la raffinerie de la Mobiloil	61 000 m3	nitrate d'ammonium	60 000	211 700	Pas de mesures**			Thau Projet canal du Rhône
Pechiney St Gobain Balaruc les bains	127	hydrogène sulfureux	1 000	ac. sulfurique	20 000	885 125	1 947	1.3	**1 151**	Thau
		soufre	6 000		_					
		phosphates de chaux	45 000	Superphosphates, engrais complexes et granulés	_					
		sels de potasse	16 000		100 000					
		phosphate d'alumine	10 000		_					
		acide phosphorique	1 500		_					
		nitrate d'ammonium	8 000		_					
		enrobants	300							
Bordelaise de produits chimiques Sète	150	pyrites	20 000	ac. sulfurique	25 000	912 500	19 254	3	**2 738**	Thau
		phosphate d'alumine	35 000	phosphates	35 000					
		phosphates de chaux	40 000	superphosphates	_					
		ammoniac	3 000	et engrais	80 000					
		sels de potasse	6 000	complets	_					
		divers	3 630		_					
Gironde Languedoc Sète	260	soufre	25 000	acide sulfurique	75 000	737 300	33 179	8.6	6 341	En mer depuis 1968
		phosphates naturels	150 000	acide phosphorique	60 000					
		potasse	33 000	phosphates moulus	25 000					
		ammoniac	20 000	superphosphates et	40 000					
				engrais complexes	120 000					
		nitrate d'ammonium		engrais organo chimiques	15 000					
Ciments Lafarge Balaruc Bains	181	calcaire + argile gypse	550 000	production de ciments	620 000	63 875	Pas de mesures**			Thau
		basalt	37 000							
			31 000							
Micron couleurs Balaruc Bains	50	oxyde de fer divers	8 000	colorants	8 000	5 475	Pas de mesures**			Thau
Comolive Sète	_	_	_	_	_	19 345	9 576	1	**19**	canaux Sète
Salsa Sète	_	_	_	_	_	25 550	36 792	0	**0**	Canaux Sète

*** estimation par multiplication par 250 de la mesure du débit journalier en m3/j**
**** cf. fichiers résultats en Annexe 22.**

Tableau 32 : Production des usines chimiques du complexe Sète-Frontignan-Balaruc en 1990 (SIEE, 1992)

Etablissement	Emploi	Matières premières	t/an	Production	Capacité t/an	Rejets	Exutoire
Sud-Fertilisants Balaruc les Bains	56	Phosphates Potasse Ammoniaque Acides phosphoriques Acide sulfurique Nitrate d'ammonium etc.		5 000 t/an d'engrais finis minéraux et organo minéraux		Recyclage et lagune d'évaporation Les eaux de lavage et les eaux résiduaires de lavage de l'air sont entièrement recyclées dans les filières de fabrication. Les eaux pluviales recueillies sur le site sont évacuées vers une lagune d'évaporation[16]	Lagune dévaporation aménagée entre l'usine et la route départementale2
Sud-Fertilisants *Sète La pointe courte*	99	Phosphates sous forme de minerais d'acide phosphorique Floculants : fluor, phosphate, calcium	_	Engrais minéraux et organo minéraux de type superphosphates 18% et 45%	_	Les eaux de pluie sont collectées, traitées et rejetées en mer (projet d'un grand bassin d'évaporation pour les eaux pluviales de manière à supprimer tout rejet dans le milieu naturel)	mer
SAAB Sète *la pointe courte*	_	Déchets de poissons, tourteaux, cuir, sulfate et phosphate d'ammonique, phosphates, potasse, dolomie etc.	_	_	30 000	Pas d'eau de process. Les jus d'égouttage, les eaux de lavage et les eaux pluviales souillées sont récupérées et traitées avec les matières premières	_
Omega Soufre Sète *ZI des eaux blanches*	10-20	_	_	Fabrication de soufre insoluble	5 000 (passage prévu à 11 000)	Recyclage des eaux de procédés et de pluie. Pas de présence de CS2 dans les eaux souterraines ni dans le réseau pluvial.	_
Minerais de la Méditerranée Balaruc les Bains	30	Minerais de manganèse Minerais de chrome Minerais de fer Minerais de bauxite Minerais de bore	12 000 5 000 2 000 1 000 4 000	Broyage des minerais et des produits minéraux naturels et artificiels		Stockage interne des produits avec cuvettes de rétentions. Pas d'eau de pocess et eaux de refroidissement recyclées	_

[16] Trois piézomètres de contrôle ont été mis en place en 1987 dont deux situés près de la lagune. Les teneurs en P2O5 des eaux souterraines à proximité de la lagune sont très élevées d'après les résultats relevés dans des dossiers de la DRIRE. Les valeurs se situent entre 6 et 14 mg/l (contre par exemple 19.10^{-6}g/l dans les eaux souterraines de la Vise).

4. DISCUSSION

Les estimations réalisées à partir des fichiers de l'Agence de l'eau sont celles des rejets maximums possibles puisqu'ils sont calculés à partir de la production d'un jour normal du mois d'activité maximale des industries. Il semble ainsi fort peu probable que les apports en phosphore à la lagune de Thau générés par les activités industrielles aient été sous-estimés.

Sur la période d'étude, la diminution la plus conséquente a lieu entre 1971 et 1977. Toutefois, une autre diminution a dû lui précéder. En effet, l'établissement industriel Gironde-Languedoc n'a rejetté ses effluents en mer qu'à partir de 1968 (Setude, 1969). Ainsi, les rejets estimés par le Setude (1969) à plus de 6 tonnes de phosphore étaient dirigés vers la lagune. De plus, l'essor de la production de superphosphates s'est produit dans la fin des années 1960 (Bibard *et al.*, 1968 et 1971 ; Catarina et Gachon, 1972 ; Aparici, 1975). L'élargissement de la production des seuls superphosphates aux engrais complexes a provoqué un accroissement spectaculaire de l'exportation d'engrais, en particulier depuis la mise en service des dernières installations d'unités de production de Gironde-Languedoc en 1965 (Catarina et Gachon, 1972). En 1968, les 5 établissements d'engrais de l'étang des eaux blanches emploient 648 personnes (Setude, 1969). Les expéditions d'engrais et de produits chimiques sont passées de 80 000 tonnes/an en moyenne dans la période 1957-1959, à 150 000 tonnes/an en moyenne dans la période 1960-1965, puis à 161 773 tonnes en 1966 et surtout 323 566 tonnes en 1967 (Verlaque, 1968).

De 1960 à 1968, les rejets en phosphore ont certainement dû s'accroître avec l'essor de la production d'engrais complexes. Cet essor répond à la demande de la reconstruction du vignoble sous forme de monoculture qui, suite à la crise l'oïdium[17] et du phylloxera[18], offre des débouchés certains à la production d'engrais comme de produits anti-parasitaires au départ à base de soufre (Catarina et Gachon, 1972). Puis, le rejet en mer de Gironde

---

[17] L'oïdium de la vigne (*Uncinula necator*) est un champignon du groupe des ascomycètes qui a donné son nom à la maladie qu'il génère. Cette dernière se manifeste dès la fin du printemps sur les parties non ligneuses de la plante (feuilles, jeunes ceps et grappes) sous la forme typique d'une efflorescence blanche cendrée pulvérulente, dit le "mal blanc", qui a des conséquences diverses selon l'organe attaqué. Pendant les premières phases du développement de la vigne, les fleurs et les grains à peine formés se détachent et pendant les phases suivantes, les grains se fendent sous l'action du champignon.

[18] Le phylloxera est une maladie lié à un insecte, un puceron, dont la présence et dont la piqûre sur les racines génère des nodosités caractéristiques qui irritent les tissus et les amènent à l'hypertrophie. L'Europe fût envahie de 1863 à 1885 et la moitié du vignoble français est perdue en 1881. Dans l'Hérault, des 220 000 ha de vignes présents en 1874, il ne reste plus que 47 000 ha en 1883 (Schaeffer, 1969).

Languedoc et enfin la limitation générale des rejets d'effluents chargés en nutriments et en acides a mis fin aux apports de phosphore d'origine industrielle, avec une amélioration de l'aspect de l'étang des eaux blanches (Setude, 1969).

Dès 1986, les industries chimiques ne rejettent presque plus du tout de phosphore vers la lagune. Les rejets sont soit déviés vers la mer, soit recyclés, soit retenus dans des bassins. Seuls subsistent les apports des industries agro-alimentaires, essentiellement constituées d'industries de traitement et de stockage de vins. Ces rejets comprennent ceux des caves coopératives du bassin versant.

Or, les rejets en phosphore des caves vinicoles sont très faibles. Le rapport DBO_5/N/P est voisin de 100/0,7/0,25 en période de vendanges et de 100/2/0,35 en période de soutirages (Picot et Cabanis, 1998)[19]. Pour illustrer le rapport avec le rejet en matières organiques, à 100 équivalents habitant en matières organiques[20] correspond 1 équivalent habitant en phosphore total. Ces valeurs sont, à partir de 1995[21], sensiblement identiques aux ratios utilisés par l'Agence de l'Eau pour calculer la pollution puis l'assiette de redevance :

- 230 g/hl de Matières Oxydables : 180 g de DBO_5 et 330 g de DCO,
- 2,5 g/hl d'azote,
- 0,1 g/hl de phosphore.

Ceci explique pourquoi, malgré l'activité industrielle vinicole importante sur le secteur de la Peyrade à Sète, qui rejette encore aujourd'hui directement dans le canal de la Peyrade, les rejets totaux en phosphore soient peu élevés. Par contre, les quantités de matières organiques rejetées sont considérables.

En comparaison avec les rejets en phosphore générés par les effluents domestiques, les rejets d'origine industriels sont somme toute, même en 1971, assez faibles. Dès 1977, on peut dire que la source industrielle est négligeable devant celle domestique.

Pourtant, les mesures de phosphore total dans les sédiments de surface dans l'étang des eaux blanches (zone où sont concentrées les activités industrielles chimiques, notamment les industries de fertilisants) sont, en 1986 comme en 1998, les plus fortes de la lagune

---

[19] Les rejets de deux caves vinicoles du sud de la France, dont une située dans le département de l'Hérault, ont été suivis pendant une année complète.

[20] Pour plus d'informations, cf. la définition de l'équivalent habitant dans le chapitre sur les effluents domestiques.

[21] cf. chapitre sur les effluents domestiques, paragraphe sur l'estimation de la durée des dysfonctionnements liés aux caves coopératives.

(Tableau 33). Néanmoins, on observe une diminution des concentrations de phosphore total entre 1989 et 1998 bien plus forte dans le secteur des eaux blanches que pour la moyenne sur la lagune.

5. CONCLUSION

Les rejets en phosphore des industries des communes du bassin versant de Thau sont issus de deux catégories principales d'industries : celles agro-alimentaires (traitement du vin et de condiments) et celles chimiques (usines de fertilisants). Les rejets en phosphore en provenance des industries de matériaux interviennent dans une moindre mesure.

Entre 1971 et 1994, la diminution est supérieure à 99%, tout simplement parce que les rejets sont aujourd'hui presque nuls (inférieurs à 200 kg de P/an).

En effet, très tôt, les effluents des industries chimiques ont été déviés vers la mer, stockés et même aujourd'hui recyclés dans la fabrication des engrais. Et, de plus, les industries de négoce de vins, dont les effluents gagnent toujours la lagune de Thau, rejettent en fait très peu de matières phosphorées. Ainsi, malgré leur nombre important, avec notamment une forte concentration d'unités dans le secteur de la Peyrade, les rejets ne dépassent pas 1 à 2 tonnes annuelles de phosphore.

A l'échelle de la lagune, les apports en phosphore d'origine industrielle sont aujourd'hui tout à fait négligeables.

De plus, les rejets ne devraient pas augmenter de nouveau. Tout d'abord en raison du déclin de l'activité industrielle du complexe face à la concurrence sur la production d'engrais (Midi-Libre, 2000); puis en raison des progrès dans la limitation des rejets dans le milieu naturel.

Toutefois, les fortes teneurs en phosphore total observées actuellement dans les sédiments de surface de la zone industrielle des eaux blanches pourraient témoigner de l'impact du déplacement de matières en suspension en provenance des unités industrielles, et ce malgré les méthodes de limitation du ruissellement et de l'érosion mises en œuvre. Il n'est pas possible, en l'état actuel des connaissances, d'estimer les apports générés par les"fuites" des systèmes de rétention des matières en suspension.

Tableau 33 : Mesures des teneurs en phosphore total dans les sédiments de surface de la lagune de Thau

PT (µg/g)	1986	1998	Evolution
station 51	1540.0	893.1	- 42%
station 52	1410.0	1195.4	- 15%
moyenne	**679.7**	**640.4**	- 6%
écart type	352.6	252.3	
minimum	200.0	258.4	
maximum	**1 540.0**	**1 195.4**	

Données en 1986 : Mancini, 1988 *in* Péna, 1989.

Données en 1998 : Programme National d'Environnement Côtier, non encore publié

Les stations 51 et 52 se situent à l'intérieur de l'étang des eaux blanches, où se trouvent en bordure de lagune les industries de fertilisants. Entre 1986 et 1998, ces stations de prélèvements ne sont pas tout à fait identiques car la station 51 de 1986 est un peu décalée vers le nord de la lagune comparativement à celle de 1998. La station 52 est elle un peu décalé vers l'ouest.

CHAPITRE IV

Evolution des rejets agricoles

TABLE DES MATIERES

A] REJETS GENERES PAR L'EROSION DES TERRES AGRICOLES ET NATURELLES

1. INTRODUCTION 168

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES 170

2.1. Les différentes variables de l'Universal Soil Loss Rquation 172

2.1.1. R : facteur d'érosivité de la pluie 172
2.1.2. K : sensibilité du sol à l'érosion 173
2.1.3. S : facteur pente et L : facteur longueur de pente 173
2.1.4. C : facteur de couverture du sol 174
2.1.5. P : facteur d'aménagements anti-érosifs 175

2.2. Validation du modèle sur le site pilote du Pallas 175

2.2.1. Données disponibles 175
2.2.1.1. R 177
2.2.1.2. K 178
2.2.1.3. S 179
2.2.1.4. L 179
2.2.1.5. C 180
2.2.1.5.1. Détermination de l'occupation du sol 180
2.2.1.5.2. Calcul des coefficients C pour chaque culture 181
2.2.1.6. D : facteur d'atténuation du transfert des érodats vers les cours d'eau fonction de la distance 185
2.2.1.7. Q : teneur en phosphore des sols 186
2.2.1.8. Bilan entrée-sortie dans le cours d'eau du Pallas 189
2.2.2. Résultats 193
2.2.3. Discussion 196

2.3. Application à l'ensemble du bassin versant de Thau 201

2.3.1. Renseignement de l'occupation du sol 202
2.3.2. Calcul de la longueur de pente 202
2.3.3. Distance de la parcelle au cours d'eau 204
2.3.4. Hiérarchisation des zones d'exportation de phosphore 204

3. RÉSULTATS DE L'APPLICATION AU BASSIN VERSANT DE THAU 204

4. DISCUSSION 212

5. CONCLUSION 217

1. INTRODUCTION

Les objectifs de l'étude des apports en phosphore à la lagune générés par les terres agricoles et naturelles (forêts, garrigues, friches c'est à dire les surfaces qui ne sont pas cultivées) sont :

- modéliser les apports annuels de phosphore à la lagune dus au ruissellement sur les terres agricoles et naturelles du bassin versant de Thau,
- étudier l'impact de l'évolution pluri-annuelle de l'occupation du sol sur les exportations de phosphore à l'échelle spatiale d'un bassin versant,
- localiser les zones à haut risque d'exportation de phosphore pour aider à la gestion de l'espace.

Or, pour cette étude, le bassin versant de Thau possède deux caractéristiques importantes.

Premièrement, les précipitations sont régies par le caractère méditerranéen du climat. Les pluies interviennent essentiellement sur la période automnale qui se situe, selon les années, de septembre à décembre ou de fin octobre à fin février. Le printemps, de mars à mai, est aussi caractérisé par des précipitations abondantes, mais souvent moins intenses. En fin d'été interviennent par contre des orages parfois violents mais, en fait, très brefs.

Un suivi régulier sur deux années consécutives puis lors de certains épisodes de crue[1] des deux principaux cours d'eau (la Vène et le Pallas) a permis de montrer que (Tournoud *et al.*, 1997) :

- les trois périodes de pécipitations décrites ci-dessus qui constituent une année hydrologique sont plus ou moins marquées en fonction des années,
- lors de la montée de crue, les concentrations en matières en suspension, en phosphore soluble et particulaire évoluent parallèlement sous forme de pics qui anticipent légèrement le pic de débit. Ils s'agit donc d'évènements où le ruissellement est largement prépondérant avec une grande surface de bassin versant active (Dorioz *et al.*, 1997),
- d'une manière générale, le phosphore est essentiellement apporté sous forme particulaire.

---

[1] Dans le cas d'une étude hydrologique, une crue représente la réponse d'un bassin versant à un épisode pluvieux.

Deuxièmement, le phosphore des sols est essentiellement sous forme particulaire. Une analyse a été réalisée en juillet 1998 sur cinq échantillons de 10 cm de sol prélevés au hasard dans des parcelles des unités pédo-paysagères et d'occupation du sol, qui seront décrites dans le matériel et méthodes, les plus représentées. Les formes de phosphore analysées sont (pour le protocole d'analyse, cf. Annexe 32) :

- P total : la méthode d'analyse permet d'extraire la totalité du phosphore, même peu mobile.
- P assimilable "Olsen" : seul le phosphore échangeable est extrait. Cela comprend le phosphore faiblement adsorbé sur les colloïdes humiques, sur le calcaire fin, sur les argiles par l'intermédiaire du Ca^{++}, sur les charges positives de l'argile et sur les hydroxydes de fer et d'alumine.
- P extrait "eau" : avec cette méthode, on extrait uniquement le phosphore immédiatement disponible. Cette méthode permet de connaître la part du phosphore soluble dans le phosphore total.

Les résultats montrent que le phosphore est essentiellement fixé (Tableau 34). La part du phosphore soluble dans le phosphore total est très faible et l'essentiel du phosphore soumis au transfert est fixée sur les particules de terre. De plus, s'il y a solubilisation d'une partie du phosphore fixé lors du ruissellement de la parcelle au cours d'eau, la partie est loin d'être majoritaire étant donnée le faible taux de phosphore faiblement adsorbé, dit phosphore Olsen, dans le phosphore total.

Tableau 34 : Résultats des analyses des différentes formes de phosphore en ppm

UPP[2]	Occupation du sol	Phosphore total (ppm)	Phosphore Olsen (ppm)	Phosphore dissous (ppm)
553E	Cultures[3]	803	14,3	0,44
553E	Vignes	466	12,1	0,92
553E	Vergers	391	18,1	0,95
171E	Cultures	422	17,1	1,13
171E	Vignes	303	7,4	0,41
	Moyenne	477	13,8	0,77
	Part dans le PT	100 %	2,89 %	0,16 %

[2] Cf. Annexe 26 pour la description des Unités Pédo-Paysagères.

[3] Sur le bassin versant de Thau, les grandes cultures sont pour plus de 90% du blé.

L'estimation des quantités de phosphore exportées des terres agricoles et naturelles repose donc sur l'hypothèse que l'essentiel du phosphore exporté est celui contenu dans les particules de sols érodées.

Les différentes méthodes de prédiction de l'érosion hydrique des sols actuellement disponibles sont de deux grands types : déterministe et empirique.

Les différentes formes de modèles déterministes sont les plus représentées (Benkhadra, 1997). Il s'agit de formalismes mathématiques précis basés sur la connaissance des processus d'érosion qui se fondent sur des équations hydrodynamiques. Ces approches nécessitent la connaissance d'un grand nombre de paramètres ce qui les rend difficilement accessibles et donc peu utilisables de manière généralisée. De plus, ces modèles sont toujours à l'heure actuelle en cours de calibration et/ou de validation (Benkhadra, 1997). Enfin, leur objectif est surtout de prédire une érosion à l'échelle temporelle d'un épisode pluvieux.

Les modèles empiriques, eux, ont pour objectif de prévoir l'érosion moyenne au cours d'une période de temps suffisamment longue. Par contre, ils ne prennent pas en compte le bassin versant comme une unité spatiale de fonctionnement hydrologique.

Les modèles empiriques sont ceux qui peuvent répondre aux objectifs d'estimation de l'érosion à l'échelle annuelle. Ils ont subi peu de changements depuis l'élaboration de l'équation universelle des pertes de sol (Benkhadra, 1997) mise au point par Wischmeier et Smith dans les années 1970 (USLE : Universal Soil Loss Equation). Cette équation, qui reste la base de nombreuses démarches de modélisation de l'érosion des sols, est la méthode d'estimation de l'impact de l'érosion choisie. Puis, afin de répondre aux objectifs d'estimation à l'échelle d'un bassin versant et de hiérarchisation spatiale du risque, ce modèle est couplé à un Système d'Information Géographique (SIG).

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'équation universelle des pertes en sol ("USLE, Wischmeier et Smith, 1978) est un modèle empirique développé à partir des années 1950 par le département nord-américain de l'agriculture. Elle avait pour objectif de répondre aux énormes problèmes d'érosion des grandes parcelles agricoles de ce continent. Cette équation est la résultante du produit de deux contraintes différentes : celle de l'érosivité climatique et celle de la résistance du milieu. Le modèle a été établi à partir de l'analyse statistique de mesures d'érosion annuelles

pendant trente ans sur plus de 10 000 parcelles et petits bassins versants des Etats nord-américains.

Le modèle développé est composé de 6 variables, représentant les principaux facteurs de l'érosion :

$$A\ (t/ha) = R \times K \times L \times S \times C \times P$$

A = quantité de terre érodée
R = facteur érosivité de la pluie
K = facteur sensibilité du sol à l'érosion
L = facteur longueur de pente
S = facteur pente
C = facteur couverture du sol
P = facteur aménagements antiérosifs

Ces facteurs ont des unités complexes en raison du nombre de paramètres utilisés pour les calculer. Pour éviter des confusions, les unités sont précisées lors de l'exposition des calculs.

Les 6 variables sont considérées comme étant indépendantes. C'est un point faible du modèle car il existe en fait un grand nombre d'interactions entre les variables de l'érosion. Il en résulte une forte variabilité des valeurs estimées d'une pluie à l'autre. Toutefois, c'est ce point qui sépare principalement les modèles empiriques des modèles déterministes.

Le modèle est destiné à estimer l'érosion moyenne en nappe ou en rigole (cf. partie 1 sur la définition du ruissellement) à l'échelle d'une parcelle, définie par les 6 variables, ou facteurs, présentés. C'est la quantité de terre érodée au bas de la pente de la parcelle, A (t/ha), qui est calculée. Le modèle ne considère par les relations d'écoulement entre les parcelles : c'est pourquoi c'est un modèle dit non-conservatif. L'érosion estimée à l'ensemble des parcelles est l'érosion maximale possible. Son utilisation pour quantifier ce qui arrive à l'exutoire passe par la prise en compte d'un coefficient d'atténuation au cours du transport qui représente l'intervention des phénomènes de dépôts. Celui-ci est estimé comme étant proportionnel à la distance entre la parcelle et le cours d'eau le plus proche. C'est le facteur "D".

La quantité de terre A' exportée de chaque parcelle est :

$$A' = A \times S'$$

A = quantité de terre érodée sur une parcelle, estimée par l'USLE, en t/ha
S' = Surface de la parcelle considérée

Enfin, la quantitée de phosphore transférée du sol vers les cours d'eau est :

$$P = A' \times D \times Q$$

D = coefficient de transfert de la terre entre la parcelle et le cours d'eau le plus proche

Q = teneur en phosphore du sol concerné par l'érosion hydrique.

2.1. Les différentes variables de l'Universal Soil Loss Rquation

2.1.1. R : facteur d'érosivité de la pluie

R est un indice basé sur l'érosivité hydrique qui s'exprime en $t.ha^{-1}.cm.h^{-1}$ sur la durée de la période étudiée :

$$\mathbf{R = EI + R_s}$$

Rs est le paramètre nécessaire pour calculer la quantité de terre érodée sous l'action du gel, de la neige ou de l'irrigation. Or sur le bassin versant de Thau, peu de parcelles sont irriguées (Scheyer, 1998) et l'action du gel et de la neige est anecdotique, on a $\mathbf{R_s} = 0$.

Donc, **R = EI**

EI est le produit de deux caractéristiques des pluies : la violence des averses (E) et l'intensité maximale ayant lieu sur une période de 30 minutes (I_{30}). Il s'exprime en $t.ha^{-1}.cm.h^{-1}$ sur la durée de la période étudiée.

$$\mathbf{EI} = E \times 10^{-2} \times H \times I_{30}$$

$E = 210 + 89 \log I_{30}$,

I : cm de pluie / heure,

E : t/ha/cm de pluie,

10^{-2} : constante de conversion de l'énergie de l'averse dans les dimensions d'expression de EI,

H : hauteur d'eau de la tranche de pluie pour laquelle a été calculée I_{30}. Cela permet de sommer EI et donc R sur la durée de la période étudiée,

I_{30} : Intensité maximale de la pluie observée sur 30 minutes exprimée en cm/h.

Au delà d'une certaine limite, la taille des gouttes et leur énergie n'augmentent plus (Wischmeier et Smith, 1978). Elle détermine la valeur supérieure limite de I_{30} fixée à 7,62 cm/h. De même, les averses de moins de 12,7 mm et séparées des autres averses par plus de 6 heures sont considérées sans effet sur l'érosion et ne sont pas prises en compte, sauf

s'il tombe plus de 6,33 mm en 15 minutes (Wischmeier et Smith, 1978). Le pas de temps des mesures de pluviomètrie nécessaire pour estimer I_{30} est donc de 15 mn.

2.1.2. K : sensibilité du sol à l'érosion

Comme cela a été explicité dans la partie 1 de ce document, la sensibilité du sol à l'érosion est liée à la structure et à la texture du sol.

Le facteur K est défini à partir des paramètres de la structure et de la texture du sol. Il s'exprime en t/ha par unité d'érosivité de la pluie EI. Le support de calcul diffère selon la composition du sol :

- Le sol contient plus de 70 % de limons et sables très fins (0,05 - 0,1 mm) :

L'approximation du facteur K se fait à l'aide du nomogramme (Annexe 25) qui tient compte de la texture, de la teneur en matière organique, de la structure et de la perméabilité du sol.

- Le sol contient moins de 70 % de limons et sables très fins (0,05 - 0,1 mm) :

$$\mathbf{K} = \{[2{,}1\ M^{1{,}14}\ (10^{-4})\ (12 - a) + 3{,}25\ (b - 2) + 2{,}5\ (c - 3)]\ /\ 100\} \times 1{,}292$$

M = (% limons + sables très fins) (100 - % argile)

Taille des limons = 0,002-0,05 mm
Taille des sables très fins = 0,05-0,1 mm
a : % matière organique
b : code structure (les sols sont classés de 1 à 4)
c : code perméabilité (les sols sont classés de 1 à 6)
1,292 : facteur de conversion en unité métrique (l'USLE est définie pour des unités anglaises de surfaces, les acres, à convertir en hectares)

Plus K est élevé et plus le sol est sensible à l'érosion.

2.1.3. S : facteur pente et L : facteur longueur de pente

S et L traduisent le rôle de l'inclinaison et de la longueur de la pente décrit dans la partie 1.

Pour rappel, plus la pente est forte, plus la vitesse de l'eau est élevée et plus le ruissellement est important. De même, plus la longueur de pente est importante, plus la capacité d'entraînement des particules érodées augmente.

La longueur de pente est définie comme étant la distance entre l'origine du flux et l'exutoire en bas de pente selon la ligne de plus grande pente.

L et S sont sans unité car ils expriment le rapport des pertes en terre entre une parcelle cultivée donnée définie et une parcelle standard (longueur de 22,13 m et pente de 9 %). Ils sont calculés de la manière suivante (Viani, 1986) :

$$\mathbf{L} = \left(\frac{\mathbf{l}}{\mathbf{22{,}13}}\right)^{\mathbf{m}} \quad \text{et} \quad \mathbf{S} = \frac{\mathbf{0{,}43 + 0{,}30s + 0{,}043s^2}}{\mathbf{6{,}613}}$$

l : longueur de la pente (mètres)
22,13 : longueur de la parcelle standard en mètre
m = 0,2 lorsque la pente < 1 %
m = 0,3 lorsque la pente est comprise entre 1 et 3 %
m = 0,4 lorsque la pente est comprise entre 3,1 et 5 %
m = 0,5 lorsque la pente > 5 % (Wischmeier et Smith, 1978)
s :pente (%)

2.1.4. C : facteur de couverture du sol

Le facteur C exprime le rapport des pertes en terre entre une parcelle cultivée dans des conditions bien définies et une parcelle maintenue en jachère nue. C détermine en fait le degré de protection du sol contre l'érosion représenté par la végétation au moment des précipitations. C est ainsi lié à la nature des cultures (l'occupation du sol), aux stades culturaux (développement de la végétation au cours de l'année) ainsi qu'aux principales caractéristiques des pratiques culturales.

Les stades culturaux sont aux nombres de 5 (Annexe 30) :

- jachère,
- lit de germination,
- établissement,
- développement et maturation de la culture,
- résidus ou chaumes.

Pour chaque type de culture, un coefficient de protection contre l'érosion standard ($\mathbf{C_p}$) est affecté à chacun de ses 5 stades culturaux de l'année.

C est alors défini pour chaque culture comme suit :

$$C = \sum_{0}^{n=5} Cp_stade_n \text{ avec } C_{p_stade_n} = C_p \times EI_{stade_n}$$

EI_{stade_n} : facteur d'érosivité de la pluie EI calculé sur la période des stades culturaux de chaque culture à partir de la distribution annuelle moyenne de l'érosivité des précipitations (Annexe 24).

2.1.5. P : facteur d'aménagements anti-érosifs

Ce facteur tient compte des pratiques antiérosives : terrasses, labours suivant les courbes de niveau, etc. Or elle ne sont pas usitées sur le bassin versant de Thau.

Ainsi, P = 1.

2.2. Validation du modèle sur le site pilote du Pallas

La méthodologie élaborée par le couplage USLE-SIG pour estimer les quantités de phosphore exportées du bassin versant vers la lagune a tout d'abord été expérimentée au sous bassin versant du Pallas[4] puis validée par des mesures (Figure 58) avant d'être appliquée à l'ensemble du bassin versant de Thau (Figure 63).

2.2.1. Données disponibles

Tout d'abord, la période allant du 1er juin 1995 au 31 mai 1996 a été retenue car des mesures précises de phosphore sont disponibles à l'exutoire (quelques mètres avant l'exutoire, cf. Annexe 23) des deux principaux cours d'eau du bassin versant de Thau, la Vène et le Pallas et qu'une campagne de photos aériennes a été réalisée par l'IGN sur tout le bassin versant en juin 1996.

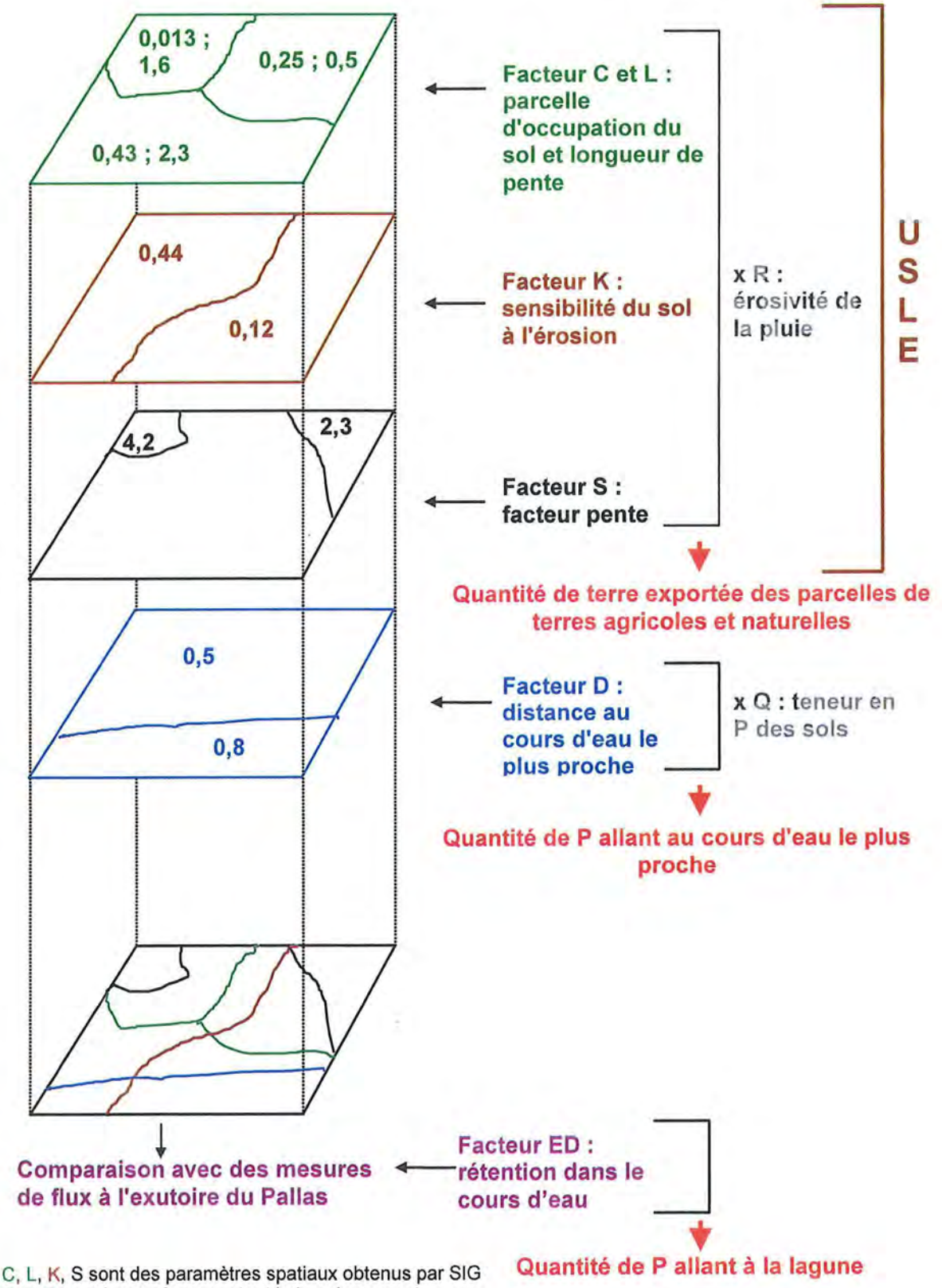
Ensuite, le bassin versant du Pallas a été retenu plutôt que celui de la Vène pour deux raisons. Premièrement, contrairement à la Vène qui est alimentée par une résurgence karstique, le cours d'eau du Pallas (ses modalités d'écoulement) est représentatif des cours

---

[4] Sous bassin versant de Thau essentiellement agricole qui est d'une superficie de 50 km² et qui représente donc 1/5e du bassin versant de Thau.

Figure 58 : Méthodologie du couplage USLE-SIG – Validation sur le bassin versant du Pallas

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001 d'après Scheyer, 1998



C, L, K, S sont des paramètres spatiaux obtenus par SIG
R et Q sont homogènes sur tout le bassin versant
D : buffer réalisé sous SIG

d'eau du bassin versant (Tournoud *et al.*, 1997). Deuxièmement, ce sous bassin est essentiellement agricole, ce qui facilite l'analyse de la provenance des quantités de phosphore mesurées à l'exutoire du cours d'eau :

- le bâti est représenté par la seule commune de Villeveyrac et avec très peu d'habitat diffus,
- il n'y a pas d'industries à part la cave coopérative de Villeveyrac qui ne rejette pas dans le milieu naturel en 1996.

2.2.1.1. R

Les données pluviomètriques sont les mesures réalisées à Mèze (Tournoud *et al.*, 1997). L'année hydrologique choisie se situe du 1er juin 1995 au 31 mai 1996. L'année 1995 fût très sèche (précipitations totales : 283 mm) mais les crues d'automne (227 mm), qui représentent la majorité des précipitations annuelles, font partie de la période d'étude. L'année 1996 fût par contre très pluvieuse avec des crues de printemps très importantes (388 mm). Si bien que les précipitations de l'année hydrologique suivie (615 mm) sont très proches de la normale des précipitations (699 mm).

Le recherche de I_{30} demande des relevés pluviométriques au pas de temps de 15 minutes or celles dont on dispose sur la période d'étude sont à un pas de temps de 3 heures. Toutefois, sur l'année 1994, des mesures de pluviomètrie sont réalisées également à Mèze sur un pas de temps de 5 mn. La crue du 19 octobre 1994 ressemble fortement à la crue la plus importante de la période d'étude. Le calcul de I_{30} est réalisé sur cette journée. La valeur obtenue est de 25 mm sur 30 mn soit 5 cm/h. Le calcul de EI (Annexe 24) est réalisé à chaque pas de temps pluviomètrique sur la période d'étude. Le résultat est :

$$R = EI = E \times 10^{-2} \times H \times I_{30} = 384{,}58 \text{ t.cm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}$$

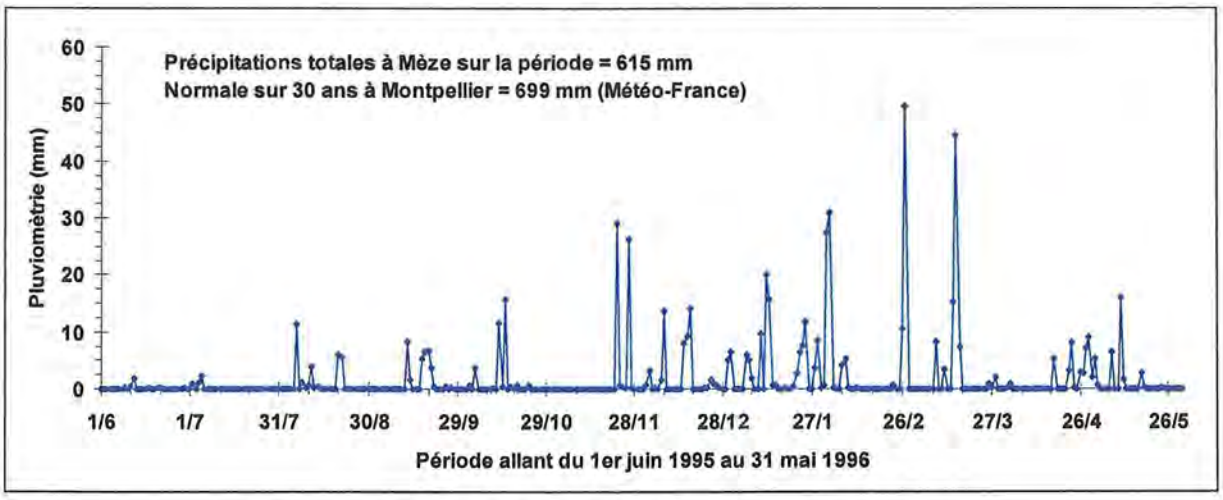


Figure 59 : Précipitations à Mèze sur la période d'étude

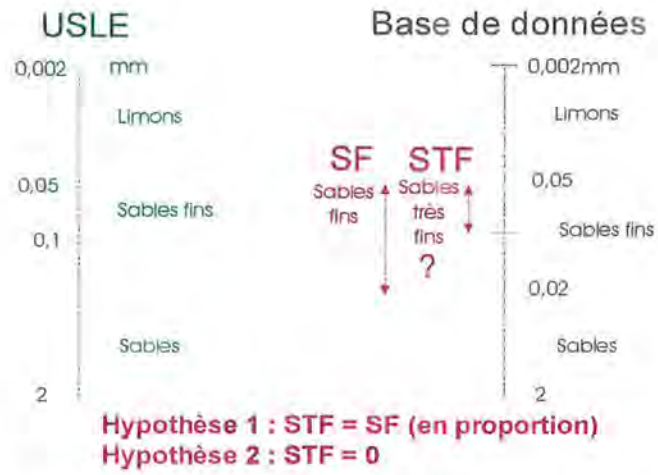
2.2.1.2. K

Les informations sur les caractéristiques des sols du bassin versant sont celles provenant de la Base de Données sur les sols du Languedoc-Roussillon (BDLR) de l'INRA Sciences du sol de Montpellier (Jamagne *et al.*, 1996 ; Bornand *et al.*, 1998 ; Robbez-Masson *et al.*, 2000). La BDLR distingue des Unités Pédo-Paysagères (UPP) constituées d'un ensemble d'Unités Typologiques de Sols (UTS) auxquelles sont rattachées des Profils de Référence (PR) (Annexe 26). Ce sont les profils de références qui définissent par unité de sol les caractéristiques des sols. Mais, ce sont les unités pédo-paysagères qui sont géoréférencées et non les unités de sol. Les parcelles d'occupation du sol appartiennent donc à une unité pédo-paysagères dont les limites figurent sur la carte (Figure 60) composées d'une ou plusieurs unités de sol. Or il faut renseigner chaque parcelle d'occupation du sol avec une valeur de K. Donc, on calcule la valeur de K des unités de sols des unités pédo-paysagères en leur affectant un pourcentage qui est celui de l'occupation spatiale de l'unité pédo-paysagère dans la parcelle d'occupation du sol.

L'équation d'érosion fait appel à la classification des caractéristiques du sol suivante :

- pour les limons : 0,002 à 0,05 mm,
- pour les sables très fins : 0,05 à 0,1 mm,
- pour les sables : 0,1 à 2 mm,
- le % de matières organiques,
- la structure des sols est divisée en 4 classes : grumeleux (2 à 3 mm), finement polyèdrique, polyèdrique moyen ou grossier (2 à 6 mmm), aucune structure (colonne feuilletée ou massive) qui figure dans la description des unités de sols de la base de données,
- la perméabilité est divisée en 6 classes. Le paramètre de perméabilité a été affecté aux unités de sols de manière arbitraire en fonction de la description des unités de sol en concertation avec les experts de l'INRA qui ont généré la base de données et qui connaissent le mieux le terrain (Barthès et Bornand, *comm. pers.*).

La base de données ne comporte pas la précision voulue sur les sables. Les divisions des mesures sont les sables fins de 0,05 à 0,2 mm puis les sables de 0,1 à 2 mm. Afin de poursuivre l'application de l'équation, deux hypothèses sont prises quant à la correspondance entre les deux classifications :



Les résultats du calcul de K_{UTS} et K_{UPP} sont présentés Annexe 27.

2.2.1.3. S

La pente "s" qui permet de calculer le facteur "S" est donnée par le modèle numérique de terrain du Système d'Information Géographique. Les points dont l'altitude est connue sont équidistants de 50 mètres. Les pentes sont calculées à partir de ces différences d'altitude. Pour alléger les calculs, les différents polygones ont été regroupés par classe de pente puis fusionnés. Les valeurs de ces classes ont été calculées au prorata de la surface.

Ainsi, il y a des classes tous les 1 % jusqu'à 20 %, tous les 5 % jusqu'à 40 %, puis tous les 10 % jusqu'à 70 % et une dernière classe pour les pentes supérieures ou égales à 70 % (Annexe 28 et Annexe 29).

L'exemple suivant illustre les modalités du calcul :

Si : - 20 % de la surface de la classe 10 % a une pente de 10,2 % et
- 80 % de la surface de la classe 10 % a une pente de 10,8 %,
la pente de la classe 10 % a une pente égale à : 0,2 x 10,2 + 0,8 x 10,8 = 10,68 %.

2.2.1.4. L

La mesure manuelle de la longueur de pente "l" est difficillement réalisable pour les plusieurs milliers de parcelles d'occupation du sol digitalisées sur le site pilote du Pallas.

Par observation, la majorité des parcelles (environ 80% pour le Pallas) a une forme rectangulaire. Cela permet de calculer la longueur (Lo) et la largeur (la) de chaque parcelle à partir de la surface (S') et du périmètre (P') de chaque parcelle selon un système de deux équations à deux inconnues :

$$\begin{cases} P' = 2 \times (Lo + La) \\ S' = Lo \times La \end{cases}$$

L'hypothèse faite est que la longueur de la pente de la parcelle est égale à la longueur de la parcelle, l = Lo.

Cette hypothèse sous entend :

- qu'il n'y a pas d'éléments qui stoppent l'écoulement à l'intérieur de la parcelle d'occupation du sol. Ceci est vrai dans le sens où il n'y a pas sur ce bassin versant d'éléments disposés à lutter contre l'érosion.

- que les parcelles agricoles sont exploitées dans le sens se la pente c'est à dire que les plantations suivent les lignes de plus grande pente, ce qui est généralement constaté sur le terrain parce que les travaux agricoles s'effectuent en général dans le sens de la pente (Scheyer, 1998).

Toutefois, même si aucun élément n'a été disposé pour stopper volontairement les écoulements, l'hétérogénéité du sol rend peu vraisemblable un écoulement indéfini. Des bornes maximums sont ainsi toujours données. Pour cette étude, la longueur de pente maximale est de 50 m pour les parcelles de forêt et de garrigue et de 250 m pour les autres types d'occupation du sol (Scheyer, 1998).

2.2.1.5. C

2.2.1.5.1. Détermination de l'occupation du sol

La détermination de l'occupation du sol est obtenue à partir de la photo interprétation de la campagne de l'IGN (Institut Géographique National) de juin 1996. Les photos sont en couleurs à l'échelle 1/25 000. Le support des 7 photos géoréférencées nécessaires à la couverture du bassin versant du Pallas est numérique. Les photos sont redressées[5] mais non orthoréférencées[6] en raison des faibles altitudes des communes du bassin versant du Pallas (maximum < 500 m) qui minimisent la propagation des erreurs liées au relief.

Le logiciel de support du Système d'Information Géographique utilisé pour la travail sur le Pallas est ArcView 3.0.

---

[5] Le redressement consiste en une correction des photos aériennes selon les axes x et y de la déformation photographique qui existe plus on s'éloigne de la focale, en raison de l'augmentation de l'angle de la prise de vue.

[6] L'orthoréférencement de photos aériennes consiste en un redressement selon l'axe z des altitudes. En effet, dans une photographie, les surfaces pentues sont moins représentées que dans la réalité.

Les photos aériennes sont livrées sous un format généré par le logiciel Photoshop (.tif) non compatible avec ArcView 3.0. Elles sont converties en format Bit.map (.bmp) sous photo paint de CorelDraw 7. Les 7 photos sont mosaïquées pour être jointives et donner une couche d'information spatiale. L'assemblage et le travail sur le chevauchement a été réalisé avec une extension du logiciel ArcView : Georef Image.

Une fois les photos aériennes intégrées au SIG, chaque parcelle d'occupation du sol a été digitalisée à la main selon la nomenclature contenant les 12 classes suivantes :

- vignes,
- vergers, maraîchages,
- cultures annuelles,
- sols nus,
- friches,
- forêts, garrigue et bois,
- plans d'eau,
- lagunage (station d'épuration),
- décharges (autorisées et sauvages),
- bâti,
- carrières,
- autoroute.

La digitalisation a permis de différencier presque 4 000 parcelles d'occupation du sol (Figure 61). Une validation de terrain a été nécessaire pour se familiariser à la distinction entre les parcelles en friches et celles en grandes cultures annuelles.

Pour la classe maraîchage, la culture d'asperges et le melon, certes peu fréquente selon les enquêtes de terrain et le Recensement Général Agricole, ne peuvent être déterminées par photo – interprétation. Après visite sur le terrain, on constate que ces deux plantations ont été confondues avec le blé qui rentre dans la classe des types de cultures annuelles, d'où une légère erreur.

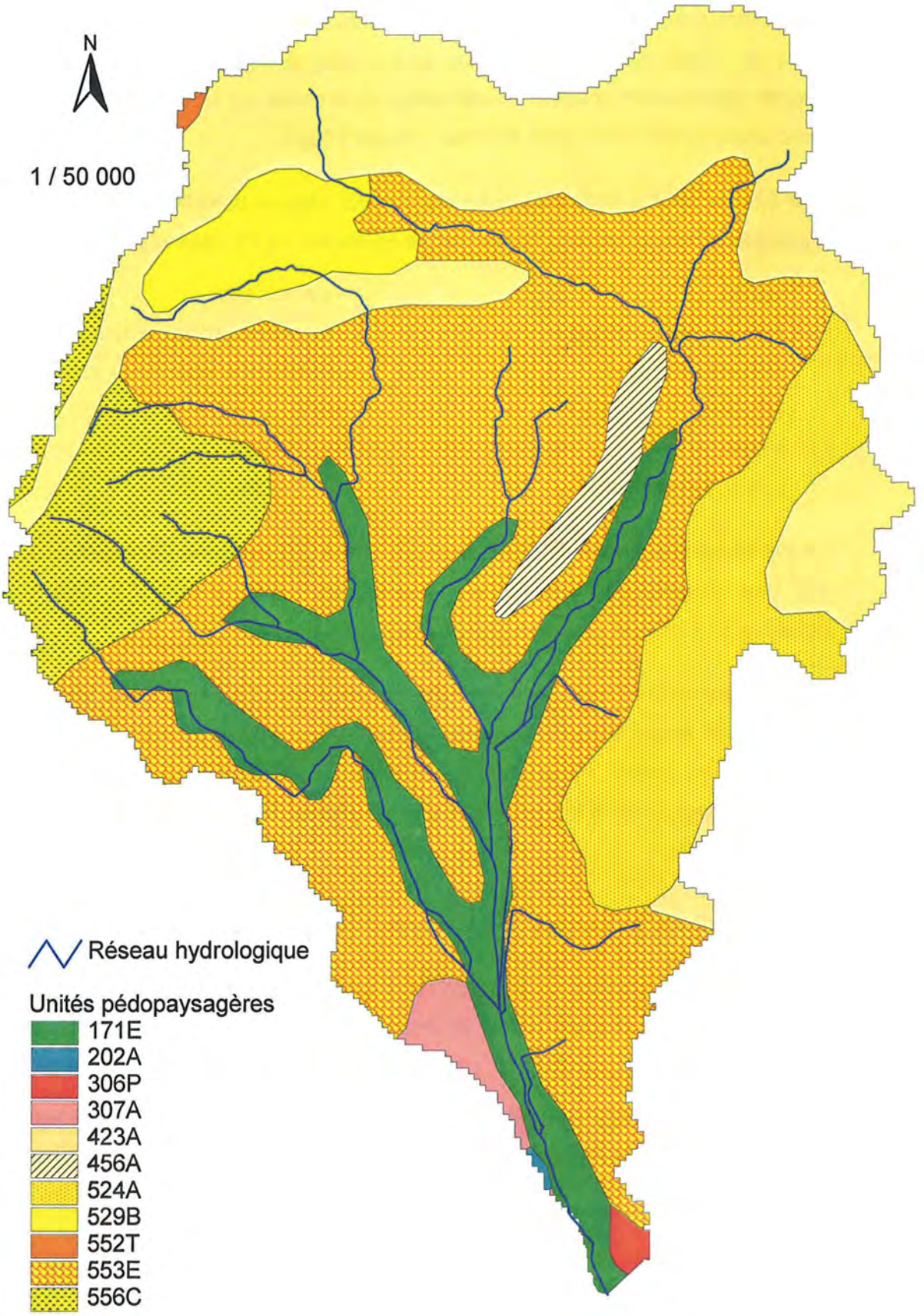
2.2.1.5.2. Calcul des coefficients C pour chaque culture

Les calculs de coefficient de protection des sols pour chaque culture lors de chaque stade cultural sont présentés en Annexe 31. Plus C se rapproche de 1 et moins le sol est protégé contre l'érosion.

Les périodes de chaque stade cultural de certaines classes d'occupation du sol sont liées au site d'étude. Elles ont été déterminées par enquêtes.

- grandes cultures annuelles

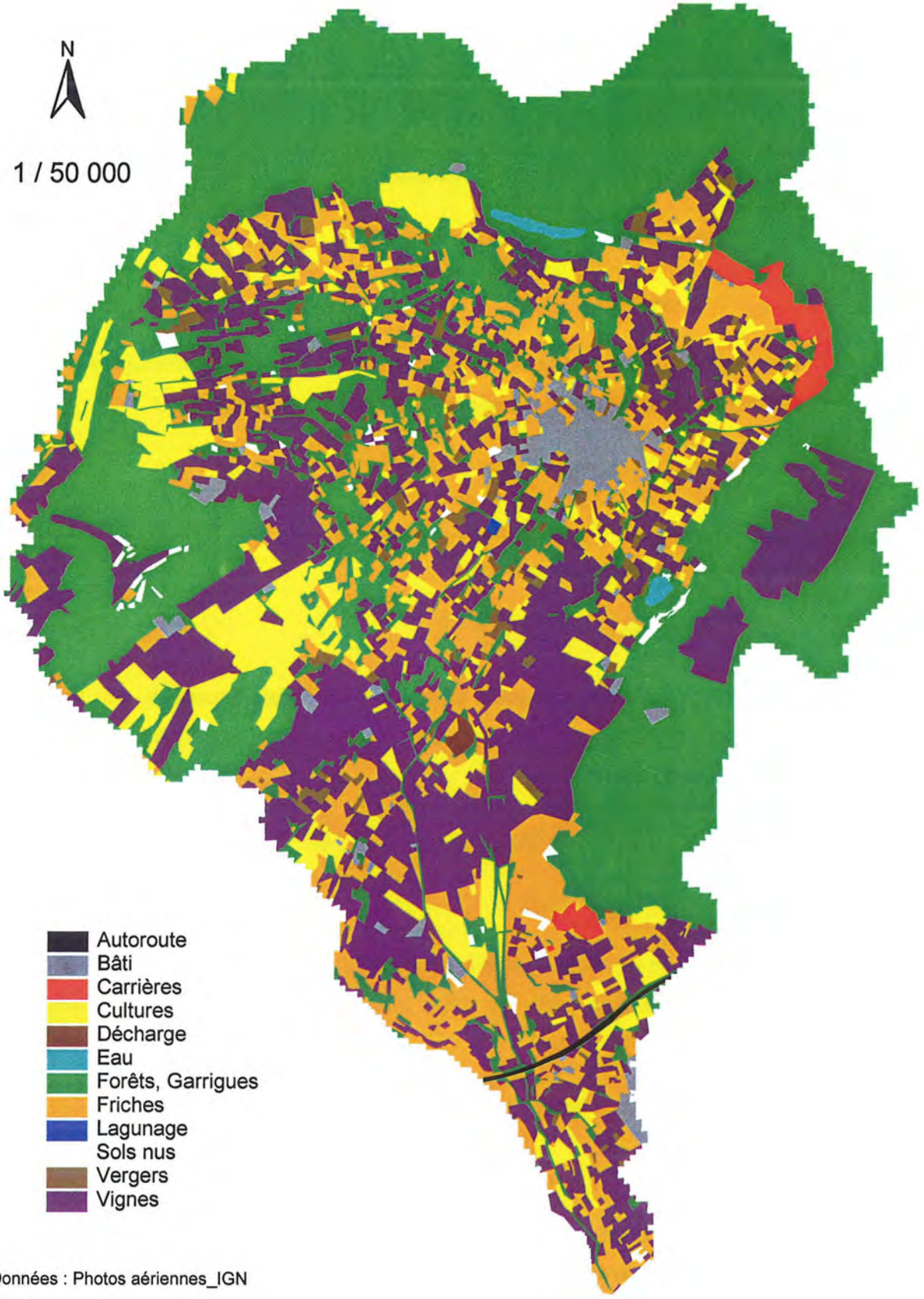
Le blé dur représente, à quelques parcelles près, l'ensemble des cultures annuelles du bassin versant. Les périodes des différents stades culturaux ont été communiquées par M. Braun (ITCF, *comm. pers.*). Sur le bassin versant de Thau, le blé dur a un faible rendement si bien qu'il laisse peu de résidus qui ne recouvrent pas plus de 30% du sol.



Pour la description des Unités PédoPaysagères (UPP) cf. Annexe 26

Données : BDCarto_IGN
Réalisation : Scheyer, 1998

Figure 60 : Cartographie des unités pédo-paysagères du bassin versant du Pallas



Données : Photos aériennes_IGN

Réalisation : Scheyer, 1998

Figure 61 : Occupation du sol du bassin versant du Pallas en 1996

Le coefficient C pour la classe cultures annuelles est de 0,25.

- vignes

Les périodes des différents stades culturaux ont été communiquées par M. Combelasse (Chambre d'Agriculture du Département de l'Hérault, *comm. pers.*).

Les vignes sont essentiellement désherbées.

Le coefficient C pour les vignes est égal à 0,43

- vergers

Les périodes des différents stades culturaux ont été communiquées par M. Montrozier (Chambre d'Agriculture du Département de l'Hérault, *comm. pers.*).

Le coefficient C pour les vergers est égal à 0,41

Pour les classes d'occupation du sol qui suivent, les calculs sont ceux proposés par Wischmeier et Smith (Annexe 30).

- friches

Rentrent dans cette catégorie toutes les parcelles occupées par un couvert herbacé permanent toute l'année. Ce peut être des parcelles abandonnées, des jachères, des parcs d'ovins et des prairies.

Le coefficient C pour les friches est égal à 0,013.

- forêts-garrigue

Cette catégorie regroupe toutes les zones occupées par la garrigue (chênes kermès, genêts, etc.) et les quelques forêts de chêne vert. Le couvert n'est pas très dense et la canopée couvre moins de 30 % du sol.

Le coefficient C pour les forêts et la garrigue est de 0,009.

- sols nus

Les sols nus sont par définition sans aucun couvert végétal. Néanmoins, les parcelles sont le plus souvent couvertes par de nombreux cailloux et même parfois des roches puis sont colonisées au cours de l'année par une végétation clairsemée. Ainsi, le coefficient n'est pas nul dans l'équation.

Le coefficient pour les sols nus est de 0,45.

- carrières

Ces zones ont des sols totalement nus. Toutefois, l'hétérogénéité du relief du sol des carrières atténue de manière importante les écoulements. Ainsi, d'après observation sur le terrain (Scheyer, 1998), environ 30% seulement de la surface des carrières est concernée par les transferts vers les cours d'eau.

Les carrières ont un coefficient C égal à 0,3.

- bâti, eau, lagunage, décharges, autoroute.

Pour ces cinq classes d'occupation du sol, l'érosion est nulle. Ainsi, le coefficient C est de zéro en raison du recouvrement total du sol.

Pour les routes, ce sont les ruissellements suite aux dépôts générés par les transports qui sont susceptibles de générer des apports en phosphore. Egalement pour les décharges, ce sont les jus qui sont à considérer par ailleurs mais en aucun cas les phénomènes d'érosion des sols. Ces deux classes sont exclues des estimations des pertes en phosphore par les terres agricoles et naturelles.

2.2.1.6. D : facteur d'atténuation du transfert des érodats vers les cours d'eau fonction de la distance

Ce facteur permet de tenir compte des obstacles au transfert du phosphore et de la notion de "zone tampon" définie dans la partie 1 sur les modalités de transferts des particules lors du ruissellement. Ne pouvant nous appuyer sur aucune étude antérieure sur la présence ou non de zones tampons importantes dans le bassin versant de Thau, l'atténuation du transfert des érodats d'une parcelle vers le cours d'eau le plus proche a été déterminée arbitrairement avec l'avis d'experts de l'INRA selon quatre classes (Scheyer, 1998). Les parcelles situées à moins de 100 m de la rivière sont considérées comme directement concernées par les transferts d'érodats et de phosphore, notamment en raison de l'intensité de l'écoulement. Puis, plus on s'éloigne, plus la probabilité de rencontrer des zones de piégeage des érodats et du phosphore augmente. Ces classes, présentées dans le Tableau 35, avaient été utilisées par Bouchardy (1992) à l'occasion d'une étude sur les transferts de phosphore dans le bassin versant du Redon (33 km^2, sous bassin versant du bassin versant du lac léman), d'une superficie similaire à celle du bassin versant du Pallas (50 km^2) mais certes soumis à un régime des précipitations différents.

La détermination de la distance des parcelles au cours d'eau est réalisée par un *buffer* ("tampon" en anglais), conçu avec les outils d'ArcView et d'Xtools.

Les résultats du *buffer* réalisé sur le bassin versant du Pallas sont présentés en Figure 62. Les nouvelles parcelles générées par le découpage ont un coefficient de distance d'affecté.

Tableau 35 : Valeurs des coefficients affectés aux classes de distance

Distance entre l'extrémité aval des parcelles comprises dans le cours d'eau (en mètre)	Pourcentage des érodats qui atteignent le cours d'eau	Facteur D
$d < 100$	80%	0,8
$100 < d < 200$	50%	0,5
$200 < d < 500$	20%	0,2
$d \geq 500$	0%	0

2.2.1.7. Q : teneur en phosphore des sols

La teneur en phosphore des sols est la somme de la teneur par accumulation des apports et de celle liée à la fertilisation récente[7].

$$Q = Qn + Q_f$$

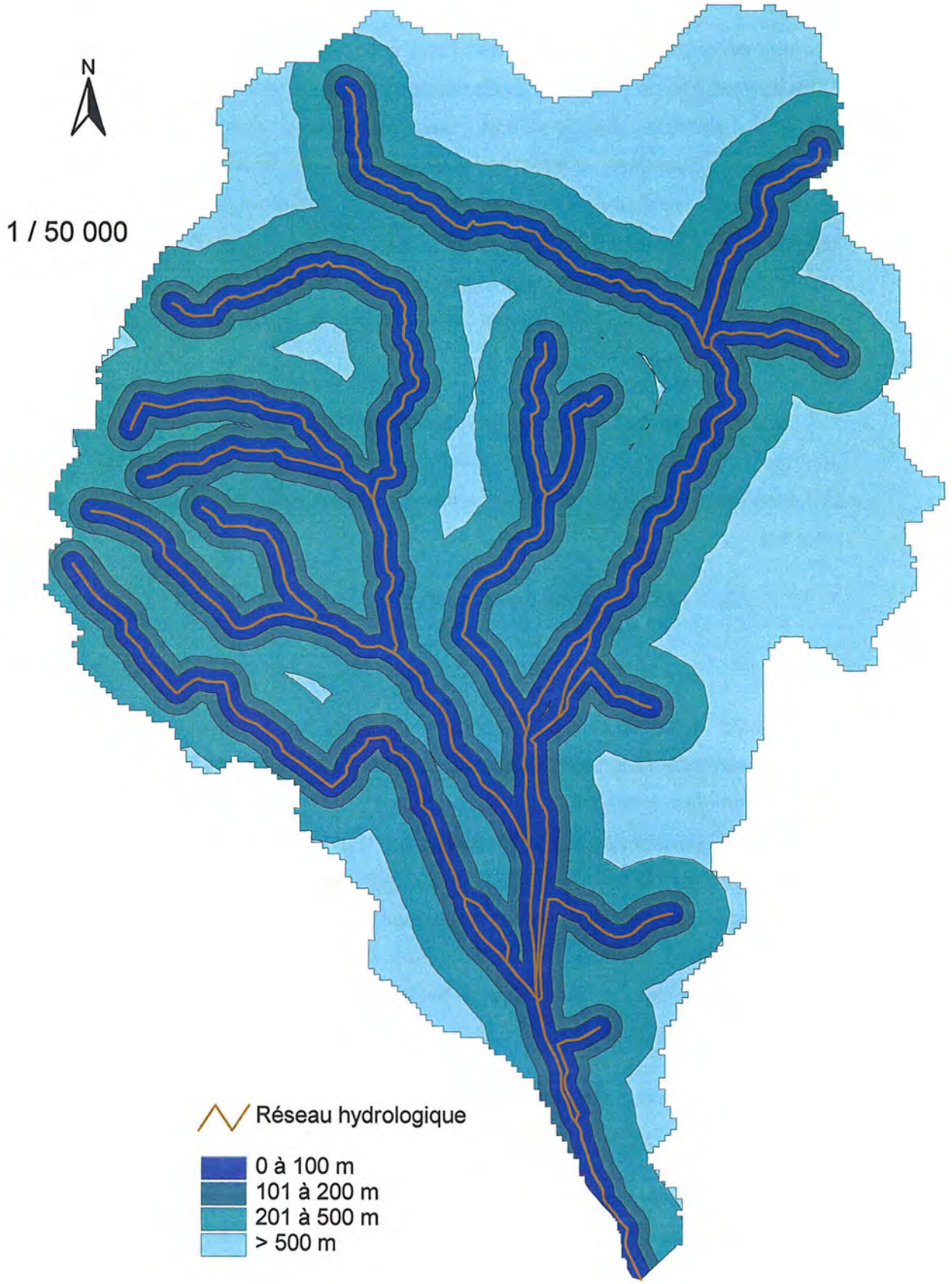
Q_n, la teneur par accumulation en phosphore des sols

Q_f, la teneur en phosphore engendrée par la fertilisation récente

- Qn

Pour la détermination de la teneur par accumulation en phosphore des sols, l'échantillonnage des prélèvements est fonction de la représentation des unités pédo-paysagères et de l'occupation du sol. L'échantillon est prélevé au hasard dans la parcelle d'unités pédo-paysagère et d'occupation du sol connue dans les dix premiers centimètres de sol en ayant pris soin d'enlever la couche supérieure (le premier centimètre) qui est directement sous l'influence des derniers apports de fertilisants (Villebonnet, 1995).

[7] Cf. chapitre 1, teneur naturelle en phosphore des sols qui se situe à plus de 60 cm de profondeur.



Données : BDCarto_IGN
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001 d'après Scheyer, 1998

Figure 62 : Cartographie des zones tampons sur le bassin versant du Pallas (buffer)

La teneur en phosphore des 33 échantillons collectés (Tableau 36, Tableau 37 et Annexe 33) ne permet pas de mettre en évidence une relation significative avec l'occupation du sol (p=0.985)[8], situation d'ailleurs déjà observée même avec un plus grand nombre d'échantillons (Svendsen *et al.,* 1995), et/ou les unités pédo-paysagères (p=0.3236). En dehors du faible nombre de mesures qui explique la non réponse des analyses de variance, il est vrai que les unités pédo-paysagères ne sont pas forcément un critère de différenciation très pertinent pour le phosphore puisque la teneur en argile, très corrélée à la teneur en phosphore (M. Szwarc, Cirad, *comm. pers.*), n'est pas homogène à l'intérieur d'une même unité pédo-paysagère.

Ainsi, la moyenne des mesures en phosphore total est considérée comme la teneur "naturelle" moyenne des sols du bassin versant. Il s'agit en fait d'une teneur liée à l'accumulation des apports d'engrais enfouis dans les premiers centimètres de sol. Cette valeur est :

Q_n = 745 ppm (écart type 483 ppm)

- Qf

Les éléments susceptibles d'être érodés se trouvent dans les premiers centimètres de la couche de terre de la parcelle, horizon de sol directement soumis aux apports d'engrais. La détermination des quantités de phosphore apportées annuellement aux cultures par les fertilisants est réalisée par enquêtes auprès des agriculteurs exerçant sur les communes du bassin versant du Pallas et auprès du personnel de la chambre d'agriculture de l'Hérault. L'objectif est d'estimer les quantités apportées par année par type de culture et non par parcelle agricole. Les résultats des enquêtes (Tableau 38) sont comparés à ceux d'une enquête ayant eu lieu sur l'ensemble du bassin Rhône-Méditerranée-Corse (Gril, 1990). Les valeurs sont très proches (Tableau 39).

Pour estimer la teneur en phosphore des sols résultant des apports d'engrais, le calcul suivant est réalisé :

La densité moyenne du sol ayant une porosité moyenne de 50 % est de 1,4 g/cm^3 (Soltner, 1989). La masse de terre concernée par les mesures est égale à :

---

[8] Les ANOVA ont été réalisées à partir du logiciel d'analyses statistiques Rweb réalisé par R.Gentleman et R.Ihaka de l'Université d'Auckland (NZ). Il s'agit d'une "copie" du logiciel S-Plus à utilisation gratuite en ligne via le réseau de l'Université de Lyon : http://pbil.univ-lyon1.fr/Rweb.

$$M = 1 \text{ cm} \times 10\,000 \text{ m}^2 \times 1{,}4 = 140 \text{ tonnes}$$

Ainsi, si on apporte une quantité "x" de phosphore exprimée en kg, par exemple 40 kg, la teneur du 1er cm de sol est alors de

$$P = (x = 40) / 140\,000 = 290 \text{ ppm}$$

Ce calcul sous entend que :

- les apports ne sont pas enfouis et restent dans le premier centimètre de sol,
- la totalité des apports est concernée par l'érosion, c'est à dire que la plante n'a pas eu le temps d'en absorber.

Pour les trois types de cultures principaux, la somme de Qn et de Qf est réalisée (Tableau 40).

L'hypothèse inverse est aussi envisagée. Elle considère que :

- la totalité des quantités de phosphore apportées est consommée. On a alors :

$$Qf = 0 \rightarrow Q = Qn$$

2.2.1.8. Bilan entrée-sortie dans le cours d'eau du Pallas

Le couplage USLE-SIG donne une estimation des quantités de phosphore qui entrent dans le cours d'eau en provenance des terres agricoles et naturelles du bassin versant du Pallas sur la période annuelle allant du 1er juin 1995 au 31 mai 1996. Les mesures à l'exutoire du Pallas réalisées sur la même période (Tournoud et al., 1997) prennent en compte :

- les effets tampons du cours d'eau ou effet déficit (ED)

L'effet tampon est le stockage temporaire d'une partie du phosphore dans le lit du cours d'eau[9]. Les résultats de bilans entrée-sortie du phosphore pendant 4 années consécutives sur le bassin du Redon (Lac Léman) montrent que l'effet déficit observé peut représenter une atténuation de 60% des entrées estimées (Pilleboue, 1987a). Les valeurs observées par d'autres auteurs (Johnson *et al.*, 1976 , Hénin, 1980) se situent plus autour de 25% des entrées. Toutefois, Pilleboue (1987a) précise que les quantités stockées dans le lit du cours d'eau sont le plus souvent remobilisées ultérieurement. L'effet déficit, ED, est compris entre 0 et 1. Lorsqu'il est égal à zéro, tout est stocké et inversement. Trois cas sont considérés dans

---

[9] Cf. chapitre1, transferts du P des sols aux milieux aquatiques

les calculs : ED = 1 ; ED = 0,75 et ED = 0,4 (60% de stocké dans le lit du cours d'eau) sachant que la valeur se situe entre 0,4 et 1. On a donc :

$$S = E \times ED$$

S : sortie,
E : entrée,
ED : effet déficit compris entre 0 et 1,

De plus, dans les entrées dans le cours d'eau, il faut considérer :

- les apports autres que ceux agricoles à savoir les ruissellements urbains de la commune de Villeveyrac et les rejets de sa station d'épuration.

En 1996, la surface totale bâtie sur la commune de Villeveyrac représente 70 hectares. Le ruissellement urbain provoque entre 1 et 5 kg/ha/an de rejets en phosphore[10]. Ainsi, en 1996, les ruissellements urbains (RU) représentent sur le bassin versant du Pallas entre 70 et 450 kg de phosphore.

En 1996, le rejet de la station d'épuration de Villeveyrac (StepV) représente 1,7 tonne de phosphore.[11]

Ainsi on a :

$$E = P_{BV} + RU_{BV} + Step_{BV}$$
$$= P_{BV} + 0{,}260 + 1{,}7$$
$$= P_{BV} + 1{,}96 \text{ tonnes de P}$$

RU : ruissellement urbain moyen = (450 + 70) / (2 x 1000) = 0,260 t/an
StepV : rejet de la station d'épuration de Villeveyrac (t/an)
P_{BV} : résultats du modèle (P en t/an)

Ainsi, les mesures à l'exutoire du cours d'eau du Pallas représentent les sorties (S) :

$$S = (P_{BV} + 1{,}96) \times ED$$

---

[10] cf. introduction de la partie 2

[11] cf. chapitre sur les effluents domestiques

Tableau 36 : Moyennes et écart-types des résultats des analyses de phosphore total des 10 cm de sol sauf le 1er cm de sol concerné par la fertilisation récente, présenté par unité pédo-paysagère

UPP	Teneur moyenne en PT (ppm)	Ecart-type (ppm)	Nombre d'échantillons
171E	639	406	5
553E	520	188	6
529B	1 144	695	4
524A	1 247	_	2
307A	691	_	2
456A	444	176	4
556C	771	751	5
423A	694	511	5

Pour la définition de la composition des unités pédo-paysagères (UPP), cf. Annexe 26

Tableau 37 : Moyennes et écart-types des résultats des analyses de phosphore total des 10 cm de sol sauf le 1er cm de sol concerné par la fertilisation récente, présenté par type d'occupation du sol

Occupation du sol	Teneur moyenne en PT (ppm)	Ecart-type (ppm)	Nombre d'échantillons
Cultures	745	594	6
Forêts Garrigues	1 113	_	2
Friches	782	609	8
Vergers	653	456	6
Vignes	744	302	11

La teneur en phosphore des 33 échantillons collectés[12] ne permet pas de mettre en évidence une relation significative avec l'occupation du sol (p=0.985)[13], situation d'ailleurs déjà observée même avec un plus grand nombre d'échantillons (Svendsen *et al.,* 1995), et/ou les unités pédo-paysagères (p=0.3236). En dehors du faible nombre de mesures qui explique la non réponse des analyses de variance, il est vrai que les unités pédo-paysagères ne sont pas forcément un critère de différenciation très pertinent pour le phosphore puisque la teneur en argile, très corrélée à la teneur en phosphore (M. Szwarc, Cirad, *comm. pers.*), n'est pas homogène à l'intérieur d'une même unité pédo-paysagère.

[12] Cf. Annexe 33

[13] Les ANOVA ont été réalisées à partir du logiciel d'analyses statistiques Rweb réalisé par R.Gentleman et R.Ihaka de l'Université d'Auckland (NZ). Il s'agit d'une "copie" du logiciel S-Plus à utilisation gratuite en ligne via le réseau de l'Université de Lyon : http://pbil.univ-lyon1.fr/Rweb.

Tableau 38 : Résultats des enquêtes sur les apports de phosphore par fertilisation aux principales cultures du bassin versant du Pallas

Culture	P_2O_5 kg/ha	P_2O_5 ppm1998	P¨kg/ha	P ppm
Vignes	35	250	15	107
Vergers	70	500	31	221
Cultures annuelles	86	614	38	271

Rappel du calcul pour passer de kg/ha à des ppm :

La densité moyenne du sol ayant une porosité moyenne de 50 % est de 1,4 (Soltner, 1989). La masse de terre concernée par les mesures est égale à :

M = 1 cm x 10 000 m^2 x 1,4 = 140 tonnes

Si on apporte une quantité "x" de phosphore exprimée en kg, par exemple 40 kg, la teneur du 1er cm de sol est alors de (x = 40) / 140 000 = 290 ppm

Tableau 39 : Comparaison des quantités de phosphore total apportées aux principales cultures sur le bassin versant du Pallas et sur la bassin Rhône-Méditerranée-Corse

PT (ppm)	Echelle régionale (Gril, 1990)	Echelle locale (1998)	% du PT naturel (745 ppm)
Culture	**1990**	**1998**	**1998**
Vignes	63-129	107	14%
Vergers	157-189	221	32%
Cultures annuelles	314	271	36%

Tableau 40 : Teneur en phosphore total pour les principales cultures

Culture	Q_n	Q_f	$Q = Q_n + Q_f$
Vignes	745	107	852
Vergers	745	221	966
Cultures annuelles	745	271	1 016

Pour les trois cultures principales du bassin versant qui sont soumises à des apports de fertilisants, la teneur en phosphore total du 1er cm de sol est calculée en additionnant la part représentée par les fertilisants à la teneur en phosphore total déjà existante du 1er cm de sol (selon le calcul exposé en dessous du 1er tableau de cette page). Cette dernière a été calculée à partir de la moyenne des teneurs en PT des 10 premiers cm de sol de 33 échantillons prélevés dans le bassin versant.

2.2.2. Résultats

Pour l'ensemble du bassin versant du Pallas d'une superficie de 50 km², sur la période allant du 1er juin 1995 au 31 mai 1996, les exportations de phosphore par les terres naturelles et agricoles sont estimées comme étant comprises entre 20 et 52 tonnes (Tableau 44). Le fait de considérer ou non les apports générés par la fertilisation récente des cultures engendre un surplus de seulement 17%. Par contre, la teneur non connue en sables très fins et les hypothèses prises à ce sujet font varier les quantités estimées du simple au double. Les quantités exportées des parcelles aux cours d'eau sont celles qui rejoignent théoriquement la lagune s'il n'y a pas de déperdition le long des cours d'eau.

Les pertes moyennes en phosphore sont très différentes en fonction du type d'occupation du sol (Tableau 42). Elles sont à rapprocher des pertes moyennes en terre (Tableau 41) qui varient d'un facteur 1 à 100 des friches et forêts-garrigue aux sols nus. Les écarts types sont tous supérieurs à la valeur moyenne, variation expliquée par la différence entre les maxima et les minima. Le coefficient de protection explique fortement les différences entre les différentes occupations du sol (Tableau 43), le rapport maximum résultant de A/Cp étant en fait seulement de 2. Ces différences sont liées aux autres paramètres de l'équation.

La prise en compte du facteur de distance au cours d'eau et de la teneur moyenne (sur les différentes occupations du sol et unités pédo-paysagères) en phosphore des sols permet d'exprimer les pertes en terre en exportations de phosphore vers les cours d'eau (Tableau 42). Le rapport entre les pertes en terre et en phosphore exprime les poids du paramètre de distance au cours d'eau en fonction des occupations du sol. Les rapports sont peu différents.

Pour effectuer le bilan entrée-sortie au niveau du Pallas, comme décrit précédemment, les valeurs des rejets de la ville de Villeveyrac estimés à 1,96 tonne sont pris en compte (Tableau 45). Avec une rétention de 25%, les exportations de phosphore représentent entre 16,5 et 39,2 tonnes. Avec une rétention de 60%, elles représentent entre 8,8 et 20,9 tonnes. Les écarts sont toujours liés aux imprécisions sur la granulomètrie. Les quantités minimales et maximales de phosphore en provenance du bassin versant du Pallas et rejoignant la lagune sont donc comprises entre 9 et 52 tonnes.

L'exportation annuelle en phosphore estimée à partir des mesures de concentrations en phosphore total et de débits à l'exutoire du Pallas est de 7 tonnes (Tournoud *et al.*, 1997). L'incertitude minimale associée à ce résultat est de 50%. Cette valeur est inférieure aux estimations réalisées à partir du modèle de l'étude. La valeur la plus proche est celle de 8,8 tonnes qui considère une rétention de 60% des apports dans le cours d'eau.

Tableau 41 : Résultats du couplage USLE-SIG – Pertes moyennes en terre par type d'occupation du sol

Cultures	A moyen (t/ha/an)		Ecart type (t/ha/an)		Minimum (t/ha/an)		Maximum (t/ha/an)	
	STF=SF	STF=0	STF=SF	STF=0	STF=SF	STF=0	STF=SF	STF=0
Sols nus	188,3	81,8	275,6	112,3	7,58	2,84	1 914,9	736,4
Vignes	84,5	46,6	126,7	73,3	0,42	0,46	3 621,9	1 392,9
Vergers	80,7	39,3	88,2	46,1	0,95	0,36	665,8	450,4
Cultures	50,3	28,1	58,0	39,4	2,24	1,25	486,2	527,4
Forêts-garrigue	2,8	1,5	5,4	2,6	0,03	0,03	106,7	41,0
Friches	2,7	1,4	3,7	2,2	0,09	0,06	70,1	53,5

Tableau 42 : Résultats du couplage USLE-SIG – Pertes moyennes en phosphore par type d'occupation du sol

Cultures	Surface (ha)	P moyen (kg/ha/an)		Ecart type (kg/ha/an)		Maximum	
		STF=SF	STF=0	STF=SF	STF=0	STF=SF	STF=0
Sols nus	25	45,8	20,6	88,2	41,1	650,1	350,8
Vignes	1 330	29,4	17,4	56,1	36,2	1 804,9	706,1
Vergers	74	31,4	16,9	45,9	29,3	321,6	348,0
Cultures	406	21,8	13,2	23,3	25,3	395,2	428,7
Friches	770	0,8	0,4	1,4	1,0	29,4	31,9
Forêts-garrigue	2 149	0,7	0,4	1,4	0,8	15,9	11,1

Tableau 43 : Rappel du coefficient de protection des sols par type de culture

Cultures	Cp	A / Cp	P / A
Sols nus	0,45	420	0,24
Vignes	0,43	200	0,35
Vergers	0,41	200	0,39
Cultures	0,25	200	0,43
Friches	0,009	310	0,29
Forêts-garrigue	0,013	210	0,26

Tableau 44 : Résultats du couplage USLE-SIG sur le bassin versant du Pallas – Valeur de P_{BV} selon les différentes hypothèses prises sur le phénomène de rétention dans les cours d'eau, sur la granulomètrie et sur les apports en fertilisants

P gagnant les cours d'eau (t/an)	Qf = 0	Qf = x	Rapport
STF = 0	20,02	23,51	1,17
STF = SF	44,16	51,71	
Rapport	2,2		

STF : sables très fins

SF : sables fins

Qf : teneur en phosphore des sols liée à la fertilisation

Tableau 45 : Sortie théorique de phosphore (t/an) à l'exutoire du Pallas selon les différentes hypothèses prises sur le phénomène de rétention dans les cours d'eau,

	ED = 1		ED = 0,75		ED = 0,4	
Sortie théorique P (t/an)	Qf = 0	Qf = x	Qf = 0	Qf = x	Qf = 0	Qf = x
STF = 0	21,98	25,47	16,49	19,10	**8,78**	9,82
STF = SF	46,12	53,67	33,75	39,24	18,00	20,92

ED : Effet déficit qui représente la rétention du phosphore dans les cours d'eau. Lorsque ED est égal à 1, il n'y a pas de rétention.

STF : sables très fins

SF : sables fins

Qf : teneur en phosphore des sols liée à la fertilisation

2.2.3. Discussion

Les exportations de phosphore par les terres agricoles et naturelles du bassin versant du Pallas d'une superficie de 50 km² sont estimées comprises entre 20 et 44 tonnes en fonction de la proportion de sables très fins.

L'hypothèse où tous les apports de phosphore sont utilisés par les végétaux est celle retenue. Tout d'abord parce que la teneur supplémentaire en phosphore des sols liée aux fertilisations induit une variation entre les types d'occupation du sol qui n'a pas été mise en évidence lors des analyses de sols. En effet, même si le nombre d'échantillons analysés est probablement insuffisant, la nature du sol est très certainement encore bien plus impliquée (teneur en particules fines) que le type d'occupation du sol. La mise en évidence de différences significatives entre les parcelles agricoles nécessiteraient donc des études pédologiques encore plus précises que celles dont nous avons pu bénéficier, ce qui semble non envisageable pour tout site d'étude. Puis parce que la teneur en phosphore des sols liée à l'accumulation de fertilisants, de 745 ppm, est déjà supérieure aux teneurs moyennes qui sont généralement estimées, hors zones d'agriculture intensive, entre 200 et 400 ppm (Dorioz *et al.*, 1997 ; Cann *et al.*, 1999). Enfin, parce que l'accumulation des teneurs en phosphore dans les sols en bas des pentes, mises en évidence dans plusieurs sites d'études (Cann *et al.*, 1999), peut faire varier fortement les exportations. Ainsi pour poursuivre notre objectif qui est d'étudier l'impact de l'évolution de l'occupation du sol, il est préférable de considérer la teneur moyenne en phosphore des 10 premiers cm de sol.

Les mesures à l'exutoire du Pallas montrent que les apports à la lagune par ce cours d'eau sont de 7 tonnes avec une incertitude minimale attachée de 50%.

Selon ces valeurs, soit le couplage USLE-SIG surestime les exportations d'un facteur de 3 à 7, soit, dans le cas où il n'y a pas de sables très fins, la rétention dans les cours d'eau sur la période d'étude est d'au moins 60%.

S'il y a une surestimation des exportations, elle peut être liée :

- soit à une surestimation des pertes en terre à la parcelle par l'utilisation de l'USLE,
- soit à la considération d'une surface active du bassin versant trop importante lors de la prise en compte du facteur D (distance au cours d'eau).

Tout d'abord, l'érosion de deux parcelles en vignes du site expérimental du Roujan[14] a été suivie sur deux années : 1995 et 1997 (Andrieux *et al.*, 1998). Ces deux parcelles ont une pente moyenne comprise entre 5% et 15%. Toutes choses étant égales par ailleurs[15], une parcelle est travaillée régulièrement et l'autre ne l'est jamais. L'année 1997 a connu des précipitations et des intensités de pluies deux fois supérieures à celles de 1995. De plus, les quantités de matières en suspension varient entre ces deux années de 8,4 à 30,6 tonnes par hectare pour la parcelle non travaillée et reste autour de 4 tonnes pour celle travaillée.

L'érosion moyenne sur les deux années de pluviomètrie différente pour la parcelle expérimentale non travaillée est de 17 tonnes par hectare et par an. L'érosion moyenne des parcelles en vignes de 5% à 15% de pente du bassin versant du Pallas se situe, en fonction de la proportion de sables très fins, entre 23 et 46 tonnes par hectare et par an. Ainsi, la surestimation moyenne avec l'application de l'USLE serait d'un facteur 3 dans l'hypothèse d'une proportion de sables très fins identique à celle des sables fins. Par contre, c'est le même ordre de grandeur dans l'hypothèse où il n'y a pas de sables très fins.

Il ressort également de l'étude sur les deux parcelles expérimentales que (Andrieux *et al.*, 1998) :

- pour la parcelle non travaillée, le paramètre qui a le plus de poids dans l'érosion est l'intensité de la pluie,

- pour la parcelle travaillée, il s'agit de la pluie cumulée depuis le dernier travail de la terre.

Dans l'USLE, la quantité de sol érodée "A" est également plus dépendante de la pente, de la pluie et des pratiques culturales que de la nature du sol (Wischmeier et Smith, 1978). Toutefois, dans le modèle, un des postulats retenu est l'homogénéité des précipitations sur l'ensemble du bassin versant étudié. Or le Tableau 46 montre que, à l'échelle d'une année et donc aussi à l'échelle des épisodes pluvieux la valeur des précipitations peut varier de façon considérable d'une commune à l'autre du bassin versant. Cette approximation, bien qu'incontournable pour ce modèle étant donné le pas de temps des mesures pluviomètriques requis, est une source de variations supplémentaires entre les mesures et la modélisation.

---

[14] Site pilote d'études agronomiques sous climat Méditerranéen, notamment pour l'ENSAM et l'INRA basés à Montpellier.

[15] Description détaillée des deux parcelles expérimentales dans Lennartz *et al.*, 1997.

Puis, le modèle de Wischmeier et Smith calcule l'érosion à partir d'une équation linéaire de facteurs considérés indépendants. Or il existe de nombreuses relations qui peuvent faire changer l'intensité de l'érosion. Par exemple, la dégradation progressive de la surface du sol sous l'action de la pluie permet à des pluies de plus en plus faibles de provoquer la formation d'un ruissellement et de l'érosion (Bouchardy, 1992). Ceci correspond à une sous-estimation de l'érosion qui peut compenser certaines surestimations.

Ensuite, sans tenir compte du facteur distance au cours d'eau D, les exportations de phosphore seraient comprises entre 65 et 120 tonnes, soit 4 fois plus qu'en le prenant en compte (Tableau 44). Généralement, on estime que l'"effet échelle" pour les pertes en sédiments varie dans un rapport de 1 à 2 ; de 1 à 3 quand la surface des bassins passe respectivement de 2 000 à 200 ; de 200 à 20 km² (Novotny et Chester *in* Dorioz *et al.*, 1997). Le facteur D pourrait alors sous-estimer légèrement les apports.

Toutefois, les apports en matières en suspension annuels à la lagune de Thau par le Pallas sont estimés à $3{,}4.10^3$ tonnes par an. Ceci représente environ 0,7 tonne/ha/an. Pour la parcelle expérimentale non travaillée du Roujan, la valeur est de 7,8 t/ha/an. Le rapport est de 1 à 10 entre la parcelle et le bassin versant. Ainsi, le facteur D pourrait quand même sous-estimer de manière non négligeable les phénomènes de piégage lors du transfert de la parcelle vers le cours d'eau.

Rapportés à une moyenne à l'hectare, ce sont entre 4 et 8,8 kg de phosphore qui sont exportés en moyenne des parcelles agricoles et naturelles du bassin versant du Pallas. Même si les exportations pour les cultures peuvent varier d'un facteur de 1 à 200, d'après une synthèse bibliographique réalisées par Dorioz *et al.* (1997), les pertes en phosphore total atteignent couramment 1 à 3 kg/ha/an. Ces pertes correspondent, dans les régions tempérées, à des concentrations moyennes dans les eaux de ruissellement de l'ordre de 0,5 mg/l de phosphore total qui sont bien de l'ordre de celles mesurées à l'exutoire du Pallas (les concentrations moyennes sur deux ans en phosphore total dans les eaux à l'exutoire du Pallas sont de 0,41 mg/l). Les valeurs moyennes d'exportation de phosphore correspondent à celles des exportations extrêmes généralement observées. Cependant, il est précisé dans le rapport bibliographique que dans certaines conditions de pente, les vignobles semblent susceptibles de produire des flux de phosphore spécifiques encore plus élevés (CIPEL, 1988). Ainsi, il est fort probable que le fait que le couplage USLE-SIG suggère des exportations de phosphore supérieures à celles observées soit lié à l'importance des exportations estimées par l'USLE lors des conditions extrêmes de pente et de pluviomètrie, comme le met d'ailleurs en évidence l'importance des maxima par rapport à la moyenne.

Une vraie validation du modèle nécessiterait donc de rechercher les zones tampons et d'étudier leur impact sur le transfert de matière. Egalement, de nouvelles mesures en cours de réalisation à l'exutoire du cours d'eau du Pallas permettront, lorsqu'elles seront disponibles, de préciser l'impact relatif de l'incertitude sur l'effet de rétention dans les cours d'eau et donc de réviser, par défaut, l'ampleur de l'atténuation des transferts entre les parcelles agricoles et les principaux cours d'eau.

En conclusion, le couplage USLE-SIG permet d'estimer les quantités moyennes annuelles de phosphore exportées par érosion pour le cas suivant :

- absence de sables très fins : STF = 0,
- rétention de 60% dans les cours d'eau : ED = 0,4.

Sur le bassin versant du Pallas, les apports mesurés sont en moyenne de 7 tonnes plus ou moins 50% et le couplage USLE-SIG les estime à 8,8 tonnes pour la période allant du 1er juin 1995 au 31 mai 1996.

Tableau 46 : Variation des précipitations annuelles sur le bassin versant de Thau et Montpellier

Année	Sète	Marseillan	Mèze	Montbazin	Florensac	Montpellier
1994	631		575			808
1995	473	462	283	369	560	491
1996	933	1013			1067	954
1997	574	524			727	641

Données : Météo-France, Contrat de Baie (Tournoud *et al.*, 1997).

Tableau 47 : Transferts de matières en suspension dans les eaux de surface de deux parcelles en vignes expérimentales du Roujan (Andrieux *et al.*, 1998)

Unité spatiale	Superficies	MES (kg/ha)		MES (g/l)
		1995	1997	1995
Parcelle non travaillée	3 240 m²	7 808	30 600	9,6
Parcelle travaillée	1 200 m²	4 200	4 600	7,7

Tableau 48 : Gamme de variation des valeurs des différents paramètres de l'USLE lors de l'application au bassin versant du Pallas

Paramètre de l'USLE	Gamme de variation	Rapport d'environ
K	0.08-0.52	1 à 10
L	1.03-3.36	1 à 5
S	0.096-65.71	1 à 700
C	0.009-0.45	1 à 50

Le modèle d'érosion de Wischmeier & Smith est une équation linéaire dont les paramètres sont des facteurs indépendants. A la gamme de variation des paramètres de l'équation est associée un poids dans le résultat de l'application.

K est rélatif à la nature du sol, L à la longueur de la pente, S à la pente et C à l'occupation du sol .

2.3. Application à l'ensemble du bassin versant de Thau

Le bassin versant de Thau représente 5 fois la surface du bassin versant du Pallas. C'est à cette échelle que doit s'effectuer l'étude de l'évolution des apports et l'étude de la hiérarchisation des zones d'exportations à partir de l'application du couplage USLE-SIG. Le contexte est donc différent de celui du Pallas où l'objectif était de valider la méthode de calcul. Il faut que l'application au bassin versant de Thau puisse permettre de comparer les résultats sur plusieurs années.

Or il ressort de l'application sur le bassin versant du Pallas que le paramètre qui induit les variations les plus fortes est le facteur pente "S" directement lié au pourcentage de pente "s" (Tableau 48). L'érosivité des pluies induit également une forte variation des exportations mais qui est plus difficile à mettre en évidence puisqu'interviennent à la fois la durée des précipitations, le délai entre plusieurs épisodes pluvieux et leur intensité. Ensuite, le facteur qui a le plus de poids est la protection du sol par le couvert végétal "Cp" attaché à chaque occupation du sol. Celui-ci est forcément renseigné, aux erreurs de photo-interprétation près. Le paramètre de sensibilité du sol à l'érosion est lié à la nature du sol. Il intervient dans une moindre mesure tout comme le paramètre de longueur de pente.

Afin de pouvoir étudier l'impact de l'évolution de l'occupation du sol sur les exportations de phosphore, il faut pouvoir limiter la variation des autres paramètres.

La digitalisation de l'occupation du sol à la parcelle permettait d'obtenir une unité spatiale pour le calcul de l'USLE. Cette unité est importante pour l'estimation de la longueur de pente Toutefois, ce paramètre n'a pas un poids des plus importants, d'autant plus que des bornes supérieures lui sont attribuées. Par contre, ce découpage à la parcelle d'occupation du sol oblige à renseigner la parcelle avec une valeur de la pente et de nature du sol moyennée. Or ces paramètres ont un poids très important. Ainsi, non seulement la digitalisation des parcelles demande une quantité très importante de travail, mais elle fait perdre de l'information spatiale puisque les pentes sont définies à une échelle bien plus fine que celle des parcelles d'occupation du sol. Ainsi, afin de perdre le moins d'information possible contenue dans les couches du SIG qui reflètent un des paramètres du couplage USLE-SIG, les parcelles d'étude, dites parcelles théoriques, sont obtenues par croisements successifs des couches qui représentent la pente, la nature du sol et l'occupation du sol :

pente x nature du sol $\xrightarrow{\text{croisement 1}}$ couche 1

couche 1 x occupation du sol $\xrightarrow{\text{croisement 2}}$ couche 0

La couche 0 est celle qui définit les parcelles théoriques. Les parcelles sont automatiquement renseignées pour la pente, l'occupation du sol et la nature du sol. Les paramètres S, K et Cp sont calculés de la même manière que pour le Pallas. Par contre, le paramètre longueur de pente et distance au cours d'eau des parcelles sont obtenus par de nouveaux calculs.

Enfin, le paramètre "R" de l'érosivité des pluies retenu est une moyenne de l'érosivité des pluies calculée sur 20 ans, de 1957 à 1976, à partir de la pluviomètrie à Montpellier, ville située à 25 km du site d'étude (Le Pihan,1979). La valeur est de 300 $t.cm.ha^{-1}.h^{-1}$. L'année hydrologique de référence reste celle du 1er juin 1995 au 31 mai 1996 pour les précipitations mesurées à Mèze.

2.3.1. Renseignement de l'occupation du sol

Deux années ont été retenues pour l'étude de l'occupation du sol. Les campagnes de photos aériennes de 1996 et de 1971 couvrent entièrement le bassin versant :

- campagne de 1996 : photos couleurs à l'échelle 1/25 000 (52 clichés),
- campagne 1971 : photos noir et blanc à l'échelle 1/15 000 (90 clichés).

L'échelle minimale du Système d'Information Géographique est de 1/50 000 (BD-Cartographique de l'IGN).

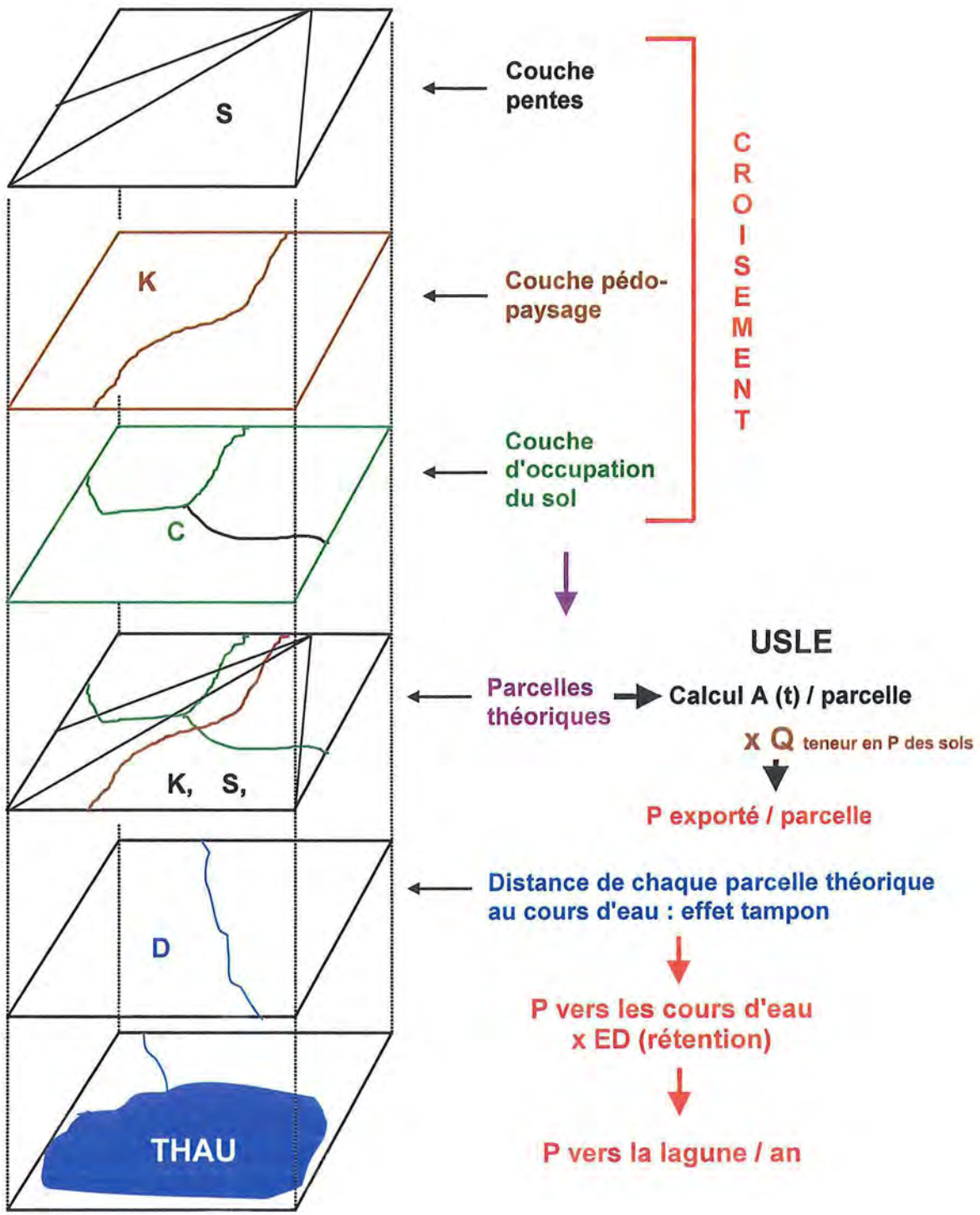
Les photos ont été redressées et orthoréférencées.

Les zones conjointes de même occupation du sol sont numérisées selon la même nomenclature que celle pour l'étude du bassin versant du Pallas. Le réseau routier, les berges et les haies ne sont pas numérisés. Ceci est affecté à l'occupation du sol mitoyenne. L'identification des décharges a été confirmée grâce aux informations transmises par la Direction de l'Eau et de l'Environnement du Conseil Général de l'Hérault. Des vérifications sur le terrain ont été réalisées pour l'interprétation de la campagne de 1996 qui est à une échelle moins fine que celle de 1971.

2.3.2. Calcul de la longueur de pente

Les parcelles théoriques sont des polygones qui ont le plus souvent la forme de triangles en raison de la couche de pentes obtenue par triangulation. La surface "Su" est assimilée à un disque d'un diamètre "d" (et d'un rayon "r") qui représente la ligne théorique de plus grande pente de la parcelle :

$$Su = \Pi r^2$$
$$d = 2 \times \sqrt{Su / \Pi}$$



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 63 : Application du couplage USLE-SIG à l'ensemble du bassin versant de Thau

2.3.3. Distance de la parcelle au cours d'eau

Après la réalisation d'un buffer à l'ensemble du bassin versant, la distance au cours d'eau selon les classes décrites précédemment est attribuée à chaque parcelle à l'aide d'un script réalisé pour ce projet. Son développement figure en Annexe 34. Il faut préalablement convertir les polygones en centroïdes à l'aide de l'extension Xtools.

La cartographie du buffer réalisé est présentée en Annexe 35.

2.3.4. Hiérarchisation des zones d'exportation de phosphore

La représentation spatiale de l'exportation de phosphore est réalisée selon 3 classes :

- risque faible : < 0,5 kg/ha/an
- risque moyen : 0,5 - 3 kg/ha/an,
- risque élevé : > 3 kg/ha/an,

La cartographie est réalisée pour 1971 et 1996 pour se livrer à une comparaison.

3. RÉSULTATS DE L'APPLICATION AU BASSIN VERSANT DE THAU

Les cartographies des unités pédo-paysagères et des pentes du bassin versant de Thau sont présentées en Annexe 36 et Annexe 37.

Evolution de l'occupation du sol

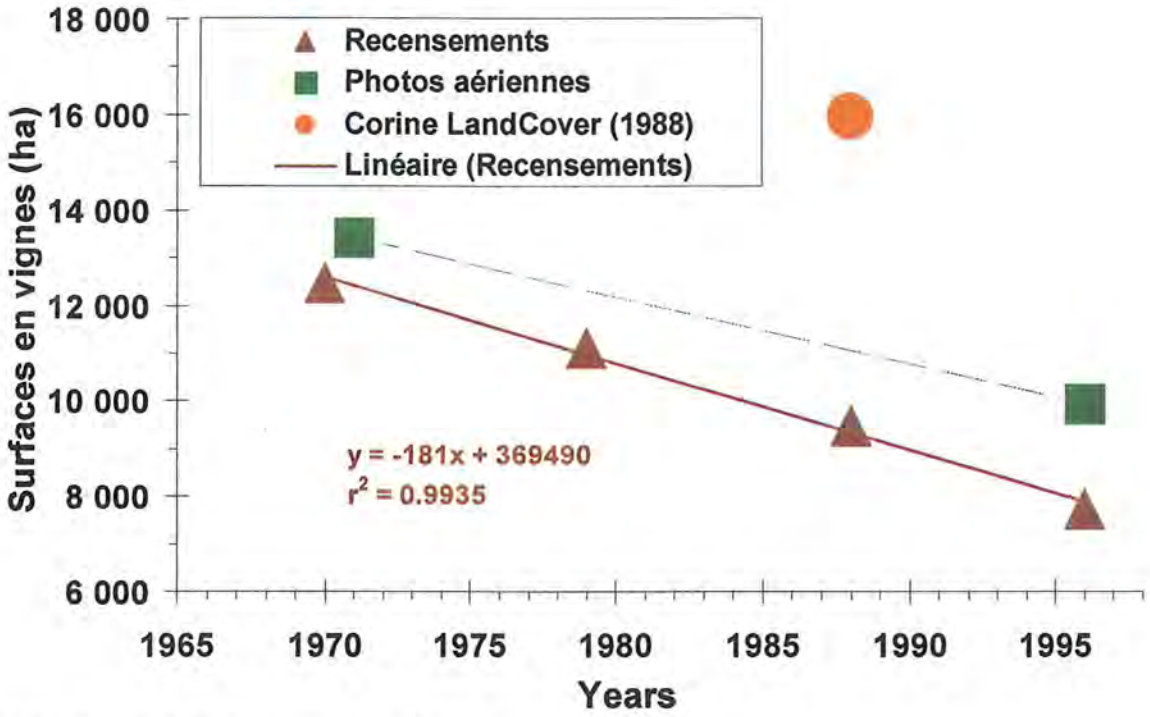
L'évolution la plus flagrante de l'occupation du sol est la décroissance des surfaces en vignes (Figure 66 et Figure 67). Sur l'ensemble du bassin versant, leurs surfaces ont régressé de 12,5% (Tableau 49). Les surfaces sont restées en friches ou bien remplacées par le bâti et la culture du blé. Les autres classes d'occupation du sol sont à peu près stables (Figure 65).

Les recensements généraux agricoles de 1970, 1979, 1988 et les statistiques de la DDA sur la vignoble Héraultais de 1996 donnent les surfaces en vignes à l'échelle communale (Figure 64). Pour les communes appartenant au bassin versant de Thau, celles-ci ont regressé linéairement depuis 1970.

Tableau 49 : Evolution de l'occupation du sol

Occupation du sol	1971		1996		Différence
	Surfaces (ha)	% du bassin	Surfaces (ha)	% du bassin	
Vignes	13 471	48,4%	9 983	35,9%	-12,5%
Forêts-garrigue	9 094	32,7%	9 246	33,3%	0,6%
Friches	1 580	5,7%	2 696	9,7%	4,0%
Bâti	1 213	4,4%	2 548	9,2%	4,8%
Cultures	860	3,1%	1 756	6,3%	3,2%
Sols nus	495	1,8%	399	2,0%	-0,2%
Vergers	179	0,6%	208	1,4%	1,0%
Carrières	70	0,3%	65	0,2%	-0,1%
Zones humides	834	3,0%	736	2,0%	-1,0%

Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

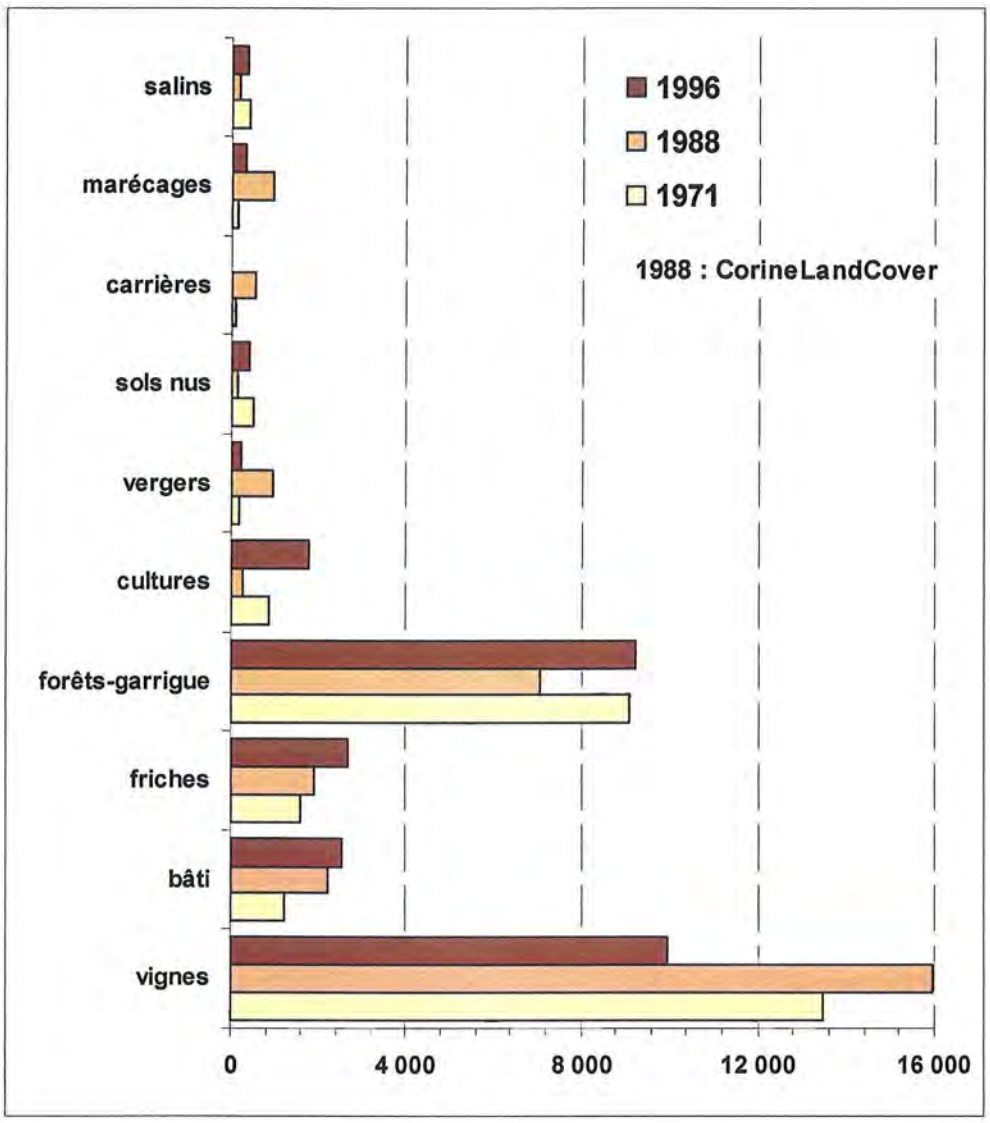


Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 64 : Evolution des superficies en vignes des communes du bassin versant de Thau d'après le Recensement Général Agricole de 1970, 1979 et 1988.

Selon les quatre RGA disponibles pour les communes du bassin versant de Thau, les superficies en vignes ont diminué linéairement. Les différences entre les superficies déterminées par photo-interprétation et les RGA sont à attribuer à une erreur de photo-interprétation, à une erreur liée à la détermination des superficies en vignes des communes qui ne sont pas à 100% dans le bassin versant par un prorata entre la surface dans le bassin versant et les superficies recensées en vigne pour la commune, à l'erreur de localisation des parcelles agricoles dans le RGA.

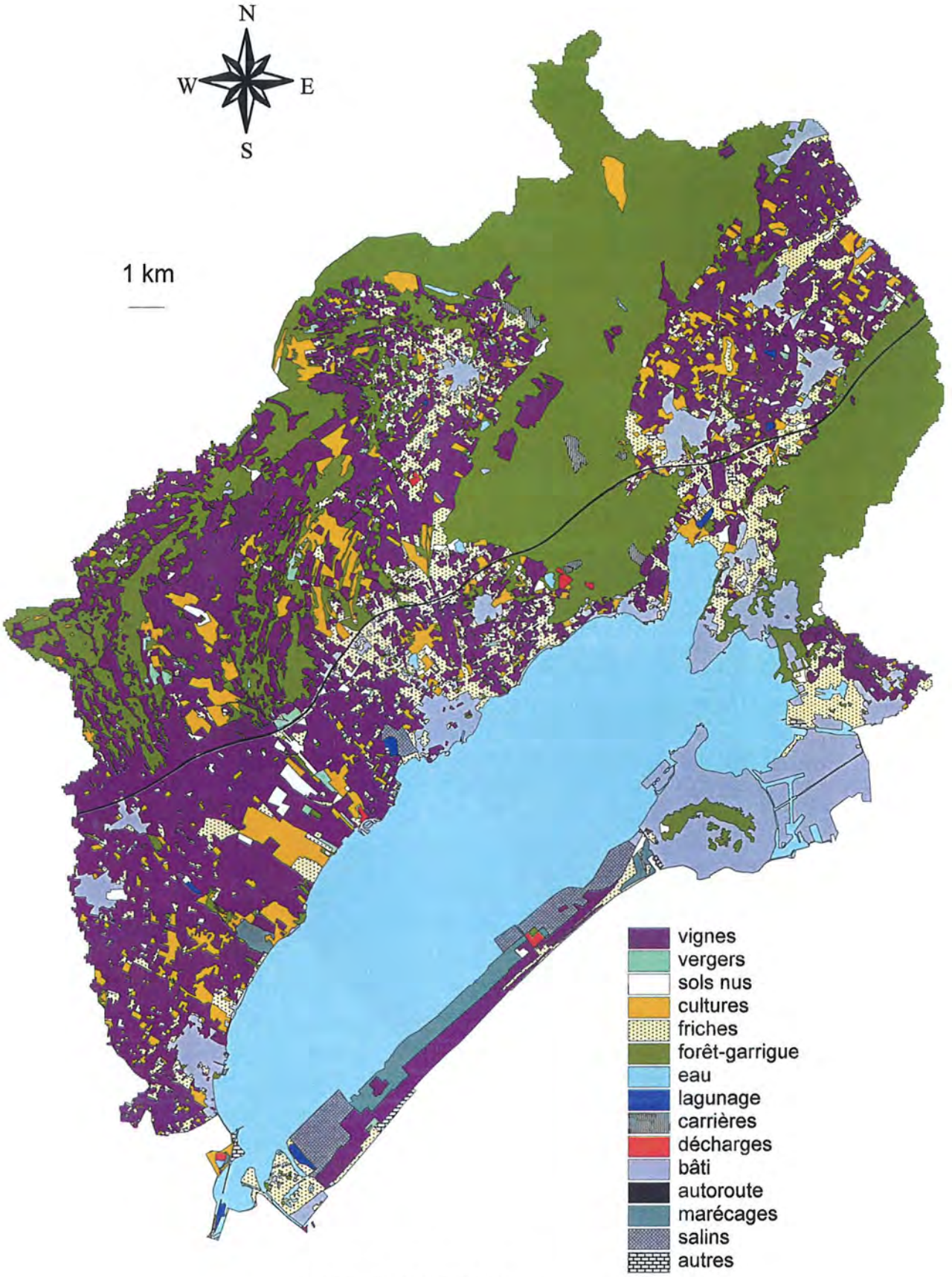
La base de données Corine LandCover sur-estime par contre sans aucun doute les superficies en vigne.



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

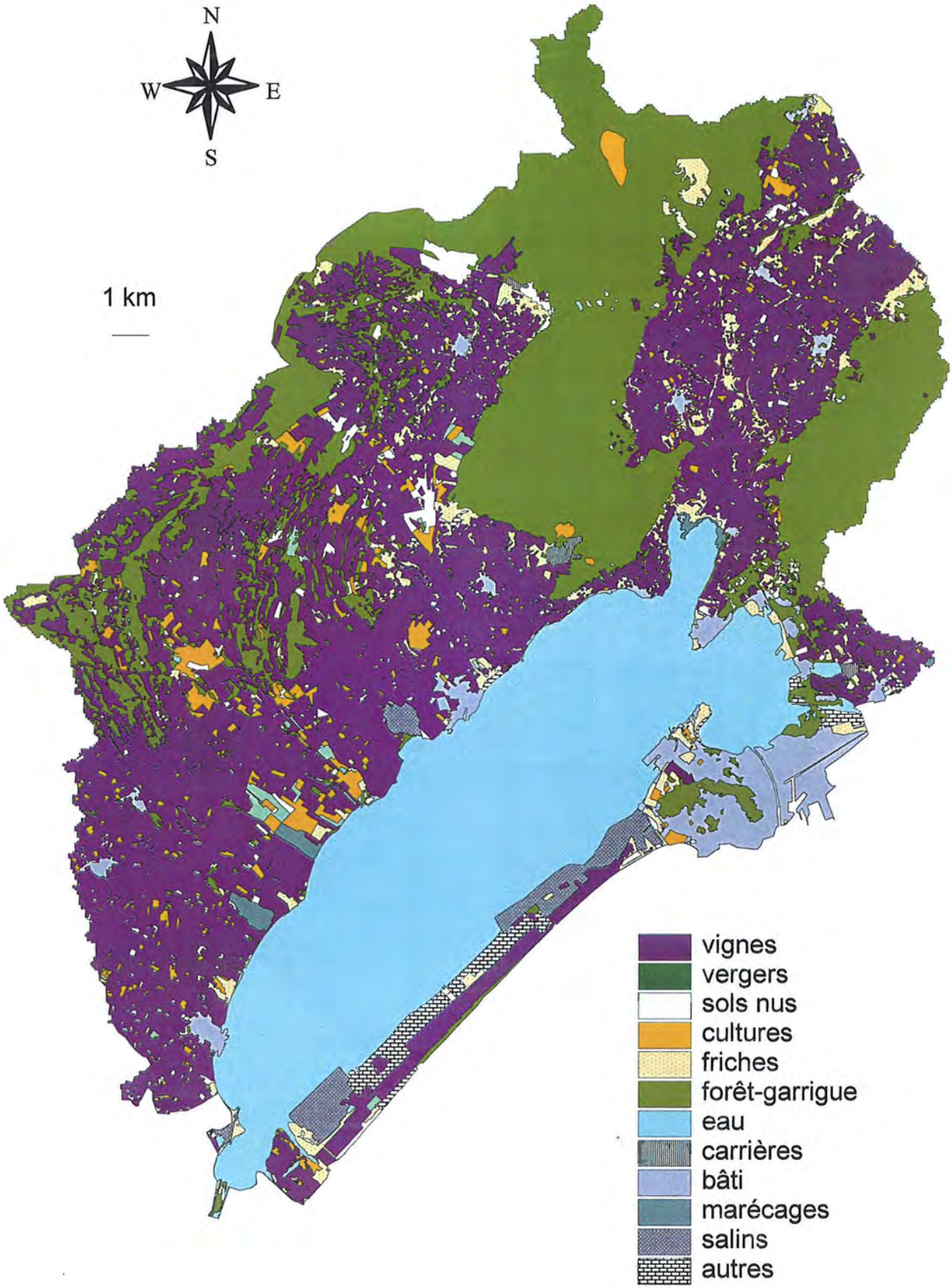
Figure 65 : Evolution de l'occupation du sol d'après l'analyse de photos aériennes en 1971 et 1996 et d'après l'analyse de photos satellitales en 1988 (CorineLandCover, Ifen, 1996).

D'après ce graphe, la sur-estimation des superficies en vignes de la base Corine Land Cover est essentiellement liée à une erreur d'interprétation avec les superficies en forêt-garrigue.



Données : Photos aériennes_IGN
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 67 : Occupation du sol du bassin versant de Thau en 1996



Données : Photos aériennes_IGN
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 66 : Occupation du sol du bassin versant de Thau en 1971

Evolution des exportations de phosphore

Au total, les terres agricoles et naturelles du bassin versant de Thau exportent en 1996 vers la lagune 18,1 tonnes avec une rétention (ED) de 60% dans les cours d'eau supposée identique à celle estimée pour le Pallas (Tableau 50). Sinon, ce sont plus de 45 tonnes qui arrivent au cours d'eau dans l'année. En 1971, les quantités qui arrivent aux cours d'eau sont de 57,5 tonnes, soit environ 30% de plus qu'en 1996. En fonction de la rétention dans les cours d'eau, c'est entre 23 et 57,5 tonnes qui sont apportées à la lagune.

Les surfaces en vignes représentent les cultures les plus importantes et sont très peu protégées contre l'érosion (Tableau 51). Ainsi, elles contribuent à 91,6% des exportations de phosphore en 1971 et à 83,6% en 1996 en raison de la régression des surfaces. Les cultures annuelles du blé prennent alors plus d'importance dans leur contribution aux apports en passant de 2,3% à 8,1%.

Hiérarchisation des zones exportatrices de phosphore

Les zones exportatrices de phosphore à risque élevé sont situées en bordure des cours d'eau. L'acheminement est facilité par la proximité au cours d'eau comme par la présence d'alluvions sensibles à l'érosion (Annexe 35).

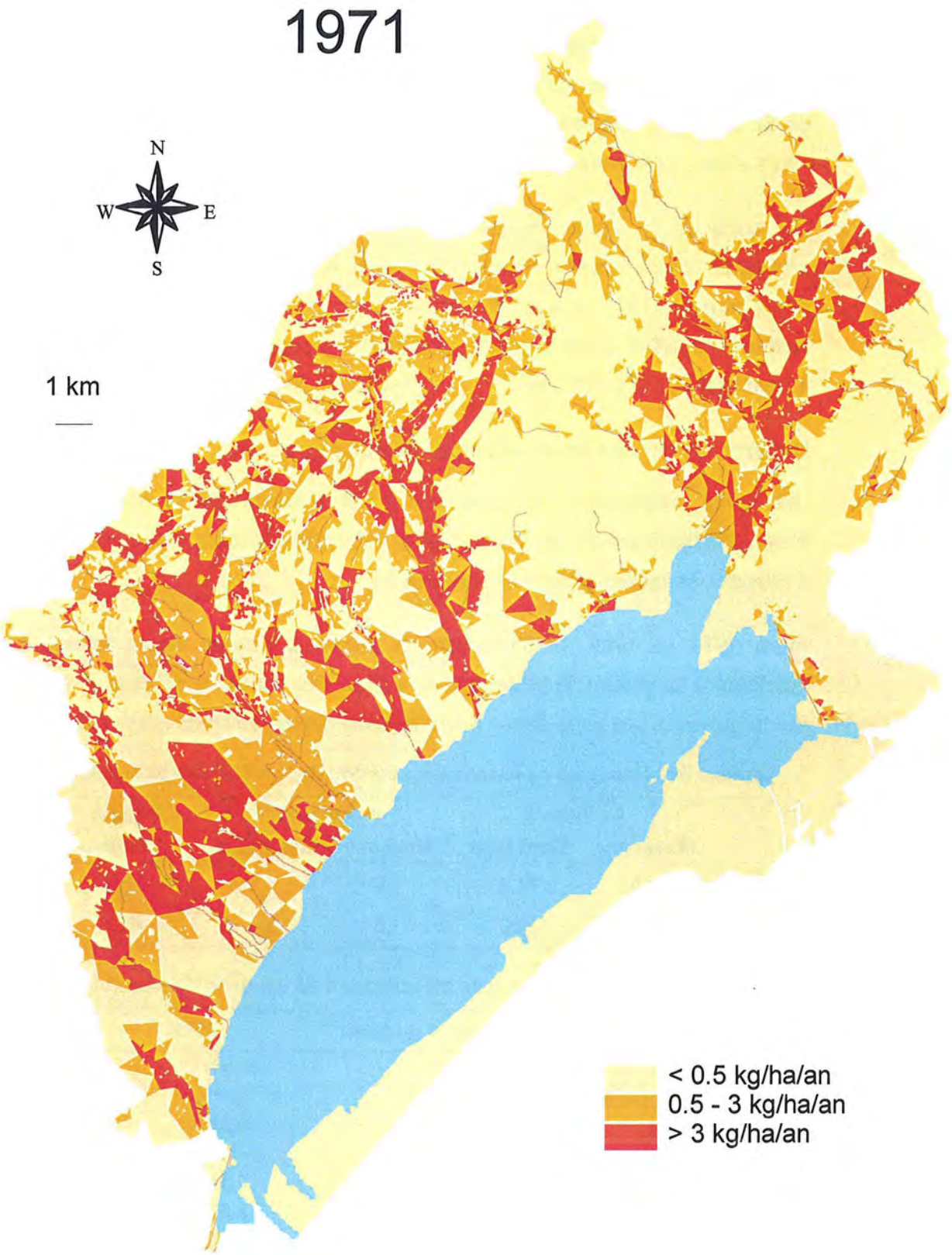
Entre 1971 et 1996, la proportion de zones à risques élevés d'exportation diminue, notamment au niveau de la Vène et du Pallas. Par contre, le secteur de Marseillan, Pinet et Pomerols reste une zone dense à risque élevé d'exportation de phosphore.

Tableau 50 : Résultats de l'application du couplage USLE-SIG au bassin versant de Thau

	A (t/ha/an)		P (kg/ha/an)		P (t/an)	P (t/an)
	Moyenne	Ecart type	Moyenne	Ecart type	Total	ED = 0,4
1971	11,5	37,2	1,9	7,1	57,5	23,0
1996	8,4	20,2	1,5	5,6	45,3	18,1

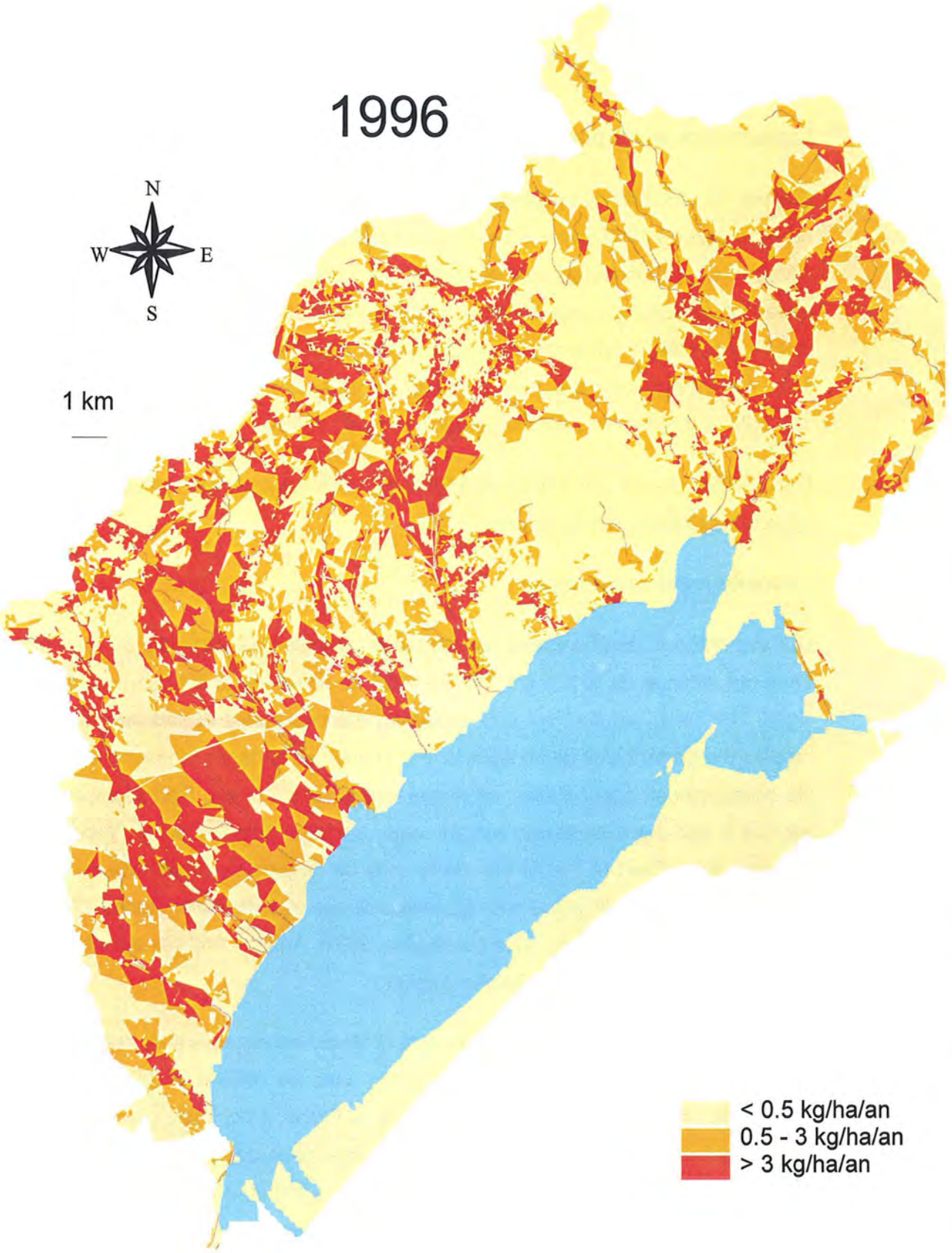
Tableau 51 : Part de chaque type d'occupation du sol dans les exportations de phosphore

Exportation en phosphore (% du total)	1971	1996
Vignes	91,6%	83,6%
Forêts-garrigue	2,4%	3,5%
Friches	0,3%	0,7%
Bâti	–	–
Cultures	2,3%	8,1%
Sols nus	2,3%	2,9%
Vergers	0,9%	1,0%
Carrières	0,2%	0,2%
Zones humides	–	–



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 68 : Hiérarchisation des zones exportatrices de phosphore



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 69 : Hiérarchisation des zones exportatrices de phosphore

4. Discussion

L'importance des exportations

D'après les résultats du couplage USLE-SIG, les exportations de phosphore sont de l'ordre de 20 tonnes en 1996, avec un coefficient de rétention de 60% dans les cours d'eau. Mais ce sont plus de 40 tonnes qui sont déplacées annuellement en direction des cours d'eau. C'est beaucoup plus que les estimations précédentes basées sur des coefficients d'exportation par culture issus de la bibliographie internationale. Les apports de phosphore à la lagune de Thau étaient évalués entre 3 et 12 tonnes par an pour les superficies agricoles et à environ 105 kg/an pour les terres naturelles (Albigès *et al.*, 1991).

Ceci confère un rôle plus important à l'évolution des surfaces agricoles et naturelles dans les apports de phosphore à la lagune de Thau.

L'évolution des exportations

Les exportations de phosphore par les terres agricoles et naturelles du bassin versant de Thau ont diminué de 30% entre 1971 et 1996 en raison de la diminution des superficies en vignes. En effet, celles-ci ont pour la plupart été construites ou laissées en friches si bien qu'elles n'exportent plus de phosphore. Par contre, les surfaces remplacées par la culture du blé occasionnent, quant à elles, un risque tout aussi important. Ceci explique notamment le fait que le sud-ouest du bassin versant reste une zone à risque élevé d'exportation (secteur de Marseillan, Pinet et Pomerols). Cette zone se dégage de l'ensemble du bassin versant bien qu'elle ait subi elle aussi une régression de ses superficies en vignes. C'est aussi parce que ce secteur a une unité pédo-paysagère (306P, Annexe 35) très sensible à l'érosion en comparaison avec le reste du bassin versant.

Entre la Vène et le Pallas ainsi qu'à l'est de la Vène, les espaces sont dépourvus de zones à risques d'exportation de phosphore. Pourtant, avec les collines de la Mourre du bassin de Villeveyrac situées en haut du bassin versant du Pallas, il s'agit des pentes les plus fortes du bassin versant (Annexe 35). Cependant, les unités pédo-paysagères de ces espaces (524A et 423A) sont peu sensibles à l'érosion. Ensuite, elles sont essentiellement couvertes par des espaces naturels (forêts et garrigue) qui protègent le sol contre l'érosion. Enfin, elles sont très distantes des principaux cours d'eau.

Pourquoi une telle diminution des surfaces en vignes?

Entre 1971 et 1996, les superficies en vignes ont regressé de 12,5% à l'échelle du bassin versant. Ainsi, ce sont presque 3 500 hectares qui ont été supprimés. Il s'agit du résultat de l'incitation à limiter les volumes de vins produits dans la communauté européenne.

La reconstruction du vignoble après la crise phylloxérique de 1873 et la révolution des transports ont généré une course chronique à la production. La vigne s'était déjà substituée à la polyculture méditerranéenne en réponse à une demande viticole nationale croissante. La monoviticulture de masse caractérise alors la région du Languedoc-Roussillon, très rentable mais sensible aux aléas climatiques et économiques (Touzard, 1993). Toutefois, les viticulteurs languedociens avaient mis en place dès 1930 un ensemble original d'institutions regroupées sous le Statut Viticole qui assurait une gestion protectioniste des marchés (Bernard, 1991). Après la Seconde guerre mondiale, un certain nombre d'observateurs soulignent la fragilité de cette trop grande spécialisation. Les pouvoirs publics tentent ainsi dès le début des années 1960 une grande politique de diversification agricole. Ce projet s'est appuyé avant tout sur le développement de l'irrigation. Il a entraîné une extension des vergers et des cultures de légumes ou semences (Touzard, 1993) cependant à peine sensible sur le secteur du bassin versant de Thau.

Puis l'entrée en vigueur de la politique agricole commune (PAC, décidée en 1959 suite à l'article 39 du Traité de Rome de 1957 ; Racine, 1980) met en nouveau péril la viticulture.

L'inévitable concurrence contraint l'agriculture languedocienne à se diversifier et une partie du vignoble doit se reconvertir. La CEE encourage alors dès 1976 l'arrachage de la vigne pour lutter contre les excédents du marché viticole (Fornairon, 1989). Le recours à l'arrachage volontaire avait déjà été proposé dans les années 1930 pour tenter de résoudre la crise viticole en France. Mais avec l'ouverture du Marché Commun, le problème a changé de dimension. C'est un excédent européen chronique de l'ordre de 30 millions d'hectolitres par an et une consommation de vins régulièrement en baisse qui ont, en fait, conduit à prendre plusieurs mesures qui visent à réduire l'offre (Fornairon, 1989).

La première opération d'encouragement à l'arrachage a été entreprise lors de la campagne de 1976/1977. Cette disposition européenne, connue sous le nom de règlement de prime d'arrachage temporaire PAT (d'environ 9 000 francs par hectare) est assortie d'un engagement de non replantation pendant 6 ans. Dans le Département de l'Hérault, ce sont 5014 hectares qui sont primés PAT entre 1977 et 1979 (Fornairon, 1989). Ceci laisse penser que la régression des surfaces en vignes observée entre les deux recensements généraux

agricoles de 1970 et 1979 pour les communes du bassin versant de Thau se soit plutôt produite après 1975 que de manière progressive entre 1970 et 1979.

En 1980, le règlement 456 met en place une nouvelle forme d'abandon temporaire assortie d'un engagement de replantation pendant 8 ans, modulée selon la productivité. La prime varie de 1 500 à 2 500 écu/ha (Maurel, 1983). Le maximum de la prime est de 30 000 F/ha (Bartoli, 1984). En cas d'arrachage définitif avec perte de droit de replantation (PAD) (mais possibilité de reconversion), une prime supplémentaire de 2 000 écu/ha est prévue. La prime excluait de son champ d'application les terroirs de qualités (VQPRD : vin de qualité produit dans une région déterminée et VDQS : vin de qualité supérieure) (Fornairon, 1984). Mais, le muscat de Frontignan en AOC (appelation d'origine contrôlée) ne concerne par les communes du bassin versant de Thau et seules les communes de Pinet (Picpoul) et de Gigean ont plus de 100 hectares en vins de qualité en 1970 (Recensement Général Agricole de 1970).

Entre 1985 et 1992[16], environ 2 000 ha de vignes sont arrachées et primées pour les communes du bassin versant de Thau[17] (Figure 70 et Figure 71). Ceci représente environ 55% des pertes de surfaces en vignes du bassin versant, la plus grosse campagne ayant eu lieu en 1987-1988-1989. Ceci serait dû essentiellement à trois facteurs valables pour l'ensemble du département de l'Hérault :

- une augmentation sensible de la prime,
- la stagnation du prix du vin,
- le passage d'un nombre important de viticulteurs à la retraite (Ben Amor, 1993).

La Figure 70 représente les hectares primés pour l'arrachage de vignes entre 1985 et 1992[18] et l'ensemble des surfaces en vignes perdues entre 1971 et 1996 à l'échelle communale. A l'exception Sète et de Cournonsec, les superficies perdues sont nettement supérieures à celles primées. De plus, les statistiques nationales à l'échelle communale mettent en évidence la décroissance générale des surfaces sur le bassin versant de Thau entre 1970 et 1988, à l'exception de ces deux mêmes communes et de celle de Villeveyrac qui retrouve en 1988 une partie des surfaces perdues entre 1970 et 1979 (Annexe 38). Ceci montre que la tendance globale n'est pas à la replantation sur les communes du bassin versant de Thau.

---

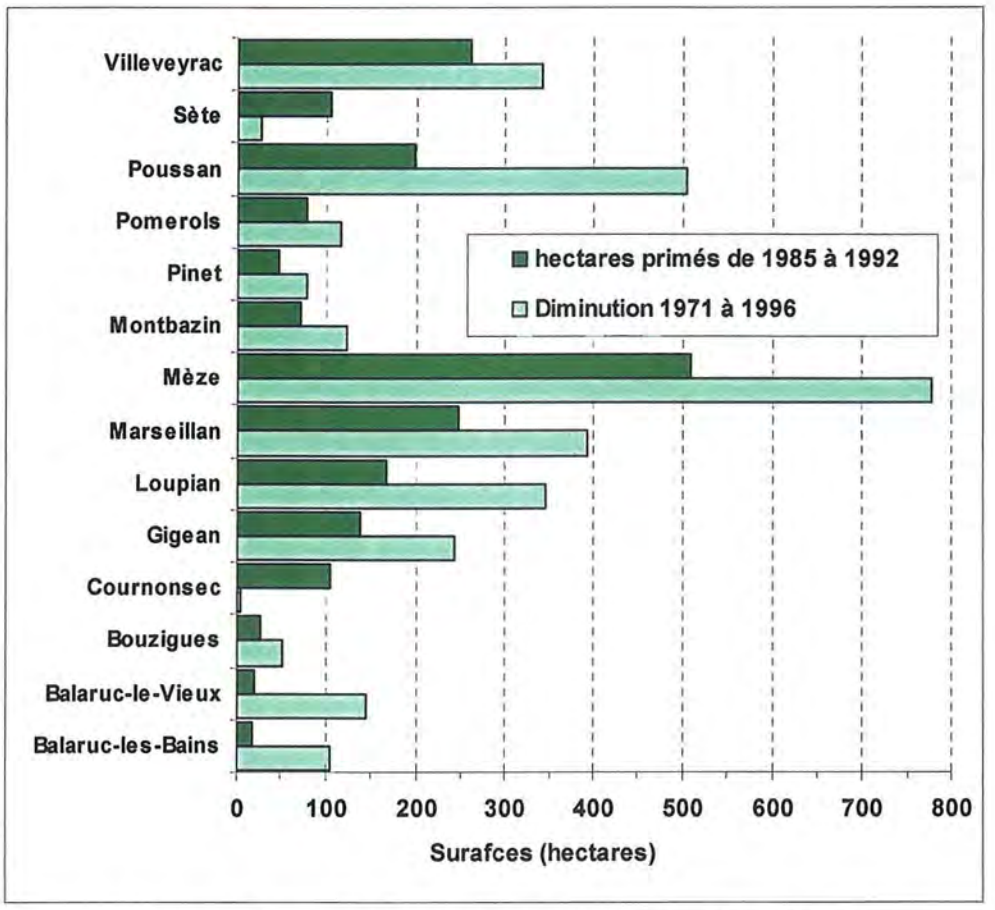
[16] Les surfaces arrachées à l'échelle de la commune n'ont été disponibles qu'à partir de 1985.

[17] La commune de Montagnac ne fait pas partie du bassin versant de Thau dans son intégralité.

Egalement, la diversification de l'agriculture n'a été que très sensible et essentiellement caractérisée par l'augmentation des superficies en blé dur dont la plantation fût également incitée par des primes de la CEE. En fait, l'essentiel des surfaces arrachées ont été perdues pour la vigne. L'objectif des viticulteurs de l'Hérault semblait être la vente : 25% des parcelles arrachées ont été vendues la même année que l'arrachage, 25% l'année qui suivi et 18% dans les deux années suivantes (Ben Amor, 1993). Enfin, une étude de l'Observatoire du Territoire de l'Hérault fait ressortir que 60% des parcelles vendues après arrachage sont revendues comme terre de culture, dont une partie est toujours en friches. Le reste est voué à l'urbanisation (Ben Amor, 1993). S'est exactement ce qui s'est produit sur le bassin versant de la lagune de Thau (Tableau 49). L'arrachage des vignes a permis aux territoires urbains de s'étendre, ce qui, face à l'accroissement démographique des zones côtières, dont celle du bassin versant de Thau, aurait peut-être de tout façon eut lieu sans l'intervention des primes.

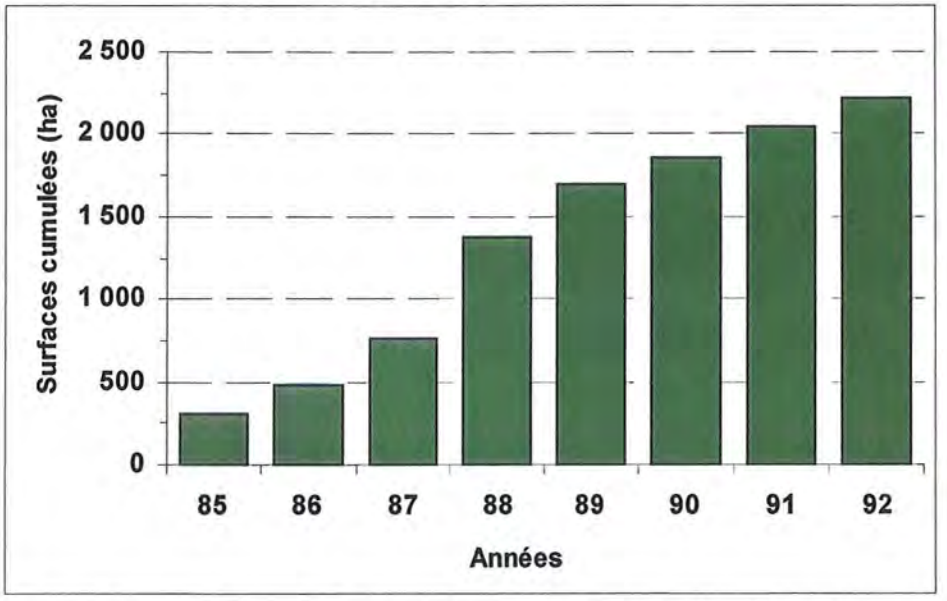
---

[18] Le versement des primes pour l'arrachage des vignes ralentit fortement dès 1992-1993. Elles sont arrêtées en 1996.



Données : Agreste, la statistique agricole – janvier 1993 n°3
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 70 : Surfaces primées entre 1985 et 1992 pour l'arrachage des vignes sur le bassin versant de Thau à l'échelle communale.



Données : Agreste, la statistique agricole – janvier 1993 n°3
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 71 : Surfaces primées pour l'arrachage des vignes des communes du bassin versant de Thau cumulées de 1985 à 1992.

5. CONCLUSION

La méthodologie développée pour estimer les exportations de phosphore par les terres agricoles et naturelles d'un bassin versant méditerranéen basée sur l'érosion des sols a permis de répondre aux objectifs attendus. Celle-ci a pu être validée grâce à un suivi sur plusieurs années des débits et concentrations à l'exutoire des deux principaux cours d'eau du bassin versant.

Selon l'hypothèse d'une rétention dans les cours d'eau identique en 1971 et en 1996, les exportations de phosphore par les terres agricoles et naturelles sont passées de 23 tonnes à 18 tonnes entre 1971 et 1996. La diminution de 5 tonnes est due à la régression du vignoble, fortement incitée dans le but de diminuer les excédents de productions viticoles en Europe ainsi que dans celui de diversifier l'agriculture en Languedoc-Roussillon.

Les zones à risque d'exportation de phosphore se situent près des principaux cours d'eau que sont la Vène et le Pallas ainsi que dans la zone de forte érodabilité du sol située au sud-ouest du bassin versant. Sur le bassin versant, l'ensemble des zones de fortes pentes ne constituent pas des zones à risque car pour la majorité leur sol a un faible taux d'érodabilité alors qu'elles sont recouvertes de forêts et garrigue qui protègent bien le sol contre l'érosion.

La méthodologie pourrait s'affiner tout d'abord par de nouvelles analyses granulomètriques (détermination de la teneur en sables très fins qui a un poids important dans l'érosion) qui permettraient de préciser les quantités de terres érodées. Egalement, d'autres mesures en aval ainsi qu'en amont des cours d'eau du bassin versant de Thau ou même d'autres systèmes méditerranéens qui ont probablement subi des phénomènes d'érosion et de rétention similaires, permetteraient une meilleure validation du modèle d'érosion et des phénomènes d'adsorption/désorption dans les cours d'eau.

Une des principales conclusions de ce travail, outre le poids des apports de phosphore par les terres agricoles et naturelles à l'échelle du bassin versant de Thau, est, d'un point de vue méthodologique, l'importance d'une résolution suffisamment fine dans la connaissance de l'occupation du sol, que ne pouvait pas fournir la base de données européenne Corine LandCover. Toutefois, il est envisageable d'affiner aujourd'hui l'analyse de l'occupation du sol basée sur des photos satellitales à partir du travail réalisé sur les photos aériennes du bassin versant de Thau. Les grilles d'analyse qui en ressortiraient pourraient être utilisables pour l'ensemble du bassin méditerranéen.

TABLE DES MATIERES

B] REJETS GENERES PAR LES ELEVAGES TERRESTRES

1. INTRODUCTION 219

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES 219

3. RÉSULTATS 220

4. DISCUSSION 223

5. CONCLUSION 223

1. INTRODUCTION

Dans le paysage du bassin versant de la lagune de Thau, en dehors de quelques élevages de volailles, les élevages sont quasi-absents. Il n'y a ni prairie, ni pâturage. Pourtant, une étude pour l'année 1988 (Albigès *et al.*, 1991) estime les rejets en phosphore par les élevages terrestres à plus de 19 tonnes par an. Les auteurs précisent qu'étant donné l'utilisation des rejets pour engraisser les terres agricoles en remplacement des fertilisants, ces rejets ne sont pas considérés comme des apports supplémentaires au bassin versant. Toutefois, face à l'ampleur des rejets, il semble important de reconstituer l'évolution des rejets générés par les élevages terrestres sur l'ensemble de la période d'étude.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le recensement des élevages présents sur les communes du bassin versant de Thau sont issus des Recensements Généraux Agricoles (Direction Départementale de l'Agriculture) de 1970, 1979 et 1988. (Tableau 52).

Ainsi, le rejet potentiel (c'est à dire sans traitement) annuel en phosphore générés par les animaux en élevage (E), exprimé en tonnes, est calculé de la manière suivante :

E = [Nombre de têtes en élevage x rejet journalier moyen (g/j/tête) x 365] / 1 000 000

Tableau 52 : Rejets moyens en phosphore par gramme/jour/tête (Martin, 1987)

Animaux d'élevage	Rejets en gramme/jour/tête
Bovins	25
Ovins	8
Volailles	0,6

3. RÉSULTATS

D'après les recensements généraux agricoles, les élevages présentent un caractère très marginal sur le bassin versant de Thau. Les deux catégories essentiellement représentées sont les ovins et les volailles. Seule la commune de Gigean compte 21 bovins exceptionnellement en en 1970 (Tableau 53). En 1988, il ne reste qu'une exploitation d'ovins à Montbazin. Par contre, trois unités d'élevage intensif de volailles se sont installées sur les communes de Montbazin et Pomerols.

Les rejets potentiels en phosphore générés par les élevages présents sur le bassin versant de Thau étaient inférieurs à 5 tonnes jusqu'en 1979 et sont estimés à environ 25 tonnes en 1988, soit 5 fois plus (Figure 72).

Le nombre de moutons et de brebis mères en élevage est de l'ordre de 1 000 à 2 000 têtes pour les trois recensements. Ce sont eux qui représentent la part la plus importante des rejets potentiels en 1970 et 1979 (Tableau 53). Par contre, le nombre de volailles a fortement augmenté entre 1970 et 1988. L'élevage de volailles concerne un plus grand nombre de communes du bassin versant. Toutes les tailles sont représentées sur les trois recensements. Toutefois, l'élevage intensif n'apparaît qu'en 1979 avec l'élevage de la commune de Pomerols qui passe à plus de 10 000 unités. Puis, l'augmentation importante en 1988 est due à l'installation de l'élevage de Montbazin qui compte environ 83 000 unités. Les 112 561 volailles de l'année 1988 représentent un rejet potentiel total d'environ 25 tonnes de phosphore.

Tableau 53 : Elevages présents sur les communes du bassin versant de Thau – Estimation des rejets potentiels en phosphore

Elevage (unité : tête)	Ovins			Volailles			Bovins		
Annee du Rga	1970	1979	1988	1970	1979	1988	1970	1979	1988
Balaruc B.	0	0	0	0	48	0	0	0	0
Balaruc V.	0	0	0	0	27	100	0	0	0
Bouzigues	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cournonsec	150	0	0	0	23	71	0	0	0
Gigean	0	0	0	0	67	84	21	0	0
Loupian	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Marseillan	220	0	0	295	119	83	0	0	0
Meze	0	0	0	275	407	695	0	0	0
Montagnac	0	0	0	1 025	2 170	1 633	0	0	0
Montbazin	473	725	1 260	108	0	82 969	0	0	0
Pinet	201	60	0	20	56	0	0	0	0
Pomerols	0	0	0	1 550	10 631	20 637	0	0	0
Poussan	828	0	0	31	11	247	0	0	0
Sete	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Villeveyrac	0	0	0	12	0	6 042	0	0	0
Total	**1 872**	**785**	**1 260**	**3 316**	**13 559**	**112 561**	**21**	**0**	**0**
Phosphore (t)	**5.5**	**2.3**	**3.7**	**0.7**	**3.0**	**24.7**	**0.2**	**0.0**	**0.0**

Données : RGA
Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Tableau 54 : Elevages sous le régime des installations classées : étude du devenir des rejets en 1990 (SIEE, 1992)

Commune	Activités	Situation administrative	Devenirs des rejets
Balaruc V.	Petit chenil + élevage de canards	- de 50 chiens non soumis à législation au titre des IC	Rejets directs à la Vène par temps de pluie uniquement
Pinet	120 chiens de chasse	IC soumise à autorisation (02/01/1991)	Fosse toutes-eaux et épandage souterrain (150 m de drains)
Pomerols	20 000 volailles + abattage	IC soumise à déclaration depuis 1974	Fumier épandu sur les terres agricoles
Montbazin	83 000 poules pondeuses, conditionnement et emballages	IC soumise à autorisation 24/01/1990	Fosses toutes-eaux + épandage souterrain, Fientes : dessication puis évacuation par transporteur
	120 000 poulets de chair	IC soumise à déclaration 13/10/1986	Fosses toutes eaux + épandage souterrain : dessication puis enlèvement des fientes par transporteur
Villeveyrac	260 lapins	_	_

Données : Enquêtes SIEE, 1990. IC : installation classée

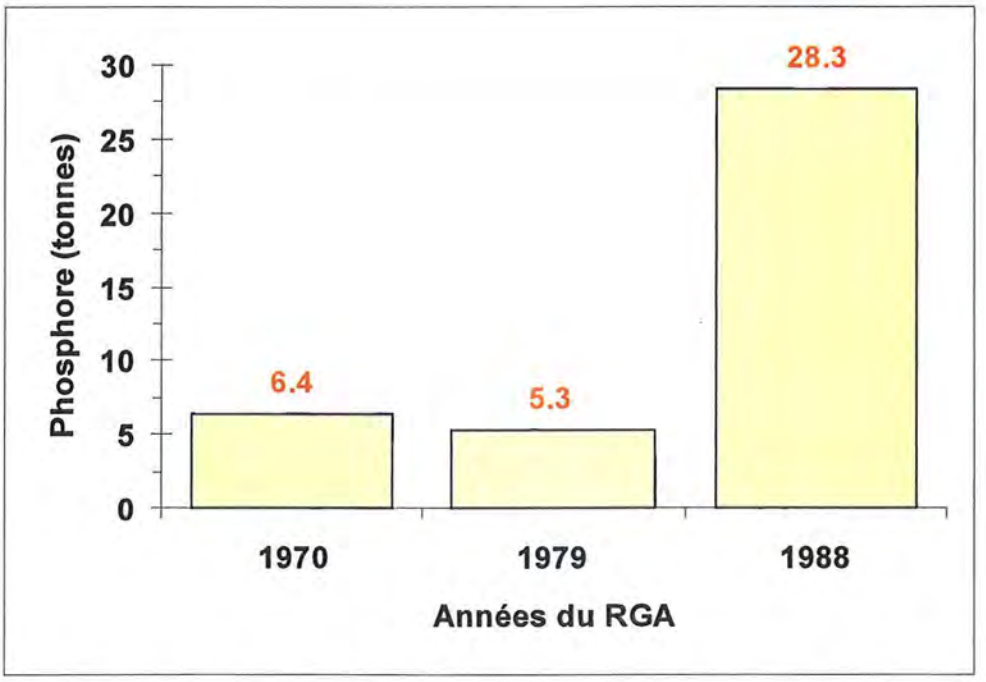


Figure 72 : Evolution des rejets potentiels en phosphore par les élevages terrestres du bassin versant de Thau

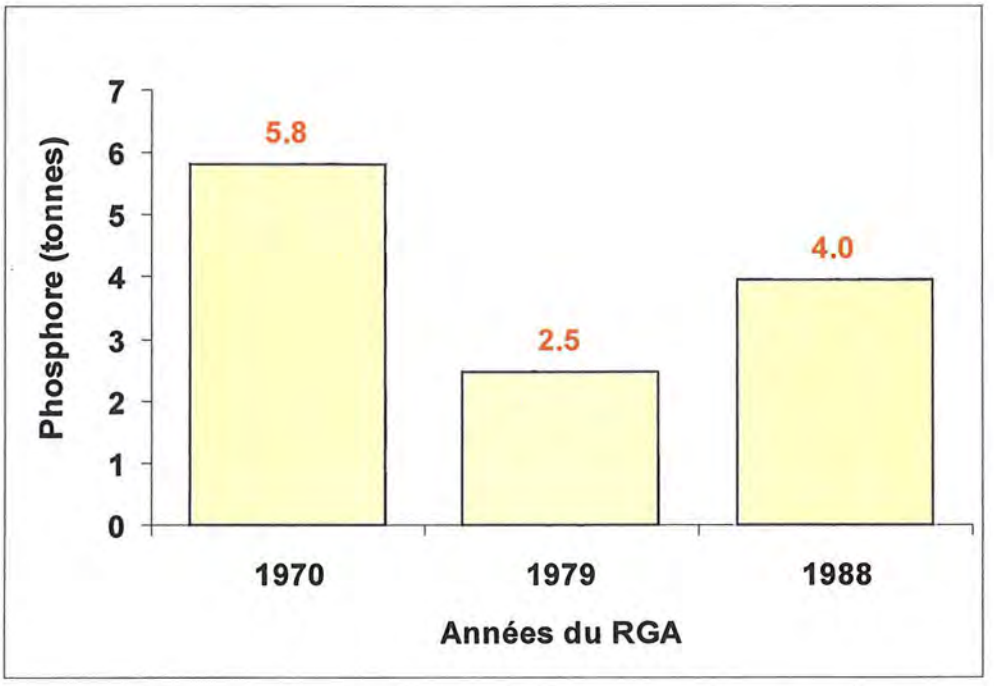


Figure 73: Rejets générés par les élevages et susceptibles de gagner la lagune de Thau

4. DISCUSSION

L'installation d'un élevage, tout comme sa disparition, peut être rapide. Ainsi, le recensement général agricole qui a lieu une fois tous 10 ans, ne peut pas retranscrire cette forme rapide d'évolution. Cependant, d'après les enquêtes, les RGA seraient bien représentatifs de l'activité d'élevage sur le bassin versant qui reste sur toute la période d'étude, marginale.

D'après les enquêtes réalisées en 1988 (Albigès, 1991), les rejets des élevages des petites et moyennes exploitations, c'est à dire la majorité des cas, sont le plus souvent épandus sur les terres agricoles en remplacement des fertilisants. C'est par exemple toujours le cas actuellement des rejets de l'élevage de volailles de Pomerols, soumis à déclaration depuis 1974. Toutefois, des enquêtes menées à nouveau en 1990 (SIEE, 1992) mettent en évidence que les rejets de quelques uns de ces petits élevages sont rejetés directement dans le milieu naturel :

- plusieurs petits élevages de volailles sont signalés à Poussan par les dépôts qu'ils occasionnent dans la Lauze,
- un petit élevage de volailles au Nord du Mourre Blanc,
- un modeste élevage de canards en bordure de lagune à Marseillan a la surverse de la mare artificielle qui va directement à la lagune.

Les rejets des élevages plus importants, soumis au régime des installations classées, sont eux traités, le plus souvent par des fosses toutes eaux et épandage souterrain (Tableau 54). Or ceci ne génère pas de quantités de phosphore vers la lagune de Thau. Donc, sans les élevages de volailles intensifs (>1 000 têtes), les rejets susceptibles de rejoindre la lagune de Thau sont nettement inférieurs. Ainsi, en 1988, ils ne représentent plus que 4 tonnes au lieu des 28,3 tonnes estimées. La diminution alors observée depuis 1970 est liée la décroissance du nombre d'ovins en élevage.

5. CONCLUSION

Les élevages sont marginaux sur le bassin versant de Thau. Depuis 1979, on dénombre seulement quelques unités d'élevages intensifs de volailles. Toutefois, elles sont soumises au régime des installations classées et ne produisent pas de rejets vers la lagune de Thau. Les rejets des petits et moyens élevages de volailles et les rejets des ovins représentent respectivement 5,8 ; 2 et 4 tonnes en 1970, 1979 et 1988. Ce sont les rejets qui sont susceptibles de rejoindre la lagune de Thau. Cependant, ils sont plus souvent utilisés en remplacement d'engrais par épandage sur les terres agricoles du bassinv ersant de Thau et des communes voisines. Ces rejets ne constituent donc en aucun cas des apports supplémentaires en phosphore au bassin versant de Thau.

CHAPITRE V

Rôle des cultures marines

TABLE DES MATIERES

1. INTRODUCTION 226

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES 227

3. RÉSULTATS 228

4. DISCUSSION 230

1. INTRODUCTION

L'exploitation de la lagune de Thau pour la susbistance a lieu depuis que l'homme s'est installé sur les terres qui la bordent. Des textes anciens révèlent même que l'huître des côtes méditerranéennes "la narbonnaise", déjà très appréciée pour ses qualités gustatives, était exportée en quantité vers toutes les régions de l'Empire romain (Giovannoni,1987).

Sur l'ensemble de la période d'étude, les quantités prélevées des gisements coquilliers naturels de la lagune de Thau (essentiellement représentée par l'huître plate et la palourde) sont peu connues. Les prélèvements de l'huître plate, *Ostrea edulis*, représentent environ 1400 tonnes par an (Deslous-Paoli *et al.*, 1998). Mais cette production est très varaible car dépendante du renouvellement des gisements et de l'effort de pêche. Par contre, depuis que les techniques d'élevage sont apparues en France à la fin du 19e siècle, la lagune de Thau a vu augmenter sa production qui supplante aujourd'hui largement les exploitations des gisements naturels. A l'heure actuelle, plus de 15 000 tonnes de coquillages d'élevage sont commercialisées chaque année.

Les coquillages en élevages dans la lagune de Thau, l'huître *Crassostrea gigas* et la moule *Mytilus galloprovincialis*, occupent actuellement 1/5e de la surface de la lagune de Thau. Ces bivalves consomment par filtration une multitude d'organismes en suspension dans la colonne d'eau. La partie non assimilée contribue à enrichir les sédiments en matières organiques. Par contre une autre partie est fixée dans la chair et la coquille. Ces dernières renferment une certaine quantité de phosphore qui est ainsi définitivement détournée de la colonne d'eau. De plus, lors de la commercialisation des coquillages, ces mêmes quantités de phosphore fixées sont exportées hors de la lagune.

Le temps de croissance qui permet aux coquillages d'atteindre une taille commercialisable varie avec les espèces (Pichot *et al.*, 1994). Ainsi, les quantités de phosphore exportées annuellement par la production de coquillages n'est pas quantitativement égale à la quantité fixée dans les stocks. Sachant que notre échelle d'étude est l'année, le rôle des élevages se situe donc à deux niveaux différents :

- détournement de quantités de phosphore issues de la colonne d'eau = assimilation par l'activité des stocks de coquilllages en élevage,

- exportation de quantités de phosphore = production (ou commercialisation) d'une partie des stocks en élevage.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

L'évolution de la quantité de phosphore fixée puis exportée annuellement par les élevages conchylicoles est basée sur la conversion des stocks et des productions en quantités de phosphore fixées dans la chair et dans la coquille.

Les stocks de coquillages en élevage sont estimés à partir des données administratives des Affaires Maritimes retrouvées dans la bibliographie depuis 1945 et corrigée d'après Deslous-Paoli *et al.* (1998) selon les estimations de Le Brun (1985) qui ont été validées grâce à des mesures dans la lagune (Hamon et Tournier, 1981 et 1990). Les moules sont commercialisées dans l'année : ainsi la production annuelle est identique aux stocks. La taille commercialisable d'une huître était atteinte en un an jusqu'en 1976. Depuis, elle est d'au moins 1½ an (Deslous-Paoli, *comm. pers.*). Les données sur les productions ont été estimées de la même manière.

La conversion en phosphore des biomasses en élevage est réalisée à partir de coefficients issus de la bibliographie (Tableau 55).

La proportion d'épibiontes[1] qui colonisent les huîtres a été estimée pendant une année dans la lagune de Thau (Mazouni, 1995). Les épibiontes représentent 45% de l'élevage d'huîtres en terme d'azote. En supposant que les rapports N/P (azote/phosphore) sont équivalents dans l'ensemble de la population d'épibiontes, ce coefficient est appliqué pour le phosphore (Deslous-Paoli *et al.*, 1998). Les moules sont, elles, très peu colonisées et leurs épibiontes ne sont pas prises en compte.

La teneur en phosphore dans les épibiontes est prise en compte avec les stocks sur toute la période d'étude. Lors de la préparation des coquillages pour la commercialisation, les épibiontes sont retirées. Tous les débris constituent ce que l'on appelle les déchets de détrockage. Jusqu'en 1987, ceux-ci étaient rejetés directement dans la lagune (Frisoni et Cepja, 1989), le phosphore fixé est donc restitué. Jusqu'en 1987, les quantités de phosphore contenues dans les épibiontes ne sont donc pas considérées comme étant exportées de la lagune.

---

[1] Les épibiontes sont des êtres vivants qui doivent se fixer sur des substrats durs pour se développer. Les huîtres sont principalement colonisées par des ascidies, des bryozoaires et des éponges. Il s'agit également de filtreurs qui rentrent en compétition avec les coquillages.

3. RÉSULTATS

L'évolution des stocks de coquillages en élevage depuis 1965 est une augmentation. Les stocks sont passés de 12 000 tonnes en 1965 à 31 000 tonnes en 1995. Toutefois, l'augmentation est irrégulière et différente pour les huîtres et pour les moules. Les stocks de coquillages sont essentiellement représentés par les moules jusqu'en 1976. La décroissance s'amorce dès 1972 et se poursuit jusqu'en 1987. Il y a alors moins de 5 000 tonnes de moules élevées dans la lagune. On assiste à une reprise à partir de 1988. Par contre, les quantités d'huîtres augmentent progressivement entre 1972 et 1995. Toutefois, les quantités semblent s'être stabilisées autour de 24 000 tonnes à la fin des années 1980.

Les quantités de phosphore fixées dans les élevages augmentent proportionnellement aux stocks dans les eaux. Elles augmentent relativement progressivement de zéro à 6 tonnes de 1945 à 1960. Elles diminuent avec les stocks pendant 2 ans puis augmentent à nouveau pour atteindre 13 tonnes en 1972. Il y a des fluctutions très importantes entre les années jusqu'en 1980. Depuis 1981, les valeurs semblent avoir atteint un plateau situé autour de 12 tonnes de phosphore fixées annuellement.

Les quantités de phosphore exportées sont égales à celles fixées jusqu'en 1976. De 1978 à 1986 les exportations sont minimales pour la période et ne représentent que 8 tonnes. Puis elles augmentent à nouveau pour se stabiliser autour de 11 tonnes exportées annuellement.

Tableau 55 : Coefficients utilisés pour convertir les biomasses en élevage en phosphore (Deslous-Paoli *et al.*, 1988)

	Huîtres	Moules
% de coquille dans le poids total	64,5 (Deslous-Paoli, 1892)	34 (Hamon, 1983)
% de chair humide dans le poids total	11 (Deslous-Paoli, 1982)	20 (Hamon, 1983)
% de phosphore dans la chair humide	0,155 (Penso, 1953)	0,165 (Penso, 1953)
% de phosphore dans la coquille		0,015 (Penso, 1953)

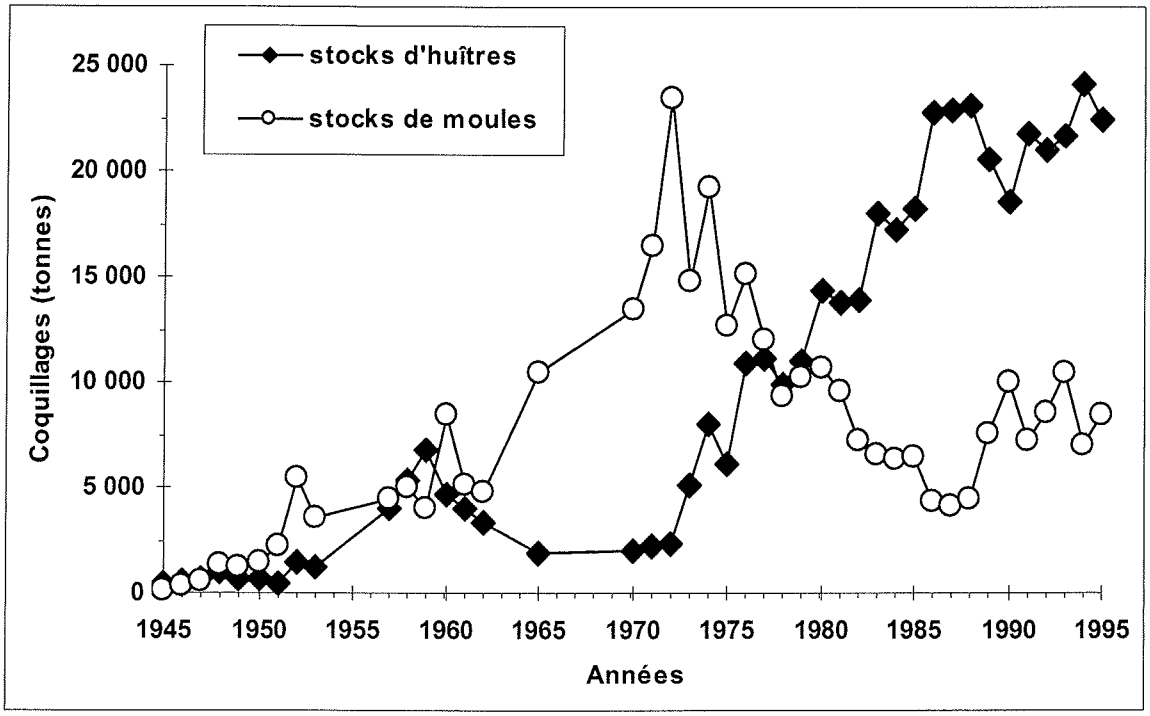


Figure 74 : Evolution des stocks de coquillages en élevage (d'après les données des Affaires Maritimes)

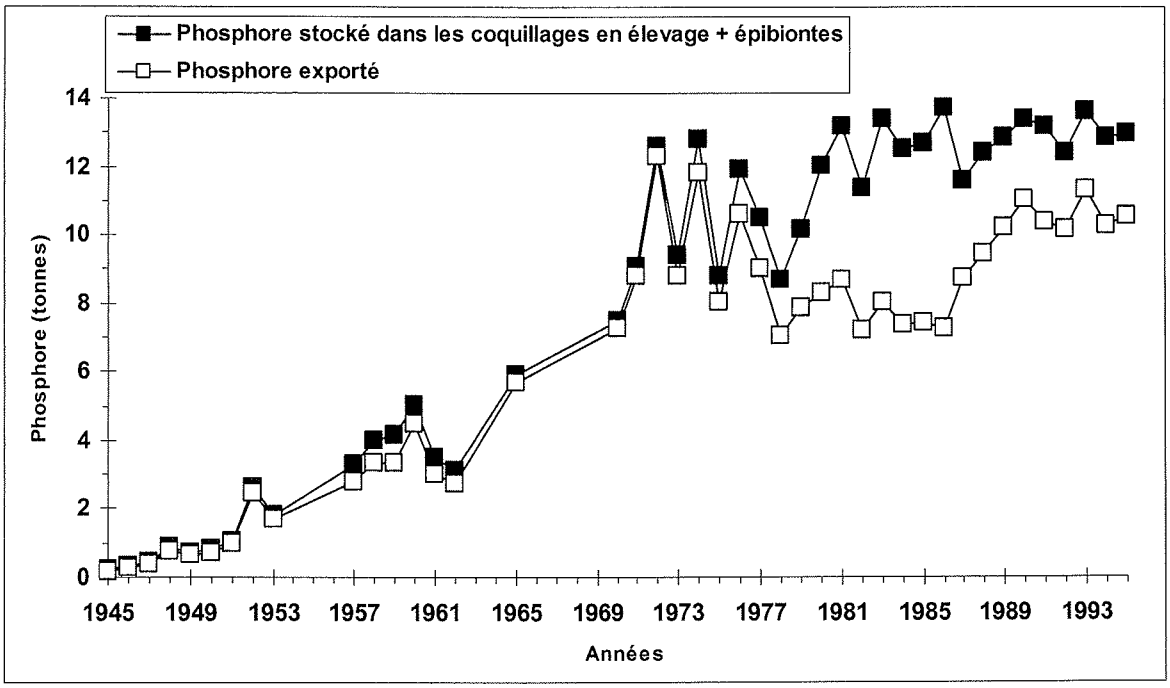


Figure 75 : Evolution des quantités de phosphore stockées dans les coquillages en élevage et exportées lors de la commercialisation

La commercialisation des huîtres après un séjour d'1 an ½ dans les eaux à partir de 1976 explique le décrochement de la courbe stockage / exportation. Ensuite, les variations sont liées aux proportions huîtres/moules qui ne fixent pas la même quantité de phosphore. A partir de 1988, les déchets de détroquages (épibiontes des huîtres) ne sont plus rejetés dans la lagune de Thau (Frisoni et Cepja, 1989), ce qui augmente l'exportation de phosphore.

4. Discussion

En raison de leur proportion de chair plus importante, les moules fixent environ deux fois plus de phosphore que les huîtres. L'évolution des stocks de moules a donc un plus grand impact sur les quantités fixées et exportées. Ceci explique les variations des quantités fixées du début de la période d'étude et leur augmentation à partir de 1985 conjointement à la reprise des élevages de moules.

A partir de 1980, ce sont les huîtres qui constituent la biomasse en élevage la plus importante. La présence des épibiontes équivaut à 40% de chair d'huître supplémentaire. Le traitement des déchets de détroquage à partir de 1987 induit donc une exportation de phosphore supplémentaire d'environ 3 tonnes.

Actuellement, le phosphore fixé par les élevages conchylicoles représente 13 tonnes par an, ce qui est loin d'être négligeable. Pour comparaison, les apports par érosion des terres agricoles et naturelles du bassin versant du Pallas ont été estimés à 8,8 tonnes. Ces quantités, détournées de la colonne d'eau, ont évolué conjointement au développement de la conchyliculture dans la lagune tout au long du siècle.

De tout temps, la pêche fût une des principales activités de subsistance autour de la lagune de Thau (Giovannoni, 1987 ; 1995). Puis, la fin du 19ème siècle se caractérise par appauvrissement des gisements naturels coquilliers. C'est alors qu'en 1858, M. Coste, Inspecteur Général des Pêches, rapporte de son voyage d'exploration sur le littoral de l'Italie les techniques d'élevage de coquillages utilisées dans la lagune de Venise (Fauvel, 1985). Ces connaissances sont à l'origine de l'installation de la conchyliculture dans les canaux de la ville de Sète dès 1907.

La première concession conchylicole attribuée dans la lagune date de 1911. Elle était située dans la crique de l'angle, au nord-est de la lagune (Fauvel, 1987). Après des difficultés d'ordres sanitaires et liées à la compétition avec les pêcheurs, le premier développement des parcs conchylicoles a lieu réellement après la Seconde guerre mondiale. Le nombre de concessions passe de 68 à 210 entre 1944 et 1946 (Annexe 39). Les demandes de concessions se multiplient entre Bouzigues et Mèze (Doumenge, 1959). C'est alors essentiellement d'huîtres dont il s'agit. Puis, en 1950, la fermeture définitive des parcs mytilicoles de Toulon est édictée pour cause d'insalubrité. Cela permet à la production de la lagune de s'étendre vers la mytiliculture. Plusieurs nouvelles concessions sont alors créées entre Mèze et Marseillan. Ceci explique pourquoi la production de moules est nettement plus importante que celle des huîtres au début de la période. Si les surfaces concédées sont

soumises à une certaine rigueur, les installations sont, quant à elles, très anarchiques. Les dernières ont lieu en 1957 (Hamon, 1983). Puis, les plaintes concernant le ralentissement de la croissance des coquillages se multiplient. Il s'agit essentiellement des installations d'élevages proches du rivage. La différence de croissance avec les coquillages des élevages plus au large est attribuée à la mauvaise circulation des eaux entre les tables qui s'accompagne d'une mauvaise distribution du plancton. Les causes soulevées sont :

- la trop forte densité de coquillages dans les premières lignes,
- la disposition anarchique des tables (Hamon, 1983).

Face à l'importante contribution de cette nouvelle activité à l'économie locale, sa pérénnité doit être assurée. Un vaste plan de réorganisation est donc mis en place. Il s'agit du remembrement conchylicole de la lagune de Thau. Il vise à donner une structure homogène aux zones de concessions de la lagune tout en augmentant la productivité des élevages. Un espacement plus grand pour chaque table et entre les tables est la base du programme mis en œuvre (Fauvel, 1988). Le remembrement fût voté en 1958 par la profession conchylicole. Il est accordé en 1966 par l'administration et commence dès 1969.

Dès que l'opération fût lourde, le rythme de plantation de nouvelles tables ne cessa de croître jusqu'à l'été 1973. Puis, l'augmentation des coûts d'installation et la crise d'anoxie de 1975 a fait ralentir la progression (Fauvel, 1988). Cette dernière reprit vers 1980. Ce n'est en fait qu'à partir de 1984 que l'on peut considérer que l'essentiel de l'aménagement est réalisé (Fauvel, 1988). Depuis, le nombre de parcs a atteint le maximum prévu à quelques fluctuations près. Si bien que les stocks ne peuvent plus augmenter. La production locale de moules augmente néanmoins grâce au développement des filières en mer effectif depuis 1988 (Rey *et al.*, 1997).

Enfin, à l'occasion de la mise en place du Schéma de Mise en Valeur de l'étang de Thau et de sa façade maritime, la vocation générale de la lagune de Thau pour les activités de pêche et de cultures marines a été élue comme prioritaire. Tout est ainsi mis en œuvre pour pérenniser cette activité. Ainsi, les stocks et les productions n'ont a priori aucune raison de décroître. Si bien que les quantités de phosphore actuellement fixées et exportées ne peuvent que se maintenir.

Chapitre VI

Bilan intégré du phosphore dans le système bassin versant / lagune de thau

TABLE DES MATIERES

1. BILAN DU PHOSPHORE 234

1.1. Matériel et méthodes 234

1.2. Résultats 235

1.3. Discussion 241

2. ANALYSE DES FACTEURS D'ÉVOLUTION 246

1. BILAN DU PHOSPHORE

Après avoir estimé l'ensemble des rejets des activités humaines du bassin versant, il reste à étudier si l'évolution des apports et des utilisations explique la régression des concentrations en phosphates dans la lagune de Thau. Si les activités humaines étudiées sont celles impliquées dans l'évolution du cycle du phosphore dans la lagune, le bilan des apports et des utilisations devrait refléter les concentrations en phosphates dans la colonne d'eau.

1.1. Matériel et méthodes

Pour rappel, le système est simplifié à 4 composantes qui sont en fait 4 grands types d'activités humaines :

Apports par le bassin versant :

(1) composante urbaine : rejets des effluents domestiques de la population et ruissellements urbains,

(2) composante industrielle : rejets des effluents industriels,

(3) composante agricole : rejets des élevages et exportations lors de l'érosion des terres agricoles et naturelles,

Utilisation dans la lagune :

(4) composante cultures marines : fixation dans la chair et la coquille puis exportation lors de la commercialisation

Bilan théorique du phosphore dans la lagune = (1) + (2) + (3) – (4)

L'estimation des différentes composantes du bilan concerne le phosphore total (PT). Or ce sont les concentrations en phosphates (phosphore dissous) dans les eaux de la lagune qui ont regressé (sachant que nous ne disposons pas de valeurs de concentrations en phosphore total dans la lagune de Thau sur la même période). Mais, dans ce milieu lagunaire, ce sont les quantités de phosphore stockées dans les sédiments qui régissent les quantités de phosphore dissous dans les eaux de la lagune. Ainsi, le phosphore dissous est bien représentatif des quantités de phosphore disponibles dans la lagune.

La relation entre le bassin versant et la lagune ne peut se faire qu'à partir des stocks de phosphore. Les concentrations moyennes en phosphates dans la colonne d'eau sont donc converties en stocks de P des phosphates dans les eaux de la lagune :

Stocks de P dissous dans Thau (t/an) =	$[PO_4^{3-}]$	x	0,031	x	$262,5.10^9$	/	10^9
	µmole/l moy an.		µmole→ mg		Volume en millions de m^3 à exprimer en l		Expression des mg en t

Ensuite, les apports par le bassin versant sont mis en relation avec les stocks de phosphore des autres compartiments de la lagune. Ceux-ci sont étudiés par nos collègues du chantier lagunes méditerranéennes du Programme National d'Environnement Côtier.

Les valeurs pour le phosphore stocké dans le plancton, puis celui stocké et relargué par les sédiments sont issues de Pichot *et al.* (1994).

Les valeurs du phosphore contenu dans les herbiers et les autres macrophytes sont issues d'un calcul réalisé à partir des stocks de carbone en poids sec dans la lagune (Gerbal, 1994) et des teneurs tissulaires en phosphore et en carbone (Auby et Levavasseur, non publié). Les teneurs sont mesurées à 4 périodes différentes de l'année pour les espèces majeures qui composent les herbiers (deux phanérogames : Zostera *noltii* et Zostera *marina* ; Plus, 2001a et 2001b) et les autres macrophytes. Les herbiers représentent 22% des macrophytes totaux et les rhodophycae 67% (Gerbal, 1994).

Les quantités de phosphore échangées avec la mer ont été calculées à partir du volume échangé annuellement estimé à 800 millions de m^3 (Ge, 1988) et à partir des concentrations moyennes annuelles en phosphates de la mer en 1994[1] et de la lagune de Thau en 1993. Les concentrations mesurées par Tournoud *et al.* (1997) dans les canaux de Sète n'ont pas été retenues pour ce calcul parce que des effluents domestiques sont rejetés dans ces canaux. Et ceci fausse l'estimation des échanges possibles par une surestimation des entrées dans la lagune puisque les apports par les effluents domestiques sont déjà comptabilisés par ailleurs.

1.2. Résultats

Les apports en phosphore à la lagune par les activités humaines du bassin versant sont passés de 135 tonnes en 1971 à 64 tonnes en 1990 (Figure 76). Ils ont donc diminué d'environ 50%. Depuis, ils augmentent. En 1996, les apports ont augmenté à nouveau de 12%.

La Figure 77 montre l'évolution de la contribution de chacune des activités humaines représentant une source de phosphore. La période 1970-2000 est celle qui nous intéresse

[1] Cf. chapitre 1

pour l'étude de l'impact sur l'évolution des concentrations en phosphates dans la lagune, mais étant donné l'importance des variations des rejets par les effluents domestiques, ceux-ci sont présentés depuis 1960. Les rejets générés par les effluents domestiques sont nettement supérieurs à ceux des autres activités. Ils représentent en fait 66,5%, soit les 2/3, des apports totaux en 1971 puis entre 54 et 59% sur tout le reste de la période d'étude.

Les apports agricoles représentaient 17% des apports en 1971 contre 30% en 1990 et 25% en 1996 selon l'évolution des rejets domestiques.

Le bilan du phosphore, qui représente théoriquement les quantités de phosphore qui restent disponibles dans la lagune, montre une régression de même type que celle qui s'est produite pour les concentrations en phosphates dans les eaux de la lagune (Figure 78). Il existe une relation significative entre l'évolution du bilan apports-utilisations et l'évolution des concentrations moyennes annuelles en phosphates dans la lagune de Thau (Figure 79). La relation est de la forme[2] :

$$P \text{ dissous annuel} = 1{,}0124 \text{ P bilan annuel} - 47{,}62 \ (r^2 = 0{,}824 \ ; \ p < 7.10^{-6})$$

La pente est proche de 1, ce qui montre la forte relation entre les deux variables. La droite ne passe pas par zéro puisque la lagune a un pouvoir tampon avec la remobilisation de quantités liées à des apports antérieurs.

Le bilan des apports et des exportations de phosphore est présenté pour le système bassin versant - lagune de Thau pour l'année 1971 et pour l'année 1996 dans la Figure 80 et la Figure 81.

[2] Utilisation du logiciel Rweb : http://pbil.univ-lyon1.fr/

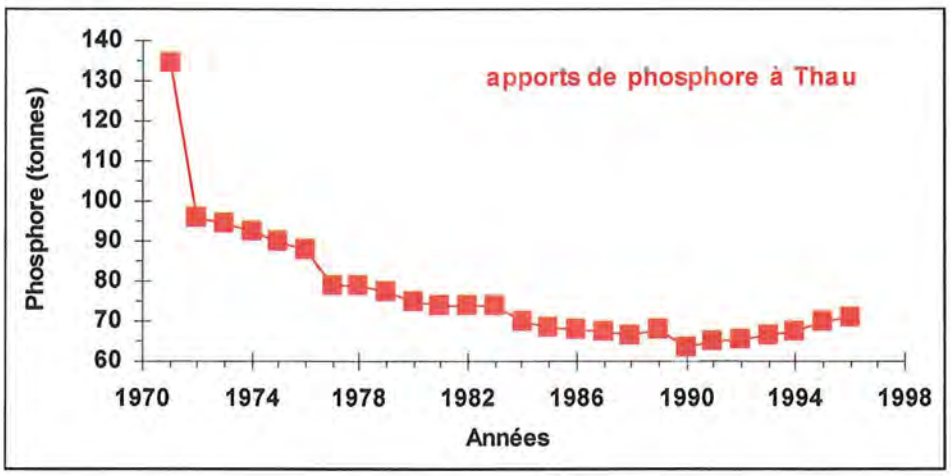
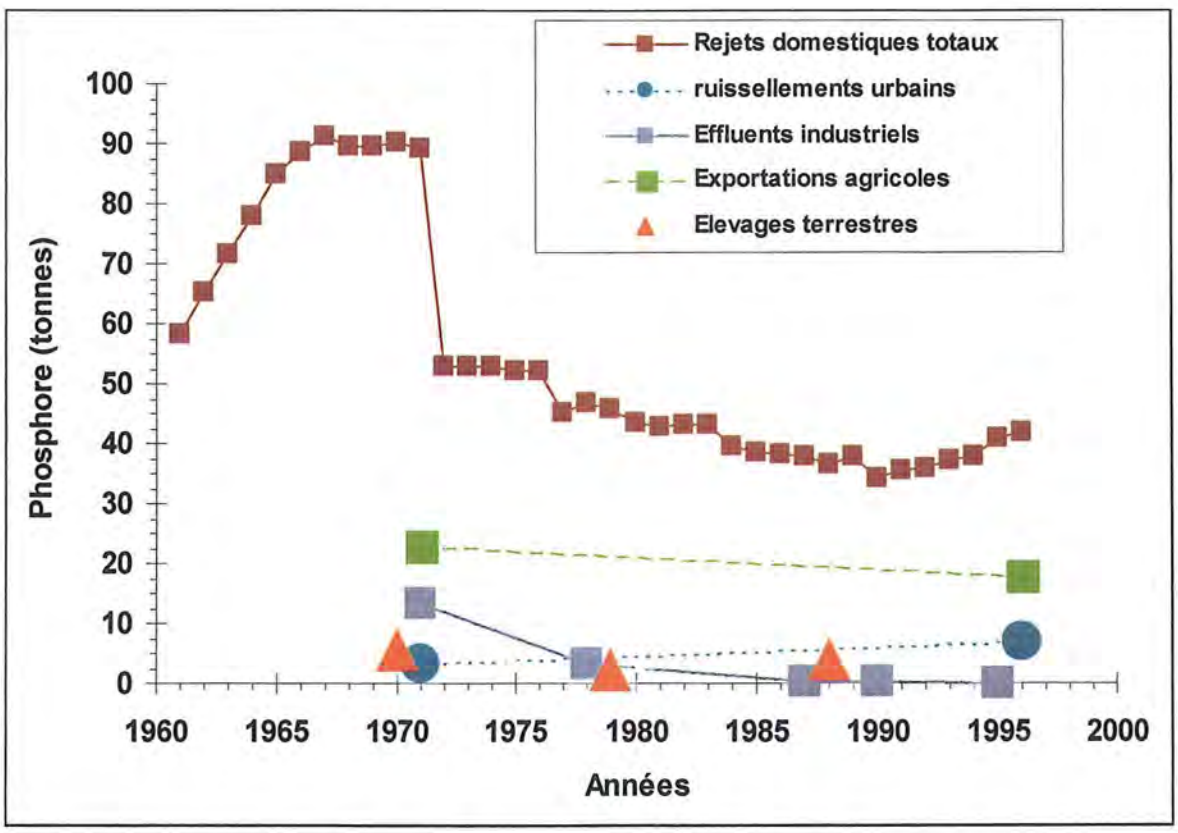


Figure 76 : Evolution des rejets totaux en phosphore à la lagune de Thau par les activités humaines du bassin versant de 1970 à 1996



Les ruissellements urbains sont ceux moyens sachant qu'ils varient dans une gamme de 1 à 5.

Figure 77 : Evolution des rejets en phosphore par les différentes activités du bassin versant

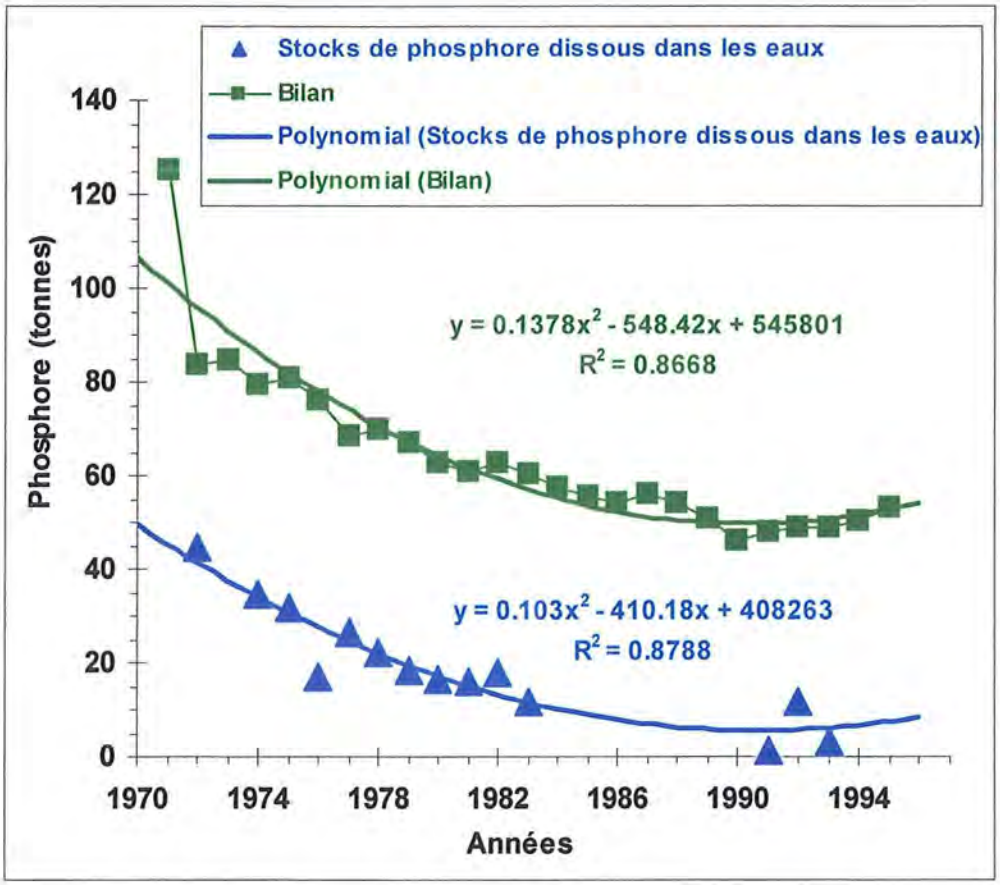


Figure 78 : Bilan théorique du phosphore dans la lagune de Thau

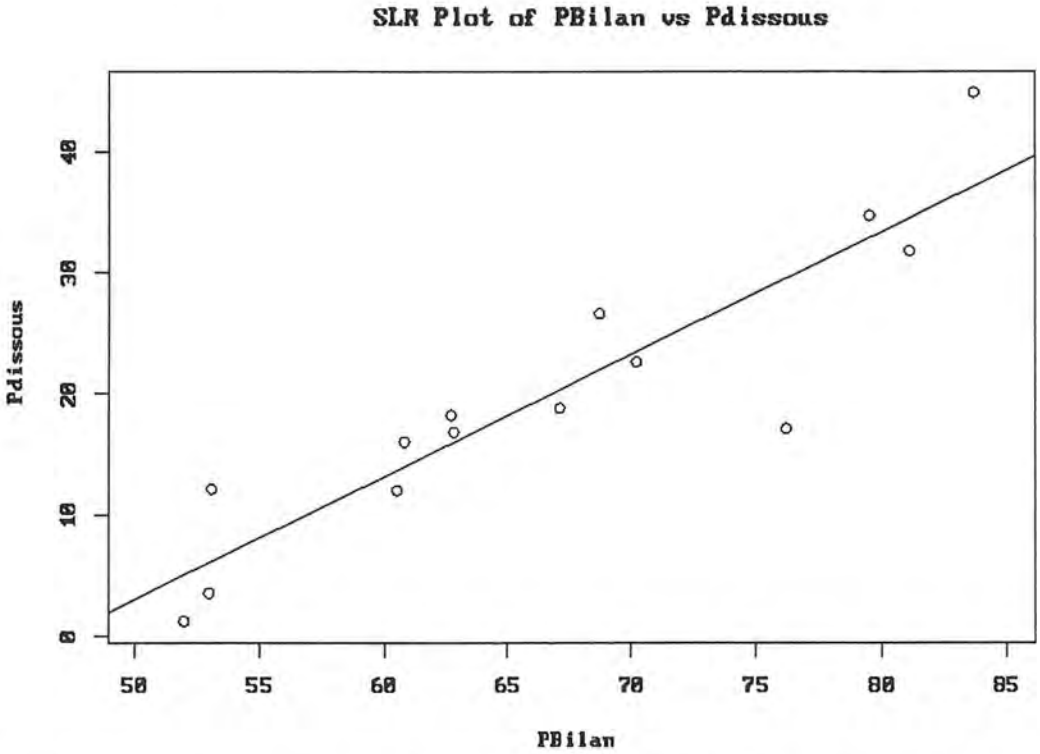


Figure 79 : Relation entre l'évolution du bilan théorique du phosphore dans la lagune et la diminution des concentrations en phosphates dans les eaux de la lagune de Thau

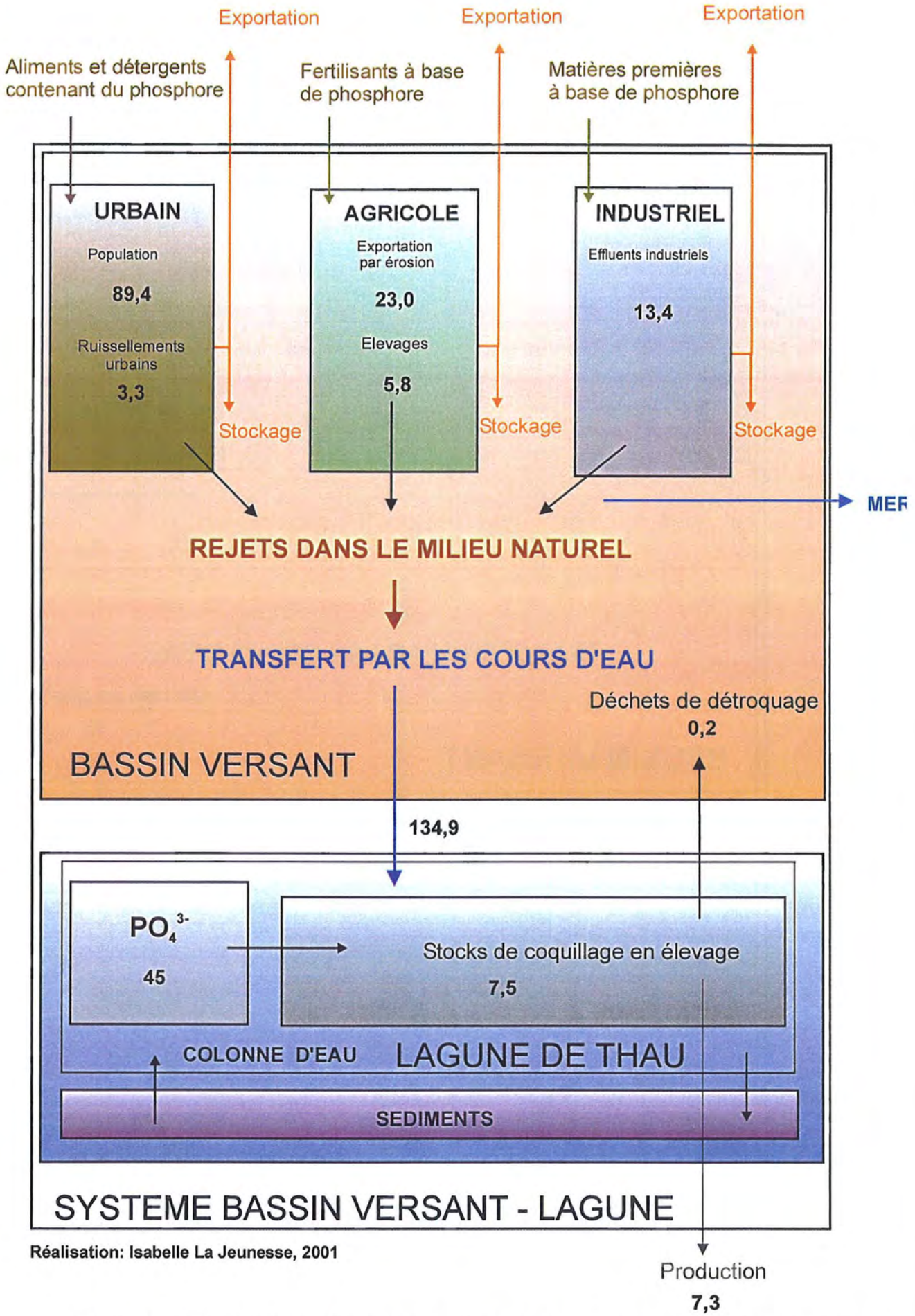


Figure 80 : Flux de phosphore dans le système bassin versant - lagune de Thau en tonnes/an en 1971

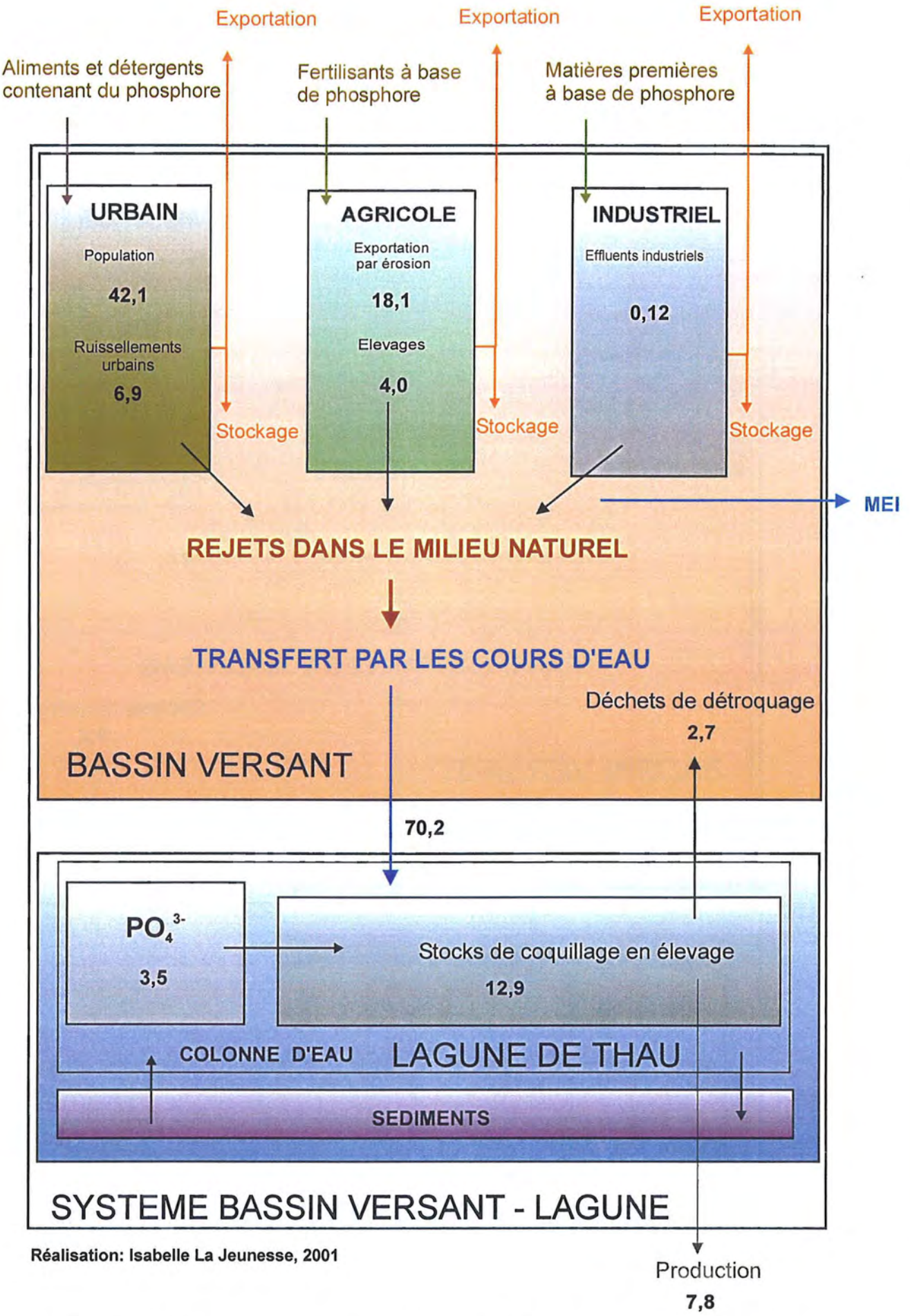


Figure 81 : Flux de phosphore dans le système bassin versant - lagune de Thau en tonnes/an en 1996

1.3. Discussion

L'évolution du bilan des apports et des utilisations de phosphore réalisé reflète l'évolution des concentrations en phosphates dans les eaux de la lagune de Thau. Ainsi, l'évolution des quatre activités retenues pour décrire les flux de phosphore dans le système bassin versant – lagune de Thau sont bien celles impliquées dans l'évolution interannuelle de la disponibilité du phosphore dans la lagune.

Hiéarchisation des sources d'apports

Les rejets générés par les effluents domestiques de la population représentent sur toute la période plus de 50% des rejets. Toutefois, la part des rejets de la population non raccordée qui rejoint réellement les eaux de la lagune est inconnue tandis que les apports agricoles ont tenté d'être validés par des mesures à l'exutoire de cours d'eau du bassin versant. Il est ainsi fort probable que la contribution des apports domestiques soit relativement surestimée. Ceci conduit donc à donner un poids plus important aux apports par les effluents domestiques au début de la période d'étude. De plus, il est communément admis que le phosphore associé aux sédiments naturels (essentiellement des formes apatitiques) est environ deux fois moins biodisponible que le phosphore associé aux sédiments provenant de l'érosion des sols cultivés. Ce dernier est lui-même deux fois moins biodisponible que les sédiments chargés en phosphore au contact des rejets d'eaux usées (Dorioz *et al.*, 1997). La hiérarchisation des apports doit donc tenir compte de cette variabilité de la biodisponiblité indépendamment des quantités apportées.

De la même façon, si les rejets industriels n'ont pu être estimés avant 1971, la déviation des rejets d'une industrie de fertilisants vers la mer[3] en 1968 représente une perte dans les apports légèrement supérieure à 6 tonnes. Avant 1971, les rejets des industries étaient proches des quantités exportées par les terres agricoles et naturelles.

Aujourdhui, les rejets industriels sont inférieurs à 200 kg/an de phosphore. Ils sont ainsi négligeables et ils ne devraient pas augmenter à nouveau. Ils ne sont donc pas à rendre en compte dans les scénarios d'évolution des apports de phosphore à la lagune. Conjointement au développement de l'urbanisation, l'agriculture ne devrait pas non plus se déployer à nouveau dans cette zone de plus en plus vouée au tourisme. Même en considérant comme nuls les apports générés par la population non raccordée, les apports urbains représentent aujourd'hui le double des apports agricoles. Ainsi, ce sont les effluents domestiques et les

ruissellements urbains qui constituent aujourd'hui la source d'apports de phosphore la plus importante à la lagune de Thau.

Devenir des apports

Les écarts entre les stocks de phosphore dissous dans les eaux et les apports à la lagune représentent, soit :

- une sur-estimation des apports,
- une sous-estimation des exportations,
- une utilisation ou un stockage dans la lagune.

L'écart entre les valeurs du bilan et les stocks de phosphore dissous dans la lagune est de l'ordre de 50 tonnes ; il diminue légèrement entre le début et la fin de la période d'étude. Une surestimation de plus de 50 tonnes des apports de phosphore à la lagune semble difficile car les apports seraient alors actuellement de quelques tonnes seulement. Or ceci est impossible ne serait-ce que par les quantités de phosphore mesurées à l'exutoire des cours d'eau du bassin versant. Toutefois, comme cela a déjà été évoqué, il est possible que les apports générés par les effluents domestiques soient surestimés sur le début de la période d'étude, avec donc une tendance à surestimer l'écart observé, toujours sur le début de la période d'étude.

Egalement, les élevages conchylicoles ont dû entraîner une augmentation indirecte de l'utilisation du phosphore en permettant le développement des herbiers. En effet, un des impacts de l'activité de filtration des coquillages est une diminution des densités de particules en suspension dans l'eau (Deslous-Paoli *et al.*, 1998). Les herbiers à zostères se sont alors étendus avec l'avancée des secteurs conchylicoles au sud-ouest de la lagune jusqu'à 5 m de profondeur (Lauret, 1990) avec notamment une extension entre les tables conchylicoles (Deslous-Paoli et al., 1998). Ainsi, le stockage des 10 tonnes de phosphore que représentent actuellement les herbiers a dû augmenter conjointement au développement de la conchyliculture entre 1970 et 1985. Toutefois, les zostères puisent une partie du phosphore dans les sédiments superficiels et/ou profonds dont la répartition n'est pas connue. La part réelle du phosphore prélevé dans ce qui est potentiellement remobilisable n'est donc pas estimable en l'état actuel des connaissances. Les utilisations du phosphore par les différents compartiments de la lagune de Thau sont représentées en Figure 82.

---

[3] Il s'agit de la Société Gironde-Languedoc, cf. partie 2 chapitre II.

En fonction des courants, il arrive que les mêmes masses d'eau soient mises en jeu dans les échanges mer-lagune. Considérer que l'ensemble des volumes échangés correspond à une sortie de phosphore de la lagune vers la mer conduit donc probablement à une sur-estimation des exportations plutôt qu'à une sous-estimation.

Suite à ces considérations, il semblerait donc que le stockage soit le phénomène le plus impliqué dans l'écart entre le bilan apports-utilisations et les stocks de phosphore dissous dans les eaux.

Les quantités annuelles de phosphore qui se stockent dans les sédiments (Figure 82 : sédimentation) ne sont pas connues. Par contre, les quantités stockées dans les 5 premiers centimètres de sédiments sont estimées à environ 3 000 tonnes. Sachant que le flux relargué est, lui, estimé à environ 250 tonnes par an, pour le maintien des stocks dans la lagune, les quantités stockées doivent être supérieures ou égales aux quantités relarguées. Les 50 tonnes d'apports "en trop" se situent donc tout à fait dans les ordres de grandeur de ce qui est assimilable par le système.

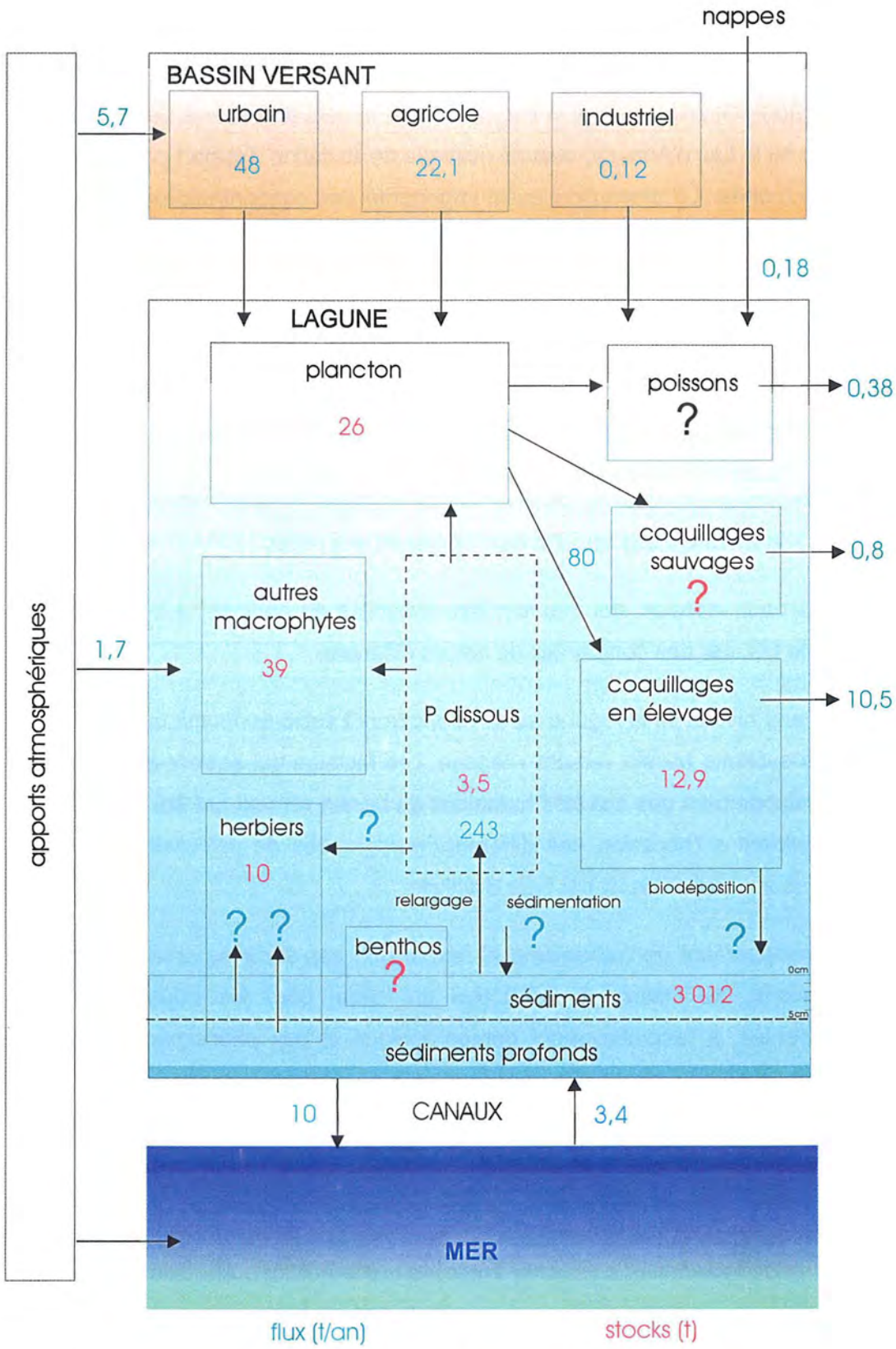
Sans la prise en considération du compartiment sédimentaire, les quantités stockées dans les différents compartiments (> 87,9 t) sont supérieures aux apports (75,5 t). C'est donc l'accumulation sur le long terme de quantités de phosphore dans la lagune qui permet aujourd'hui à cet écosystème d'être aussi productif. Cette production est maintenue par les quantités stockées dans les sédiments et par le recyclage de la matière organique. Pour puiser dans les stocks accumulés dans les sédiments, il faudrait que les apports soient inférieurs aux exportations (21,9 t). Ceci semble peu probable du fait du maintien relativement inévitable des exportations de phosphore par l'érosion des sols qui sont également de l'ordre de 20 tonnes par an. De plus, seule une très petite partie du phosphore stocké n'est plus remobilisable. Il s'agit de la fraction du phosphore organique solubilisable à l'acide qui ne représente en moyenne pas plus de 5% du phosphore total stocké dans les sédiments (Mesnage, 1994). Ainsi, toutes choses étant égales par ailleurs dans la lagune, et sous l'hypothèse de l'arrêt total des apports en phosphore, les quantités stockées dans les 5 premiers centimètres de sédiments peuvent couvrir les exportations pendant 150 ans!

Cependant, le "toutes choses étant égales par ailleurs" suppose que, hormis les variations saisonnières, l'intensité du relargage reste constante, quelles que soient les concentrations en phosphates dans les eaux, ce qui n'est pas certain en l'état actuel des connaissances. Il est même communément admis que "*la charge interne (sédiments) résulte du phosphore accumulé par la pollution passée et activé par la pollution présente*" (Barroin, 1989). S'il y a un effet d'entraînement du relargage lorsque les quantités apportées augmentent, au vue

des quantités stockées dans les premiers centimètres de sédiments et potentiellement remobilisables, la diminution des apports aurait aussi entrainé une diminution des quantités relarguées. Or, en l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible de discuter des conséquences de la poursuite de la diminution des apports : maintien d'un niveau mésotrophique ou acheminement progressif à un niveau oligotrophique? De même, il est aussi tout à fait envisageable que la nouvelle augmentation des apports occasionne une augmentation plus importante de la remobilisation des phosphates, avec une recrudescence des crises dystrophiques.

Somme toute, c'est la minéralisation de la matière organique à la surface des sédiments qui déclenche les conditions anoxiques responsables du relargage des phosphates. Les stations d'épuration d'effluents domestiques et industriels ont des rendements d'épuration de la matière organique beaucoup plus élevés que pour le phosphore. Ainsi, il serait très intérêssant d'étudier aujourd'hui la relation entre l'évolution du relargage des phosphates par les sédiments avec l'évolution des apports à la lagune en matières organiques. La diminution conjointe de la matière organique et du phosphore explique probablement encore mieux que le phosphore lui-même la réponse rapide de l'écosystème à une diminution des apports en phosphore. Enfin, il serait également intérêssant d'étudier le poids des élevages conchylicoles dans le maintien d'une quantité de matières organiques à la surface des sédiments.

Quoi qu'il en soit, au printemps 1996, alors que les concentrations en nitrates (~ 5µM) restaient importantes dans les eaux de la lagune de Thau, la production primaire (Chl*a*) a chuté conjointement à un passage à zéro des concentrations en phosphates (Annexe 1). Donc, quelles que soient les quantités stockées dans les 5 premiers centimètres de sédiments, les concentrations actuelles en phosphates limitent déjà ponctuellement la production primaire, alors que celle-ci est indispensable pour assurer une bonne croissance des coquillages en élevage (Héral, 1987).



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 82 : Bilan partiel du phosphore dans la lagune de Thau d'après les données les plus récentes (cf. texte pour les sources)

2. ANALYSE DES FACTEURS D'ÉVOLUTION

L'objet de ce chapitre est de montrer brièvement ce qui a réellement conduit à la régression des apports de phosphore à la lagune alors que contrairement à des bassins comme le Lac Léman ou le Lac d'Annecy, aucune politique de limitation d'apport particulière de cet élément n'a été menée. La diminution aussi importante des concentrations en phosphates dans la lagune de Thau a d'ailleurs toujours surpris les interloculteurs rencontrés lors des enquêtes. Si l'étude de l'évolution des flux de phosphore confirme une fois de plus l'implication des activités humaines dans l'évolution des rejets de phosphore, cette implication se situe à deux niveaux (Figure 83) :

- le développement des activités humaines en relation avec le développement des quantités de rejets,

- la limitation des apports par l'épuration des rejets.

Or, ces deux niveaux, qui peuvent être assimilés du point de vue de leurs résultats, sont régis, de fait, par des contraintes de nature différente.

Le premier niveau lie la lagune au développement socio-économique des activités humaines dans le système bassin versant - lagune. Les facteurs qui entrent en jeu dans la régulation du développement des activités humaines du bassin versant ont été exposés tout au long de ce document à l'occasion des différents paragraphes de discussions, dont les principaux éléments sont rappelés ici par type d'activité.

Le développement de l'urbanisme et l'expansion des surfaces urbanisées est lié à l'arrivée du tourisme de masse, à l'attraction du littoral pour les populations saisonnières et permanentes, à l'accroissement démographique et aux phénomènes de péri-urbanisation des grands pôles urbains que sont Montpellier – Nîmes – Béziers. La mobilité acquise par l'évolution de la rapidité des transports est à évoquer dans le cas de la population comme dans le cas des échanges de produits.

La régression des superficies agricoles, bien que directement liée aux incitations à la limitation des productions viticoles exercées par la Politique Agricole Commune, trouve aussi une bonne raison d'être dans la nécessité de libérer des surfaces pour le développement de l'urbanisation.

Le déclin des activités industrielles chimiques du bassin versant sont, elles, beaucoup plus à rapprocher de la capacité à gérer une entreprise sur le long terme pour faire face au cours des matières premières, aux évolutions de la demande et de la concurrence.

De son côté, le développement des élevages de coquillages dans la lagune a été possible, certes suite à l'arrivée d'un savoir-faire aujourd'hui d'ailleurs de plus en plus perfectionné, mais essentiellement par les importantes prises de décision lors du remembrement qui positionnait déjà l'utilisation principale des eaux de la lagune pour cette activité. Ce choix n'a fait que se confirmer et se renforcer lors du Schéma de Mise en Valeur de la Mer. La position des activités de la lagune par rapport à celles du bassin versant fût alors énoncée très clairement. Cette activité est responsable du deuxième niveau de contrainte : le maintien des activités de pêche et de cultures marines passe inéluctablement par celui d'une qualité d'eau conforme à la commercialisation des coquillages. Le rapport précédent l'application du SMVM expose la position des activités de pêche et de cultures marines dans les termes suivants :

"La vocation générale du bassin versant de Thau pour les activités de pêche et de cultures marines est prioritaire en raison de la contribution permanente de ces activités à l'économie régionale et des potentialités conchylicoles exceptionnelles de ce plan d'eau, seul site de la façade méditerranéenne à disposer d'une telle surface et de telles qualités nutritives. Cette vocation rend nécessaire la préservation de la qualité des eaux et de la garantie d'un accès permanent à la ressource sur l'ensemble du bassin, même là où il n'y a pas d'activités de pêche et de conchyliculture. C'est donc à l'ensemble des autres activités d'organiser leur développement en fonction des contraintes particulières aux activités de pêche et de cultures marines" (SMVM, 1990, p.4).

Ce n'est pas le SMVM qui a en charge le contrôle de la qualité des eaux. Il n'a pas non plus fallu attendre le SVMVM pour que l'assainissement se soit amélioré sur le bassin versant de Thau. Toutefois, le paragraphe cité énonce clairement les contraintes exercées par les activités de cultures marines sur les autres activités.

La qualité des eaux lagunaires n'est en fait fixée que par rapport aux risques sanitaires dans un but de protéger les activités de pêche, de cultures marines et de baignade. Or, celles qui doivent faire face aux contraintes les plus strictes sont justement celles des cultures marines. Les normes de qualité des eaux qui autorisent la commercialisation des produits conchylicoles ont été définies dès 1979 par la traduction en droit français de la directive européenne de 1973[4]. L'application française fût beaucoup plus restrictive que celle européenne (Annexe 40). Par ailleurs, la directive prévoit l'établissement de programmes de réduction de la pollution afin de rendre les zones de production conformes. La contrainte

spatiale a pris fin lors du remembrement avec la délimitation définitive des zones conchylicoles mais fût à l'origine de nombreux conflits qui ont amené très tôt à délimiter des zones d'exploitation dans la lagune (Annexe 40). Il s'agit là de nouvelles contraintes pour les communes en amont de la lagune qui sont responsables des effluents domestiques de leur population.

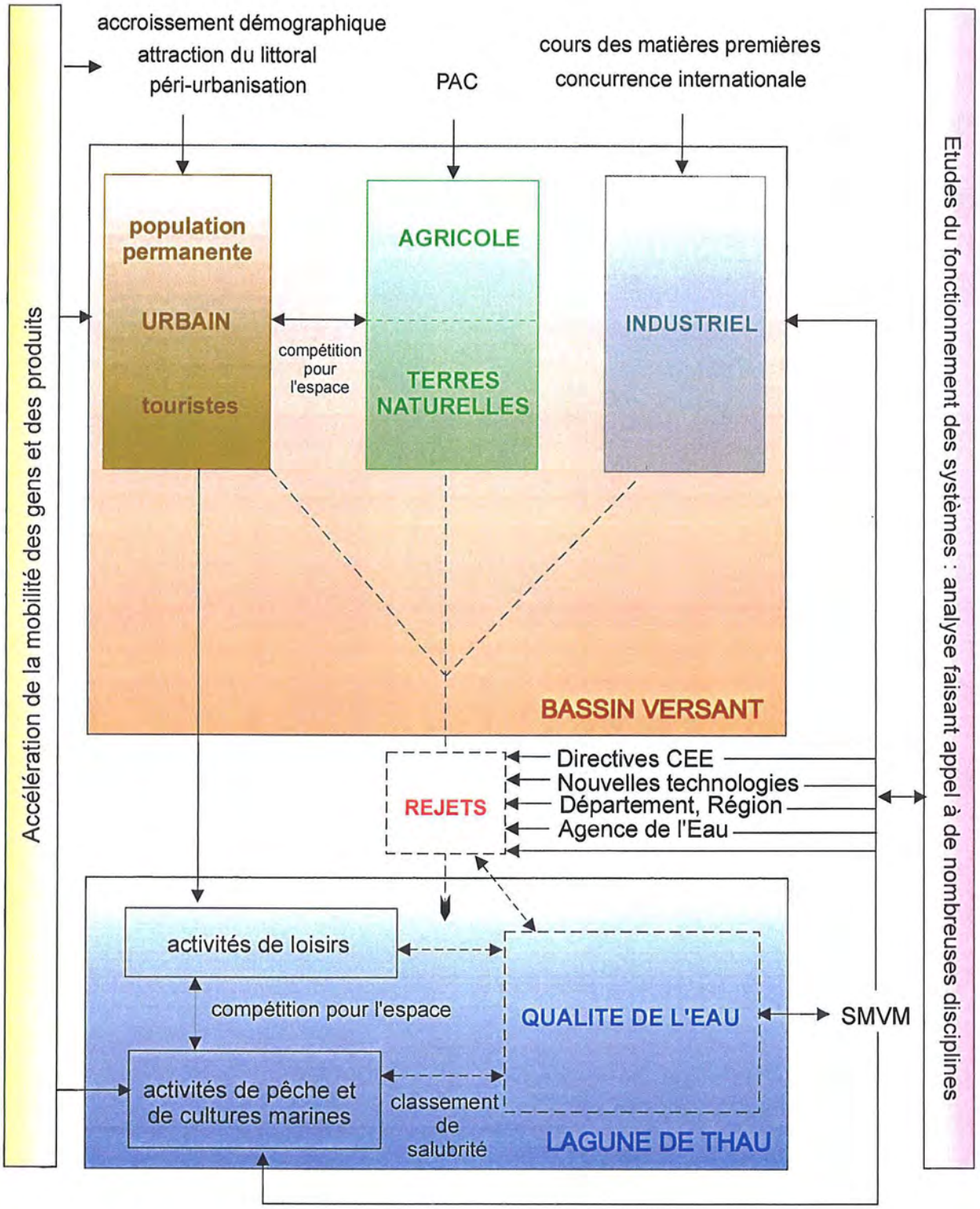
En dehors de l'évolution générale de la prise de conscience des problèmes d'environnement avec la création des Agences de Bassin lors de la mise en application de la loi relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution, c'est la contrainte sanitaire des élevages conchylicoles qui a accéléré le processus d'amélioration de l'épuration des effluents domestiques et non pas la mise en relation, pourtant connue, des "malaïgues" (crises dystrophiques) et de l'eutrophisation.

Si les activités du système bassin versant-lagune sont souvent présentées comme étant concurrentes, à travers le cycle de l'élément phosphore, les activités semblent plutôt complémentaires dans le sens où le rejet inévitable des activités du bassin versant est indispensable pour le bon fonctionnement des cultures marines. Egalement, les contraintes sanitaires des élevages sont favorables aux activités de baignade. Toutefois, si l'équilibre apports-utilisations est rompu, les activités du bassin versant nuisent à celles de la lagune. C'est en ce sens que les activités peuvent être qualifiées de concurrentes.

Si l'étude n'apporte pas de nouvelles solutions sur les problèmes sanitaires puisque tel n'était pas son propos, elle met en évidence qu'en l'état actuel des connaissances, une limitation totale des apports domestiques pour mettre fin aux problèmes de contaminations pourrait très bien conduire le système à un niveau très bas de concentrations en phosphates avec une limitation possible de la production primaire. Le cahier des charges réalisé dans cette étude pour estimer le bilan des apports et des utilisations du phosphore représentatif des quantités de phosphore disponibles dans le plan d'eau se présente alors comme un outil de gestion de cet équilibre trophique dynamique. L'état actuel des concentrations en phosphates peut être choisi comme état de référence de l'équilibre apports-utilisations puisqu'il permet une bonne croissance des coquillages tout en limitant les crises dystrophiques.

---

[4] Directive n°79/923/CEE du 20 octobre 1973 JOCE du 10 novembre 1979 relative à la qualité des eaux conchylicole modifiée par la Directive n°91/692/, JOCE 31/12/91.



Réalisation : Isabelle La Jeunesse, 2001

Figure 83 : Facteurs d'évolution des flux de phosphore dans le système bassin versant - lagune de Thau

Conclusion générale

La visée principale de la présente étude a été de mettre en évidence l'ampleur de l'implication des activités humaines dans un cycle biogéochimique : celui du phosphore. La réflexion a été appliquée au système bassin versant - lagune de Thau où l'importance de la contribution des activités de la pêche et des cultures marines à l'économie locale et régionale nécessite une gestion vigilante de la qualité des eaux, support de son développement. Or si l'eutrophisation est à l'origine de crises dystrophiques qui peuvent conduire à la mortalité de coquillages, elle est aussi garante d'une richesse nutritive favorable à une croissance rapide des coquillages. Cependant, alors qu'aucune politique de limitation des apports particulière à l'élément phosphore n'ait été appliquée à la lagune de Thau, les concentrations moyennes en phosphates dans les eaux ont régressé de 90% entre 1971 et 1994. Aujourd'hui, les concentrations moyennes annuelles en phosphates dans la lagune de Thau sont proches de celles d'eaux oligotrophiques (Pomeroy et al., 1965). L'étude avait donc pour objectif de rechercher si cette diminution des concentrations correspondait ou non à une diminution générale des rejets des activités humaines sur le bassin versant et/ou à l'intensification des élevages conchylicoles.

Un premier chapitre, consacré à la description des principaux mécanismes responsables des transferts de phosphore entre l'environnement terrestre et aquatique (le cycle biogéochimique du phosphore ne comporte pas de phase gazeuse), montre le niveau de complexité auquel est confronté une évaluation des flux de phosphore. De plus, la description des processus qui régissent la disponibilité du phosphore dans les milieux aquatiques justifie l'approche pluri-annuelle de cette étude. En effet, le rôle tampon des sédiments dans le stockage des phosphates ne peut être clairement mis en évidence à l'échelle d'une année puisque la remobilisation varie saisonnièrement.

Toutefois, les études sur le long terme sont confrontées au problème de la donnée disponible. L'objet des chapitres deux à cinq de ce travail a donc été d'établir une méthodologie qui permette, en fonction de la donnée disponible, d'estimer les flux générés par les activités humaines du système bassin versant - lagune de Thau. Les mesures de flux de phosphore réalisées sur des pas de temps courts lors d'études antérieures ont été indispensables à la construction et à la validation des méthodes d'estimation des flux de phosphore. Ainsi, dans ce genre d'étude, il est fondamental de rappeler que la fiabilité des résultats dépend des précisions de la donnée de base particulièrement difficile à évaluer puisque l'utilisateur n'est pas, malgré sa responsabilité dans la reconstitution des séries, le producteur de la donnée sur laquelle il s'appuie.

La présentation d'une synthèse de résultats d'études antérieures portant sur les sources de phosphore à la lagune de Thau, approfondie par des enquêtes de terrain, a permis de désigner les activités humaines susceptibles d'avoir une influence significative sur l'évolution du bilan du phosphore. Ces activités humaines sont au nombre de quatre.

Trois activités sont présentes sur le bassin versant : ce sont des sources de phosphore :

- industries (effluents industriels),
- activités urbaines (effluents domestiques et ruissellements urbains),
- agriculture (exportation par les terres agricoles et naturelles et rejets des élevages),

Une activité, exercée dans la lagune, est à l'origine d'une exportation de phosphore :

- la conchyliculture (la pêche est négligeable).

Chacun des chapitres deux à cinq est consacré à l'exposition détaillée de la méthode d'estimation sur le long terme (au moins 25 ans) des flux de phosphore de l'activité humaine étudiée. Les méthodes développées consistent à :

- évaluer les quantités de phosphore contenues dans les effluents domestiques rejetés par les populations raccordée et non raccordée aux stations d'épuration. Les variables du modèle élaboré sont : populations permanente et touristique, rejet moyen par habitant et rendement des procédés d'épuration avec ou sans dysfonctionnements,
- évaluer les rejets produits par les industries à partir de données "forfaitaires" de l'Agence de l'eau,
- évaluer l'impact de l'évolution de l'occupation du sol sur les transferts de phosphore par l'application d'un modèle d'érosion hydrique des sols à un SIG[1] qui contient la description des caractéristiques du bassin versant,
- évaluer les rejets des élevages à partir du rejet moyen par unité d'élevage et regarder leur devenir,
- évaluer les quantités de phosphore fixées dans la chair et dans la coquille des huîtres et des moules en élevage qui sont exportées lors de la commercialisation.

L'amélioration des procédés d'épuration des effluents domestiques et l'évolution du raccordement de la population ont entraîné entre 1970 et 1997 une régression de 56% des

rejets en phosphore générés par la population. Toutefois, 41% de cette diminution s'est produite entre 1971 et 1972 grâce au rejet en mer de la station d'épuration de Sète qui traite les effluents de la moitié de la population du bassin versant.

Les quantités de phosphore exportées par l'érosion hydrique des terres agricoles et naturelles étaient comprises entre 23 et 56 tonnes en 1971 pour 18 tonnes (plus ou moins 10 tonnes) en 1996. C'est le remplacement des surfaces en vignes, extrêmement sensibles à l'érosion, par des friches et des extensions urbaines, qui a permis cette régression d'au moins 22%.

Les rejets occasionnés par les élevages terrestres sont importants mais sont soit exportés du bassin versant, soit recyclés. Ainsi, sur la période d'étude, ils représentent moins de 6 tonnes de phosphore par an.

Les apports à la lagune par les effluents industriels sont inférieurs à 1 tonne annuelle depuis le milieu des années 1980 alors qu'ils étaient supérieurs à 13 tonnes en 1971. En raison des méthodes de calcul utilisées, ces estimations correspondent à des rejets maximums. A l'échelle de l'ensemble des apports annuels à la lagune, les rejets en phosphore par les effluents d'origine industrielle sont négligeables depuis le milieu des années 1980.

Les résultats de l'application des méthodes développées pour estimer les rejets générés par les activités du bassin versant ont des limites.

Tout d'abord, il y a un réel manque d'informations sur le devenir des effluents de la population non raccordée à une station d'épuration. La part de rejet direct et de rejet dirigée vers une fosse septique n'a jamais fait l'objet d'un recensement. De plus, les mesures réalisées dans les stations d'épuration ne sont que d'une utilité relative pour cette étude en raison de leur faible nombre et aussi de leur caractère souvent incomplet (peu de mesures de débit). Elles permettent rarement de calculer des flux en sortie de station. Cependant, il est vrai que l'objectif de ces mesures est de surveiller le fonctionnement de l'installation pour surveiller la qualité des effluents rejetés et non de quantifier ce qui sort réellement.

Ensuite, dans le couplage modèle d'érosion – SIG, c'est le manque de connaissances sur les phénomènes d'atténuation de l'érosion lors du transfert de matière de la parcelle au cours d'eau et sur les fluctuations de la rétention du phosphore dans les cours d'eau qui est à l'origine de l'ampleur des fourchettes de valeurs présentées.

---

[1] Système d'Information Géographique

Enfin, dans l'estimation des rejets industriels, eu égard à la présence d'usines d'engrais sur ce bassin versant qui produisent beaucoup de poussières, la non prise en compte des quantités non ruisselées et collectées, mais enlevées par le vent, peut avoir conduit à une sous-estimation des apports qu'il est impossible de quantifier en l'état actuel des connaissances.

Dans la lagune, les élevages conchylicoles (huîtres *Crassostrea gigas* et moules *Mytilus galloprovincialis*) représentent, par les quantités de coquillages présentes dans les eaux, une fixation actuelle de l'ordre de 13 tonnes de phosphore dont 10 sont exportées lors de la commercialisation annuelle. Ces quantités ont augmenté progressivement depuis 1945, notamment par le jeu des fluctuations des stocks de moules et d'huîtres.

Le dernier chapitre de ce document est une synthèse des apports – utilisation du phosphore dans le système défini par ces 4 activités humaines. L'objectif est de hiérarchiser leur importance.

Les rejets générés par les effluents domestiques sont nettement supérieurs à ceux des autres activités. Ils représentent en fait 66,5% des apports totaux en 1971 puis fluctuent entre 54% et 59% sur tout le reste de la période d'étude. Les apports agricoles représentent 17% des apports totaux en 1971 contre 30% en 1990 et 25% en 1996 en raison de la décroissance conjointe des rejets domestiques. Les apports par les effluents industriels étaient de l'ordre de ceux des apports agricoles avant 1971 mais sont aujourd'hui négligeables (inférieurs à 200 kg de P/an). L'utilisation du phosphore par les élevages conchylicoles représente aujourd'hui 20% des quantités apportées contre 7% en 1972, conjointement à l'augmentation des stocks de coquillages en élevage et à la diminution des apports à la lagune. La conchyliculture contribue donc elle aussi à limiter l'eutrophisation de la lagune.

Somme toute, il existe une relation très significative entre l'évolution du bilan apports-utilisations d'origine purement anthropique et l'évolution des concentrations moyennes annuelles en phosphates dans la colonne d'eau de la lagune. La relation est de la forme :

P dissous = 1,0124 P bilan anthropique – 47,62 (r^2 = 0,824 ; $p < 7.10^{-6}$) (l'unité est la tonne de P).

Ainsi, l'évolution des quatre activités retenues pour décrire les flux de phosphore dans le système bassin versant – lagune de Thau est bien celle impliquée dans l'évolution inter-annuelle de la disponibilité du phosphore dans la lagune.

Pourtant, aucune politique de diminution des apports particulière à l'élément phosphore n'a été menée. Après étude des modalités du développement des activités humaines, les facteurs ayant permis la diminution des apports en phosphore à la lagune de Thau sont :

- la loi sur l'eau de 1964 et la création de la redevance pollution des eaux. Le jeu des incitations à l'équipement par une taxation des rejets et une aide dans le financement de nouvelles installations de traitement a permis d'améliorer sans cesse le parc d'assainissement du bassin versant de Thau,

- le choix d'épuration des effluents domestiques par lagunage naturel pour son efficacité d'épuration bactérienne nécessaire pour assurer une qualité sanitaire des eaux de la lagune favorable à l'exploitation conchylicole. Or ce procédé a également de très bons rendements épuratoires en phosphore,

- la forte incitation de 1983 à 1996 à l'arrachage des vignes par la Politique Agricole Commune dans l'objectif de limiter les excédents en vin produit en Europe,

- le déclin industriel du complexe Sète-Frontignan-Balaruc, notamment de l'industrie chimique qui n'a pu faire face à la forte concurrence des pays de l'est.

Aujourd'hui, les apports industriels en phosphore sont négligeables tandis que les apports urbains représentent le double des apports agricoles. Conjointement au développement de l'urbanisation, l'agriculture ne devrait pas se déployer à nouveau dans cette zone de plus en plus vouée au tourisme. Ainsi, ce sont les effluents domestiques et les ruissellements urbains qui constituent et constitueront les sources majeures d'apports de phosphore à la lagune de Thau, sources que l'homme sait, en principe, contrôler.

D'ici 2015, la population du bassin versant de Thau aura augmenté de 30% (projections de l'INSEE[2]). En fonction du taux de raccordement et de l'entretien des lagunages, cette augmentation génèrera dans le meilleur des cas un apport proche de celui des années 1990 et dans le pire des cas un apport proche de celui du milieu des années 1970. Or ces années furent caractérisées par des crises dystrophiques qui ont touché l'intégralité du plan d'eau. Ainsi, la relation entre le bilan apports-utilisations du phosphore et les concentrations moyennes annuelles en phosphates décrite par l'évolution passée de 4 activités humaines du système bassin – versant / lagune de Thau peut-elle être utilisée pour prédire les concentrations moyennes annuelles en phosphates à partir de la projection du

[2] Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

développement de ces activités. Ceci pourrait notamment aider à optimiser la relation coût de l'épuration du phosphore / coût de réparation des crises dystrophiques.

Toutefois, eu égard au curage de plusieurs lagunages qui vont avoir lieu dans les années à venir, le transfert des boues et leur stockage éventuel sur le bassin versant représente de nouvelles sources potentielles d'apport de phosphore à la lagune. Quelle que soit la station d'épuration enquêtée à l'occasion de cette étude, le problème est celui du devenir des boues. Il sera ainsi très certainement nécessaire d'accorder rapidement beaucoup plus d'importance à ce qui devient un vrai problème. De plus, l'étude du devenir des résidus de l'épuration mettrait probablement en évidence le phénomène général de "linéarisation" du cycle du phosphore par les activités humaines (Günther, 1997, 1998). Ainsi, pourrait-on aussi s'inquiéter du problème de la simple délocalisation de quantités de matières lors de l'épuration plutôt que d'une réelle issue nécessaire à "boucler" le cycle du phosphore, élément indispensable au développement de la vie.

L'ensemble de cette étude contribue donc tout d'abord à l'amélioration des connaissances sur la place de l'homme dans les fluctuations d'un cycle biogéochimique. Et dans le cas précis du site étudié, en dépit des incertitudes sur le rôle de certains réservoirs (réserves de phosphore remobilisables, stockage dans les macrophytes, les bactéries, les exportations vers la mer en fonction des courants) révélées lors de la tentative de bilan entrée-sortie du phosphore dans la lagune de Thau, l'existence d'une relation entre l'évolution du phosphore dissous dans la colonne d'eau et celui du bilan de phosphore d'origine anthropique souligne néanmoins l'importance du phosphore rapidement mobilisable, en rapport avec les quantités piégées dans les sédiments superficiels. Les activités anthropiques semblent donc on ne peut plus impliquées dans l'évolution des quantités nouvelles mises en jeu dans le système. Il serait ainsi impensable aujourd'hui d'entreprendre l'étude du fonctionnement d'un tel cycle sans situer la place de l'homme et de ses sociétés.

La poursuite de l'étude de l'impact des activités humaines sur la lagune nécessiterait tout d'abord la reprise de mesures régulières des concentrations en phosphates dans la lagune de Thau. Ceci permettrait de voir si les concentrations se sont stabilisées, continuent à décroître ou amorcent une nouvelle croissance. Puis, l'amélioration des connaissances sur la relation entre les quantités de matières organiques déposées à la surface des sédiments et le niveau de remobilisation des phosphates aiderait à préciser le rôle général des élevages conchylicoles. En effet, s'ils limitent l'eutrophisation par la fixation de quantités non négligeables de phosphore, les élevages sont à l'origine de quantités importantes de matières organiques d'origine fécale qui favorisent l'anoxie des sédiments et la remobilisation de phosphates stockés.

Enfin, les résultats montrent qu'une lagune vouée à une seule activité humaine est néanmoins fort dépendante, eu égard à l'étude d'un seul cycle biogéochimique, de l'ensemble des activités humaines présentes dans le système bassin – versant / lagune. Ceci peut être d'une aide précieuse à la gestion intégrée de l'écosystème où la justification pour certains acteurs de la présence non incompatible d'autres acteurs est souvent un enjeu aussi bien pour les gestionnaires que pour la communauté scientifique. Par ailleurs, l'analyse des éléments qui influencent indirectement le fonctionnement des activités et qui se situent à d'autres échelles que locale met en évidence le niveau de complexité que devrait prendre en considération un gestionnaire dont l'objectif serait de reproduire une telle diminution des apports de phosphore dans un autre contexte socio-économique. Cette étude représente donc un exemple original de réflexion préliminaire à la gestion intégrée d'un écosystème côtier semblable à celui de la lagune de Thau.

Références bibliographiques

Adam H., Bessero P., Cochet P., Jomini C., Mercier B., Rapin F., Tourais C., Tracol R., Vioget P., 1996. *Apports de phosphore dus aux populations non raccordées à une station d'épuration*. Cipel, Suisse, 1-14.

Albigès C., Pierre D., Sagliocco M., 1991. *Evaluation des apports en azote et en phosphore des bassins versants - Données statistiques et bibliographiques - Application aux étangs du département de l'Hérault*, Cemagref, 35 p.

Alexander G.J., Stevens R.J., 1976, Per capita phosphorus loading from domestic sewage, *Water Research*, 10 : 757-764.

Alexandre O., Boutin C., Duchêne P., Lagrange., Lakel A., Lienard A., Orditz D., 1998. Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités. Doc. Tech. FNDAE n°22, Cemagref/CSTB, France, 96 p.

Aminot, A., Guillaud, J.F., Andrieux, F., 1993. Phosphorus speciation and inputs to the eastern bay of Seine *Oceanol. Acta*, 16(5-6) : 617-623

Aminot A. and Andrieux F., 1996. Concept and determination of exchangeable phosphate in aquatic sediments. Water Res. 30(11), 2805-2811.

Andrieux F., 1997. *Les formes de phosphore particulaire et sédimentaire en environnement côtier*. Méthodes d'analyse, biodisponibilité, échange. Thèse de l'Université de Bretagne Occidentale, Brest, 329 p.

Andrieux, F., Aminot, A., 1997. A two-year survey of phosphorus speciation in the sediments of the Bay of Seine (France), *Contin.Shelf Res.*, 17(10) : 1229-1245

Andrieux P., Louchart X., Voltz M., Bourgeois T., 1995. *Déterminisme du partage infiltration-ruissellement sur des parcelles de vigne en climat méditerranéen. In* Contribution des eaux souterraines au fonctionenment des hydrosystèmes, conséquences pour la gestion. Colloque du Comité français de l'AIH. Doc. du BRGM n°256, Orléans: 7-11.

Andrieux P., Louchart X., Voltz M., 1998. *Effects of agricultural practises on runoff and erosion in vineyards fields in a Mediterranean climate*. UISS – 16ème Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier.

Aparici M., 1975. *Sète, pôle industriel*. Rapport interne de la CCI de Sète, 16 p.

Baguenier M., Faisandier M., 1987. Les services publics de distribution d'eau potable et d'assainissement *in 40 ans de Politique de l'Eau en France*. Eds Economica, Paris : 175-238.

Balmer P., Hultman B., 1988. Control of phosphorus discharges : present situation and trends. *Hydrobiologia* 170, 305-319.

Barbault R., 1983. *Structure et fonctionnement de la biosphère*. Eds Masson. Paris, 275 p.

Baret J.L., Barrois J., Groult A., Shorrock J.C., Simon D., Tournier H., 1977. Etude comparative de l'efficacité et du coût des différentes mesures visant à réduire les effets sur l'environnement, dus à la présence de phosphates dans les eaux de surface d'Europe occidentale. Battelle/CEEP, Suisse, 153 p.

Barroin G., 1989. *La pollution des eaux stagnantes par les phosphates : controverses (pseudo) scientifiques et (absence de) décisions politiques*. Actes du colloque : Controverses scientifiques et décisions politiques dans le domaine de l'environnement. Arc et Senans, sept-89 : 1-27.

Bartoli P., 1984. L'impact des primes d'arrachage dans le vignoble languedocien – Résultats récents. *BSLG* 20 (1) : 34-44.

Ben Amor R., 1993. L'utilisation du territoire agricole après arrachage en Languedoc-Roussillon. *REM* 41 (163) : 65-74.

Benkhadra H., 1997, *Battance, ruissellement et érosion diffuse sur les sols limoneux cultivés. Déterminisme et transfert d'échelle de la parcelle au petit bassin versant.* Thèse de l'Université d'Orléans, 201 p.

Benneton J.P., 1984, *Eutrophisation des plans d'eau - Inventaire des principales sources de substances nutritives azotées et phosphorées - Etude bibliographique*, Rapport de recherche LPC n° 130, Ministère de l'urbanisme, du logement et des transports / Laboratoire central des ponts et chaussées, Paris, 69 p.

Berland B.R., Bonin D.J., Maestrini S.Y., 1980. Azote ou phosphore? Considérations sur le "paradoxe nutritionnel" de la méditerranée *Oceanol. Acta* 3(1), 135-142.

Bernard M., 1987. Les progrès techniques dans l'épuration des eaux usées : facteurs d'évolution *in 40 ans de Politique de l'Eau en France*. Eds Economica, Paris : 271-317.

Bernard M.C., 1991. Le vignoble à travers 100 ans de bulletin de la Société Languedocienne de Géographie. *BSLG* n° spécial 100 ans : 332-339.

Besse P., Pouessel M., Sousbestre P., Le Pluart A., Bechac J.P., 1989. L'assainissement collectif en Ille et Vilaine, Détermination statistique de l'équivalent-habitant en milieu rural. *T.S.M.-L'Eau*, 84(9), 469-474

Bibard R., Bonnaure F., Courderc R., Kerdevez A., Maurel M.C., 1968, *L'ensemble industriel : Sète - Frontignan - Balaruc*, Mémoire de Maîtrise, Faculté de Lettres et Sciences Humaines, Montpellier, 172 p.

Bibard R., Bonnaure F., Courderc R., Kerdevez A., Maurel M.C., 1971. L'ensemble industriel : Sète - Frontignan – Balaruc. *Bulletin de la Société Languedocienne de Géographie* oct-déc 1971 5(4) : 365-394.

Bierman V.J., Dolan D.M., Kaspryk R., Clark J., 1984, Retrospective Analysis Of The Response Of Saginaw Bay, Lake Huron, To Reductions In Phosphorus Loadings, *Environmental Science And Technology* 18 : 23-31.

Billen G., Garnier J., 1997. The Phison River plume : coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aquatic Microbial Ecology* 13 : 3-17.

Blanic R., Benneton J.P., 1989. Caractérisation d'effluents d'assainissement individuel et d'essai de matériel d'assainissement autonome. *T.S.M. – L'Eau*, 573-584

Booman K.A., Sedlak R.I., 1986, Phosphate detergents - a closer look, *J. Wat. Poll. Cont. Fed.* 58 : 1092-1100.

Bornand M., Barthes J.P., Falipou P., 1997, banque de Données sur les sols régionaux en Languedoc-Roussillon. INRA/ENSAM, UFR Sciences du sol, Montpellier.

Bouchardy J.Y., 1992, *Méthodologie pour la spatialisation des zones sensibles à la pollution diffuse agricole par le phosphore à l'aide de la télédetection et des SIG*. Thèse de doctorat, Université de Grenoble I, 621 p.

Boulaine J., 1996. *Histoire de l'agronomie en France*. Tech&Doc Lavoisier, Paris, 437 p.

Boutin P., Racault Y., 1986 : Le lagunage naturel, situation actuelle d'une technique d'épuration en France, *Tech. Sci. Méth.* 81(6) : 273-284.

Camas C., Fraissinet A., 1989, *Histoire de Mèze*, Mèze, 507 p.

Cann C., Bordenave P., Saint-Cast P., Benoist J.C., 1999. Transfert des flux de nutriments. Importance des transports de surface et de faible profondeur *in Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral,* Eds Ifremer, France, pp 71-82

Casellas C., Pena G., Picot B., Illes S., Bontoux J., 1990. Structure spatiale des sels nutritifs au sein d'un écosystème lagunaire : l'étang de Thau, *Water Resources* 24(12) : 1479-1489.

Catarina H., Gachon J.P., 1972, *L'espace industriel Sète – Frontignan – Balaruc*, Thèse d'Etudes Supérieures en Sciences Economiques, Université de Montpellier, 223 p.

Caumette P., Baleux B., 1980. Etude des eaux rouges dues à la prolifération des bactéries photosynthétiques sulfo-oxydantes dans l'étang du Prévost, lagune saumâtre méditerranéenne. *Mar. Biol.* 56:183-194.

Ceremher, Centre de recherche Mèze Hérault, Fiches techniques des stations d'épuration,1980-1998., Mèze.

CGE, Compagnie Générale des Eaux, Facturations de l'eau, Sète.

CIPEL (Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman), 1988. *Rapport des pollutions diffuses dans le bassin lémanique*, Lausanne, 119 p.

Comlan P., 1996. Enrichissement en phosphore des sols d'un bassin versant, *Ingénieries - EAT*, 7: 13-20.

Corpen, 1998, Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles, 85 p.

Crabos J.L., Sambuco J.P., Bondon D., Brouillet J.L., Le Bec C., Bonal O., 1996. Lagunage de Mèze-Loupian - Curage, déshydratation et épandage des boues. Ceremher/ANBRMC/Ifremer/Département de l'Hérault, Mèze, 56 p.

Cullen P., Forsberg C., 1988. Experiences with reducing point sources of phosphorus to lakes. *Hydrobiologia* 170 : 321-336.

Dabat M.H., 2000. *Analyse économique du développement durable du littoral : application au cas de la Méditerranée française*. Thèse de l'Unviersité des Sciences Economiques Montpellier I, 386 p.

De Cuyper K., Loutz S., Les caractéristiques des eaux usées domestiques, *Tribune de l'Eau*, 6(560) : 7-19.

Devillard J., 1994, Aptitude des stations d'épuration à boues activées à absorber des pointes de pollution par temps de pluie, *La Houille Blanche*, (1,2) : 175-180.

Dorioz J.M., Trévisan D., Vansteelant J.Y., 1997, Transferts diffus de phosphore des bassins versants agricoles vers les lacs : impacts, ordre de grandeur, mécanismes, *L'eau dans l'espace rural : production végétale et qualité de l'eau*, Riou *et al.*, Eds, INRA, Paris, 411 p.

Drakidès C., 1983. Lagunage à charges estivales, épuration des eaux continentales. Agence de Bassin Rhône Méditerranée Corse.

Deléage J.P., 1991. *Une histoire de l'écologie*. Ed. La Découverte. 330 p.

Deslous-Paoli J.M., 1991. *Cartographie et caractéristiques des sédiments superficiels du secteur conchylicole de l'étang de Thau*, Rapport interne IFREMER, DRO/EM 91.03 : 61 p.

Deslous-Paoli J.M., Lannou A.M., Geairon P., Bougrier S., Raillard O., Héral M., 1992. Effects of the feeding behaviour of *Crassostrea gigas* on biosedimentation of natural particulate matter, *Hydrobiologia*, 231 : 85-91.

Deslous-Paoli J.M., Mazouni N., Souchu P., Landrein S., Pichot P., Juge C., 1993, Oyster farming impact on the environment of a mediterranean lagoon (Thau) (preliminary results of the OXYTHAU programm), *Bivalve filterfeeders in estuarine and coastal ecosystem processes*, Dame R.F. ed., Springer-Verlag Berlin Heidelberg, NATO ASI series, G33 : 519-521.

Deslous-Paoli J.M., Souchu P., Mazouni N., Juge C., Dagault F., 1998, Relations milieu-ressources : impact de la conchyliculture sur un environnement lagunaire méditerranéen (Thau), *Oceanologica Acta,* 21(6) : 831-843.

Dorioz J.M., Ferhi A., 1994. Non-point pollution and management of agricultural areas : Phosphorus and nitrogen transfer in an agricultural watershed. *Water Res.* 28(2), 395-410

Dorioz J.M., Trévisan D., Vansteelant J.Y., 1997. Transferts diffus de phosphore des bassins versants agricoles vers les lacs : impacts, ordre de grandeur, mécanismes, *L'eau dans*

l'espace rural : production végétale et qualité de l'eau, Riou *et al.*, Eds, INRA, Paris, 411 p.

Dorioz J.M., Pelletier J.P., Benoit P., 1998a. Physico-chemical properties and bioavailability of particulate phosphorus of various origin in a watershed of Lake Geneva (France).*Water Res.* 32(2), 275-286

Dorioz J.M., Cassell E.A., Orand A., Eisenman K.G., 1998b. Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron River watershed *Hydrological Processes* 12(2), 285-309

Doumenge F., 1959, L'exploitation des eaux de l'étang de Thau, *Revue méridionale*, vol.7 / n° 27 : 243-286.

Dréau A.M., 1988. *Mèze, une communauté lagunaire languedocienne.* Maîtrise de sociologie et de géographie sociale. Université Paul Valéry – Montpellier II, 155 p.

Duchaufour Ph., 1995. *Pédologie : sol, végétation, environnement*, Masson, Paris, 324 p.

Elliott M., Fernandes TF, de Jonge VN, 1999. The impact of recent European Directives on estuarine and coastal science and management. *Aquatic Ecology* 33 : 311-321.

Fauvel Y., 1985, *L'étang de Thau : Compétition pour l'exploitation - Une redite*, Ifremer, 48 p.

Fauvel Yves, 1987, Conchyliculture en Méditerranée - Histoire sans marée – Première partie: les jeunes années : 1859 – 1945, Ifremer, DRV 97.01.SDA, 161 p.

Fauvel Yves, 1988, *Conchyliculture en Méditerranée - Histoire sans marée*, Tome IV : nécessité d'une évolution, Rapport interne ISTPM, 49 p.

Forsgren G., Jansson M., Nilsson P., 1996. Aggregation and sedimentation of iron, phosphorus and organic carbon in experimental mixtures of freshwater and estuarine water Estuarine, *Coastal and Shelf Science* 43(2), 259-268

Frisoni G.F., 1987. L'influence du bassin versant sur le fonctionnement des lagunes méditerranéennes - Concept d'eutrophisation et de confinement - Exemple d'application : l'étang de Sanga Giulia (Corse), *Bulletin d'Ecologie* 18(2) : 169-175

Frisoni G.F., Cepja A.M., 1989, *La malaïgue dans les étangs littoraux du Languedoc-Roussillon*, Cepralmar (Centre d'Etude et de promotion des Activités Lagunaires et

MARitimes)/IARE (Institut des Aménagements Régionaux et de l'Environnement), Montpellier, 48 p.

Forsgren G., Jansson M., Nilsson P., 1996. Aggregation and sedimentation of iron, phosphorus and organic carbon in experimental mixtures of freshwater and estuarine water Estuarine, *Coastal and Shelf Science* 43(2), 259-268

Florentz M., Harteman P., Gilles P., 1984, Expérimentation sur pilote à alternance de phases portant sur l'élimination biologique du phosphore, *Revue Française des Sciences de l'Eau*, 3 : 1-17.

Florentz M., Harteman P., T'seyen J., 1987, Le métabolisme du phosphore dans la cellule bactérienne, *Point sur le traitement et l'épuration des effluents*, vol. 3, chapitre 8 , Tech.&Doc. Lavoisier, Paris, 197 p.

Fondation de l'Eau, 1986. Le devenir des différentes formes actuellement connues du phosphore contenues dans les eaux usées domestiques au cours de leur épuration biologique. Fondation de l'Eau/Institut de l'Eau, France, 68 p.

Fondation de l'Eau, 1987. Effets des options dans trois pays quant aux T.P.P. et à leurs substituts dans les produits de lavage. Rapport final, Fondation de l'Eau/Institut de l'eau, France, 102 p.

Fornairon J.D., 1989. L'arrachage des vignes en Languedoc-Roussillon – Bilan 1977-1989. *REM* 37(147) : 85-95.

Ge C., 1998. *Contribution à la modélisation physico-chimique de l'étang de Thau.* Thèse de l'Université de Montpellier, 168 p.

Gehant P., Jeanneret H., 1984, *La macrofaune benthique de l'étang de Thau : approche biocoenotique*, Thèse, Université de Montpellier.

Gerbal M., 1994. Analyse spatio-temporelle des peuplements phytobenthiques de substrat meuble de l'étang de Thau (Hérault, France). Thèse de l'Université d'Aix-Marseille II, 241 p.

Giovannoni V., 1987, *Des jardiniers de l'eau, genèse d'une culture. La conchyliculture à Bouzigues*, Mémoire de maîtrise d'ethnologie, Université Montpellier III, 125 p.

Giovannoni V., 1995, *Les pêcheurs de l'étang de Thau, Ecologie humaine et ethnologie des techniques*, L'Harmattan, Paris, 283 p.

Golterman H.L., 1973. Natural phosphate sources in relation to phosphate budgets : a contribution to understanding of eutrophication, *Water Research*, 7 : 3-18.

Golterman H.L., 1989. *Origine, rôle et utilisation du phosphore : cycle biogéochimique du phosphore.* Colloque de l'Association Internationale des Entretiens Ecologiques. Le phosphore, ses dérivés et leur comportement dans le milieu naturel. Tome 1 : 17-28.

Golterman, H.L., 1998a. The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. *Hydrobiologia* 364(1), 75-81

Golterman H., Paing, J., Serrano L., Gomez E., 1998b. Presence of and phosphate release from polyphosphates or phytate phosphate in lake sediments *Hydrobiologia* 364(1), 99-104

Gomez E., Fillit M., Ximénès M.C., Picot B., 1998. Phosphate mobility at the sediment-water interface of a Mediterranean lagoon (Etang du Méjean), seasonal phosphate variation. *Hydrobiologia* 373-374 (1-3), 203-216

Grenz. C., Plante-Cuny R., Alliot E., Baudinet D., Berland B., 1991. Measurement of benthic nutrient fluxes in mediterranean shellfish farms : methodological approach, Oceanologica Acta, 14 (2) : 195-201

Grenz. C., Alliot E., Baudinet D., Helis L., Masse H., 1992. Influence des opérations de dévasage sur les flux de nutriments à l'interface eau-sédiment, Bassin de Thau, France. *Vie Milieu* 42(2) : 157-164.

Gril J.J., 1990. *Essai d'évaluation des risques de pollution d'origine agricole dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse*. Cemagref, Lyon. 37 p.

Guelorget O., Perthuisot J.P., Lamy N., Lefebvre A., 1994. Structure et organisation de l'étang de Thau d'après la faune benthique (macrofaune, méiofaune). Relation avec le confinement. *Oceanol. Acta* 17(1) : 105-114.

Günther F., 1997. Hampered effluent accumulation process : phosphorus management and societal structure, *Ecological Economics* 21 : 159-174.

Günther F., 1998. Converting linear flows into cycles : The phosphorus flux in the Swedish Society as an example. *Implications and applications of bioeconomics*. Proceedings from the 2nd international conference on implications and applications of bioeconomics, Palma de Mallorca March 11-13 1994, Spain, pp. 199-216.

Hamon P.Y., Tournier H., 1981, Estimation de la biomasse en culture dans l'étang de Thau (été 1980), *Sciences et Pêches, Bulletin de l'Institut des Pêches Maritimes*, 313 : 1-23.

Hamon P.Y., 1983, *Croissance de la moule Mytilus* galloprovincialis *(Lmk) dans l'étang de Thau - Estimation des stocks de mollusques en élevage*, Thèse d'Etat, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 331 p.

Hamon P.Y., Tournier H., 1990, *Etude des stocks de mollusques élevés dans l'étang de Thau de 1981 à 1987*, Rapport interne Ifremer RIDRV - 90.43 - RA/Sète, 121 p.

Hammou N., 1991, *Le stockage sédimentaire dans les lagunes d'épuration d'eau usée, son incidence sur les composés azotés et les métaux lourds*, Thèse de Doctorat d'Etat, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 152 p.

Hammou N., Picot B., Bontoux J., 1992. Les dépôts sédimentaires en lagune à microphytes : évolution des quantités, des caractéristiques physico-chimiques et des charges en métaux lourds. *Environmental Technology* 13, 647-655.

Hascoët, Borges, Bariou, 1981, *Les lits bactériens : essais comparatifs*, Agence Financière de Bassin Seine-Normandie, Rapport interne, 90 p.

He Z.L., Calvert D.V., Alva A.K., Banks D.J., Li Y.C., 2000. Nutrient leaching potential ofm ature grapefruit trees in sandy soil. *Soil Science* 165(9) : 748-758.

Héduit A., 1987. La déphosphatation des eaux résiduaires. Ecole des Ingénieurs des Travaux Ruraux et des Techniques Sanitaires, 17 p.

Hénin S., 1980, *Rapports sur les activités agricoles et qualités des eaux*, Ministère de l'Agriculture / Ministère de l'Environnement et du cadre de la vie, 2 tomes, 350 p.

Héral, 1987. Evaluation of the carrying capacity of molluscan shellfish ecosystems. In Aquaculture, shellfish culture, development and management. Ifremer-DRV, Paris : 297-318.

INSEE, RGP, Population sans double compte, 1968, 1975, 1982, 1990, Montpellier.

Iwema A., 1989, *Déphosphatation chimique et biologique*, Rapport interne de l'Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 30 p.

Jahnke R.A., 1988. The phosphorus cycles (chapitre 14) *in Global Biogeochemical Cycles*, Butcher S.S. et al., Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich (Pub.), London, pp. 301-315.

Jamagne M., M. Bornand, R. Hardy, P. Stengel, 1996. Soil survey and soil databases. In C. Le Bas & M. Jamagne : Soil databases to support sustainable development, Joint Research Center European Commission/INRA EUR 16371 EN: 37-48.

Jensen H.S., Mortensen P.B., Andersen F.O., Rasmussen E., Jensen A., 1995. Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Aarhus Bay, Denmark, *Limnol. Oceanogr.*, 40(5) : 908-917.

Johnson A.H., Bouldin D.R., Goyette E.A., Hedges A.H., 1976, Phosphorus loss by stream transport from a rural watershed quantities, processes and sources, *Journal of Environment Quality*, 5(2) : 117-222.

Journal Officiel, 1992. n°1456 : Pollution des Eaux – Redevances, Direction de journaux officiels, Paris, 128 p.

Journal Officiel, 1992. n°1456 : Pollution des Eaux – Redevances, art. 10 du décret n°75-996 du 28 oct. 1975 non modifié et arrêté du 10 décembre 1991, France.

Jordan T.E., Correll D.L., Miklas J., Weller D.E., 1991. Long-term trends in estuarine nutrients and chlorophyll and short-term effects of variation in watershed discharges. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 75, 121-132

Kerlan F., Senelier Y., 1987. Efficacité des stations d'épuration actuelles vis-à-vis de la pollution phosphorée. in *Point sur le traitement et l'épuration des effluents*, vol. 3, chapitre 6, Tech.&Doc. Lavoisier, Paris, 197 p

Kleeberg A., Nixdorf B., Mathes J., 2000. Lake Jabel restoration project : phosphorus status and possibilities and limitations of diversion of its nutrient-rich main flow. *Lake & Reservoirs : Research and Management* 5 : 23-33.

Kurc G., 1961. Foraminifères et ostracodes de l'étang de Thau. *Revue des Travaux des Instituts des Pêches Maritimes*, 25(2) : 133-247.

Lagarde S., 1998, Daewoo présente le lave-linge qui enterre le détergent, *Libération* du 28 août, p.16.

Lakel A., 1995, Analyse déterministe des systèmes de biofiltration en écoulements saturé et insaturé dans le cadre d'un procédé d'assainissement autonome avec recyclage permettant l'élimination des composés azotés, Thèse, Univ. de Limoges, 152 p.

La Technique Moderne, 1988, *Phosphates, eau et qualité de vie*, 75 p.

La Jeunesse I., Deslous-Paoli J.M., 1998. Impact du contexte socio-économique sur l'écologie d'un système lagunaire. Le cas de l'évolution de la lagune de Thau et de son bassin versant, *L'homme et la lagune - De l'espace naturel à l'espace urbanisé*, Les travaux de la Société d'Ecologie Humaine, Eds de Bergier, Grasse, 195-208.

La Jeunesse I., Deslous-Paoli J.M., Ximénès M.C., Cheylan J.P., Mende C., Borrero J., Scheyer L., 2001. Changes in point and non-point source phosphorus loads in the Thau catchment over 25 years. *Hydrobiologia* : sous-presse.

Lauret M., 1990, *Les herbiers à zostères de l'étang de Thau*, Campagne 1990, Rapport Cepralmar, laboratoire de cryptogamie, USTL : 10 p.

Le Bissonnais Y. et Papy F., 1997. Les effets du ruissellement et de l'érosion sur les matières en suspension dans l'eau, *L'eau dans l'espace rural : production végétale et qualité de l'eau*, Riou et al. Eds, INRA, Paris, 411 p.

Le Brun E., 1985, *La conchyliculture dans le bassin versant de Thau : approche des exploitations conhylicoles*, rapport de contrat 84/3346, Centre régional de la productivité et des études économiques, Université Montpellier I, 91 p.

Le Comte J.P.,1986. Technologie de l'assainissement : le fonctionnement des réseaux. *Océanis* 12(6), 1149-458.

LE, Lyonnaise des Eaux, Facturations de l'eau, Agde.

Lennartz B., Louchart X., Voltz M., Andrieux P., 1997, Diuron and simazine losses to runoff water in mediterranean vineyards, *J. Environ. Qual.*, 26 : 1493-1502

Le Pihan J., 1979, *Risques climatiques d'érosion hydrique des sols en France*, Colloque sur l'érosion agricole des sols en milieu tempéré non méditerranéen, Doc. INRA, Colmar : 9-13.

Le Roy Ladurie E., 1983. Histoire du climat depuis l'an mil. Eds Flammarion, Paris, 2e volume, 254 p.

Luther G.W., Kostka J.O., Church T.M., Sulsberger B., Stumm W., 1992. Seasonal iron cycling in the salt-marsh sedimentary environment : the importance of ligand complexes with Fe(II) and Fe(III) in the dissolution of the Fe(III) minerals and pyrite, respectively. *Marine Chemistry* 40: 81-103.

Martin G., 1986. Abattement des matières organiques, de l'azote et du phosphore, *Oceanis – Assainissement en zone littorale*, 12(6) : 523-526.

Martin Y.P., Bonnefont J.L., 1986, Conditions de décroissance en milieu marin des bactéries fécales des eaux usées urbaines, *Oceanis – Assainissement en zone littorale*, 12(6) : 389-402.

Matejka G., Feuillade G., Heulot I., Lemehaute P., Mazet M., 1992. Les échnages de phosphore à l'interface eau-sédiment, *Tribune de l'Eau*, 556/2 : 19-25.

Maurel F., 1983. Les perspectives de m'encépagement en Languedoc-Roussillon. *Economie Méridionale* 121-122 : 147-158.

Mazouni N., 1995. *Rôle des élevages ostréicoles dans le fonctionnement d'un écosystème laguanire. Etude* in situ *de l'influence des filtreurs sur les matières particulaires et dissoutes.* Thèse de l'Université d'Aix-Marseille 2.

Mazouni N., Gaertner J.C., Deslous-Paoli J.M., Landrein S., Geringer D'odenberg M., 1996, Nutrient and oxygen exchanges at the water-sediment interface in a shellfish farming lagoon (Thau, France), *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 203(2) : 92-113.

Menesguen A., Aminot A., Belin C., Chapelle A., Guillaud J.F., Joanny M., Lefebvre A., Merceron M., Piriou J.Y., Souchu P., 2001. *L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe et en particulier en France*. Rapport Ifremer pour la Commission Européenne – DG.Env.B1. 59 p.

Mesnage V., 1994, *Etude de la mobilité des formes de phosphate à l'interface eau-sédiment dans des écosystèmes lagunaires*, Thèse Univ. Montpellier I, 201 p.

Mesnage V., Picot B., 1995. The distribution of phosphate in sediments and its relation with eutrophication of a Mediterranean coastal lagoon. *Hydrobiologia* 297(1), 29-41

Midi Libre du 27 et 30 mai 2000.

Mignon C., Copin-Montregut G., Elegant L., Morelli J., 1989, Etude de l'apport atmosphérique en sels nutritifs au milieu côtier méditerranéen et implication biogéochimiques, *Oceanologica Acta*, 12(2) : 187-191

Millet B., 1989. Fonctionnement hyrdodynamique du bassin de Thau. Validation écologique d'un modèle numérique de circulation. *Oceanologica Acta* 12:37-46.

Miltenburg, J.C.;Golterman, H.L., 1998. The energy of the adsorption of o-phosphate onto ferric hydroxide, Hydrobiologia 364(1), 93-97

Miossec J.M., 1998. Le repositionnement des espaces touristiques en Méditerranée. *BSLG* : Languedoc-Roussillon : l'avenir du tourisme régional. 121 (1-2) : 59-74.

Minster J.F., 1996. *La machine-océan*. Ed. Flammarion, Paris, 298 p.

Moine S., 1995, *Etang de Thau - Contribution à la connaissance des apports du bassin versant et à la compréhension des échanges mer-étang par le grau de Sète*, Mémoire de DEA National d'Hydrologie, Sciences de l'Eau et Aménagement, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 78 p.

Moutin T., 1992. *Contribution à l'étude du cycle du phosphate dans les écosystèmes lagunaires*, Thèse de l'Université de Montpellier, 251 p.

Moutin T., Picot B., Ximénès M.C., Bontoux, J., 1993. Seasonal variations of P compounds and their concentrations in two coastal lagoons (Herault, France). *Hydrobiologia* 252(1), 45-59

Müller E., 1997. Banning phosphates in detergents : preventing contamination at source. *EAWAG News*, 42E : 3-5.

Nasr T., 1997, *La gestion du littoral en France : L'exemple du Schéma de Mise en Valeur de l'étang de Thau*, Mémoire de DEA, Université d'Orléans - DEA Etes, 64 p.

Nirascou N., Perrin M., Nanot B., 1999. Chiffres-clés de l'environnement. Ifen, Paris, 33 p.

Nixon S.W., 1982, Nutrients dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons, *Oceanologica Acta* : 357-371.

Nixon S.W., 1997, Prehistoric nutrient inputs and productivity in Narragansett Bay. *Estuaries* 20(2), 253-261.

Odum E., 1971. *Fundamentals of Ecology*, Philadelphia, W.D. Saunders Comp. 3e éd, 574 p.

Péna G., 1989, *Sels nutritifs et micropolluants métalliques dans un écosystème lagunaire : l'étang de Thau.* Thèse de l'Université de Montpellier, 143 p.

Péna G., Picot B., 1991. Métaux traces dans les sédiments d'une lagune Méditerranéenne : l'étang de Thau. *Oceanol. Acta* 14: 459-472.

Philippi L.S., Rambaud A., Philip H., Casellas C., 1992. Fonctionnement de fosses septiques en conditions réelles – Enquête prospective durant 3 ans sur un parc de 33 installations dans le département de l'Hérault. *T.S.M. – L'Eau* 87(12), 611-617.

Phillips G., Bramwell A., Pitt J., Stansfiels J., Perrow M., 1999. Practical application of 25 years research into the management of shallow lakes. *Hydrobiologia* 395/396 : 61-76.

Picot B., Péna G., Casellas C., Bondon D., Bontoux J., 1990. Interpretation of the seasonal variations of nutrients in a Méditerranean lagoon : l'étang de Thau. *Hydrobiologia* 207: 105-114.

Picot B., 1992. Pollution engendrée par les établissements vinicoles : nature, critères d'évaluation et caractéristiques. *Revue Française d'œnologie* 134 : 5-8.

Picot B., Bahlaoui A., Moersidik S., Baleux B., Bontoux J., 1992. *Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond.* Actes du colloque Waste water management in coastal areas, Montpellier : 241-250.

Picot B., Cabanis J.C., 1998. Caractérisation des effluents vinicoles : évolution des charges polluantes de deux caves vinocles du sud de la France sur deux cycles annuels. Actes du 2ème Congrès International sur le traitement des effluents vinicoles : 321-326.

Pichot P., Ximénès M.C., Deslous-Paoli J.M., Juge C., 1994, *Bilan de l'azote et du phosphore dans le système lagune-bassin versant de Thau*, Contrat de Plan Etat-Région Languedoc-Roussillon, Rapport interne Ifremer Del-St/94/11, 84 p.

Pierrou U., 1976. The global phosphorus cycle, *Ecological bulletin*, 22 : 75-88.

Pilleboue - Baptendier E., 1987a, *Origines, bilans et mécanismes de transfert du phosphore et de l'azote d'un bassin versant vers un lac*, Thèse, Univ. Paris VI, 251 p.

Pilleboue E., 1987b, Estimation de la pollution diffuse dans un bassin versant hétérogène, - Limites des différentes méthodes et éléments de recherche, *Sciences de l'Eau*, (6) : 49-65

Plus M., 2001. *Etude et modélisation des populations de macrophytes dans la lagune de Thau.* Université Pierre et Marie Curie / Paris 6. Thèse. 369 p.

Plus M., Deslous-Paoli J.M., Auby I., Dagault F., 2001. Factors influencing primary production of seegrass beds (Zostera noltii hornem.) in the Thau lagoon (French Mediterranean coast). *J. Exper. Mar. Biol. & Ecology*. sous-presse.

Pomeroy L.R., Smith E.E., Grant C.M., 1965, The exchange of phosphate between estuarine water and sediments, *Limnol. Oceanogr.* 10 : 167-172.

Pourriot R., Meybeck M., 1995, *Limnologie générale*, Masson, Paris, 956 p.

Racault Y., 1993. Les effluents des caves vinicoles : Evaluation de la pollution, caractéristiques des rejets. *Info. Tech. du Cemagref* 92(4), 1-8.

Racault Y., Bois J.S., Carré J., Duchêne P., Lebaudy B., Lesavre J., Lickel P., Rateau M., Vachon A., 1996. *Le lagunage naturel : Les leçons tirées de 15 ans de pratique en France*. Cemagref/Satese/ENSP/ ANB, France, 41 p.

Racine P., 1980. *L'aménagement touristique du littoral du Languedoc Roussillon - Mission impossible*? Eds Midi Libre, 293 p.

Rapin F., Fiaux J.J., 1997. Contrôle des stations d'épuration, Cipel 1996-2000, Campagne 1996, Suisse, 161-178.

Reckhow K.H., Simpson J.T., 1980, A procedure using modelling and error analysis for prediction of lake phosphorus concentration from land use information, *Can. J. Fish. Aqua. Sci*, 37 : 1439-1448.

Redfield A.C., 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton, James Johnstone Memorial Volume, Liverpool, U-K, pp. : 92-177.

Redfield A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment, *American Scientist*, 46 : 205-222

Redfield A.C., Ketchum B.H.n Richards F.A., 1963. The influence of organisms on the composition of sea water *in* Hill M.N., *Interscience* : 26-77.

Rey H., Dabat M.H., Arcella L., 1997, Contributions à une histoire longue de la conhyliculture en Languedoc-Roussillon, *Diagnostic sectoriel de la conchyliculture en Languedoc-*

Roussillon, Contrat d'Etudes région Languedoc - Roussillon, CEP / Cepralmar / Région Languedoc-Roussillon, Montpellier, 60 p.

Reynolds C.S., 1991. Eutrophication and the management of planktonic algae : what Wollenweider couldn't tell us *in Eutrophication : Research and application to water supply*, Edited by Sutcliffe D.W. and Jones J.G., Freshwater Biological Association, pp. : 4-29

RGP, , Recensement Général de la Population, 1968, 1975, 1982, 1990, INSEE, France

Ringuelet R., 1979. *La pollution du littoral de la Méditerranée : Le lagunage naturel, un procédé rustique, souple, efficace et fiable pour épurer les eaux domestiques – L'expérience languedocienne.* IAWPR (International Association on Water Pollution Research. Congrès de Palma de Majorque du 24 au 27 septembre 1979. 35 p.

Robbez-Masson, J.M., J.P. Barthes, M. Bornand, P. Falipou, J.P. Legros, 2000. Bases de données pédologiques et systèmes d'informations géographiques. L'exemple de la région Languedoc-Roussillon. *Forêt Méditerranée* 21(1): 88-98.

Rodier, 1995. *Le phosphore dans les sols et dans les milieux aquatiques, Sciences et techniques de l'environnement*, Presse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, pp. : 67-71.

Rossello-Tournoud M.G., 1991. *Analyse du comportement d'un écosystème lagunaire à diverses échelles de temps et d'espace : application à l'étang de Thau.* Thèse de l'Université de Montpellier II, 210 p.

Rouhart J., 1986, L'épuration des eaus usées domestiques, *Tribune de l'Eau*, Cebedeau, n°513-514, 39 : 1-54, Cebedoc Ed., Liège, Belgique.

Ryding S.O., Rast W., 1994. *Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs.* Masson/Unesco. Paris, 294 p.

Ryther J.H., Dunstan W.M., 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in costal marine environment. *Science* 171 : 1008-1013.

Satese, Service d'aide technique aux exploitants des stations d'épuration, Fiches techniques des stations d'épuration,1972-1998., Conseil Général de l'Hérault, Montpellier.

Sauvagnargues J.C., Battista J., Schaeffer A., Alzieu C., Arnaud P., Costagliola A., Michel P., Raimbault R., Rigal A., Scarinci C., Schaeffer C.,1973. Etude de la pollution de l'Etang de Thau. Rapport ISTPM, Sète, 66 p.

Schaack F., Boschet A.F., Chevalier D., Kerlan F., Senelier Y.,1985. Efficacité des stations d'épuration biologiques actuelles à l'égard de la pollution phosphorée. *T.S.M. – L'Eau* 80(4), 173-182.

Schaeffer M., 1969. La crise du phylloxera. *Economie Méridionale* 67(3) : 3-23.

Schetrite S., Racault Y.,1995. Purification by a natural waste stabilization pond : influence of weather and ageing on treatment quality and sediment thickness. *Wat. Sc. and Tech.* 31(12), 191-200.

Scheyer L., 1998, *Evaluation des rejets de phosphore d'origine agricole – Utilisation d'un SIG et application au bassin versant du Pallas (Thau, Hérault),* Mémoire d'ingénieur des techniques agricoles, Ifremer/ENSA/INRA Montpellier, 30 p.

Segala B., 1980, *Contribution à l'étude quantitatives et qualitatives des échanges d'eau entre la mer et l'étang de Thau*, mémoire de DEA, USTL, Montpellier, 63p.

Segala B., 1985, *Contribution à l'étude de la dynamique et à la qualité des eaux en milieu lagunaire côtier par télédetection aérienne*, Thèse, USTL, Montpellier.

Senez J., 1992. Le phosphore en écologie marine, *Revue Internationale d'Océanographie Médicale du CERBOM*, (107-108) : 3-12.

Setude, Société d'Etude pour le Traitement et l'Utilisation des Eaux, 1969. Pollutions produites dans le bassin versant de l'étang de Thau - Résultats d'enquête, Ministère de l'équipement et du logement - Direction départementale de l'Hérault, Paris, 30 p. + d'annexes.

Setude, 1971a. Assainissement du bassin versant de l'étang de Thau - Détermination des charges polluantes, Setude, Agence financière de bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Paris, 57 p. + annexes.

Setude, 1971b. Assainissement du bassin versant de l'étang de Thau - Rejet en mer, Setude, Ministère de l'équipement et du logement - Direction départementale de l'Hérault, Paris, 11 p. + annexes.

Setude, 1973. Lutte contre la pollution de l'étang de Thau - Schéma d'assainissement - Dossier de synthèse, Setude, Agence financière de bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Paris, 31 p. + annexes.

SDEI, Société de Distribution des Eaux Intercommunales, Facturations de l'eau ; Suivi des stations d'épuration, Marseillan.

Sharpley A., Smith S.J., 1992. Prediction of bioavailable phosphorus loss in agricultural runoff, *J. Environ. Qual.* (21) : 32-37 .

Sharpley A.N., Chapra S.C., Wedepohl R.S., Sims J.T., Daniel T.C., Reddy K.R., 1994. Managing agricultural phosphorus for the protection of surface waters: Issues and options. *J. Environ. Qual.* 23: 437-451.

SIEE, 1992. *Contrat pour l'étang de Thau, Inventaire des foyers de pollution*, Cemagref / SIEE /Région Languedoc-Roussillon / Ministère de l'Environnement / CEE, 111 p.

Siegrist H., Boller M., 1997. Effects of the phosphate ban on sewage treatment. *EAWAG News* 42E : 9-11.

Silberman H.C., 1973. Importance des produits de lessive dans la lutte contre l'eutrophisation. *La Technique de l'eau et de l'Assainissement*, 318 : 17-23.

Smil V., 1990, *Nitrogen and phosphorus - The Earth as transformed by human activities*, Turner B.L. Editor, Cambridge University Press, pp. 423-436

Smith S.V., 1984. Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment. *Limnology and Oceanography* 29(6), 1149-1160.

SMVM, Schéma De Mise En Valeur De La Mer, 1990. *Le bassin de Thau et sa façade maritime*, Rapport de présentation, 85 p.

Soltner D., 1989. *Les bases de la production végétale*, Tome I : Le sol, Sciences et Techniques Agricoles, Eds Siraudeau & Cie, 468 p.

Souchu P., Gasc A., Collos Y., Vaquer A., Tournier H., Bibent B., Deslous-Paoli J.M., 1998. Biogeochemical aspects of bottom anoxia in a Mediterranean lagoon (Thau, France), *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 164 : 135-146.

Svendsen L.M., K. Brian, P. Kristensen, P. Graesbol, 1995. Dynamics of phosphorus compounds in a lowland river system : importance of retention and non-point sources. *Hydrological Processes* 9: 119-142.

Taylor D., Nixon S., Granger S., Buckley B., 1995. Nutrient limitation and eutrophication of coastal lagoons, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 127, 235-244.

Tournoud M.G., Rodier C., Joseph C., Casteill L., Moine S., Pacalin M., 1997. *Suivi des apports du bassin versant de l'étang de Thau et des échanges avec la mer par les canaux de Sète*, Rapport final, Contrat pour l'étang de Thau, Univ. Montpellier I & II, 175 p.

Touzard J.M., 1993. Le rertait viticole et les conditions de la diversification agricole en Languedoc-Roussillon. *REM* 41 (163) : 45-63.

Triboulet B.,1991. *Influence de l'accumulation et de l'évolution des sédiments sur le fonctionnement d'un lagunage naturel.* Thèse, Univ. Montpellier II - STL, 368 p.

Troussellier M., Legendre P., Baleux B., 1986. Modeling of the evolution of bacterial densities in eutrophic ecosystem (sewage lagoon). *Microbial Ecol.*, 12 : 335-379.

Tyrrell, T., 1999. The relative influences of nitrogen and phosphorus on oceanic primary Production *Nature* 400(6744) 525-531

Vaulot D., Frisoni G.F., 1986, Phytoplanctonic productivity and nutrients in five mediterranean lagoons, *Oceanologica acta*, 9 (1) : 57-63.

Verdier N., 1991. *Impact du vent sur les échanges entre l'étang de Thau et la mer méditerranée. Conséquences pour la pollution de l'étang en tributyl-étain.* DEA, INAPG, 33p.

Verlaque C., 1968. Sète, port régional et industriel. *Bulletin de la Société languedocienne de Géographie*, 2(4) : 325-344.

Verlaque C., 1971. Les possibilités du littoral et le complexe industriel sétois. *Bulletin de la Société Languedocienne de Géographie* 2 : 165-263.

Viani J.P., 1986, *Contribution à l'étude expérimentale de l'érosion hydrique*, Thèse n°641, Ecole Polytechnique Fédérale De Lausanne, 228 P.

Vielzeuf B., 1968. Le tourisme balnéaire en Bas-Languedoc. *BSLG* 2(4) : 399-418.

Villebonnet C., 1995. Bilans de nutriments à travers l'activité agricole d'un petit bassin versant. *J. Eur. Hydrol.*, 26(1) : 23-36

Vollenweider R.A.,1971. Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. OCDE, Paris, 182 p.

Vuillot M., Boutin C., 1987 : Le lagunage naturel en Europe. Histoire naturelle, *Génie rural*, Spécial Eau, (12) : 13-18.

Wainwright J., 1996. Infiltration, runoff and erosion characteristics of agricultural land in extreme storm events, SE France. *Catena* 26: 27-47.

White J.S., Bayley S.E., Curtis P.J., 2000. Sediment storage of phosphorus in a northern prairie wetland receiving municipal and agro-industrial wastewater. *Ecological Engineering*. 14(1-2):127-138.

Williams J.D.H., Jaquet J.M., Vernet J.P., 1978, Influence des rejets de deux stations d'épuration sur la teneur en phosphore des sédiments côtiers du Léman, *Schweiz. Z. Hydrol.* 40(2) : 361-374.

Wischmeier W-H., 1976. Use and misuse of the universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 31(1) : 5-9.

Wischmeier W-H., Smith D-D., 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning, U.S. Department of Agriculture, *Agriculture Handbook*, (537), p.

Wollast R., Mackensie F.T., Chou L., 1993. *Interactions of C, N, P and S – Biogeochemical cycles and global change.* NATO ASI Series vol.4. Springer-Verlag Eds. 521 p.

Zanini L., Robertson W.D., Ptacek C.J., Schiff S.L., Mayer T. (1998) Phosphorus characterization in sediments impacted by septic effluent at four sites in central *Canada J. Contam. Hydrol.* 33(3-4), 405-429

Tables des matières

Etude intégrée dynamique du phosphore dans le système bassin versant – lagune de Thau (Mer Méditerranée, Hérault)

VOLUME I

Introduction générale **2**

Site d'étude 9

1. Le bassin versant **14**
1.1. Limites du bassin versant hydrologique 14
1.2. Généralités 15

2. La lagune **18**
2.1. Généralités 18
2.2. Temps de renouvellement des eaux 19

Chapitre I

Cycle biogéochimique du phosphore et Problématique de l'étude

1. Introduction **20**
2. Le phosphore dans les milieux aquatiques **22**
2.1. Notion de facteur limitant 22
2.2. Les différentes formes de phosphore 25
2.3. Processus d'échange entre phases dissoutes et particulaires 28
2.4. Les flux à l'interface eau-sédiments 29
2.5. Facteurs influençant les processus d'échanges à l'interface eau-sédiments 30
2.5.1. pH et potentiel redox 30
2.5.2. Granulométrie, hydrodynamisme et remise en suspension 31
2.5.3. Teneur en phosphore total des sédiments 35
2.5.4. Température et profondeur 35
3. Le phosphore dans les sols **36**
3.1. Processus d'échanges entre phase dissoute et particulaire 36
3.2. Les teneurs en phosphore des sols 39
4. Transfert du phosphore des sols aux milieux aquatiques **41**
4.1. Erosion hydrique 43
4.1.1. Erosivité de la pluie 43
4.1.2. Etat hydrique du sol 43
4.1.3. Texture et structure 44
4.1.4. Couverture du sol et pratiques culturales 46
4.1.5. Pente 46
4.2. Atténuation de la charge dans les zones tampons 47
5. Eutrophisation et dystrophisation **48**
5.1. Définition de l'eutrophisation et du degré de trophie 48
5.2. Manifestation des dérèglements dûs à l'eutrophisation 50
6. Evolution des concentrations en phosphates **54**
6.1. Matériel et méthode 54
6.2. Résultats 58
6.3. Discussion 58
7. Principales sources de phosphore dans le système bassin versant – lagune de Thau **61**

Chapitre II

Evolution de la source domestique

1. Introduction **71**
2. Définitions **74**
2.1. Composition des effluents domestiques 74
2.2. L'unité de pollution : l'"équivalent habitant" 78
3. Evolution du parc d'assainissement du bassin versant de Thau **79**
3.1. Matériel et Méthodes 79
3.2. Description du parc d'assainissement 79
3.2.1. Réseau de collecte des eaux usées 79
3.2.2. Procédés d'épuration 82
3.2.3. Points de rejet des stations d'épuration 83
3.2.4. Capacité théorique 86
3.3. Discussion 87
4. Population **89**
4.1. Matériel et méthodes 89
4.2. Résultats 90
4.3. Discussion 93
5. Population raccordée et non raccordée à une station d'épuration **94**
5.1. Matériel et méthodes 95
5.2. Résultats 96
5.3. Discussion 97
6. Equivalent-habitant **99**
6.1. Matériel et méthodes 99
6.1.1. Calcul de l'équivalent habitant phosphore 99
6.1.2. Mesures disponibles 99
6.2. Résultats à partir des mesures dans les stations d'épuration du bassin versant de Thau 104
6.3. Discussion 104
7. Rendement épuratoire moyen annuel en phosphore **106**
7.1. Introduction 106
7.1.1. Assainissements autonomes 106
7.1.2. Stations d'épuration collectives 107
7.2. Matériel et Méthodes 110
7.3. Résultats 111
7.4. Discussion 113
7.5. Rendement moyen annuel épuratoire optimal en phosphore du bassin versant 113
8. Prise en compte des dysfonctionnements liés à des surcharges chroniques **118**
8.1. Matériel et méthodes 118
8.1.1. Surcharge en période estivale 119
8.1.2. Surcharge en période de vendanges 119
8.2. Résultats 120
8.3. Discussion 130
9. Flux de phosphore d'origine domestique **132**
9.1. Rappel sur l'équation générale 132
9.2. Résultats 134
9.3. Discussion 138
10. Estimation des flux de 1881 à 2015 **139**
10.1. Matériel et méthodes 139
10.2. Résultats 140
10.3. Discussion 140
11. Conclusion **141**

Chapitre III

Evolution de la source industrielle

1. Introduction **146**
2. Matériel et méthodes **149**
2.1. Pollution brute 151
2.1.1. Coefficient spécifique 151
2.1.2. Grandeur caractéristique 152
2.2. Pollution nette 152
2.2.1. Pollution moyenne annuelle 153
2.2.2. Localisation du point de rejet 154
2.3. Reconstitution de la série 155
3. Résultats **158**
4. Discussion **162**
5. Conclusion **164**

Chapitre IV

Evolution de l'occupation du sol et de l'érosion

A] REJETS GENERES PAR L'EROSION DES TERRES AGRICOLES ET NATURELLES
1. Introduction **168**
2. Matériel et méthodes **170**
2.1. Les différentes variables de l'Universal Soil Loss Rquation 172
2.1.1. R : facteur d'érosivité de la pluie 172
2.1.2. K : sensibilité du sol à l'érosion 173
2.1.3. S : facteur pente et L : facteur longueur de pente 173
2.1.4. C : facteur de couverture du sol 174
2.1.5. P : facteur d'aménagements anti-érosifs 175
2.2. Validation du modèle sur le site pilote du Pallas 175
2.2.1. Données disponibles 175
2.2.1.1. R 177
2.2.1.2. K 178
2.2.1.3. S 179
2.2.1.4. L 179
2.2.1.5. C 180
2.2.1.5.1. Détermination de l'occupation du sol 180
2.2.1.5.2. Calcul des coefficients C pour chaque culture 181
2.2.1.6. D : facteur d'atténuation du transfert des érodats vers les cours d'eau fonction de la distance 185
2.2.1.7. Q : teneur en phosphore des sols 186
2.2.1.8. Bilan entrée-sortie dans le cours d'eau du Pallas 189
2.2.2. Résultats 193
2.2.3. Discussion 196
2.3. Application à l'ensemble du bassin versant de Thau 201
2.3.1. Renseignement de l'occupation du sol 202
2.3.2. Calcul de la longueur de pente 202
2.3.3. Distance de la parcelle au cours d'eau 204
2.3.4. Hiérarchisation des zones d'exportation de phosphore 204
3. Résultats de l'application au bassin versant de Thau **204**
4. Discussion **212**
5. Conclusion **217**

B] REJETS GENERES PAR LES ELEVAGES TERRESTRES
1. Introduction **219**
2. Matériel et méthodes **219**
3. Résultats **220**
4. Discussion **223**
5. Conclusion **223**

Chapitre V

Evolution des cultures marines

1. Introduction **226**
2. Matériel et méthodes **227**
3. Résultats **228**
4. Discussion **230**

Chapitre VI

Bilan intégré du phosphore dans le système bassin versant – lagune de Thau

1. Bilan du phosphore **234**
1.1. Matériel et méthodes 234
1.2. Résultats 235
1.3. Discussion 241
2. Analyse des facteurs d'évolution **246**

Conclusion Générale **250**

Références bibliographiques 258

Table des matières 279

Table des illustrations 284

VOLUME II

Annexes 291

Table des illustrations

FIGURES

Figure 1 : La lagune de Thau et son bassin versant 12

Figure 2 : Cycle global du phosphore 21

Figure 3 : Comparaison des concentrations en phosphates dans la lagune de Thau et en mer Méditerranée, année 1993-1994 (Données Ifremer DEL_ST 24

Figure 4 : Cycle du phosphore dans les milieux aquatiques 26

Figure 5 : Processus d'échanges à l'interface eau-sédiment 33

Figure 6 : Représentation schématique de la relation entre l'hydrodynamisme, la granulométrie et la dynamique de l'oxygène dans un bassin 34

Figure 7 : Relation des formes de phosphates avec le pH du sol (Soltner, 1989) 37

Figure 8 : Formes de phosphore dans les sols 38

Figure 9 : Fertilisation moyenne annuelle française en phosphore et en azote depuis 1972 40

Figure 10 : Devenir des précipitations sur un sol 42

Figure 11 : Triangle des textures (Soltner, 1989) 45

Figure 12 : Niveau de trophie théorique des eaux de la lagune de Thau en fonction des concentrations en phosphates de 1971 à 1994 52

Figure 13 : Etendue des principales anoxies depuis 1975 (d'après Frisoni et Cepja1989 et Souchu *et al.* 1998). 53

Figure 14 : Stations de prélèvements de 1971 à 1980 56

Figure 15 : Stations de prélèvements à partir de 1982 56

Figure 16 : Moyennes mensuelles et écart – type des concentrations en phosphates des mesures de toutes les stations décrites de 1971 à 1994 57

Figure 17 : Tendance de la série des concentrations en phosphates de 1971 à 1984 (moyennes mensuelles et écart type) 59

Figure 18 : Résidus de la tendance de la série de phosphates de 1971 à 1984 (moyennes mensuelles et écart type) 59

Figure 19 : Concentrations moyennes annuelles en phosphates dans la lagune de Thau de 1972 à 1993 60

Figure 20 : Représentation schématique des modalités d'émission de la pollution diffuse et de la pollution ponctuelle (Frère *et al.*, 1978 *in* Pilleboue, 1987) 64

Figure 21 : Représentation schématique des sources humaines d'apports et d'exportations de phosphore à la lagune de Thau 67

Figure 22 : Démarche méthodologique pour l'estimation des flux de phosphore d'origine domestique 73

Figure 23 : Localisation des stations d'épuration et de leurs points de rejet 84

Figure 24 : Evolution de la capacité théorique du parc d'assainissement du bassin versant de Thau 88

Figure 25 : Population du bassin versant de Thau de 1935 à 2015 91

Figure 26 : Evolution de la population permanente des communes du bassin versant de Thau 92

Figure 27 : Evolution du taux de raccordement à une station d'épuration de la population du bassin versant de Thau 98

Figure 28 : Evolution de la population raccordée à une station d'épuration du bassin versant (Sète non compris puisque les effluents sont dirigés en mer) 98

Figure 29 : Débit journalier en entrée de la station d'épuration de Marseillan les Pradels au 28/08/1997 102

Figure 30 : Variation saisonnière du débit et de la charge en entrée de la station d'épuration de Sète (réseau pseudo-séparatif) 103

Figure 31 : Variation du débit en entrée et en sortie de la station d'épuration de Mèze 103

Figure 32 : Moyenne non pondérée par la population raccordée à chaque station d'épuration du rendement épuratoire en phosphore des stations du bassin versant de Thau hormis celle de Sète 116

Figure 33 : Evolution du rendement moyen annuel épuratoire en phosphore du parc d'assainissement du bassin versant de Thau pondéré par la population raccordée à chaque station d'épuration. 117

Figure 34 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Balaruc les Bains 123

Figure 35 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Balaruc le Vieux 123

Figure 36 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Bouzigues 124

Figure 37 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Cournonsec 124

Figure 38 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Gigean 125

Figure 39 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Loupian 125

Figure 40 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Pinet-Pomerols 126

Figure 41 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Poussan-Bouzigues 126

Figure 42 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Mèze-Loupian 127

Figure 43 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Marseillan 127

Figure 44 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Montbazin 128

Figure 45 : Surcharges potentielles dans la station d'épuration de Villeveyrac 128

Figure 46 : Surcharge potentielle en période estivale à l'échelle du parc d'assainissement 129

Figure 47 : Comparaison des rejets de la population raccordée avec et sans surcharges 135

Figure 48 : Rejets de la population non raccordée 136

Figure 49 : Rejets de la population raccordée 136

Figure 50 : Rejets totaux 137

Figure 51 : Part des rejets de la population non raccordée 137

Figure 52 : Scénario n°1 d'évolution des rejets en phosphore d'origine domestique 143

Figure 53 : Scénario n°2 d'évolution des rejets en phosphore d'origine domestique 143

Figure 54 : Scénario n°3 d'évolution des rejets en phosphore d'origine domestique 143

Figure 55 : Localisation des industries du bassin versant de Thau en 1994 (hormis les caves coopératives) 148

Figure 56 : Représentation schématique de l'estimation des rejets en phosphore d'origine industrielle 150

Figure 57 : Rejets en phosphore d'origine industrielle 158

Figure 58 : Méthodologie du couplage USLE-SIG – Validation sur le bassin versant du Pallas 177

Figure 59 : Précipitations à Mèze sur la période d'étude 178

Figure 60 : Cartographie des Unités Pédo-Paysagères du bassin versant du Pallas 183

Figure 61 : Occupation du sol du bassin versant du Pallas en 1996 184

Figure 62 : Cartographie des zones tampons sur le bassin versant du Pallas (buffer). 188

Figure 63 : Application du couplage USLE-SIG à l'ensemble du bassin versant de Thau 205

Figure 64 : Evolution des superficies en vignes des communes du bassin versant de Thau d'après le Recensement Général Agricole de 1970, 1979 et 1988. 207

Figure 65 : Evolution de l'occupation du sol d'après l'analyse de photos aériennes en 1971 et 1996 et d'après l'analyse de photos satellitales en 1988 (Corine LandCover, Ifen, 1996). 208

Figure 66 : Occupation du sol du bassin versant de Thau en 1971 209

Figure 67 : Occupation du sol du bassin versant de Thau en 1996 210

Figure 68 : Hiérarchisation des exportations de phosphore en 1971 212

Figure 69 : Hiérarchisation des exportations de phosphore en 1996 213

Figure 70 : Surfaces primées entre 1985 et 1992 pour l'arrachage des vignes sur le bassin versant de Thau à l'échelle communale. 218

Figure 71 : Surfaces primées pour l'arrachage des vignes des communes du bassin versant de Thau cumulées de 1985 à 1992. 218

Figure 72 : Evolution des rejets potentiels en phosphore par les élevages terrestres du bassin versant de Thau 222

Figure 73 : Rejets générés par les élevages et susceptibles de gagner la lagune de Thau 222

Figure 74 : Evolution des stocks de coquillages en élevage (d'après les données des Affaires Maritimes) 229

Figure 75 : Evolution des quantités de phosphore stockées dans les coquillages en élevage et exportées lors de la commercialisation 229

Figure 76 : Evolution des apports de phosphore à la lagune de Thau par les activités humaines du bassin versant de 1970 à 1996 237

Figure 77 : Evolution des rejets en phosphore par les différentes activités du bassin versant 237

Figure 78 : Bilan théorique du phosphore dans la lagune de Thau 238

Figure 79 : Relation entre l'évolution du bilan apports-utilisations de l'étude et la diminution des concentrations en phosphates dans les eaux de la lagune de Thau 238

Figure 80 : Bilan apports-utilisations du phosphore dans le système bassin versant – lagune de Thau en 1971 239

Figure 81 : Bilan apports – utilisations du phosphore dans le système bassin versant – lagune de Thau en 1996 240

Figure 82 : Bilan partiel du phosphore dans la lagune de Thau d'après les données les plus récentes 245

Figure 83 : Facteurs d'évolution des flux de phosphore dans le système bassin versant – lagune de Thau 249

TABLEAUX

Tableau 1 : Superficies des communes inscrites dans le bassin versant de Thau 13

Tableau 2 : Classement des particules dans la lagune de Thau en fonction de leur taille (d'après Deslous-Paoli, 1991) 32

Tableau 3 : Résultats de l'étude minéralogique des sédiment de la lagune de Thau (Péna et Picot, 1991) 32

Tableau 4 : Valeurs seuils du système fixe de classification de l'état trophique 51

Tableau 5 : Structure des données par station de prélèvements 55

Tableau 6 : Différences entre sources diffuses et sources ponctuelles 64

Tableau 7 : Valeurs actuelles des sources d'apports et d'exportations de phosphore à la lagune 65

Tableau 8 : Phosphore contenu dans les ruissellements urbains 66

Tableau 9 : Quantités de phosphore mesurées à l'exutoire des cours d'eau du bassin versant de Thau (Tournoud *et al.*, 1997). Une incertitude minimale de 50% est affectée à ces résultats. 66

Tableau 10 : Composition des effluents domestiques en matières phosphorées 76

Tableau 11 : Composition de l'équivalent habitant en phosphore en Suisse entre 1980 et 1994 (d'après Siegrist *et al.*, 1997) 76

Tableau 12 : Valeurs de l'EH PT issues de la bibliographie 77

Tableau 13 : Type de réseau d'assainissement et exploitant des communes du bassin versant de Thau 81

Tableau 14 : Evolution des procédés d'épuration du bassin versant de Thau 85

Tableau 15 : Capacité théorique totale par procédé d'épuration 88

Tableau 16 : Nombre de bilans journaliers réalisés sur les stations d'épuration du bassin versant de Thau comprenant les mesures de débits et de concentrations en phosphore en entrée et en sortie de station d'épuration (bilans "complets") 100

Tableau 17 : Calculs du rejet moyen en phosphore par habitant) partir des mesures effectuées sur les effluents en entrée des stations d'épuration 105

Tableau 18 : Rendement en PT des stations d'épuration à lits bactériens 109

Tableau 19 : Rendements en PT des stations d'épuration à boues activées 109

Tableau 20 : Rendements en PT des stations d'épuration par lagunage naturel 109

Tableau 21 : Rendement mensuel moyen d'épuration du phosphore du lagunage de Mèze-Loupian 112

Tableau 22 : Rendement d'épuration du phosphore des boues activées 112

Tableau 23 : Rendement d'épuration du phosphore des lagunages 112

Tableau 24 : Evolution du rendement moyen annuel épuratoire en phosphore 114

Tableau 25 : Raccordement des caves coopératives 121

Tableau 26 : Production annuelle des caves coopératives du bassin versant de Thau 122

Tableau 27 : Réévaluation des coefficients spécifiques relatifs à la redevance pollution pour les rejets de l'activité des caves vinicoles (JO des redevances pollution des eaux d'après l'arrêté du 23 août 1995) 122

Tableau 28 : Prévision de curage des lagunages du bassin versant de Thau 142

Tableau 29 : Données disponibles aux archives de l'Agence de l'Eau 156

Tableau 30 : Nature des principaux rejets des industries chimiques du complexe Sète-Frontignan-Balaruc en 1970 (Sauvagnargues *et al.*, 1971) 159

Tableau 31 : Production des usines chimiques du complexe Sète-Frontignan-Balaruc en 1968 (Setude, 1969) 160

Tableau 32 : Production des usines chimiques du complexe Sète-Frontignan-Balaruc en 1990 (SIEE, 1992) 161

Tableau 33 : Mesures des teneurs en phosphore total dans les sédiments de surface de la lagune de Thau 165

Tableau 34 : Résultats des analyses des différentes formes de phosphore en ppm 169

Tableau 35 : Valeurs des coefficients affectés aux classes de distance 187

Tableau 36 : Moyennes et écart-types des résultats des analyses de phosphore total des 10 cm de sol sauf le 1er cm de sol concerné par la fertilisation récente, présenté par unité pédo-paysagère 193

Tableau 37 : Moyennes et écart-types des résultats des analyses de phosphore total des 10 cm de sol sauf le 1er cm de sol concerné par la fertilisation récente, présenté par type d'occupation du sol 193

Tableau 38 : Résultats des enquêtes sur les apports de phosphore par fertilisation aux principales cultures du bassin versant du Pallas 194

Tableau 39 : Comparaison des quantités de phosphore total apportées aux principales cultures sur le bassin versant du Pallas et sur la bassin Rhône-Méditerranée-Corse 194

Tableau 40 : Teneur en phosphore total pour les principales cultures 196

Tableau 41 : Résultats du couplage USLE-SIG – Pertes moyennes en terre par type d'occupation du sol 196

Tableau 42 : Résultats du couplage USLE-SIG – Pertes moyennes en phosphore par type d'occupation du sol 196

Tableau 43 : Rappel du coefficient de protection des sols par type de culture 197

Tableau 44 : Résultats du couplage USLE-SIG sur le bassin versant du Pallas – Valeur de P_{BV} selon les différentes hypothèses prises sur le phénomène de rétention dans les cours d'eau, sur la granulométrie et sur les apports en fertilisants 197

Tableau 45 : Sortie théorique de phosphore (t/an) à l'exutoire du Pallas selon les différentes hypothèses prises sur le phénomène de rétention dans les cours d'eau, 202

Tableau 46 : Variation des précipitations annuelles sur le bassin versant de Thau et Montpellier 202

Tableau 47 : Transferts de matières en suspension dans les eaux de surface de deux parcelles en vignes expérimentales du Roujan (Andrieux *et al.*, 1998) 202

Tableau 48 : Gamme de variation des valeurs des différents paramètres de l'USLE lors de l'application au bassin versant du Pallas 202

Tableau 49 : Evolution de l'occupation du sol 207

Tableau 50 : Résultats de l'application du couplage USLE-SIG au bassin versant de Thau 211

Tableau 51 : Part de chaque type d'occupation du sol dans les exportations de phosphore 211

Tableau 52 : Rejets moyen en phosphore par gramme/jour/tête (Martin, 1987) 219

Tableau 53 : Elevages présents sur les communes du bassin versant de Thau – Estimation des rejets potentiels en phosphore 221

Tableau 54 : Elevages sous le régime des installations classées : étude du devenir des rejets en 1990 (SIEE, 1992) 221

Tableau 55 : Coefficients utilisés pour convertir les biomasses en élevage en phosphore (Deslous-Paoli *et al.*, 1988) 228

Résumé

La visée principale de la présente étude a été de mettre en évidence l'ampleur de l'implication des activités humaines dans un cycle biogéochimique : celui du phosphore. Or pour évaluer l'ampleur des variations futures par la place respective des causes naturelles, spontanées et de celles liées aux actions anthropiques, il est nécessaire d'en comprendre les variations passées et présentes. La réflexion a été appliquée au système bassin versant - lagune de Thau où l'importance de la contribution des activités de la pêche et des cultures marines à l'économie locale et régionale nécessite une gestion vigilante de la qualité des eaux, support de son développement. Or si l'eutrophisation est à l'origine de crises dystrophiques qui peuvent conduire à la mortalité de coquillages, elle est aussi garante d'une richesse nutritive favorable à une croissance rapide des coquillages. Cependant, alors qu'aucune politique de limitation particulière des apports à l'élément phosphore n'a été appliquée à la lagune de Thau, les concentrations moyennes en phosphates dans les eaux ont régressé spectaculairement de 90% entre 1971 et 1994, les concentrations étant aujourd'hui proches de celles d'eaux oligotrophiques. La présente étude montre que cette régression correspond à l'évolution de quatre activités humaines du système bassin versant – lagune de Thau. Il s'agit sur le bassin versant des activités de l'environnement urbain, industriel et agricole responsables des apports de phosphore, puis, dans la lagune, des activités de pêche et de cultures marines qui génèrent des sorties fluctuantes de phosphore. La relation, en tonnes de P, est de la forme : P dissous = 1,0124 P bilan anthropique – 47,62 (r^2 = 0,824 ; $p < 7.10^{-6}$). C'est l'évolution de la composition des effluents domestiques, de l'assainissement, de l'occupation du sol, du développement industriel et des quantités de coquillages en élevage qui ont indirectement contribué à limiter l'eutrophisation de la lagune de Thau. Ainsi, face à l'anthropisation galopante des écosystèmes côtiers, il semble tout à fait impensable de conduire un développement soutenable de ces milieux sans clairement situer la place et le rôle de l'homme et de ses sociétés. Cette étude représente de ce fait un exemple original de réflexion préliminaire à la gestion intégrée d'un écosystème côtier.

Mots clés : phosphore, activités anthropiques, lagune méditerranéenne, bassin versant, sources ponctuelles, sources diffuses, SIG, eutrophisation.

Abstract

This study aims to contribute to the general study of anthropogenic impacts on the phosphorus biogeochemical cycle. And yet, the assessment of the order of magnitude of future implications of both natural and anthropogenic phenomena requires to understand past and present ones. The Thau watershed - coastal lagoon system has a particular interest because shellfish farming and fishing is economically very important. And if eutrophisation generates important bottom anoxia which can lead to shellfish mortality, it also provides a nutritional supply which is good for shellfish growth. However, in spite of no local nutrient limitation policy, yearly mean dissolved phosphorus concentrations have lost 90% between 1971 and 1994. Nowadays, concentrations are close to those characteristic of oligotrophic waters. The study points out the relation between this phenomenon and the evolution of 4 human activities. Three of those activities on the watershed provide phosphorus inputs : urban, industrial and agricultural activities; and one in the coastal lagoon induces phosphorus outputs : shellfih farming. The relation, expressed in P tons, is : dissolved P = 1.0124 P anthropogenic balance – 47.62 (r^2 = 0.824, $p < 7.10^{-6}$). Decrease of phosphorus content in detergents, sewage improvement, land-use evolution, industrial decline and shelffish farming development have indirectly contributed to limit the eutrophisation process in Thau coastal lagoon. Hence, facing the population growth granted for coastal zones for the next decades, sustainable development could not avoid the question of the role played by human activities and societies. The study presented here can be considered as an original example of an integrated coastal zone management preliminary study.

Key words : phosphorus, anthropogenic impacts, mediterranean coastal lagoon, catchment area, point and non point sources, GIS, eutrophisation.

Laboratoires d'accueil

Ifremer
Direction de l'Environnement et de l'Aménagement du Littoral
Boulevard Jean Monnet - BP 171
34 200 Sète - France

IRD
Laboratoire ERMES
Technoparc, 5 rue du carbone
45 072 Orléans cedex 2 - France