

LA GESTION DES PECHES PAR CONTINGENTEMENT DES CAPTURES DANS LE NORD-OUEST DE L'EUROPE

Gérard Biais

IFREMER
BP 7 - 17 137 L'Houmeau

RESUME

La pêche des pays membres de la Communauté Européenne est réglementée dans le nord-ouest de l'Europe par des TAC (Totaux Admissibles de Captures). L'évolution des avis scientifiques sur la ressource, leurs limites et celles de l'application des TAC sont présentées et permettent de mesurer combien la réalisation de l'objectif de gestion de la ressource halieutique est loin d'être facilement traduisible en objectifs opérationnels. De ce constat ressort la nécessité de préciser la connaissance des systèmes de gestion des pêches afin de mieux apprécier la complexité de la définition des objectifs et l'adéquation à ceux-ci des outils de gestion ainsi que celle de la recherche sur la ressource. Une ébauche de schéma d'analyse, réalisée au sein du groupe thématique "Dynamique des Systèmes de Production" de l'IFREMER, est présentée en annexe.

SUMMARY

Fishing of the countries members of the European Community is regulated by TAC (Total Allowable Catches) in the north-west of Europe. The changes in the form of biological advices on resource, their limits and those of the application of TAC are presented and allow to measure how the achievement of the aim of the management of the fishing resource is far to be easily convertible in operational aims. This points to the fact that it is necessary to improve the knowledge of the systems of fisheries management to get a better appreciation of the complexity of the definition of the aims and how appropriate to them are the management tools and the research on resource. A preliminary scheme of analysis, made within the thematic group "Dynamic of Production Systems" of IFREMER, is appended to the text.

La Communauté Européenne a adopté pour le nord-ouest de l'Europe un système de gestion de la ressource qui repose essentiellement sur le contingentement des captures par espèce et par secteur. Depuis 1983, des Totaux Admissibles de Captures (TAC) sont décidés chaque année par le Conseil des Ministres chargés des pêches dans les pays membres. Les TAC ne sont toutefois pas le seul outil de la Politique Commune des Pêches (PCP). Elle comprend en effet trois volets visant outre la gestion des ressources, celle des structures et des marchés. De plus, des mesures techniques (règlements concernant les engins de pêche et leurs usages) complètent le dispositif de gestion de la ressource. L'impact limité de ces dernières et des mesures décidées dans le cadre des autres volets fait cependant apparaître les TAC comme le principal outil au service de la conservation de la ressource.

Ce système de gestion par TAC constitue l'environnement des chercheurs impliqués dans l'évaluation des ressources vivantes des mers d'Europe du Nord. Il entretient un besoin annuel de statistiques et la mise au point d'un corps de méthodes qui s'amplifie et se complexifie d'année en année. La dégradation importante des ressources dans les eaux communautaires, et donc l'échec de la PCP en matière de maintien de la ressource, conduisent bien évidemment à s'interroger sur l'intérêt d'un tel effort.

1 - AVIS SCIENTIFIQUES ET GESTION DE LA RESSOURCE DANS LA PCP

Le règlement instituant les TAC dans la Communauté Européenne (CE) fixe comme objectifs la protection des fonds de pêche, la conservation et la reconstitution des stocks. Cet objectif particulier doit s'intégrer dans les objectifs généraux de la PCP qui ont été définis par le Traité de Rome dans le cadre de la Politique Agricole Commune. Ils visent, en résumé, au maintien d'une activité de production performante dans l'emploi des facteurs de production, notamment de la main-d'oeuvre, et à la satisfaction des consommateurs.

Il s'agit plus de lignes directrices que d'objectifs opérationnels, les seuls pouvant avoir cette valeur sont relatifs à la répartition de la ressource entre pays membres de la CE, qui se fait depuis 1983 sur la base d'une clef de répartition fixe en vertu du principe dit de la stabilité relative. Le maintien de la ressource n'a pas fait l'objet de règles spécifiques. Cette situation a conduit les biologistes à les définir par eux-mêmes. Cette démarche s'est faite principalement au sein du Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM), institution qui sert de cadre aux évaluations annuelles de la ressource utilisées pour la formulation d'avis scientifiques sur les niveaux d'exploitation. Un organe interne au CIEM, le Comité d'Avis sur la Gestion des Pêches (ACFM) les transmet à la CE où ils sont examinés par le Comité Scientifique et Technique des Pêches (CSTP). Ces diagnostics demandent des règles et des outils qui se sont forgés au fil des années (Serchuk et Grainger, 1992).

Ils ont été formalisés pour la première fois en 1977 avec l'expression de deux préoccupations : la recherche d'un niveau de pêche optimum et l'assurance d'un maintien du stock, soit la volonté de réaliser la condition d'un optimum durable pour l'exploitation. La courbe des rendements par recrue permettant de statuer sur le niveau de pêche, la taille optimale du stock répondant à une analyse de l'évolution historique des recrutements en fonction du niveau du stock de géniteurs, il était ainsi défini des objectifs et une technique d'appréciation de l'état d'une ressource et de son niveau d'exploitation. Le critère d'une mortalité par pêche légèrement inférieure à la valeur F_{max} maximisant le rendement par recrue (par exemple $F_{0.1}$ qui est la mortalité correspondant au point de la courbe de rendement par recrue où la pente est égale à un dixième de la pente à l'origine) était indiqué comme devant souvent permettre de répondre aux objectifs fixés. En 1978, devant la constatation d'une mortalité par pêche souvent très au-dessus des critères $F_{0.1}$ et F_{max} , la politique de l'ACFM fut de recommander des réductions graduelles de la mortalité par pêche de 10 % par an. Vu la faible prise en compte de ces avis, de plus larges réductions de l'effort de pêche furent recommandées en 1980.

Jusqu'au début des années 1980, le concept de base était donc d'optimiser la production pondérale sous la contrainte d'une réalisation durable. L'ACFM reconnaissait que les objectifs adoptés avaient une base biologique et qu'ils avaient été choisis, faute d'en avoir d'autres, en regrettant que les gestionnaires ne lui en indiquent aucun. Remarquons toutefois que des considérations d'ordre économique n'étaient pas totalement absentes des avis scientifiques puisqu'elles justifient pour une part le critère $F_{0.1}$ et elles étaient aussi présentes dans la recommandation d'une réduction graduelle de la mortalité par pêche. En 1981 s'opéra toutefois une évolution dans la forme des avis avec l'introduction de catégories de stocks, en fonction de leur état et des possibilités de diagnostics, et l'introduction d'options de captures à l'intérieur de limites biologiques de précaution. Cette nouvelle formulation des avis laissait aux décideurs politiques le choix d'une option permettant de prendre en compte des contraintes autres que biologiques, alors que l'engagement des biologistes sur des avis trop fermes sur la base de critères surtout biologiques avait été souvent critiqué.

Ce changement s'accompagna d'une meilleure définition des limites biologiques de précaution. Elles furent précisées relativement au plus bas niveau historique observé pour la biomasse féconde d'un stock et à celle de l'éventuelle diminution de recrutement dans ce cas. Dans cette logique, deux nouveaux critères de mortalité par pêche, F_{med} et F_{high} , vinrent enrichir la liste des mortalités par pêche de référence en 1987 ; ils correspondent à des niveaux de mortalité par pêche pour lesquels il est probable (F_{med}) ou incertain (F_{high}) que le recrutement assure le maintien du stock considéré.

Continuant cette démarche de clarification des objectifs relevant des biologistes, l'ACFM formula en 1991 un nouveau protocole pour ses avis. Désormais les recommandations des biologistes seraient limitées aux stocks en dehors des limites

biologiques acceptables (MBAL : Minimum Biologically Acceptable Level). Pour les autres stocks, les biologistes fournissent les informations relevant de leur champ de compétence en fonction d'options choisies par les gestionnaires. Dans le même souci de clarification, il est désormais bien indiqué que les points de référence biologiques (BRP), que sont les critères de mortalité par pêche définis précédemment, sont des moyens d'appréciation et non pas des objectifs en soi.

Accusés d'imposer un point de vue de conservateur de la ressource, en ignorant les autres contraintes, les biologistes se sont donc repliés sur la définition de seuils dangereux pour la ressource, au-delà desquels ils estiment de leur responsabilité de tirer la sonnette d'alarme. En deçà de ces limites ils mettent leur art au service des gestionnaires, à qui il revient de définir les objectifs poursuivis.

2 - LES LIMITES DES OUTILS DE L'EVALUATION DE L'ETAT DE LA RESSOURCE

Les diagnostics effectués au sein du CIEM reposent sur l'emploi d'un ensemble de méthodes dont la sophistication dépend des données disponibles. Dans la mesure où ces dernières le permettent, une évaluation de la biomasse est faite grâce à un modèle structurel utilisant les compositions en taille ou en âge des captures du stock examiné. Cette étape est ensuite suivie d'une prévision à court et à long terme de l'évolution de la biomasse et de la production du stock aux niveaux d'exploitation de référence.

Les stocks sont examinés individuellement ; toutefois, depuis plusieurs années, les interactions entre flottilles et entre espèces sont traitées dans quelques régions et pour quelques espèces. Une réorganisation des groupes de travail a eu lieu en 1992 dans le but de favoriser ce type d'approche. Mais, si sa nécessité est reconnue, elle est souvent difficile ou limitée car elle demande encore plus de données que l'analyse monospécifique.

L'outil d'évaluation de la biomasse et des mortalités par pêche, l'analyse de population virtuelle (VPA), est une technique mathématique dont la qualité de représentation est peu contestée. Elle repose néanmoins sur de nombreuses hypothèses parmi lesquelles peuvent être citées :

- des mortalités naturelles et par pêche considérées indépendantes et additives,
- pas de prise en compte des phénomènes de densité-dépendance,
- le stock évalué doit former une unité indépendante, ce qui est souvent difficilement vérifiable d'autant que la définition des aires de répartition des stocks comporte une part d'arbitraire.

Des contraintes supplémentaires sont imposées pour rendre le modèle opérationnel. Notamment il doit être discrétisé dans le temps selon un pas en général annuel, au mieux trimestriel, sur lequel les mortalités sont considérées constantes. Le recrutement est censé intervenir instantanément, en général au début du pas de temps

retenu. Faute de pouvoir être bien évaluée, la mortalité naturelle a souvent été fixée de façon empirique et elle est estimée en général constante d'une année à l'autre et identique à tous les âges adultes. A la rusticité de la détermination de ce paramètre correspond une hypothèse implicite de mortalité principalement due à la pêche. Or, même dans ce cas, la mauvaise estimation de la mortalité naturelle peut être grave de conséquences.

Par delà ces nombreuses hypothèses simplificatrices, la VPA a en outre le défaut d'être demandeur d'une série pluriannuelle de captures réparties par âge, ce qui nécessite un échantillonnage relativement coûteux. De plus, le processus demande un moyen de calibration de la mortalité par pêche pour la dernière année. Des séries pluriannuelles de captures par unité d'effort de pêche ou des estimations directes d'abondance sont en conséquence nécessaires.

Le nombre de stocks pouvant faire l'objet d'une évaluation analytique complète est en conséquence limité et la qualité des données n'est pas toujours homogène d'une année à l'autre et aussi entre pays, le contexte international de l'évaluation n'étant pas une des moindres difficultés en Europe du Nord. La VPA repose en outre sur des données de captures qui, dans le cas des TAC, sont aussi le paramètre de contrôle du système de gestion, la qualité de l'évaluation est ainsi affectée par le système de gestion. Les bases de données sont en conséquence plus ou moins "polluées" sans que ceci soit bien évalué. La volonté de reconnaissance de ce problème au traitement difficile a longtemps fait défaut. Elle semble désormais mieux s'affirmer que par le passé, peut être devant l'évidence de dégradations venant régulièrement annuler des améliorations chèrement acquises. Il n'est, en outre, pas toujours donné à l'estimation des poids moyens par âge toute l'importance qu'elle mérite, compte tenu de l'impact de cette donnée dans la détermination des TAC. La calibration est, en dernier lieu, une importante source d'imprécision en raison de données d'effort souvent trop sommaires. Ainsi le diagnostic n'a pas toujours la précision et la justesse qui lui sont prêtées, ce que d'ailleurs des analyses rétrospectives démontrent.

Si le taux d'exploitation et le nombre de groupes d'âge exploités sont suffisants, la VPA a d'intéressantes propriétés de convergence qui permettent une bonne appréciation du passé du stock. Le présent est plus mal connu et a fortiori le futur. Or, la gestion des pêches demande un diagnostic en temps réel et des pronostics fiables. Ce n'est pas toujours vérifié quand ces derniers sont dépendants de prévisions de recrutement souvent très incertaines.

Ces difficultés n'ont pas toujours été bien traitées, par peur de voir un doute exprimé sur un résultat servir de prétexte à une absence de décision. Les scientifiques ont, en conséquence, longtemps été très réservés sur l'incertitude attachée à leurs évaluations qui ont été livrées avec le qualificatif de "meilleures possibles" mais sans appréciation quantitative de leur valeur. Deux évolutions sont toutefois source de changement. D'une part, l'actuelle forme des avis permet d'aborder l'incertitude avec

moins de crainte car l'évaluation en terme de stock dans ou hors des limites biologiques acceptables est beaucoup plus robuste aux erreurs et aux incertitudes qu'un avis de TAC optimal. D'autre part, des outils d'appréciation de l'impact des incertitudes sont désormais disponibles et leur utilisation se répand. Les techniques d'analyse du risque constituent un progrès important en constituant un moyen de formuler le besoin de précision en terme d'utilité et en permettant ainsi de mettre ce dernier en regard des coûts. Une telle approche ramène ainsi au besoin de définition des objectifs sachant que les techniques à notre disposition ne permettent pas de tout connaître sur tout avec précision à coût constant, et qu'on voit mal pour l'instant l'avancée conceptuelle qui le permettrait.

Pour donner plus de sens à cette réflexion, il doit être souligné que seuls quelques stocks sont suivis à l'aide d'évaluations analytiques "standard CIEM", malgré le caractère rustique souvent reproché à ces dernières. La plupart des stocks gérés par un TAC sont en fait soumis à un TAC de précaution basé sur une moyenne de captures récentes et pas sur une évaluation analytique. Le coût des évaluations est donc, sans nul doute, une des limites du système de gestion par TAC tel qu'il existe en Europe du Nord, c'est-à-dire reposant sur la capacité à définir annuellement un optimum théorique de capture. Il n'est toutefois pas la seule limite du système.

3 - LES LIMITES DE LA GESTION PAR TAC DANS LES EAUX OMMUNAUTAIRES

La Commission a mené un exercice d'autocritique sur le système de gestion par TAC qu'elle a livré dans son rapport de 1991 au Conseil et au Parlement sur la Politique Commune de la Pêche.

Ce bilan fait état d'une application des TAC très inégale, d'une manière générale le pourcentage de captures soumises à des TAC diminue du large vers la côte et du nord vers le sud. Mais, pour être complet dans la description de l'étendue géographique du système, il faudrait pouvoir superposer la carte d'intensité des contrôles sans lesquels les TAC sont virtuels.

Le contrôle

Or, la Commission reconnaît que les contrôles sont très limités et en conséquence les TAC sont souvent largement dépassés alors même qu'ils sont très souvent fixés au-dessus du niveau de capture jugé prudent dans les recommandations scientifiques.

Il faut savoir que la Commission n'a que le pouvoir de vérifier les déclarations des états membres et d'appliquer des sanctions en cas de fraude. Le contrôle est de la responsabilité de chaque état membre sur son territoire et dans ses eaux maritimes. La Commission indique que les mécanismes à sa disposition sont lourds et aux effets décalés dans le temps alors qu'elle doit faire face à une fréquente absence de volonté politique de faire respecter les TAC.

Il faut en conclure que le coût du contrôle dans tous ses aspects, c'est-à-dire non seulement son coût opérationnel mais aussi politique et économique, passe souvent pour trop important aux yeux des décideurs des états membres. La situation a toutefois été appréciée différemment au sein de la CE, il s'ensuit un inégalité dans le traitement des infractions.

Le problème soulevé par l'application stricte des TAC est qu'elle a pour corollaire des rejets.

Les rejets

Des TAC par espèce sont en effet peu adaptés à la pêche simultanée d'un grand nombre d'espèces pouvant être capturées sur un même lieu par le même engin. Cette situation conduit à des rejets d'une ampleur pas toujours bien appréciable et qui concourent à la mauvaise évaluation et en final à la détérioration des stocks d'Europe du Nord. Pour les pêcheries composites, la Commission reconnaît qu'il existe peu d'alternatives entre le "quota papier", parce que supérieur aux possibilités de capture, et des rejets massifs.

Les TAC n'expliquent cependant pas à eux seuls les rejets massifs qui ont lieu en Europe du Nord : d'autres mesures réglementaires (taille minimale des individus, maximum de captures accessoires dans les pêches dérogatoires) et aussi des motivations économiques expliquent le phénomène.

La course à l'accroissement des capacités de capture

La Commission cite un autre grief majeur pouvant être reproché au système de gestion des pêches adopté par la CE : il n'a pas réussi à freiner la course à l'accroissement des capacités. Cette dernière a été d'autant plus importante que le volet structure de la PCP l'a longtemps favorisée. Plus que les TAC en eux-mêmes, puisque reconnus peu contraignants, c'est l'absence de cohérence entre les volets de la PCP qui est là en cause, ce que la Commission reconnaît volontiers.

Les améliorations proposées par la Commission

Les volets structure et ressource de la PCP ont déjà été mieux harmonisés depuis 1987 avec l'adoption d'un Plan d'Orientation Pluriannuel (POP) visant à réduire les capacités de capture. Le bilan du POP 1987-91 est toutefois jugé insuffisant par la Commission. Elle relevait en conséquence un besoin de plus grande cohésion des trois volets de la PCP et d'accompagner les POP d'une gestion plus restrictive des "inputs", notamment par l'adoption de licences, en complément du système des TAC. L'insuffisance de prise en compte des paramètres sociaux était soulignée mais peu de propositions concrètes venaient à l'appui de cette remarque. Elle lançait en outre l'idée d'un mécanisme plus souple et plus réaliste de limitation des captures en envisageant des TAC pluriannuels ou (et) plurispécifiques. Quelques aménagements de l'actuel système paraissaient aussi nécessaires comme la disparition de quelques TAC de

précaution, la rectification de la clef de répartition et une meilleure définition des aires de répartition de certains stocks.

Ces propositions n'ont été adoptées que dans une très faible mesure, confirmant la difficulté de s'éloigner des TAC par espèce, qui demeurent un système de gestion, certes imparfait, mais sur lequel peut s'opérer un consensus, notamment parce qu'il offre l'avantage d'une répartition "facile" des possibilités de captures entre états membres et entre la Communauté et les pays tiers.

4 - L'INTERET D'UNE DEMARCHE SYSTEMIQUE

Toute gestion suppose des objectifs. Dans le cas de la gestion par TAC des pêches de la Communauté Européenne, ils n'ont pas tous été définis explicitement sauf le maintien de la ressource. Cet affichage ne semble pas toujours correspondre au poids réel de cet objectif qui, de plus, peut s'entendre de diverses manières. Les biologistes halieutes lui ont donné une signification opérationnelle au cours de leurs échanges avec les décideurs. Toutefois, fixer des limites biologiques de précaution n'a pas les mêmes implications pour un stock considéré seul ou pour l'ensemble des ressources d'une zone. L'ignorer c'est admettre implicitement que toutes les ressources ne sont pas égales. En ne considérant que les ressources importantes du point de vue pondéral, c'est à l'évidence un critère économique qui est pris en compte par les biologistes, ce qui pourrait être contesté par des intervenants extérieurs au couple biologistes-décideurs. Même pour ce qui apparaît comme l'objectif le mieux défini dans le processus de décision des TAC, il y a donc matière à réflexion et à débat.

La liste des objectifs pouvant être retenus pour la gestion d'une pêcherie est longue (annexe 1). Ils ont été inventoriés à l'occasion de réunions récentes (Anon., 1991 ; Horwood et Griffith, 1992) qui ont relevé leurs fréquents caractères conflictuels, ce qui peut expliquer que l'accord se fasse plus facilement sur des objectifs biologiques paraissant simples.

L'expérience de la gestion par TAC démontre cependant que les justifications des objectifs dits biologiques ne sont pas toujours complètement analysées et qu'elles sont aussi bien souvent pour une part économiques ou politiques.

L'effort de clarification déjà entrepris paraît donc devoir être prolongé par l'identification de tous les éléments qui concourent à la définition des longues listes d'objectifs identifiés pour la gestion des pêches.

Cet exercice, d'une part, éclairerait le choix des travaux de recherche à effectuer dans le compartiment ressource. Par exemple, celui de la complexité de la modélisation, nécessaire pour une meilleure fidélité de la représentation, mais qui doit souvent se faire au dépend du caractère opérationnel. Les cas d'étude doivent alors être limités en raison du coût d'acquisition des données et les résultats sont parfois d'une nature difficilement appréciable par les décideurs.

D'autre part, cette analyse contribuerait à une meilleure évaluation des éventuelles performances d'outils de gestion comme les quotas individuels transférables ou les TAC pluriannuels ou (et) plurispécifiques dont les détracteurs comme les défenseurs sont loin d'avoir tous les éléments d'appréciation en main.

A cet effet, un schéma d'analyse a été élaboré au cours de groupes de travail réunissant des halieutes et des économistes de l'IFREMER (annexe 2). Il a été appliqué, de manière tout à fait préliminaire, au système de gestion par TAC de la CE. Cet exercice a révélé un important besoin d'informations complémentaires, bien que le système de gestion choisi apparaisse a priori assez abondamment documenté et que, de plus, des biologistes halieutes de l'IFREMER participent de longue date à son fonctionnement. De toute évidence, l'achèvement de l'analyse passe par le rassemblement d'une équipe pluridisciplinaire. En supposant que cela soit possible, la description complète d'un système de dimension européenne semble peu réaliste, mais il paraît toutefois envisageable de choisir quelques cas régionaux pour illustrer le fonctionnement du système de gestion par TAC de la CE et essayer de définir des problématiques pouvant s'intégrer dans un projet pluridisciplinaire.

REFERENCES

- Anon., 1992. Techniques for biological assessment in fisheries management. Report of the Workshop. July 17-24, 1991. Berichte aus der Ökologischen Forschung, Band 9. 63 p.
- CE, 1991. Rapport 1991 de la Commission au Conseil et au Parlement sur la Politique Commune de la Pêche. CCE, SEC (91) 2288 final. 75 p.
- Horwood J. et de G. Griffith D., 1992. Management strategies and objectives for fisheries. Privately published. 38 p.
- Serchuk M. et Grainger R, 1992. Development of the basis and form of ICES management advice : historical background (1976-1990) and the new form of ACFM advice (1991-??). C.M. 1992/Assess: 20. 8p.

ANNEXE 1

Les objectifs de la gestion des pêches (non exhaustif, d'après Anon., 1992):

Eviter:

- les changements irréversibles
- la violation de principes traditionnels
- les conflits

Maximiser ou améliorer:

- la production pondérale
- le profit ou la rente
- une répartition équitable des bénéfices
- l'emploi
- les conditions de travail
- la stabilité des captures ou de l'effort de pêche
- l'acquisition d'informations pour la gestion future
- l'acceptabilité des règlements par les pêcheurs
- l'efficacité/coût de la gestion et du contrôle
- la crédibilité des avis de gestion

Minimiser ou réduire:

- le poids des règlements sur l'activité
- les subventions
- le coût politique des décisions impopulaires
- l'impact écologique des activités de pêche

ANNEXE 2

SCHEMA D'ANALYSE DES SYSTEMES DE GESTION

Groupe thématique IFREMER

"Dynamique des Systèmes de Production"

10-12 mai 1993, Nantes

Le cadre environnement-société

En premier lieu, les Systèmes de Gestion (SG) et les Systèmes Productifs (SP) sont les produits d'une société et d'un environnement qui interfèrent dans les relations entre SP et SG.

L'environnement est d'abord un espace et dans le cas de la pêche, c'est particulièrement son occupation par des écosystèmes qui va importer. Ces derniers ont leur propre dynamique, voire même des processus naturels de régulation. L'environnement intervient aussi comme un espace siège de fonctions et d'usages qui n'ont que peu ou pas de relations avec l'écosystème (transports, zones militaires, câbles sous-marins,...).

La société pèse sur les relations SG-SP par:

- divers usages de l'environnement, qui ont des effets via l'écosystème (pollutions, modifications des fonds,...) ou qui impliquent un partage de l'espace (cf. ci-dessus),
- des activités connexes à la pêche (chantiers navals, fournisseurs divers, mareyage, transformation,...)
- l'environnement culturel et économique qui implique d'autres activités que celles entrant dans les deux cas précédents (banques, autres employeurs,...) et aussi le bénéfice de services (usage d'équipements publics, accès à la technologie....)
- la société civile (dont les acteurs des systèmes d'exploitation sont membres et peuvent intervenir à ce titre) et ses valeurs,
- les institutions.

Structure et fonctionnement des systèmes de gestion

La description de la structure et du fonctionnement des systèmes de gestion peut être abordée à travers les quatre questions suivantes:

- 1) quel est l'objet d'un SG ? (Optimisation de la production, maintien d'un secteur productif, maintien de l'emploi dans une région,...).
- 2) quels modes de gestion utilise-t-il ? Le mode de gestion sera défini par l'outil de gestion (TAC, licences, subventions,...) et son cadre de mise en oeuvre.
- 3) quelles sont les instances de décision ? On décrira la structure d'où émane la décision et le processus de prise de décision.
- 4) quelle est l'échelle d'application ? Elle sera regardée dans ses dimensions spatiales et temporelles dans l'environnement (écosystème, espace) et la société (groupes socio-économiques visés).

On recherchera ensuite à décrire les flux d'information entre le SG et le couple société-environnement ainsi qu'entre SG et SP