



HAL
open science

Etude de la modélisation hydrodynamique de surface et hydraulique souterraine et de leur couplage dans un but d'aider à la gestion des hydrosystèmes aménagés

F. Christin

► **To cite this version:**

F. Christin. Etude de la modélisation hydrodynamique de surface et hydraulique souterraine et de leur couplage dans un but d'aider à la gestion des hydrosystèmes aménagés. Sciences de l'environnement. Doctorat Sciences de l'Eau, AgroPariTech-ENGREF Montpellier, 2008. Français. NNT: . tel-02591845

HAL Id: tel-02591845

<https://hal.inrae.fr/tel-02591845>

Submitted on 15 May 2020

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

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

N° / / / / / / / / / / / / / / / /

THÈSE

pour obtenir le grade de

Docteur

de

**l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement
(Agro Paris Tech)**

Spécialité : Sciences de l'Eau

présentée et soutenue publiquement le 15 décembre 2008 par

FABIEN CHRISTIN

**ETUDE DE LA MODELISATION HYDRODYNAMIQUE DE SURFACE ET
HYDRAULIQUE SOUTERRAINE ET DE LEUR COUPLAGE DANS UN BUT
D'AIDER A LA GESTION DES HYDROSYSTEMES AMENAGES**

*Directeur de thèse : **Patrick LE GOULVEN***

*Co-directeur de thèse : **Pierre-Olivier MALATERRE***

*Travail réalisé au Cemagref, UMR 406 Gestion de l'Eau, Acteurs, Usages (G-EAU)
34196 Montpellier, France*

Devant le jury :

M. Patrick LE GOULVEN,
M. Pierre-Olivier MALATERRE,
Melle Christelle MARLIN,
M. Pierre RIBSTEIN,
M. Christian LEDUC,
Melle Laure MATON,

Directeur de Recherche, IRD
ICGREF, CEMAGREF
Professeur, UNIVERSITE PARIS 11
Professeur, UNIVERSITE PARIS 6
Directeur de Recherche, IRD
Chercheur, BRGM

Directeur de thèse
Co-Directeur de thèse
Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, merci à mon directeur et à mon co-directeur de thèse, Patrick Le Goulven et Pierre-Olivier Malaterre, pour m'avoir accueilli entre Cemagref et IRD au sein d'une UMR G-EAU encore dans les cartons en 2004. Malgré les difficultés, vos obligations, mon éloignement parisien et le caractère multidisciplinaire du projet, vous m'avez guidé afin de mener à bien ce travail.

Pour m'encadrer, ils n'étaient cependant pas seuls et je remercie donc également les membres de mon comité de pilotage de thèse, Gilles Belaud, Jean-Christophe Pouget et Jean-Pierre Baume, pour leurs conseils et leurs recommandations tout au long de ma thèse.

J'adresse également mes plus vifs remerciements à Christelle Marlin, Pierre Ribstein, Christian Leduc et Laure Maton qui ont accepté de juger ce travail.

Je souhaite également adresser un grand merci aux membres présents et passés de l'UMR G-EAU (chercheurs, ingénieurs, personnels administratifs et doctorants) pour leurs conseils avisés et leurs moments de détente sous les pins. Merci notamment à Sébastien Loubier et Guy Gleyses qui m'ont permis de m'initier aux sciences économiques durant nos fructueuses collaborations sur la tarification optionnelle.

Pierre-Yves, Xavier et Jean-Pierre, merci pour vos précieux conseils et encouragements.

Un merci spécial à Amar, Simon, Caroline, tous les stagiaires et intermittents de la recherche pour les moments de détente dans notre quotidien.

Les nombreuses données nécessaires à ce travail n'auraient pu être récoltées sans le concours des différents acteurs de l'Eau gravitant autour du bassin versant de la Charente. Je tiens, en particulier, à remercier l'Institution du fleuve Charente et son directeur durant la période de ce travail, Monsieur Rémy Filali, pour la mise à disposition du modèle d'aide à la décision (Tableau de Bord de la Ressource en eau – TBR). De plus, je tiens également à remercier ses partenaires, l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, Météo France, le Conseil Région Poitou-charentes, le département de la Charente (16), les irrigants et les ASA, pour les données météorologiques, piézométriques et hydrologiques.

Merci également à mon équipe d'accueil en exil parisien, l'UMR IDES de l'Université Paris Sud, et plus particulièrement, Christelle, Florent et Cécile pour m'avoir donné l'occasion en tant qu'ATER de faire de l'enseignement et de m'avoir laissé du temps de finaliser la rédaction de ce manuscrit.

Je n'oublie pas non plus de remercier l'ensemble de mes collaborateurs du bureau d'étude Confluences, en région Parisienne, qui m'ont accueillis depuis début Août, en tant qu'ingénieur d'étude en hydrologie et hydraulique.

Enfin, une part considérable de ce travail revient à ma famille et à mes amis pour leurs soutiens et leurs encouragements sans faille même si certains ont cru que je ne soutiendrais jamais !

Enfin, Sonia, qui, si j'étais peintre serait ma muse, merci de m'avoir encouragé dans les moments difficiles et d'avoir partagé mutuellement nos travaux de thèse durant ces quatre années. Consacrons nous maintenant à d'autres projets moins *stressants* mais tout aussi intenses !

RESUME

La pression de plus en plus forte exercée sur les ressources en eau pose de nouvelles contraintes aux gestionnaires des hydrosystèmes aménagés tels que les rivières réalimentées par des barrages. Pour les aider dans leurs prises de décisions, ils disposent de modèles mathématiques qui peuvent prédire des changements ou quantifier des aspects impossibles à mesurer. En conséquence, l'objectif de ce travail est d'étudier, à partir de l'étude du bassin versant de la Charente, les principales caractéristiques d'un modèle d'aide à la gestion quantitative des ressources en eau au sein d'un hydrosystème aménagé.

Pour gérer cet hydrosystème, il a fallu tout d'abord en connaître les dynamiques et les interactions entre ses parties à partir d'une analyse systémique et d'analyses corrélatoires et spectrales qui ont permis d'avoir une compréhension globale du fonctionnement hydrodynamique (entrées, perturbations, variables de décisions) et de la gestion actuelle.

De plus, des analyses des types de modélisation et des pas d'espace et de temps adaptés pour les différents compartiments (hydrauliques de surface et souterraine, socio-économiques) ont été conduites. Compte tenu des faibles résultats en prévision du modèle actuel sur la Charente, un nouveau type de modélisation *boîte-noire* a été envisagé. Plusieurs configurations ont été réalisées. Le modèle, qui comprend les précipitations et les piézométries en entrées et le débit en sortie, a fourni les meilleurs résultats en validation avec un critère de Nash de 0.7 pour un horizon prévisionnel de 7 jours.

Enfin, pour mettre en place une gestion plus intégrée et un meilleur partage des ressources en eau et économiques, une approche socio-hydro-économique a été testée. A partir d'informations sur les pratiques des irrigants, un meilleur placement des lâchers de barrages a permis de mieux concilier les demandes et la préservation du milieu naturel en évitant plusieurs situations de restrictions des usages ou de dangers pour le vie aquatique.

Finalement malgré l'utilisation d'un cas d'étude particulier, plusieurs éléments importants pour modéliser un hydrosystème quelconque dans le but d'aider à sa gestion ont été identifiés. Ils doivent maintenant être appliqués à d'autres situations afin de confirmer leurs pertinences.

Mots-clés

Gestion des ressources en eau, Hydrosystème aménagé, Modélisation, Analyse systémique, Analyses corrélatoires et spectrales, Charente.

ABSTRACT

Increasingly important pressures on water resources impose new constraints on managers of anthropogenic hydrosystems, such as the constraints placed on rivers that are fed by dams. To help these managers to make decisions, they require mathematical models that help to predict evolutions (e.g. stream flows, piezometric levels) or to quantify some aspects that are difficult to measure (e.g. hydraulic conductivity). Consequently, the objective of this study is to identify the main characteristics of model to help quantitative management of water resources in anthropogenic hydrosystem, using the Charente basin as an example.

Before moving to the management of this hydrosystem, a systemic analysis with correlation and spectral analysis needed to be performed to explore processes and interactions between different hydrosystem components, such as surface water and groundwater. These steps permitted a global comprehension of the hydrosystem's hydrodynamics (i.e. inputs, disruption and decisions variables) and present management.

Moreover, investigations were performed on adapted modelling types, space and time steps for each component. Considering the poor results of an existing forecasting model in the Charente, a new type of modelling has been considered (black box models) and several configurations have been tested. The model using precipitation and piezometric levels as inputs and stream flows as outputs had the best results in the validation phase, with a Nash criterion of 0.7 for a forecasting horizon of 7 days.

Furthermore, to install a more integrated management approach leading to a better distribution of water and economics resources, a socio-economic approach was investigated. With irrigators' behavioural information (withdrawals), a better allocation of dam water releases allowed the reconciliation of water resources supply and water demands in order to prevent several situations of water use restrictions and dangers for aquatic life.

From this research, important elements have been identified to model hydrosystems in order to help their integrated management. As these findings were based on a single case example, they now require application in others situations to confirm their pertinence.

Key-Word

Water management, Hydrosystem, Modelling, Systemic analysis, Correlation and spectral analysis, Charente.

SOMMAIRE

Introduction générale	1
Chapitre 1 – Concept d’hydrosystème aménagé et vision systémique	7
Chapitre 2 – Principes de gestion des ressources en eau sur un hydrosystème	79
Chapitre 3 – La gestion conjointe des eaux superficielles et souterraines : la notion de nappe d’accompagnement	155
Chapitre 4 – Les modèles : outils de connaissance et de gestion des hydrosystèmes	199
Chapitre 5 – Approche socio-économique pour une réforme de la gestion quantitative des ressources en eau	301
Conclusion générale	341
Bibliographie	349

LISTE DES ABREVIATIONS

ACS :	Analyses Corrélatoires et Spectrales
AEP :	Alimentation en Eau Potable
ARX :	Auto Regressive model with eXternal inputs
ASA :	Association Syndicale Autorisée
BRGM :	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
BSS :	Banque de données du Sous-Sol
BV :	Bassin Versant
DCE :	Directive Cadre sur l'Eau
DCR :	Débit de Crise
DDE :	Direction Départementale de l'Équipement
DDAF :	Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt
DOE :	Débit Objectif d'Étiage
EDF :	Electricité De France
EPTB :	Etablissement Public Territorial de Bassin
ETP :	Evapo-Transpiration Potentielle des plantes
ETR :	Evapo-Transpiration Réelle des plantes
FT :	Fonction de Transfert
GV :	Gestion Volumétrique
IRRIG :	Modèle d'Irrigation
MISO :	Multiple Inputs – Single output model (Modèle entrées multiples - sortie unique)
MISO-2PQ :	Modèle entrées multiples (précipitations, niveaux piézométriques)- sortie unique (débits)
MISO-3PQ :	Modèle entrées multiples (précipitations, niveaux piézométriques, prélèvements agricoles) - sortie unique (débits)
MISO-P2Q :	Modèle entrées multiples (précipitations, lâchers des barrages) - sortie unique (débits)
MORDOR :	MOdèle à Réservoir de Détermination Optimale du Ruissellement
NA :	Nappe(s) d'Accompagnement
PAC :	Politique Agricole Commune
PCR :	Piézométrie de CRise
PGE :	Plan de Gestion des Etiages

POE :	Piézométrie Objectif d'Étiage
QMNA _x :	Débit mensuel minimal de période de retour de x années
RA :	Région Agricole
RFU :	Réserve Facilement utilisable
SAGE :	Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SDAGE :	Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux
S-H-E :	Socio – Hydro – Economique
SIGES :	Système d'Information pour la Gestion des Eaux Souterraines
SISO :	Single Input – Single output model (Modèle entrées unique - sortie unique)
SISO-PQ :	Modèle entrées unique (précipitations)- sortie unique (débits)
SWSI :	Supply Water Surface Index
TBR :	Tableau de Bord de la Ressource
TO :	Tarifcation Optionnelle
VCN _x :	Plus faible débit moyen pour x jours consécutifs

INTRODUCTION GENERALE

Introduction générale

L'expansion des villes, des industries et de l'agriculture a provoqué des modifications socio-économiques significatives dans le monde durant ces dernières décennies. La croissance rapide de la population, particulièrement dans les pays en développement, coïncidant avec un processus d'industrialisation et d'élévation du niveau de vie, a fait augmenter les besoins en eau directs (alimentation en eau potable) et indirects (industrie, agriculture). Dans la même période, la surexploitation et/ou la pollution des eaux de nombreuses régions ont réduit, en qualité et en quantité, l'eau disponible pour les usages et le milieu naturel. Les bilans offre-demande évoluent vers des déficits structurels, notamment durant les phases d'étiages (OMM, 1994). Dès lors, une véritable évaluation des ressources, ainsi qu'une gestion de l'eau plus parcimonieuse, sont devenues impératives (Jonch-Clausen *et al.*, 1996). La gestion des ressources hydriques devra maintenir l'équilibre entre des demandes croissantes et des ressources en eau douce de moins en moins disponibles (Margat *et al.*, 1979; Hubert, 1998). Pour cela, la gestion devra anticiper et résoudre les conflits entre les utilisateurs afin de partager les ressources en eau et les revenus issus de leurs utilisations tout en préservant le milieu naturel (Montginoul, 1999).

Les différentes conférences mondiales sur l'eau, ou le développement durable, à Dublin (1992), Rio de Janeiro (1992), Harare, Paris ou Kyoto (2003) traduisent la prise de conscience de la communauté internationale face au problème de la gestion des ressources en eau. De nombreuses questions ont émergé, notamment sur les objectifs, le choix des règles de gestion et les pas d'espace et de temps à considérer pour permettre de satisfaire les demandes parfois conflictuelles entre les différents usages (irrigation, industrie, eau potable, activités touristiques, milieu naturel, etc.) (Bloschl et Sivapalan, 1995; Villeneuve *et al.*, 1998; Karstens, 2003; Quinn *et al.*, 2004).

Ainsi, pour les gestionnaires des hydrosystèmes aménagés, les pressions de plus en plus fortes exercées sur la ressource en eau posent de nouvelles contraintes (Hurand, 2003). En effet, avant de gérer un système, il faut d'abord en connaître l'état actuel, puis les dynamiques et les interactions entre ses parties. Celles-ci sont souvent complexes incluant des aspects techniques, sociaux et institutionnels (de Roux *et al.*, 2002). Même en se limitant au cas particulier de la dynamique des systèmes barrages-rivières, les débits lâchés aux barrages ne sont pas simplement reliés aux débits en certains points du cours d'eau mais plusieurs autres processus interviennent (hydrodynamique de surface, interaction avec les aquifères latéraux, avec les aquifères profonds, prélèvements, etc.) (Litrico *et al.*, 1998). Ces relations peuvent être cernées par des observations et des expériences de terrain et par des modèles de simulation. Les modèles mathématiques permettent d'aider les gestionnaires et les scientifiques à prévoir les tendances, qualitative et quantitative, suivies

par des variables caractéristiques des ressources en eau (Fortin *et al.*, 1997; Giraud *et al.*, 2002; Todini, 2007). De plus, les modèles constituent également un moyen relativement rapide et sûr, et comparativement bon marché, de tester la validité des stratégies de gestion (Onta *et al.*, 1991; Andreu *et al.*, 1996; Villeneuve *et al.*, 1998; Eliasson *et al.*, 2003).

Ces informations ajoutées à d'autres renseignements issus de tableaux de bord (indicateurs de fonctionnement), permettent aux gestionnaires d'utiliser les modèles pour effectuer de la planification et simuler les conditions opérationnelles (Gouy, 1996; Woillez et Rochard, 2003).

- Les *modèles de planification* servent à simuler des systèmes fictifs. Ils recourent aux données recueillies sur de longues périodes pour évaluer les répercussions de projets variés sur l'aménagement d'un hydrosystème (construction de barrages, modification des procédures d'exploitation, édification de digues, dérivations au fil de l'eau, traitement des effluents et nouveaux usages de l'eau) (Klemes, 1975). En règle générale, pareilles études supposent que les conditions météorologiques des années passées sont représentatives de celles qui se manifesteront dans l'avenir (Villeneuve, 1975).
- Les *modèles opérationnels* sont utilisés, quant à eux, pour la gestion d'hydrosystèmes réels quel que soit l'horizon de prévision (court, moyen ou long terme). Ils servent, par exemple, à prévoir le débit (Fortin *et al.*, 1997), le niveau et/ou la qualité de l'eau (O'Connell et Todini, 1996) au cours d'une période relativement brève, quelques jours ou semaines par exemple.

Cette thèse se propose de définir les principales caractéristiques d'un modèle d'aide à la gestion quantitative des ressources en eau au sein des hydrosystèmes aménagés intégrant les compartiments hydrauliques superficiels, souterrains et socio-économiques. Dans ces conditions, une attention particulière sera notamment portée sur les éléments suivants :

- Les processus à intégrer dans les modèles car ils sont prépondérants pour la gestion des hydrosystèmes aménagés, qu'ils soient naturels (dynamiques de surface, interactions nappes-rivières), ou bien anthropiques (action des barrages, influences des perturbations comme les prélèvements),
- Les unités spatiales et temporelles appropriées,
- Les modalités d'évaluation et de gestion des ressources en eau sur les hydrosystèmes (gestion couplée surface-souterrain, gestion par l'offre, la demande, choix des indicateurs),
- Et enfin, la nature des modèles adaptés à une utilisation opérationnelle par les gestionnaires.

Afin d'illustrer les différents points cités précédemment, le bassin versant de la Charente à l'amont d'Angoulême (3 750 km²) a été choisi comme terrain d'étude. Il constituera notre *fil rouge* tout le long de ce mémoire. En effet, à causes des graves déséquilibres entre la ressource et les demandes, et des efforts en terme de gestion quantitative des ressources en eau (concertation entre usagers, dynamisme des gestionnaires, acquisition des données,

modèle opérationnel), le bassin versant de la Charente amont permettra de tirer des enseignements sur les caractéristiques importantes pour un outil d'aide à la gestion des hydrosystèmes aménagés.

Afin de remplir ces objectifs, ce mémoire est divisé en cinq chapitres :

Le chapitre 1 précise les concepts de système, d'analyse systémique et d'hydrosystème aménagé. A partir de ces définitions, et après une présentation du contexte général du bassin versant de la Charente amont, le fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème Charentais sera exploré. A partir de différentes séries temporelles disponibles, la réalisation d'analyses corrélatoires et spectrales permettra d'identifier les principaux processus et les différents facteurs (naturels ou anthropiques) qui agissent sur le cycle de l'eau.

Les définitions de ressources en eau, de gestion et de ses différents modes, ainsi que l'intérêt de l'utilisation des indicateurs dans la gestion opérationnelle sont introduits dans le chapitre 2. Les principes de la gestion de l'eau en Charente sont également présentés. De plus, à partir d'analyses du nombre de crises, de la réactivité des prises d'alerte, de l'efficacité des lâchers de barrage, etc., un retour d'expérience sur la gestion actuelle des ressources en eau en Charente sera proposé.

Le chapitre 3 porte sur l'importance de la gestion conjointe des ressources en eau superficielles et souterraines à l'échelle de l'hydrosystème, mais aussi les échelles de temps et d'espace compatibles avec ce mode de gestion. Ce chapitre introduira une méthodologie pour le calcul de la nappe subordonnée, permettant ainsi de délimiter une échelle spatiale et temporelle cohérente pour la gestion d'un hydrosystème nappe-rivière. Cette méthodologie sera, par la suite, adaptée et appliquée sur le bassin versant de la Charente amont.

L'intérêt des modèles mathématiques pour la gestion des ressources en eau, leurs avantages et inconvénients, ainsi que les différentes structures possibles, en fonction des objectifs des gestionnaires, sont abordés dans le chapitre 4. Le *Tableau de Bord de la Ressource en eau* (TBR), l'outil d'aide à la décision sur le bassin versant de la Charente amont, sera présenté afin d'identifier ses points forts et ses faiblesses. A partir du constat que certaines données sont manquantes ou insuffisamment précises (prélèvements) et qu'une formulation mathématique aussi complexe que le TBR n'est pas toujours justifiée, une modélisation plus simple basée sur les séries chronologiques, de type boîte noire, a été testée.

Enfin, le chapitre 5 sera consacré à démontrer virtuellement, au travers d'une étude sur le bassin versant de la Charente amont, comment une approche multidisciplinaire, basée sur un modèle mathématique et des outils économiques, peut aider les gestionnaires à améliorer les prévisions et la gestion des ressources en eau. En effet, une méthode alternative de tarification de l'eau, basée sur un système de modulation du prix de l'eau selon les informations fournis par les irrigants, permettra de mieux prévoir les quantités de prélèvements (Loubier *et al.*, 2008a). A partir de ces nouvelles informations manquantes jusque là, les prévisions du TBR et l'efficacité des lâchers de barrages pourront être

améliorés. Les ressources disponibles conservées dans les barrages serviront alors à faire face à de nouvelles crises et, donc, de limiter d'éventuelles restrictions d'usages. Dans cette configuration, les ressources en eau sont mieux préservées, les problèmes de ressources non exportés vers l'aval et l'ensemble des acteurs de l'hydrosystème de la Charente, amont ou aval, seront gagnants.

Chapitre 1

CONCEPT D'HYDROSYSTEME AMENAGE ET
VISION SYSTEMIQUE

CHAPITRE 1.

Concept d'hydrosystème aménagé et vision systémique

1.1	Un petit jeu ... pour faire connaissance avec la vision systémique	7
1.2	Le concept d'hydrosystème aménagé	8
1.2.1	<i>Introduction à l'approche systémique.....</i>	<i>8</i>
1.2.2	<i>Représentation de la structure et du fonctionnement d'un système</i>	<i>9</i>
1.2.3	<i>La naissance du concept d'hydrosystème : évolutions et définitions</i>	<i>14</i>
1.2.3.1	<i>Le bassin versant</i>	<i>15</i>
1.2.3.2	<i>Le système aquifère</i>	<i>17</i>
1.2.4	<i>La conceptualisation du fonctionnement hydrodynamique à l'échelle de l'hydrosystème</i>	<i>18</i>
1.3	L'hydrosystème de la Charente amont	21
1.3.1	<i>Généralités sur le bassin versant de la Charente amont</i>	<i>22</i>
1.3.1.1	<i>Climat</i>	<i>22</i>
1.3.1.2	<i>L'occupation du sol et la pédologie</i>	<i>22</i>
1.3.2	<i>Hydrologie et ressources stockées</i>	<i>23</i>
1.3.2.1	<i>Hydrographie</i>	<i>23</i>
1.3.2.2	<i>Les ouvrages de stockages</i>	<i>27</i>
1.3.3	<i>Les usages et prélèvements d'eau dans l'hydrosystème</i>	<i>30</i>
1.3.3.1	<i>Usages de l'eau en Charente amont.....</i>	<i>30</i>
1.3.3.2	<i>Bilans des consommations en eau sur la Charente amont.....</i>	<i>31</i>
1.3.4	<i>La géologie et l'hydrogéologie.....</i>	<i>34</i>
1.3.4.1	<i>Contexte Hydrogéologique.....</i>	<i>34</i>
1.3.4.2	<i>Analyses des chroniques piézométriques.....</i>	<i>37</i>
1.3.4.3	<i>Piézométrie de référence</i>	<i>40</i>
1.3.5	<i>Les relations nappe-rivière</i>	<i>41</i>
1.3.5.1	<i>Analyses des hydrogrammes</i>	<i>41</i>
1.3.5.2	<i>Analyse piézométrique locale d'un aquifère</i>	<i>43</i>
1.3.5.3	<i>Apports de la modélisation hydrogéologique</i>	<i>45</i>
1.3.6	<i>Impacts des prélèvements sur le fonctionnement de l'hydrosystème</i>	<i>47</i>
1.4.	Analyse systémique du bassin versant de la Charente amont à partir des analyses corrélatoires et spectrales	49
1.4.1	<i>Principes des Analyses Corrélatoires et Spectrales (ACS).....</i>	<i>50</i>
1.4.1.1.	<i>Les analyses corrélatoires et spectrales simples.....</i>	<i>51</i>
1.4.1.2.	<i>Les analyses corrélatoires et spectrales croisées</i>	<i>53</i>
1.4.2	<i>Choix des séries chronologiques et de la période d'analyse</i>	<i>55</i>
1.4.3	<i>Résultats des ACS des séries chronologiques</i>	<i>57</i>
1.4.3.1.	<i>Les chroniques de précipitations.....</i>	<i>57</i>
1.4.3.2.	<i>Les chroniques piézométriques</i>	<i>58</i>
1.4.3.3.	<i>Les chroniques de débits du fleuve Charente.....</i>	<i>60</i>

1.4.3.4.	Influence des précipitations sur les niveaux piézométriques.....	63
1.4.3.5.	Influence des précipitations sur les débits du fleuve Charente.....	65
1.4.3.6.	Influence des niveaux piézométriques sur les débits du fleuve Charente.....	66
1.4.3.7.	Temps de transferts dans le réseau hydrographique	67
1.4.3.8.	Influence des débits de prélèvements sur les débits du fleuve	68
1.5.	Bilan du fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème de la Charente amont.....	69
1.6.	Représentation systémique de l'hydrosystème de la Charente amont.....	72
1.6.1	<i>Identification des sous-systèmes</i>	<i>72</i>
1.6.1.1.	Le sous-système « Tronçon de rivière »	73
1.6.1.2.	Le sous-système « Nappe »	73
1.6.1.3.	Le sous-système « Barrage »	74
1.6.2	<i>Schéma systémique du fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème Charente amont.....</i>	<i>74</i>
1.7.	Conclusion.....	77

1.1 Un petit jeu ... pour faire connaissance avec la vision systémique

Le concept d'hydrosystème est lié à la notion de système, à sa représentation dans le but de mieux le comprendre (systémique). Afin de nous familiariser avec l'approche systémique, commençons par un exercice (Le Moigne, 1990). Considérons un objet « familier », tel que l'équation :

$$x_1^2 + x_2^2 = y$$

Proposons-nous de « systémographier » cet objet : autrement dit, de le représenter. Nous pouvons, par exemple, pour ce faire, nous demander :

- (1) Quels sont les « éléments » de ce système ? *Puis, les ayant identifiés :*
 (2) Quelles sont les relations qui les connectent ?

Généralement, les joueurs répondent que les éléments constitutifs du système sont « x_1 », « x_2 » et « y » et que les interrelations sont « + » et « = ».

Si, en revanche, on recherche à identifier les « processeurs élémentaires » ou les « éléments actifs » de ce système, on sera conduit à identifier trois opérateurs : « $()^2$ », « + », « = », puis à les agencer en un réseau, comme la figure 1.1, et enfin, à nommer le flux associé à ce système : les entrées « x_1 », et « x_2 », et les sorties « y ».

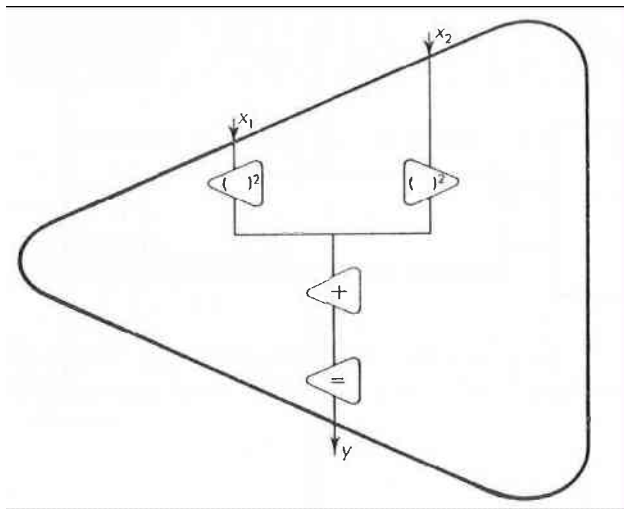


Figure 1.1 - Représentation systémique de l'équation $(x_1)^2 + (x_2)^2 = y$ (Le Moigne, 1990)

La première démarche, typiquement « a-systémique » (mais par contre parfaitement cartésienne) est couramment pratiquée en analyse des systèmes. La seconde, encore peu familière, est typique de la systémogénèse. Cet exemple illustre l'objectif de la vision systémique ; à savoir de traduire concrètement la définition d'un système en une représentation qui puisse aider à sa connaissance et à son interprétation. Il conviendra d'appliquer la même démarche que le jeu précédent pour représenter tout objet que l'on souhaite étudier.

1.2 Le concept d'hydrosystème aménagé

1.2.1 Introduction à l'approche systémique

L'approche systémique, au sens où on l'entend actuellement, a vraiment pris corps au milieu du siècle dernier de la rencontre de nouveaux courants de pensée et d'un double constat :

- Les sciences classiques (la physique en particulier) étudient les objets en posant souvent des hypothèses qui sont trop contraignantes et limitatives pour leur application à la majorité des systèmes réels dans leur environnement : hypothèses de fermeture des systèmes, de réversibilité, d'isotropie du milieu, de linéarité cause-effet, justifiant de la sommation de comportements individuels pour déduire le comportement de l'ensemble (Le Moigne, 1990),
- De nombreux objets dans la nature peuvent être perçus comme des entités à part entière dans leur environnement et peuvent afficher des caractéristiques de comportements semblables (cycle de régulation, croissance et développement, ouverture sur l'extérieur, mise en évidence de flux, complexité des comportements semblables ...). De Rosnay (1975) en dresse une liste en mentionnant des objets comme un écosystème, un système économique, une ville, une entreprise, ...

Cette nouvelle approche, proche de la systémique, émerge alors dans plusieurs disciplines et notamment dans :

- Le domaine de la médecine, sous le nom d'approche holistique, qui consiste à traiter la personne et sa maladie dans son ensemble plutôt qu'en organes et en maladies individualisés,
- Le domaine de la biologie avec la théorie des systèmes (Bertalanffy, 1954). Cette théorie repose sur l'analyse « d'éléments en interaction dynamique organisés en fonction d'un but » que l'on définit comme un système,
- Le domaine des sciences de l'ingénierie avec la cybernétique (Wiener, 1948). La cybernétique a pour but la recherche des rapprochements entre la régulation chez les organismes et les machines construites par l'homme. Les principes développés par la cybernétique sont les précurseurs de l'automatisation et de l'informatique,
- Le domaine de l'information et des télécommunications avec la théorie de l'information (Shannon et Weaver, 1949).

Ainsi, la systémique, ou théorie des systèmes, s'occupe de la structure et du fonctionnement des systèmes, en d'autres termes comment la connaissance de la structure ou le fonctionnement d'un système se révèle plus intéressante pour prévoir son comportement que la connaissance détaillée de ses différents composants (Le Moigne, 2002).

Selon Dooge (1973), un système correspond à n'importe quelle structure, dispositif, schéma ou procédure, réel ou abstrait, qui met en relation, dans une base de temps donnée, une entrée, une cause, ou un stimulus de matière, d'énergie ou d'information, et une sortie, un effet, une réponse, d'information d'énergie ou de matière.

Selon Le Moigne (1990), cette définition ne met pas assez l'accent sur l'**autonomie** et l'**évolution d'un système** et pour lui, un système poursuit des finalités dans un environnement actif et évolutif, en exerçant une activité, en s'organisant et en évoluant sans perdre son identité. Cette définition, volontairement très large, insiste sur les trois pôles de définition d'un système, en référence à des finalités : il fait, il est et il devient.

De leur côté, Bertalanffy (1954) et De Rosnay (1975) insiste sur les relations entre les sous-systèmes et leur environnement en précisant qu'un système est « un **ensemble d'éléments en interaction entre eux et leur environnement** ». Ainsi, un système divise l'Univers en deux parties : la partie dans le système et la partie hors du système (Kundzewicz et Duckstein, 1990). Il reçoit des entrées de la partie hors système et les traite en fonction de son état (état du système), produisant des sorties (Kauark Leite, 1990).

Comme indiqué précédemment, le système possède des entrées et des sorties. Les entrées du système peuvent être des grandeurs que nous connaissons, u dans la figure 1.2, et dont nous maîtrisons l'évolution dans le temps, ou bien des grandeurs que nous ne contrôlons pas (connues ou inconnues), les perturbations b , comme par exemple, les bruits issus des procédures expérimentales (Nascimento, 1995). L'état du système au temps présent dépend de son état initial et des entrées intervenues entre le début et le moment présent.



Figure 1.2 - Système S (Walter et Pronzato, 1994)

b : perturbations ; u : entrées contrôlables ; z : sorties mesurées et y : sorties caractéristiques du système

Les sorties sont aussi des grandeurs caractéristiques du système. Elles se partagent entre les valeurs mesurées, z , ou bien les grandeurs d'intérêts du système, y , pouvant être mesurées ou uniquement simulées et donc différer de z (Walter et Pronzato, 1994).

1.2.2 Représentation de la structure et du fonctionnement d'un système

Comme indiqué précédemment, l'objectif de la systémique est de traduire concrètement la définition d'un système en une représentation qui puisse aider à sa connaissance et à son interprétation (Belouze, 1996; Feuillette, 2001), mais aussi, à son contrôle et sa gestion (Walter et Pronzato, 1994).

La plupart des auteurs (Bertalanffy, 1954; de Rosnay, 1975; Le Moigne, 1990; Monsef, 1996) s'accordent à faire des schémas de représentations qui ont tous les mêmes caractéristiques. L'environnement est le siège d'un ensemble de processus que l'on peut représenter par des objets (Belouze, 1996). Il s'agit donc de sélectionner des objets (A, B et C dans la figure 1.3)

qui sont mis en interaction afin d'en donner une représentation sous forme de structure ou d'une architecture réseau.

On définit alors un système en sélectionnant parmi les objets du réseau ceux dont on désire étudier le mode d'organisation et le fonctionnement (cf. le cercle en pointillé dans la figure 1.3). Le système à étudier regroupe les objets A, B et C qui ont chacun des entrées et des sorties différentes. On parlera alors de sous-systèmes pour chacun des objets du système. Mais de façon globale, ce système, composé de sous-système n'est pas différent du système S élémentaire de Walter et Pronzato (figure 1.2), un système avec des entrées (u et b) et des sorties (y et z).

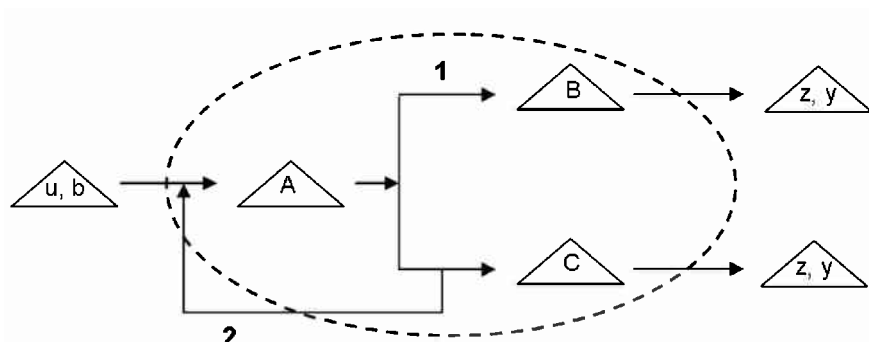


Figure 1.3 - Un exemple de système avec un réseau d'objets en interaction
Avec u et b , les entrées, et y et z les sorties du système contenant les objets ou sous-systèmes A, B et C

Cette représentation nous permet de déduire deux propriétés importantes des systèmes et de leurs représentations :

- L'interaction qui renvoie à l'idée d'une causalité entre les objets et donc les processus (flèche 1 dans la figure 1.3). Les interactions sont l'identification entre les entrées d'un processus et les sorties d'un autre. L'identification signifie donc qu'une partie des entrées d'un objet correspond à une partie des sorties d'un autre (Belouze, 1996). Une forme particulière d'interaction est la rétroaction (flèche 2 dans la figure 1.3) avec la sortie d'un processus capable d'influencer l'entrée de ce même processus ou d'un autre.

En prenant l'exemple de la figure 1.4, nous allons identifier certaines interactions et rétroactions qui se produisent au niveau du système « SOL » pendant un évènement de pluie. Ainsi, une première interaction se produit lorsque la pluie tombe sur le sous-système « surface du sol » qui sépare cette pluie en infiltration vers le sous-système « sol » et en ruissellement vers l'extérieur du système, la « rivière » par exemple. Par la suite au niveau du sous-système « sol », une deuxième interaction se produit pour donner une percolation vers la « nappe » et un ruissellement retardé vers la « rivière » tous deux à l'extérieur du système « SOL ».

Toutefois, en plus des deux interactions, un phénomène de rétroaction est possible en fonction de l'état de saturation du sous-système « sol ». En effet, lorsque le sous-système

« sol » arrive à saturation en eau, il refuse la plus grande partie de l'infiltration (refus d'infiltration dans la figure 1.4) ce qui augmente brutalement le ruissellement vers la rivière.

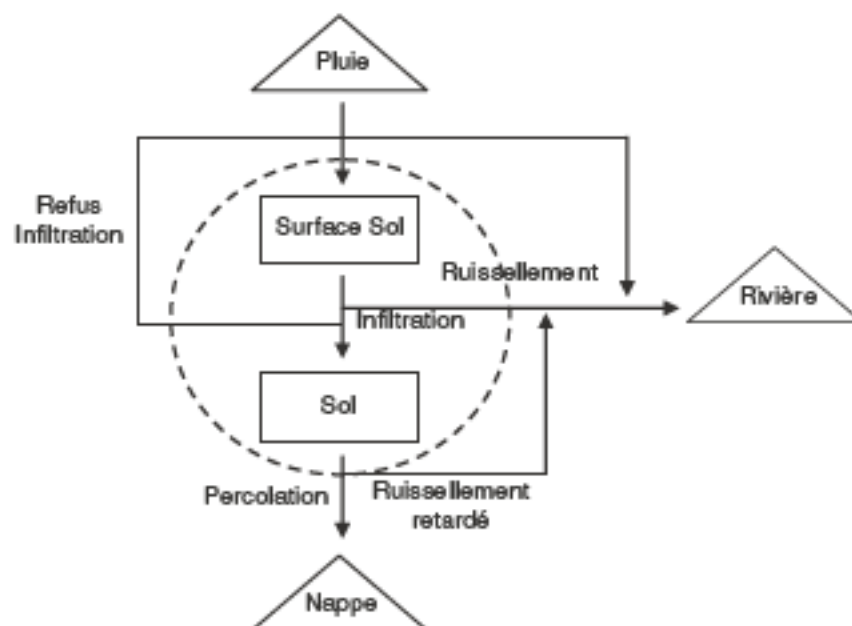


Figure 1.4 – Représentation du système « SOL » pendant une pluie (interactions et rétroactions)

Les processus sont définis en référence au temps, ces structures sont donc définies à un instant t donné, par la connaissance d'un ensemble de données d'entrée (u et b) et de sorties (y et z) comme dans la figure 1.3. Précisons bien sûr que dans le cas le plus courant de transformations non instantanées, un élément de sorties (y et z) au pas de temps t peut être le résultat d'une transformation d'intrants (u et b) des pas de temps précédents.

- La deuxième propriété des systèmes concerne la notion de globalité ou totalité. En effet, comme il a été dit précédemment, même si un système est d'abord un ensemble d'éléments, il ne s'y réduit pas. Bertalanffy (1954) montre qu'on ne peut obtenir le comportement de l'ensemble comme somme de ceux des parties et qu'on doit donc tenir compte des relations entre les divers systèmes secondaires et les systèmes qui les englobent pour comprendre le comportement des parties.

En résumé, la représentation d'un système est celle d'un réseau borné de sous-systèmes en interaction, où un sous-système est perçu comme un objet qui transforme lors d'un processus des entrées, u et b , (de matières, d'énergie ou d'informations) en sorties, y et z (Nascimento, 1995). Les interrelations relient les sous-systèmes entre eux et avec leur environnement. Ce réseau forme alors la structure du système.

Néanmoins, identifier tous les processus physiques élémentaires qui peuvent avoir lieu dans un hydrosystème et attribuer à chacun une description analytique conduirait, certainement, à

des structures très complexes, employant un nombre très élevé de paramètres. Une conceptualisation déséquilibrée des processus physiques peut encore résulter de cette démarche, car on aura une tendance à trop détailler ceux qui sont bien connus, comme en hydrologie l'interception, et, à trop simplifier ceux qui sont méconnus, comme l'écoulement sub-superficiel (Kauark Leite et Nascimento, 1993).

En conclusion, L'objectif de la représentation d'un système est double : faciliter la compréhension de son fonctionnement mais aussi l'identification des éléments permettant sa gestion. La représentation systémique de l'objet d'étude doit permettre de satisfaire plusieurs critères afin d'avoir une définition exploitable du système pour son étude (Monsef, 1996) :

- Définir les éléments ou objets constituant le système,
- Montrer ou définir les relations internes au système ou externes entre le système et son environnement,
- Définir la structure du système, et enfin,
- Rendre possible l'étude qualitative et quantitative du système.

L'apport de l'approche systémique pour appréhender le fonctionnement et la gestion d'un objet d'étude a été démontré dans plusieurs études. Ainsi, la représentation systémique se justifie dans le cas d'un périmètre irrigué basé sur un réseau hydraulique, "contrainte forte et partagée", qui induit un mode d'organisation sociale et des règles de gestion de la terre et de l'eau (Molle et Ruf, 1994). Cette approche repose sur le principe selon lequel comprendre les comportements des usagers dans un système irrigué implique de prendre en compte des interactions entre périmètre physique, groupe d'humains l'exploitant, lignes techniques, et environnement physique et humain.

Dans la même logique, Feuillette (2001) indique que le système nappe/usages agricoles peut également être considéré comme le produit d'une évolution historique et d'un contexte culturel et social composé de trois composantes principales en interaction (figure 1.5) : les exploitants agricoles, la société (qui provient en fait des interactions sociales entre les agriculteurs et les autres individus, compte tenu des histoires, traditions, etc.), et la nappe.

Sans aller si loin, l'approche systémique se contente souvent d'aborder le système dans sa globalité, pour révéler et analyser les interdépendances existant dans l'utilisation des ressources naturelles. Ainsi, une approche systémique peut convenir à l'étude de divers hydrosystèmes : les bassins versants (Payraudeau, 2002), les périmètres irrigués (Belouze, 1996), les nappes souterraines (Feuillette, 2001). De plus, après avoir obtenu une vision d'ensemble du fonctionnement du système et des éléments inclus, comme la société, les exploitations agricoles et la nappe dans l'exemple de la figure 1.5, une étude plus détaillée peut être menée sur l'un de ces éléments. Ces deux niveaux d'études permettent de décrire le fonctionnement d'un élément, comme un système *barrage – rivière* avec la réserve du barrage, les lâchers, les prélèvements, les échanges avec la nappe, les pluies, ... sans exclure des phénomènes induits sur le système sans rapport avec le fonctionnement hydraulique comme les discussions autour des volumes de lâchers de barrages et les restrictions sur les prélèvements.

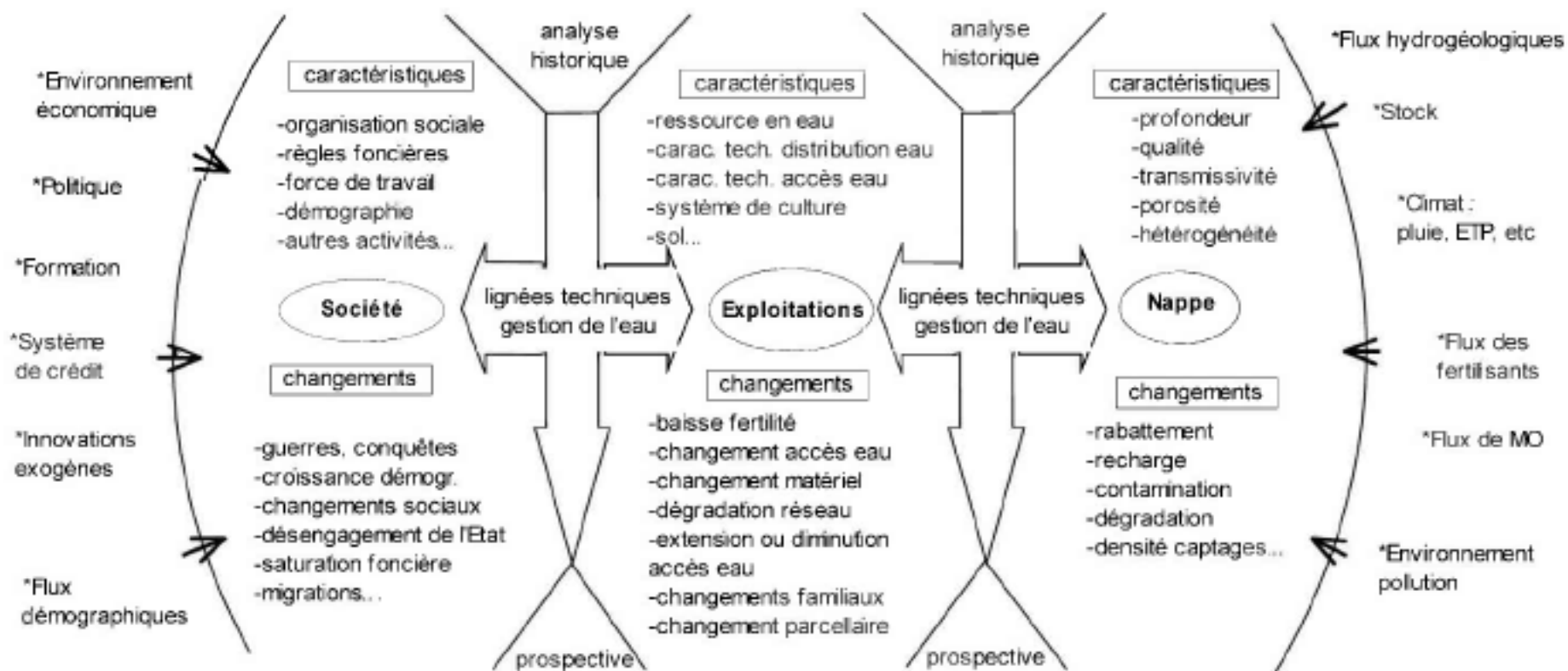


Figure 1.5 - Approche systémique d'un système nappe - usages agricoles (Feuillette, 2001).

La lecture de ce schéma peut débuter par les 3 éléments centraux. L'environnement du système, constitué par des événements humains (à gauche) et physiques (à droite) agit sur les exploitations, la société et la nappe

1.2.3 La naissance du concept d'hydrosystème : évolutions et définitions

Le terme d'hydrosystème a été créé lors de l'émergence de la systémique et de la théorie des systèmes. L'origine du mot date d'une quarantaine d'années, et a vu son sens évoluer largement. Ces transformations peuvent être abordées sous un angle thématique d'une part, et spatial d'autre part (Hypergeo, 2007).

En ce qui concerne l'évolution thématique, le terme d'hydrosystème est apparu au début des années 1960 chez les géomorphologues anglo-saxons. Ce sont les géographes, avec Chorley, mais aussi certains hydrologues, avec Chow (1965) notamment, qui sont habituellement présentés comme les inventeurs du concept (Chorley, 1962; Chow *et al.*, 1965). Ainsi, Chorley a cherché à développer une approche systémique de la géomorphologie avec son article pionnier de 1962 sur « la géomorphologie et la théorie générale des systèmes ». Dans cet article, il n'a pas utilisé le terme même d'hydrosystème, parlant seulement de « système fluvial » (stream system) quand il aborde les systèmes de surfaces. De fait, le terme a jusqu'à aujourd'hui gardé une forte connotation de dynamique fluviale (Amoros et Petts, 1993).

Concernant l'évolution spatiale, l'hydrosystème a, d'abord du fait de sa connotation fluviale, représenté avant tout l'ensemble des relations longitudinales entre l'amont et l'aval des eaux superficielles à l'intérieur du bassin d'alimentation. Mais cette portion d'espace comprend aussi des relations latérales entre les lits mineur et majeur, entre l'eau et les formations sédimentaires de la plaine alluviale (figure 1.6). La troisième dimension prise en compte concerne les liens verticaux entre l'atmosphère, les eaux superficielles et souterraines. Ainsi, prenant en compte les interrelations longitudinales, latérales et verticales, l'hydrosystème est un terme souvent utilisé pour qualifier un bassin versant, et les aquifères associés où s'organise un réseau hydrographique qu'on souhaite étudier de manière systémique afin d'aboutir à des propositions de gestion. On retrouve ici le sens du terme « système » donné par Walter et Pronzato (1994) en automatique.

La définition de l'Encyclopédie AXIS, reprise par le dictionnaire hydro du CNFSH, indique qu'un hydrosystème est (Dacharry, 1993) : « Une portion de l'espace où, dans les trois dimensions, sont superposés les milieux de l'atmosphère, de la surface du sol et du sous-sol, à travers lesquels les flux hydriques sont soumis à des modes particuliers de circulation. L'hydrosystème est le siège, sous l'effet de l'eau, de transformations car, en toutes ses phases, le cycle de l'eau a d'étroits rapports avec d'autres cycles physiques, géochimiques et biologiques de l'environnement terrestre. »

Dans le cadre de ce travail, on ne s'intéressera pas aux cycles chimiques et biologiques mais seulement à une partie du cycle physique de l'eau. Donc, nous nous limiterons à la définition du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux Rhin-Meuse (Agence de l'Eau

Rhin-Meuse, 1996) disant d'un hydrosystème : **partie terrestre du cycle de l'eau limitée à un secteur géographique déterminé, notamment un bassin versant et/ou un aquifère.**

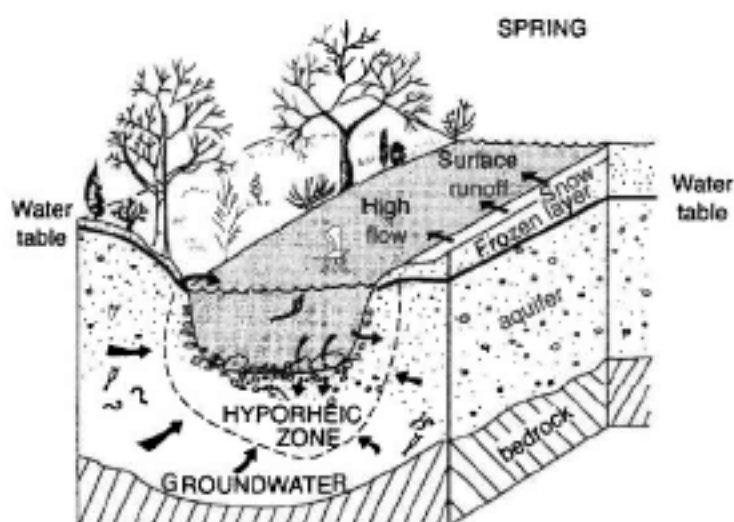


Figure 1.6 – Relations entre le cours d'eau et la nappe des formations adjacentes (Sophocleous, 2002)

➤ Dimensions d'un hydrosystème

L'hydrosystème n'a pas, en soi, de dimension. Une flaque ou bien l'Amazonie peuvent être considérés comme des hydrosystèmes. Chacun a une taille qui dépend de ses éléments constitutifs et dont l'équilibre résulte des réponses permanentes de chaque constituant et de la recomposition des liens qui les unissent (Hypergeo, 2007). Ainsi, le mot hydrosystème est souvent accompagné d'adjectifs qui caractérisent l'espace étudié et ses conditions aux limites (ex : hydrosystème fluvial, hydrosystème anthropisé, hydrosystème dunaire...). De plus, l'échelle spatiale de l'hydrosystème est aussi en relation avec son échelle temporelle, en particulier par l'inertie et les retards qui se produisent dans le rétablissement faisant suite à une perturbation (naturelle ou anthropique).

➤ Impacts anthropiques sur les hydrosystèmes

L'hydrosystème ne se borne pas à décrire des interactions entre ses éléments constitutifs et le milieu naturel, il doit aussi prendre en compte des interactions avec les activités humaines (Lanini *et al.*, 2004; Ejeta, 2006) : l'anthropisation (aménagements par des barrages, digues, routes, prélèvements des ressources, occupation et modification du territoire). Dans ce cas où le système subit des interventions humaines qui viennent modifier son comportement, un autre adjectif vient compléter ceux déjà rencontrés précédemment : on parlera d'hydrosystème aménagé. Afin d'illustrer le concept d'hydrosystème, deux unités fonctionnelles que sont le bassin versant et le système aquifère vont être présentés.

1.2.3.1 Le bassin versant

Le bassin versant représente la totalité de la surface topographique drainée par un cours d'eau, et ses affluents, à l'amont d'un point ou plus précisément d'une section

droite de ce cours d'eau (Réménieras, 1965). Le terme de bassin versant englobe, de par sa définition, des objets spatiaux de tailles très différentes depuis quelques hectares ou km² : 91 ha et 104 km² respectivement pour les bassins expérimentaux de Roujan dans l'Hérault et de l'Orgeval en Seine-et-Marne à plusieurs millions de km² avec 7 millions km² pour l'Amazonie. Le bassin versant représente l'entité physique (le système) sur laquelle les hydrologues cherchent à comprendre le cycle de l'eau et les flux associés pour mieux les reproduire (Payraudeau, 2002). Les petits bassins facilitent la mise en évidence des processus élémentaires, les grands intègrent la globalité des processus (Ambroise, 1999). Sachant que les processus hydrologiques sont différents, la manière de les appréhender pour la modélisation et la gestion sera donc différente.

Toutefois, certains auteurs ont généralisé cette définition en ne se limitant pas au cours d'eau et déclarent que le bassin versant est la surface réceptrice des eaux qui alimentent une nappe souterraine, un lac, une rivière ou un réseau complexe (Loup, 1974). En effet, à partir de la définition du bassin versant proposée par Réménieras (1965), il est évident que sa limite correspond à la ligne de crête. Son tracé commence par l'exutoire et suit les points les plus élevés jusqu'à fermeture du contour. Or, comme le précise Loup (1974), il peut exister des interactions entre les eaux superficielles et les eaux souterraines. Les limites déduites de la topographie peuvent ne plus correspondre aux limites réelles ou hydrogéologiques du bassin (figure 1.7).

Deux exemples opposés dans le massif karstique du Vercors où le contexte hydrogéologique modifie la surface du bassin fonctionnel peuvent être cités : le bassin de la rivière Bourne à la station de Chorange avec 246 km², selon la topographie, et 446 km², en tenant compte de la géologie, et le bassin de la rivière Vernaison à la station de Royans avec 281 km², selon la topographie, mais seulement, 81 km² en tenant compte de la géologie (Payraudeau, 2002).

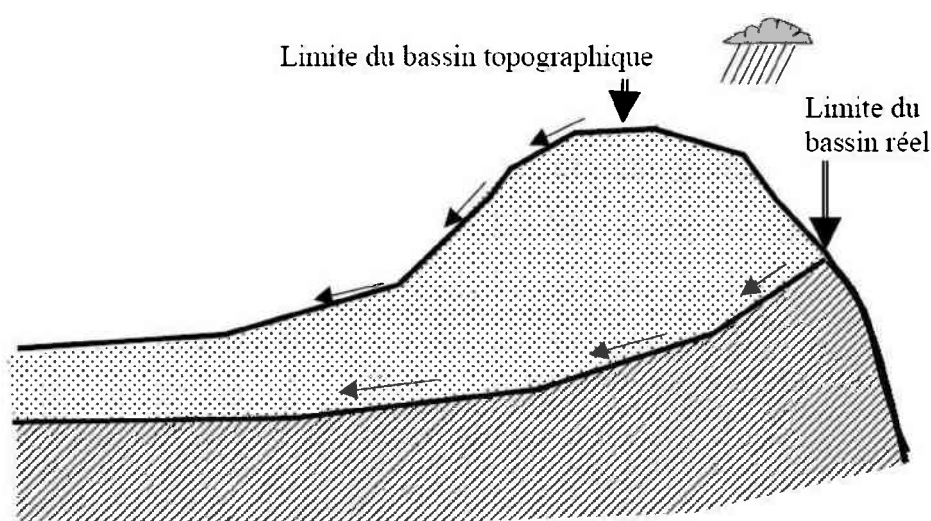


Figure 1.7 - Délimitations des bassins topographique et réel (Roche, 1963)

1.2.3.2 Le système aquifère

Le *système aquifère* proposé par Margat (1976) en tant qu'unité d'étude ne peut être défini sur une base exclusivement géologique. Il convient de prendre également en considération les propriétés hydrodynamiques qui caractérisent son comportement ou son fonctionnement hydraulique. **Un système aquifère est un système d'écoulement d'eau souterraine, correspondant à tout le champ spatial continu dans lequel les effets de diverses impulsions naturelles ou artificielles (apports ou prélèvements, variations des niveaux aux limites) peuvent se propager librement et influencer le fonctionnement hydraulique à un terme défini dans le temps (Margat, 1976).**

La définition précise du *champ* et de la *propagation d'influence* implique la connaissance à la fois du milieu physique (siège du stockage des réserves et des transferts d'écoulement souterrains). Dans ce but, il est nécessaire de décrire :

- La structure du système aquifère, ce qui implique une approche de sa géométrie (délimitation, dimension) ainsi que sa constitution (système mono ou multicouche).
- Les conditions hydrodynamiques qui requièrent une appréciation sur les conditions aux limites et notamment les liaisons avec la surface (zones d'alimentation, zones d'exutoire) ainsi que sur les caractéristiques hydrodynamiques principales (transmissivité, emmagasinement).

Un système aquifère se définira alors comme un domaine continu, circonscrit par des limites où s'arrêtent les propagations d'influence.

Le concept de système aquifère, qui reprend les caractéristiques générales d'un système, est à distinguer de ceux d'aquifère et de bassin hydrogéologique :

- *Un aquifère* ou une *formation aquifère* est un corps de roches perméables à l'eau, ou fracturées, comportant une zone saturée et conduisant suffisamment l'eau pour permettre l'écoulement significatif d'une nappe souterraine et le captage de quantités d'eau appréciables (CNFSH - Commission de Terminologie, 2007). Un aquifère est donc un concept hydrogéologique et géostructural associé à celui de nappe souterraine et à une capacité de production d'eau souterraine. Un aquifère est donc l'un des composants d'un système aquifère.
- *Un bassin hydrogéologique* est, quant à lui, tout ou une partie d'un aquifère, simple ou complexe dans lequel les eaux souterraines s'écoulent vers un même exutoire. Il est délimité par une ligne de partage des eaux souterraines qui, comme celle des bassins de surface peut être migrante ; c'est l'homologue souterrain d'un bassin versant pour les eaux superficielles. Un système aquifère peut être subdivisé en plusieurs bassins hydrogéologiques.

1.2.4 La conceptualisation du fonctionnement hydrodynamique à l'échelle de l'hydrosystème

Le fonctionnement de tout hydrosystème obéit à quelques grands principes physiques, dont la prise en compte explicite permet de faciliter grandement son analyse et sa compréhension. Comme pour tout système, ce fonctionnement se manifeste par l'évolution au cours du temps et dans l'espace de certaines grandeurs décrivant les propriétés du milieu (variables et paramètres).

La notion d'hydrosystème, qui traduit une approche globale d'un bassin ou d'un aquifère, présente des avantages au moment de s'en faire une représentation, d'appréhender son comportement et de définir les éléments qui le constitue :

- L'accent est mis sur les processus, sur les modes de circulation de l'eau, sur les phénomènes d'interfaces, très utiles pour identifier et caractériser le fonctionnement des hydrosystèmes dans un objectif de gestion. On entend processus au sens de changement dans le temps, de matières, d'énergie ou d'informations (Miller, 1965). Trois grands types de processus ont été décrits pour expliquer le fonctionnement global d'un hydrosystème (Payraudeau, 2002) :
 1. Processus de stockage/déstockage concernant le cycle de l'eau et les flux de matière associés,
 2. Processus de transformation interne : liés aux changements de phase pour l'eau ou de forme pour un composé chimique,
 3. Processus de transfert vers les limites de l'hydrosystème : l'atmosphère et l'exutoire du système,

Un autre processus peut être considéré : les facteurs anthropiques, comme les prélèvements, qui peuvent être des transferts vers d'autres bassins versants ou des processus de stockages/déstockages internes à l'hydrosystème.

L'imbrication de ces différents processus, dont l'importance varie en tout point de l'hydrosystème et à chaque instant, rend les systèmes (bassin versant, aquifère) fortement non linéaires (Payraudeau, 2002). Pour étudier le fonctionnement de l'hydrosystème, on cherchera à hiérarchiser l'importance de ces processus à partir des interactions entre les objets, les entrées et les sorties du système.

- Elle prend en compte la globalité et la spécificité d'une portion de l'espace géographique en intégrant toutes les interférences, y compris les influences humaines (hydrosystème aménagé).
- Et surtout, bénéficiant de l'amélioration des techniques de mesure, elle se prête à la modélisation mathématique au moment où l'outil informatique se vulgarise.

Les processus participent au fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème et, notamment, à la redistribution des précipitations incidentes et à la genèse des différentes composantes des écoulements et des termes du bilan sur un bassin versant ou un aquifère (Ambroise, 1999). Les principaux processus des hydrosystèmes sont :

- Les apports à la surface (précipitations, irrigations, ...),

- Les écoulements dans les versants (infiltrations, écoulements dans la zone non saturée, écoulements des nappes et rétention du sol),
- Les écoulements sur les versants (ruissellements, exfiltrations, avalanches, ...),
- Les écoulements fluviaux (rivières, canaux, échanges nappe-rivière, genèses des crues, confluences, et enfin, prélèvements et rejets),
- L'évaporation, l'évapotranspiration.

Dans chaque hydrosystème, les processus actifs, leurs intensités et leurs interactions ne sont pas quelconques mais dépendent de la combinaison d'un ensemble de facteurs contrôlant leurs variabilités spatio-temporelles (Ambroise, 1999; Payraudeau, 2002). Les principaux facteurs, dans l'ordre de variabilité temporelle décroissante, sont :

- Les conditions imposées aux limites avec forçages atmosphériques et climat (apports atmosphériques et énergie),
- Les conditions initiales : état hydrologique du bassin versant (humidité et stock d'eau dans les sols et les nappes),
- Les propriétés hydrodynamiques du milieu et leurs variabilités (capacité de stockage et transfert entre réservoirs),
- Les caractéristiques géométriques (topographie et morphologie).

Afin d'illustrer ces éléments, la figure 1.8 présente un exemple de la représentation systémique d'un hydrosystème *barrage-rivière*. Comme nous venons de le voir, la représentation du système permet d'identifier les entrées, les perturbations et les sorties des hydrosystèmes (Walter et Pronzato, 1994). Cette étape d'identification des composantes du système est fondamentale pour la compréhension et l'analyse du fonctionnement de l'hydrosystème.

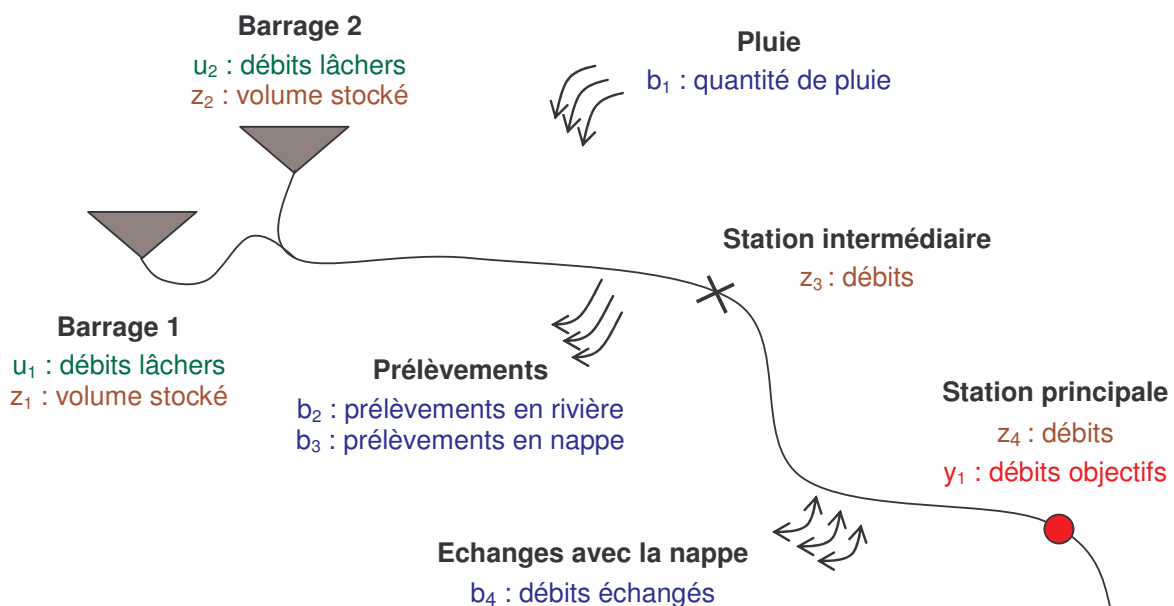


Figure 1.8 – Représentation systémique d'un hydrosystème barrage-rivière

Ainsi, dans la figure 1.8, nous avons identifié certains éléments agissant sur un hydrosystème *barrage-rivière* :

- Tout d'abord en ce qui concerne les entrées de notre hydrosystème, nous avons celles dont nous maîtrisons et connaissons l'évolution dans le temps, notées u . Les entrées u de notre hydrosystème *barrage – rivière* sont les débits lâchés des deux barrages (u_1 et u_2 en vert). Ces entrées sont connues dans ce cas puisque les lâchers de barrages sont mesurés.
- Ensuite, il existe les entrées notés b qui sont les perturbations que subit l'hydrosystème. Elles ne sont pas contrôlées et leurs valeurs ne sont pas forcément connues. Les perturbations de notre hydrosystème, qui sont représentées en bleu, sont : les pluies (b_1), les prélèvements d'eau d'origine anthropique (b_2 si ils ont lieu dans la rivière et b_3 si ils ont lieu dans la nappe) et, enfin, les échanges de la rivière avec la nappe (b_4). Comme indiqué précédemment, les valeurs de b peuvent être connues ou inconnues. Dans le cas où elles sont inconnues, mais restent importantes à apprécier pour la gestion de l'hydrosystème, un modèle mathématique pourra être utilisé afin d'estimer les valeurs de b . Ce modèle pourra être de plusieurs formes : modèle de prévision, modèle statistique, ... (cf. chapitre 4). Dans tous les cas, les valeurs de b ne seront qu'estimées avec un intervalle de confiance.
- En ce qui concerne les sorties de notre hydrosystème, les sorties, notées z , seront considérées comme les sorties mesurées. Dans la figure 1.8, elles correspondent aux niveaux dans les deux barrages (z_1 et z_2 en marron) et aux mesures de débits à la station intermédiaire et à la station principale, respectivement z_1 et z_2 .
- Enfin toujours comme sortie, il existe les grandeurs d'intérêts qui nous aident à gérer et contrôler notre hydrosystème et que nous noterons y . La grandeur d'intérêt dans notre exemple est le débit objectif y_1 à la station principale en rouge. La gestion de l'hydrosystème *barrage-rivière* sera réalisée à partir des valeurs de y_1 . Le chapitre 2 détaillera les modalités de cette gestion (indicateur, tableau de bord). Ces grandeurs d'intérêt pourront être soit mesurées, comme dans notre cas, la valeur de y_1 sera donc égale à la valeur z_4 , soit être simulées à partir de l'ensemble des données disponibles sur l'hydrosystème (u, b, z). Souvent, afin de calibrer et de valider un modèle, deux notions que nous détaillerons dans le chapitre 4, les valeurs des sorties seront utilisées en comparant les valeurs simulées (y_1) et les valeurs mesurées (z_4) pour s'assurer que le modèle reproduit bien le fonctionnement de l'hydrosystème.

La représentation systémique de ce système *barrage-rivière* a permis d'identifier les principales composantes de cet hydrosystème : les entrées connues (u), les entrées qui peuvent perturber le barrage ou la rivière (b), et les sorties avec celles qui sont mesurées (z) et celles qui serviront d'objectifs pour la gestion de cet hydrosystème (y).

Toutefois, l'ensemble des processus décrivant le fonctionnement de l'hydrosystème, et surtout leur importance, n'a pas été identifié sur un exemple. Dans ces conditions, les prochains paragraphes vont se consacrer à la description d'un hydrosystème particulier : le bassin versant de la Charente amont et les aquifères correspondants. L'objectif dans ce chapitre sera d'identifier les principales composantes du système mais surtout de définir les

importances des différents processus afin d'aider les gestionnaire pour la gestion des ressources en eau sur cet hydrosystème.

Le bassin versant de la Charente amont constituera un « fil rouge » tout au long de ce travail de thèse. En effet, il servira de référence pour traiter de la gestion des ressources en eau (chapitre 2), de la notion de nappe d'accompagnement (chapitre 3) et des outils d'aide à la gestion, notamment la modélisation (chapitres 4 et 5).

Encadré 1.1 – La notion de nappe d'accompagnement

La nappe d'accompagnement d'un cours d'eau est une partie (éventuellement la totalité) de la (ou des) nappe(s) d'eau souterraine qui est (sont) en connexion hydraulique avec celle-ci. Dans le chapitre 3, la notion de nappe d'accompagnement, ses différentes définitions et les conséquences sur la gestion des hydrosystèmes seront discutées.

1.3 L'hydrosystème de la Charente amont

Le bassin versant de la Charente s'étend sur une superficie totale de 10 134 km² (figure 1.9). Il se partage entre six départements : Charente, Charente-Maritime, Dordogne, Deux-Sèvres, Vienne et Haute-Vienne.

Le bassin a été modelé par les pratiques agricoles alors que les activités industrielles restent peu développées et localisées. Toutefois, certaines activités sont en plein essor comme le tourisme et la conchyliculture. Le pôle principal de l'agriculture est l'activité céréalière notamment depuis le développement très important de l'agriculture irriguée dans les années 1970. Afin de satisfaire ces demandes en eau qui augmentent, les ressources en eau sont très sollicitées mais restent inégalement réparties.

L'inégalité régionale dans la disponibilité des ressources en eau est une conséquence de la morphologie du bassin versant, notamment au travers de son occupation du sol, de sa nature géologique et hydrogéologique. En effet, le réseau de surface subit, durant la saison d'étiage, des pertes karstiques qui affectent plus de 40 % du bassin versant en amont d'Angoulême (Institution Charente, 2004). La Touvre est l'exutoire principal de ce système karstique de la Rochefoucault. C'est donc à l'amont de la confluence de la Touvre avec la Charente, et plus particulièrement sur l'unité de la Charente amont dite « restreinte » (rose dans la figure 1.9) que les plus forts déséquilibres s'observent. Cette unité, d'une superficie de 1640 km², est constituée du fleuve et de sa nappe d'accompagnement. Le débit de la Charente augmente d'environ 14 m³/s grâce à l'apport de la Touvre. Si à l'aval de la confluence, la Charente voit son débit soutenu tout au long de l'année, à l'amont, les débits varient donc beaucoup dans l'année et peuvent descendre en dessous des 2 m³/s.

De plus, 11 000 ha étaient irrigués sur le bassin amont de la Charente en 1996 selon la DDAF de la Charente (Thinon, 1994). Cette région doit donc faire face à une forte demande en eau avec les débits les plus faibles du fleuve. Afin de palier ce déséquilibre, deux barrages ont été construit en tête du bassin (figure 1.9 - Lavaud et Mas-Chaban). Ils sont

destinés à soutenir le débit de la Charente durant la période d'étiage qui s'étale, généralement, de juin à octobre.

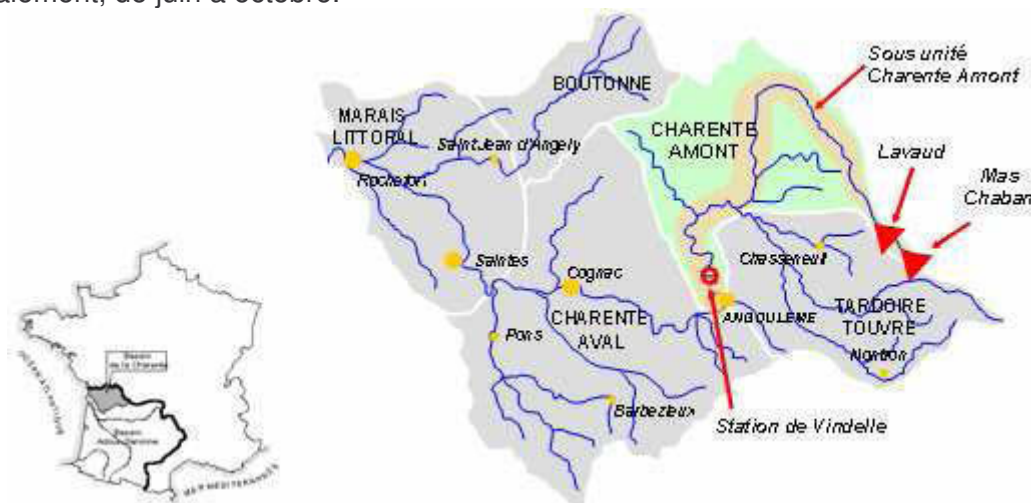


Figure 1.9 - Localisation du bassin versant de la Charente et de la zone de la Charente amont (Loubier et al., 2007)

Dans ces conditions hydriques difficiles, l'ensemble des activités économiques et environnementales de la région est affecté : le rendement des cultures irriguées est diminué, la vie aquatique est mise en péril, le développement touristique est difficile, l'activité ostréicole à l'aval du bassin peut être remise en cause et l'alimentation en eau potable de la ville d'Angoulême est perturbée (Loubier et al., 2008a).

1.3.1 Généralités sur le bassin versant de la Charente amont

1.3.1.1 Climat

Le climat du bassin de la Charente est de type océanique et présente de fort contraste saisonnier avec une saison pluvieuse pendant l'hiver et une saison sèche en été (ASCA, 2006). La pluviométrie annuelle sur le bassin de la Charente amont est de 865 mm pour 145 jours de précipitations (Thinon-Larminach, 2000). Sur les cinq mois d'étiage de juin à octobre, la pluviométrie cumulée est en moyenne de l'ordre de 300 mm avec une forte variabilité interannuelle entre 150 et 500 mm. La pluviométrie est plus élevée en septembre et octobre alors que juillet et août sont les mois les plus secs. Sur cette même période l'ETP est d'environ 520 mm (Institution Charente, 2003). Elle est donc de 2 à 3 fois la pluviométrie en juin, juillet et août, ce qui induit l'absence de recharge des nappes sur cette période.

1.3.1.2 L'occupation du sol et la pédologie

En ce qui concerne l'occupation du sol, le bassin versant de la Charente est principalement à vocation agricole avec une agriculture occupant près de 60 à 90 % de la surface des communes (figure 1.10). En Charente amont, les terres agricoles représentent 81 % de la

surface totale dont 9 % sont des terres irriguées. L'industrie est peu développée et très localisée à proximité des zones urbaines (2 %), essentiellement près d'Angoulême.

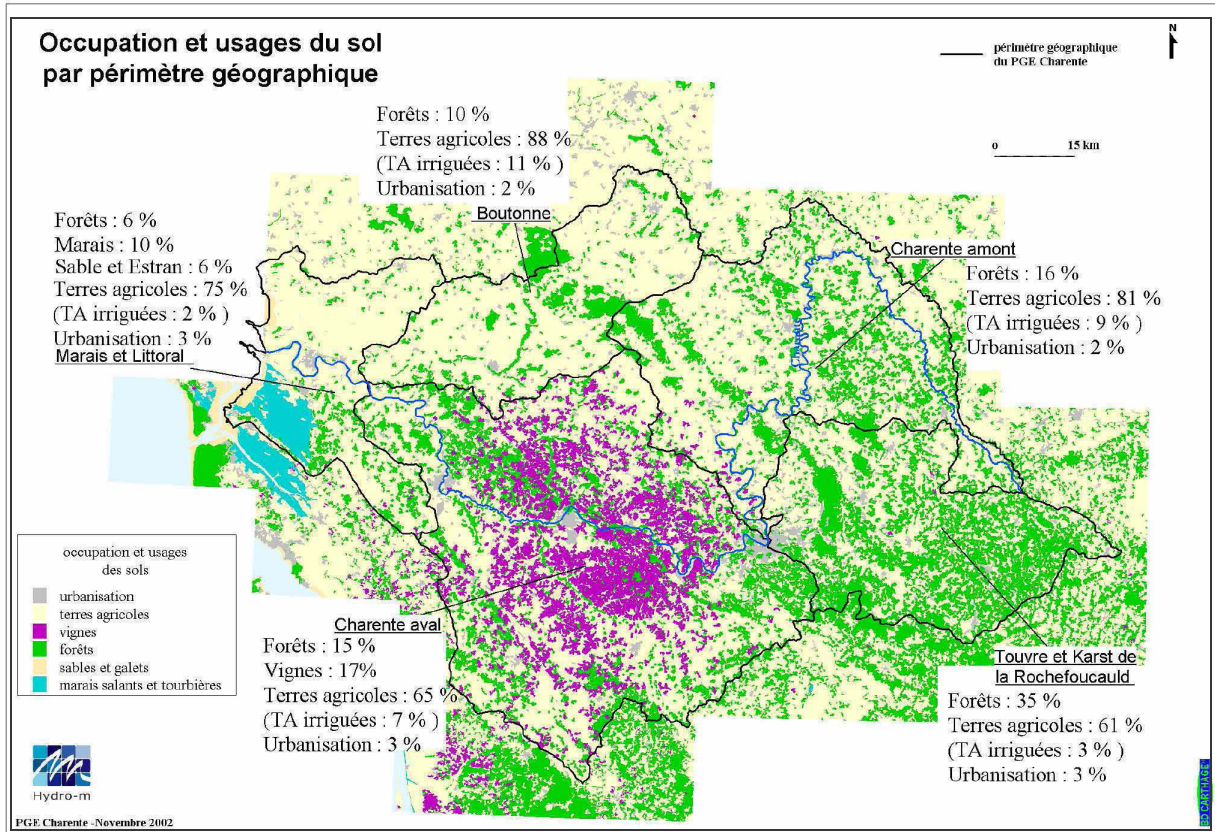


Figure 1.10 – Occupation et usages du sol par périmètre géographique (Institution Charente, 2003)

La diversité des sols en Charente détermine l'essentiel des potentialités agronomiques des terres. La formation de ces sols provient des roches calcaires (terres de Groies), des dépôts de couverture sur les plateaux (terres Rouges), des massifs anciens ou des sables alluviaux. Deux principaux types de sols seront représentés en Charente amont (AScA, 2006) :

- Les terres de groies, qui représentent 75 % de la zone d'étude, sont des sols caillouteux, calcaires, riches en matière organique mais avec une faible capacité à stocker l'eau (réserve utile). Ces sols sont donc les plus sensibles à la sécheresse.
- A l'inverse, les sols à forte capacité à stocker l'eau sont les terres Rouges qui sont représentées essentiellement au nord-est de Ruffec.

1.3.2 Hydrologie et ressources stockées

1.3.2.1 Hydrographie

Le fleuve Charente s'étend sur une longueur de 315 Km (figure 1.11). Pour 300 m de dénivelé, la Charente décrit un curieux parcours que l'on pourrait qualifier d'erratique, s'il ne s'effectuait pas en réalité sous un fort contrôle géologique pour chacun des tronçons. Les directions successives prises par l'écoulement sont le fruit des accidents structuraux ayant

affectés la zone durant les âges géologiques. La nature géologique du sous-sol et la fracturation se lisent non seulement dans la topographie mais aussi dans le réseau hydrographique. Celui-ci est dense sur des formations peu perméables et sans ressources souterraines importantes, et pratiquement inexistant dans les zones karstiques, témoignant de la prépondérance des circulations souterraines (Rambaud, 1979; Bichot *et al.*, 2005).



Figure 1.11 – Réseau hydrographique et stations de mesures du bassin versant de la Charente amont (Observatoire Régional de l'Environnement de Poitou-Charentes, 2008)

Le régime hydrologique des cours d'eau est influencé par les précipitations, les échanges avec les nappes d'eau souterraine et les prélèvements (Anonyme, 2005). Le régime des cours d'eau de Poitou-Charentes est de type pluvial, c'est-à-dire caractérisé par des hautes eaux hivernales et des basses eaux estivales. De façon générale, le cycle hydrologique est donc de type « recharge/décharge » avec des hivers humides, correspondant aux forts débits dans le fleuve et les rivières et des positions de nappes hautes puis à des étés secs avec des étiages sévères et des nappes basses (figure 1.12). Les étiages naturels peuvent être sévères pour les cours d'eau traversant le socle cristallin à l'est du bassin, du fait de l'absence de nappe souterraine. Les cours d'eau traversant les terrains sédimentaires bénéficient naturellement de l'apport des nappes, même en période d'étiage, ce qui, généralement, leur assure un écoulement permanent.

Cependant, ces cours d'eau peuvent connaître des étiages sévères, consécutifs à une faible recharge hivernale des nappes. Les écarts sur les débits sont donc très importants au cours

de l'année avec, par exemple, un débit maximal enregistré sur la station de Vindelle de 306 m³/s, en janvier 1995, pour un débit minimal de 1.71 m³/s, en août 1995.

Tableau 1.1 – Caractéristiques des stations de mesures débitmétriques et piézométriques sur le bassin versant de la Charente à l'amont d'Angoulême

Mesures débitmétriques	Surface bassin (km ²)	Débit moyen (m ³ /s)	Module spécifique (l/s/km ²)	VCN ₁₀ (1/5) ¹ (m ³ /s)
Lavaud	100 ⁽²⁾	1.55	14.1	0.06
Rochemaux	346	-	-	-
Saint-Saviol	492	5.61	11.4	0.7
Gué de Chambe	510	-	-	-
Aunac	1090	11.2	10.3	1.5
Luxé	3 000	23.1	7.7	4
Vindelle	3 750	34.7	8.7	0.7

Piézomètres	Aquifère	Profondeur (m)
Alloue	Lias	70
Ruffec	Dogger	37
Salles IV	Dogger	114
Amant	Dogger	85
Mouton	Lias	350
Aigre	Malm	26
Vouillac	Malm	10

Même sans l'influence aggravante des prélèvements, le réseau hydrographique présenterait, dans son ensemble, un régime d'étiage très ténu. Actuellement, le débit suffisant afin de permettre le maintien de la vie aquatique (Débit de Crise : DCR), qui est de 2.5 m³/s, n'est pas respecté pendant 60 jours pour une année sur dix, pendant 30 jours pour une année sur cinq, et enfin, pendant 20 jours pour une année sur deux (Jeudi de Grissac et Sicard, 1998). Ainsi, la Charente est classée en rivière très déficitaire par le SDAGE Adour-Garonne et ses affluents sont classés en rivières déficitaires (Agence de l'Eau Adour-Garonne, 2005).

Les étiages sévères peuvent aussi s'expliquer par de nombreuses pertes karstiques. En effet, le bassin versant hydrographique de la Charente possède une superficie variable au cours de l'année au niveau des stations de Vindelle et Luxé (tableau 1.1). Le bassin versant occupe, au niveau de la station hydrométrique de Vindelle, une superficie de 3 500 Km² pendant la période hivernale contre 2 500 Km² pendant la période sèche (figure 1.13).

¹ Débit moyen minimum calculé sur 10 jours successifs de période de retour quinquennale

² Superficie cumulée des bassins d'alimentation des barrages de Lavaud et Mas-Chaban car la série chronologique des débits à Lavaud est, en fait, la somme des lâchures des deux barrages.

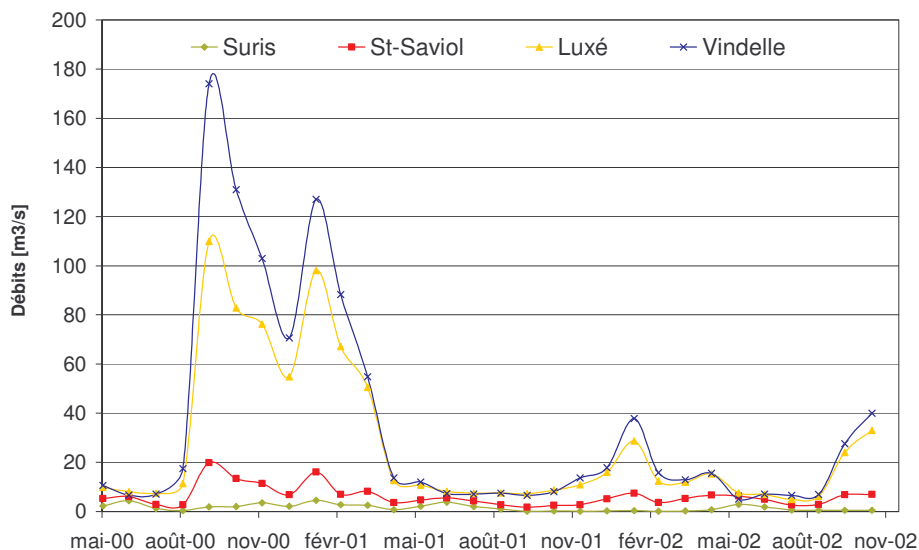


Figure 1.12 - Débits moyens mensuels sur la Charente pour la période 2000-2002

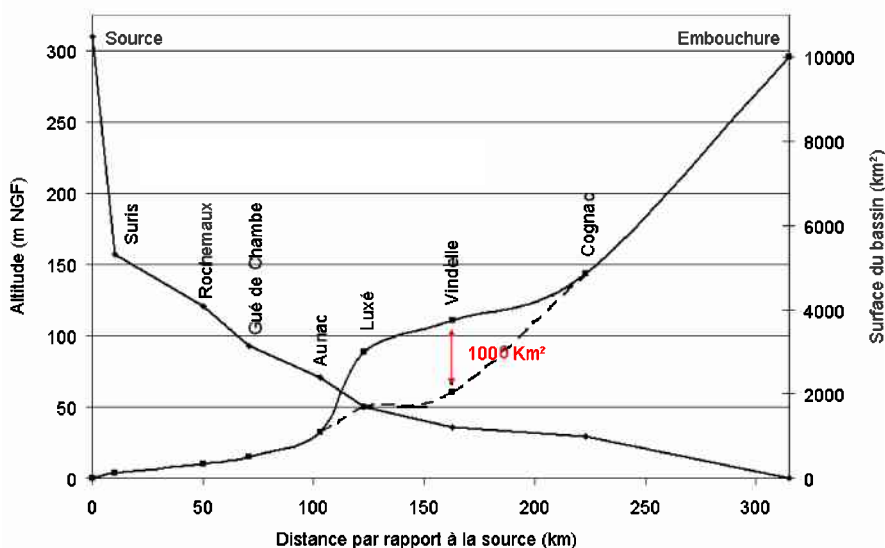


Figure 1.13 - Profil en long du fleuve aux stations de jaugeage et surface des bassins versants correspondants (en pointillé : surface durant la période estivale) (Rambaud, 1979)

De plus, le karst de la Rochefoucault alimente, pendant la période des hautes eaux, une résurgence secondaire donnant naissance à la Bonnière. Cette résurgence n'existe plus pendant la période des basses eaux. Une partie du karst ne peut donc plus alimenter la Charente au niveau de Mansle, en amont des stations de Luxé et Vindelle, là où la demande en eau agricole est la plus forte, mais seulement au niveau de la confluence avec la Touvre. De même, en période d'étiage, le karst capte la totalité des eaux de la Tardoire et la plus grande partie de celles de la Bandiat qui ne rejoignent plus la confluence avec la Charente proche de Mansle mais, elles aussi, seulement au niveau de la Touvre.

Les particularités hydrodynamiques et sociales de la Charente amont engendrent des étiages plus sévères que sur le reste du fleuve. L'étude des modules spécifiques traduit

l'homogénéité des précipitations sur le bassin et les effets des pertes karstiques et de la forte demande en eau (figure 1.14). En période de hautes eaux, seule la Charente à l'amont de Rochemaux et la Tardoire amont, présentent des modules spécifiques supérieurs à 14 l/s/km². Partout ailleurs, les modules sont compris entre 7 et 11 l/s/km². Cependant, le profil en long de la Charente montre une discontinuité dans l'évolution du module spécifique avec un *creux relatif* au niveau de Luxé (influence des pertes karstiques ou des prélèvements importants), compensé à l'aval de Vindelle par le retour des eaux via la Touvre. A l'étiage, la distribution des situations est beaucoup plus contrastée. Le secteur le mieux fourni, en proportion, serait l'exutoire de la Charente (Institution Charente, 2004).

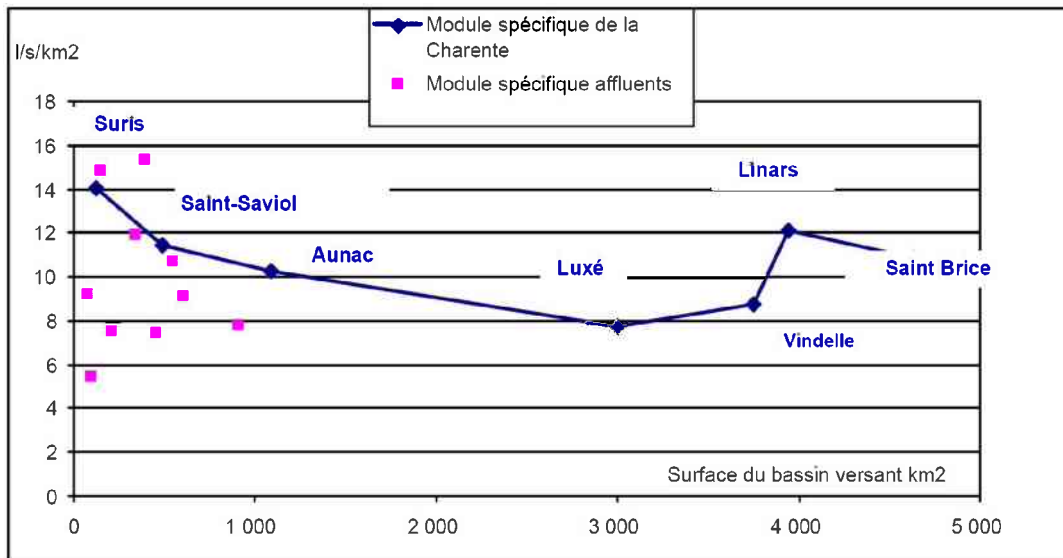


Figure 1.14 – Evolution du module spécifique le long du profil de la Charente ainsi que ceux de ses affluents au niveau de leurs confluences (Institution Charente, 2004)

1.3.2.2 Les ouvrages de stockages

Aux vues des différences entre les prélèvements potentiels, principalement ceux issus de l'irrigation, et les ressources disponibles sur le bassin de la Charente amont (figure 1.15) qui se chiffre entre 30 et 40 Mm³ (Institution Charente, 2004), une politique de création de ressource artificielle s'est mis en place (barrages et retenues). Les ouvrages de stockage artificiels sont de deux types en Charente : les retenues collinaires de tailles modérées (1 à 4 Mm³) et les barrages dont la taille est supérieure. Ces réservoirs permettent un transfert de volume d'une période à une autre.

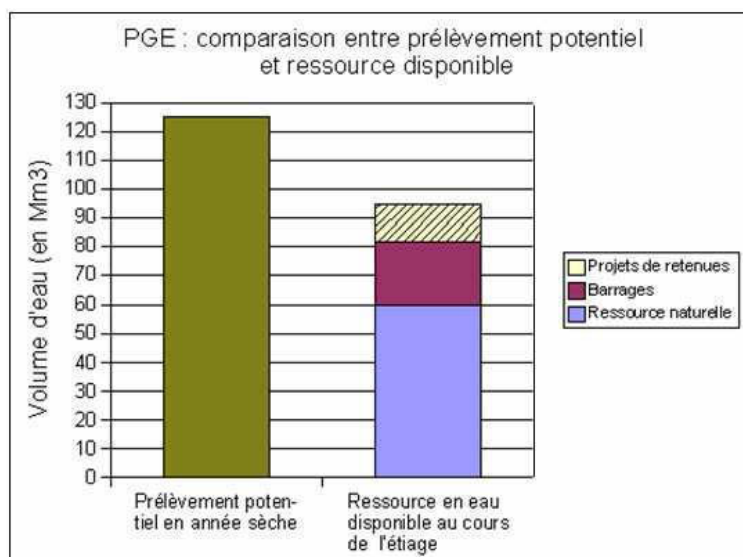


Figure 1.15 – Comparaison entre les prélèvements potentiels et les ressources disponibles (Institution Charente, 2004)

➤ Les réservoirs de stockage ou collinaires

Le nombre et les caractéristiques réelles des ouvrages de stockage, essentiellement à vocation agricole, sont mal connus. Ainsi, seront qualifiés de collinaires ou de réservoirs de stockage, des retenues d'eau qui seront alimentées :

- Par drainage d'un bassin versant sans cours d'eau pérennes,
- Par pompage ou déviation du cours d'eau pendant la période hivernale humide.

En pratique, depuis quelques années, les réservoirs qui sont implantés sur des cours d'eau pérennes doivent garantir la continuité des écoulements : 116 retenues sont recensées pour une capacité totale de stockage de 6,5 Mm³ (Institution Charente, 2004). Les réserves collinaires, propriétés des irrigants et qui sont souvent de simples réservoirs bâchés, sont utilisées pour l'irrigation des cultures et ainsi limiter la pression sur la ressource naturelle. Cependant, le bassin de la Charente n'offre pas un relief et une géologie favorable au développement de ce type d'ouvrage (zone perméable, faible pente). Leur densité est globalement faible même si elle est concentrée dans le département de la Charente (86 % des volumes). La tendance est même en augmentation dans ces régions avec des prévisions sur la Charente pour disposer de 8 Mm³ de retenues collinaires pour 2008.

➤ Les barrages de Lavaud et de Mas-Chaban

Les barrages servent de réservoirs de soutien d'étiage qui ont un double rôle (figure 1.16) :

- Ils participent au maintien d'un débit minimum dans la Charente pour en assurer la qualité et maintenir la vie aquatique,
- Ils satisfont des objectifs agricoles par compensation des prélèvements d'irrigation sur le bassin aval jusqu'à Angoulême. Ces compensations font l'objet de contrats encadrés par la coopérative des irrigants (Charente et Vienne).

Le barrage de Lavaud a été mis en eau en 1989. Le volume utile est de 10 Mm³. Le barrage réalimente la Charente. Le bassin versant capté est de 48 km². Le débit réservé est de 60 l/s et le débit maximum des lâchers correspond à 2 m³/s.

Le barrage de Mas Chaban a été mis en eau en 2000. Le volume utile est de 12,7 Mm³ sur une capacité totale de 14,2 Mm³. Le barrage réalimente la Moulde puis la Charente. Le bassin versant capté est de 52 km². Le débit réservé est de 80 l/s et le débit maximum des lâchers est également de 2 m³/s.

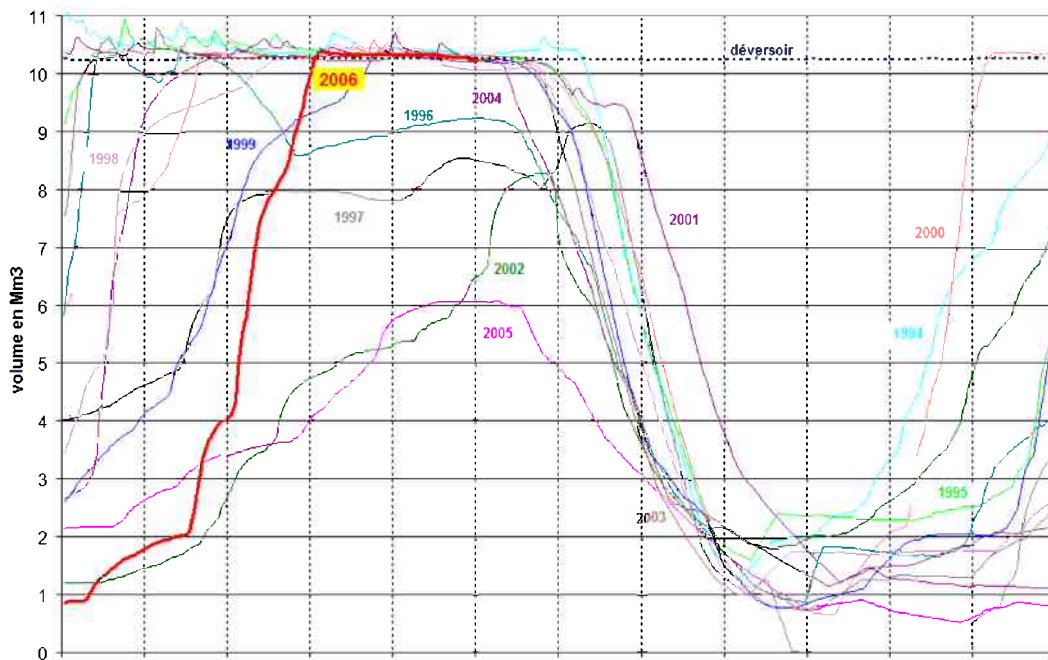


Figure 1.16 – Volume d'eau stockée en début et en fin de saison d'étiage dans le barrage de Lavaud (Coliane, 2007)

La réserve utile maximum des deux ouvrages, qui sont gérés conjointement par le département de la Charente et l'Institution interdépartementale du fleuve Charente et de ses affluents (Institution Charente), est de 22.4 Mm³. Depuis leur création les ouvrages sont systématiquement vidés chaque année (figure 1.16). Ceci traduit une tentative de valorisation maximale des stocks au bénéfice des milieux naturels (maintien du DOE à Vindelle) et des usages aval (irrigation, tourisme, ...), mais aussi l'absence de gestion interannuelle. Sur le barrage de Mas-Chaban, les apports stockables d'octobre à mai sont estimés à 13 Mm³ en année sèche décennale et à 11 Mm³ en année sèche vingtennale. Le remplissage est donc quasiment garanti, en théorie, sur les deux barrages.

En ce qui concerne l'influence des lâchers des deux barrages, l'effet diminue très fortement à partir de la station du Gué de Chambe (Thinon, 1994). Cela coïncide avec l'augmentation du nombre de prélèvements d'eau pour l'irrigation, en rivière et dans les nappes, en aval de cette station. Les temps de transfert entre les stations de Rochemaux et Vindelle ont été évalués à 7 jours pour une distance de 100 Km environ (Thinon, 1994). Malgré tous les aménagements du bassin versant de la Charente amont, les réserves utiles des barrages et des retenues collinaires sont utilisées en totalité tous les ans et ne permettent pas de

maintenir des débits suffisants en tout point du fleuve pour l'ensemble des usages de l'eau. Ces ouvrages permettent seulement une sécurisation du cours aval du fleuve Charente afin d'éviter d'exporter les déséquilibres vers l'aval (Institution Charente, 2004).

1.3.3 *Les usages et prélèvements d'eau dans l'hydrosystème*

1.3.3.1 Usages de l'eau en Charente amont

Les besoins en eau sont très diversifiés dans le bassin versant de la Charente et ne sont pas représentés dans les mêmes proportions.

▪ *Les usages domestiques*

Ils comprennent non seulement les consommations liées à l'utilisation de l'eau pour la boisson, le lavage, les soins d'hygiène, les jardins, le remplissage des piscines privées mais aussi les consommations collectives des écoles, des hôpitaux, du lavage des rues, des piscines. En Charente amont, l'eau destinée à la consommation est principalement prélevée dans les nappes d'eau souterraine. En effet, en 2003, 94 % des volumes consommés sont d'origine souterraine (Anonyme, 2005).

▪ *Les usages industriels*

Les industries, et notamment les usines de pâte à papier, les conserveries, les abattoirs, utilisent de l'eau. Ces prélèvements sont essentiellement réalisés dans les eaux superficielles et ne représentent que 6 à 7 % des prélèvements globaux de la région. De plus, 93 % de l'eau prélevée est restituée au milieu naturel. Néanmoins, la qualité est souvent moins bonne qu'avant le prélèvement.

▪ *Les activités de tourisme et de loisirs*

L'afflux touristique en période estivale nécessite un dimensionnement approprié des usines d'épuration pour répondre aux variations de charges saisonnières, et une garantie de sécurité pour l'approvisionnement en eau potable. Les activités de loisirs, exercées dans le cadre du tourisme ou non (canoë, baignade, pêche), ont également des conséquences sur la ressource en eau (seuils minimaux de débits, qualité de l'eau, etc.).

▪ *Les besoins de l'usage conchylicole*

Les coquillages utilisent l'eau de mer par filtration et se nourrissent ainsi des minéraux et du phytoplancton apportés par les eaux douces. Ces besoins nutritifs imposent des critères de qualité pour l'eau des zones conchylicoles. La qualité est mesurée à partir d'analyses chimiques et bactériologiques effectuées sur les coquillages intégrateurs de la pollution.

Ainsi, la conchyliculture, dernier utilisateur des eaux continentales sur un bassin versant, est dépendante de la qualité des eaux usées et pluviales qui arrivent dans le milieu. L'activité conchylicole est également dépendante des quantités d'eau douce parvenant au littoral en période d'étiage. Ces eaux sont essentielles pour le maintien des éléments fertilisants et

nutritifs qu'elles véhiculent et les variations thermiques qu'elles induisent, sont essentielles pour le déclenchement des pontes d'huîtres. Le bassin de Marennes-Oléron, situé à l'estuaire de la Charente, est le principal fournisseur de naissain (petites huîtres) aux principaux bassins conchylicoles français.

▪ *L'utilisation de l'eau par l'agriculture*

L'eau est utilisée en agriculture pour répondre aux besoins des plantes, pour leur croissance et leur reproduction. Ces besoins varient suivant les espèces et suivant le stade de développement. Les prélèvements d'eau pour l'agriculture sont concentrés dans le temps, essentiellement, d'avril à septembre. En 2001, ils représentent 57 % des prélèvements d'eau totaux sur l'année en Charente. Sur ce total seulement 30% de l'eau prélevée est restituée au milieu. Cette restitution est faible et différée dans le temps, une partie de l'eau étant évaporée, retenue par les plantes ou en transfert dans le sol vers les nappes.

Les consommations par l'AEP¹ et par les industries sont réduites face aux consommations pour l'irrigation des cultures. L'essentiel de la consommation concerne les besoins du maïs avec un apport moyen de 1 700 m³/ha/an. De plus, l'augmentation des surfaces irriguées en Charente amont a été très importante (1 300 ha en 1970, 5 346 en 1979, 11 678 en 1988 et, enfin, 20 925 en 2000). Actuellement, les surfaces irriguées sont stabilisées depuis 1996. Enfin, ce type de prélèvement est très variable d'une année à l'autre car très dépendant de la pluviométrie estivale.

1.3.3.2 Bilans des consommations en eau sur la Charente amont

Les prélèvements sont évalués à partir des fichiers de l'Agence de l'Eau pour l'AEP et les prélèvements pour l'industrie et des fichiers police de l'eau pour les ouvrages agricoles. Ainsi pour avoir une idée de l'importance des prélèvements en Charente, une évaluation complète des consommations nettes affectant les eaux superficielles (rivières et nappes d'accompagnement) et souterraines est présentée dans le tableau 1.2.

Au niveau du bassin de la Charente amont, les prélèvements représentent un total de presque 70 Mm³/an. Pour les eaux superficielles et les nappes d'accompagnement, les prélèvements sont de 38 Mm³/an, ce qui représente tout de même 7.9 m³/s en débit instantané alors que le débit moyen de la Charente à l'étiage peut être inférieur en moyenne sur un mois à 4 m³/s une année sur cinq (QMNA₅).

Les prélèvements en eaux profondes sont du même ordre de grandeur avec 31 Mm³. L'élément qui change entre les deux types de ressources en eau, c'est la nature des usages utilisant ces ressources. En effet, l'irrigation (maïs à 85 %) utilise essentiellement les ressources de surface avec plus de 36 Mm³ (96 % du total et 7.8 m³/s de débit instantané), alors que l'AEP qui a besoin d'une eau de meilleure qualité n'utilise que 1.35 Mm³ en eaux de surface contre 15.4 Mm³ en eaux souterraines.

¹ AEP : Alimentation en Eau Potable

Tableau 1.2 – Consommations nettes en eaux « superficielles » et profondes dans la zone Charente amont « restreinte »

	Eaux superficielles		Nappes d'accompagnement		Eaux souterraines profondes		Total	
	Mm ³	l/s ⁽¹⁾	Mm ³	l/s ⁽¹⁾	Mm ³	l/s ⁽¹⁾	Mm ³	l/s ⁽¹⁾
AEP	0.5	16	0.8	26	15.5	491	16.8	533
Industrie	faible	faible	faible	faible	-	-	-	-
Agriculture irriguée ⁽²⁾	16	4 100	13	3 300	15.5	4 000	44.5	11 410
Total	16.5	4 116	13.8	3 326	31.0	4 491	61.3	11 943
	27 %	34 %	23 %	28 %	50 %	38 %	100 %	

L'irrigation représente donc la pression la plus importante sur les eaux de l'hydrosystème. Et même si les besoins en eau d'irrigation peuvent varier, comme avec les 30 Mm³ estimé par Jeudi de Grissac et Sicard (1996), ils représentent pour la période d'irrigation de 90 jours, un besoin instantané de 3.9 m³/s avec des pointes possibles à 5.4 m³/s durant la troisième décennie de juillet, qui est une période naturellement critique pour l'étiage (figure 1.17). Ces valeurs sont également à rapprocher du débit moyen naturel du fleuve qui est de 4 m³/s pour les mois de juillet/août. La situation semble encore plus difficile lorsque l'on sait que les capacités de prélèvement instantané par les agriculteurs sont au moins du double.

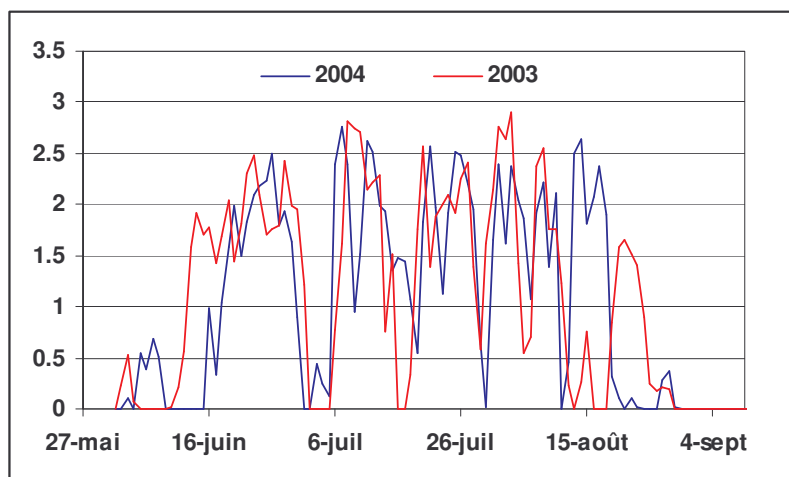


Figure 1.17 – Débits instantanés de prélèvements sur le bassin versant de la Charente à l'amont de Vindelle (Institution Charente, 2004)

La répartition spatiale des prélèvements pour l'irrigation montre une forte dépendance aux eaux superficielles (figure 1.18). En effet, le monde agricole s'est adapté aux ressources

¹ En pointe

² Estimation des volumes et des débits d'irrigation à partir des volumes autorisés dans les fichiers de la police de l'eau. Volumes prélevés = Volumes autorisés * 12 h (durée moyenne journalière de l'irrigation) * 90 jours (période d'irrigation)

disponibles dans le bassin versant et tous les axes hydrographiques suffisamment importants sont concernés par les prélèvements directs ou indirects. Les cultures irriguées et donc la majorité des prélèvements agricoles se trouvent dans des zones où l'eau est facile d'accès (linéaire des cours d'eau et vallées où les apports de la nappe sont plus importants). La Charente est un des axes les plus importants pour la ressource en eau superficielle (rivières et nappes d'accompagnement) avec 14 300 ha irrigués dont 9 944 ha en amont d'Angoulême bénéficient de la réalimentation par les barrages. Les zones qui viennent ensuite sont la Seugne (6 300 ha), la Boutonne (6 100 ha), l'Aume-Couture (3 500 ha) et, enfin, l'Antenne-Soloire (3 100 ha).

La pression agricole sur les ressources en eau s'ajoute, au niveau de la Charente amont, au contexte hydrogéologique particulier (pertes karstiques) qui provoquent donc la situation la plus critique sur le bassin versant de la Charente vis-à-vis des ressources en eau.

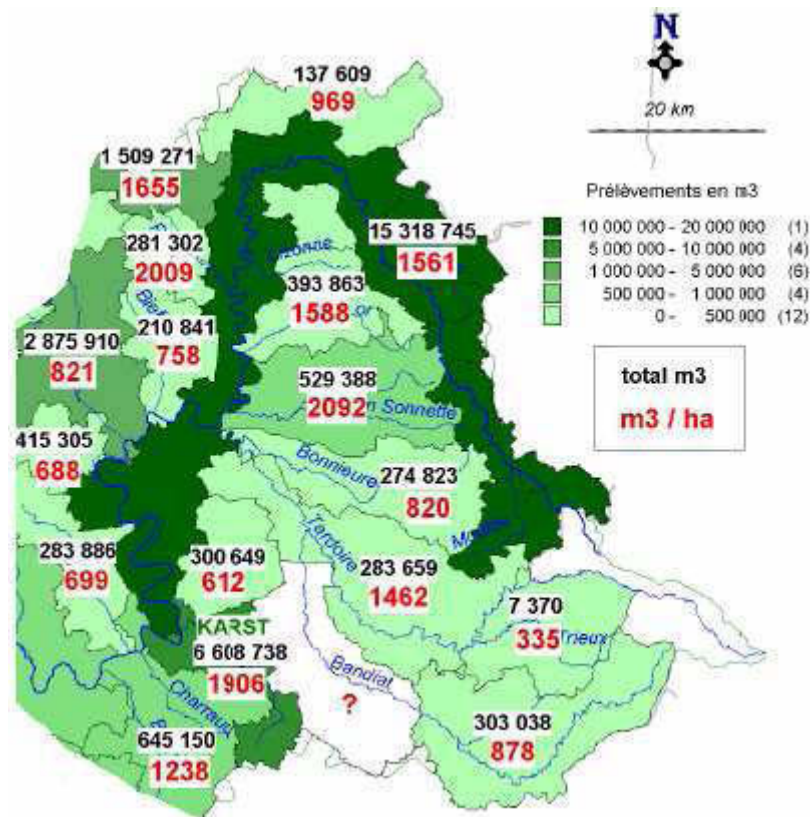


Figure 1.18 – Prélèvements d'eau pour l'irrigation dans le bassin versant de la Charente amont (Institution Charente, 2004)

La consommation en eau reste variable d'une année à l'autre et dépend à la fois du besoin agronomique et de la disponibilité de la ressource en eau. Néanmoins, le niveau réel des prélèvements ne peut être connu que si les préleveurs disposent d'un moyen de comptage fiable et transmettent l'information disponible, notamment grâce à la gestion volumétrique (cf. paragraphe 2.9.2.1).

1.3.4 La géologie et l'hydrogéologie

1.3.4.1 Contexte Hydrogéologique

Sur le parcours du fleuve Charente, plusieurs systèmes aquifères (figure 1.19) peuvent être identifiés de la source jusqu'à Angoulême, fin de la zone de la Charente Amont.

➤ Les formations du Socle

La Charente dans sa partie amont entre sa source et les environs de Aubernac (figure 1.11) s'écoule sur le socle du Massif Central. Le réseau hydrographique est dense et très bien distribué traduisant un bon drainage des eaux de précipitations et un ruissellement prépondérant sur ce substratum. Dans le sous-sol, la frange d'altération et de fracturation contient des nappes, en général peu productives et peu profondes. Ces nappes circulent selon la topographie et alimente donc le réseau hydrographique de surface, le bassin versant topographique correspondant alors au bassin versant souterrain (figure 1.20). Ces secteurs sont les seuls du bassin versant de la Charente amont favorables à des aménagements de retenues (Lavaud et Mas-Chaban).

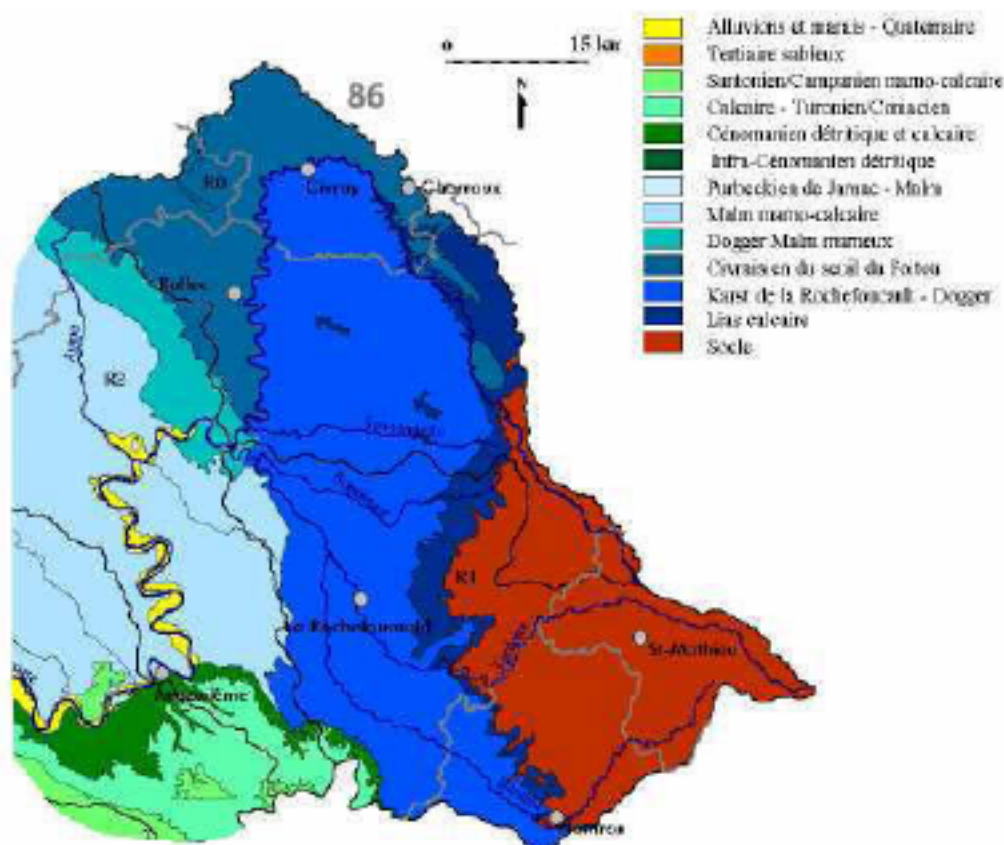


Figure 1.19 : Les systèmes aquifères du bassin versant de la Charente amont (Institution Charente, 2003)



Figure 1.20 : Schéma de la nappe de sode entre la source de la Charente et les environs d'Aubernac (Bichot et al., 2005)

➤ Les formations du Lias (Jurassique inférieur) et du Dogger (Jurassique moyen)

Au-dessus du socle, deux grands systèmes aquifères karstiques sont présents : le Lias (Jurassique inférieur) et le Dogger (Jurassique moyen). Le réseau hydrographique y est très peu dense et entaille profondément la nappe karstique en la drainant latéralement (figure 1.21). Ces aquifères disposent à la fois de capacités de stockage importantes et de bonnes perméabilités.

Le Lias (Jurassique inférieur) apparaît à Aubernac jusque dans les environs de Charroux. Ces formations calcaire-dolomitiques renferment un aquifère plus ou moins karstique. Cet aquifère s'enfonce vers l'est sous les marnes toarciennes qui le protège et le maintient captif. De Charroux à Mansle, la Charente circule dans le Dogger (Jurassique moyen). Il contient, dans ses zones d'affleurement, une nappe libre superficielle correspondant à une frange d'altération et de fissuration des calcaires. Son épaisseur est rarement supérieure à 30 mètres (Tableau 1.3).

Ce réservoir est peu capacitif et fortement transmissif lorsqu'il est bien karstifié ou fracturé. Les circulations souterraines sont alors rapides dans des conduits parfois de tailles importantes dont les cours d'eau constituent le niveau de base. Ainsi, la nappe s'épuise rapidement durant l'étiage, décroche de la rivière dans les zones amont ce qui peut entraîner des assècs¹. Néanmoins, il s'agit de la principale ressource exploitée en Charente. L'aquifère correspond principalement au Bathonien-Bajocien, le Callovien étant plus marneux. En placage au dessus des réseaux karstiques du Dogger, des altérites sablo-argileuses peuvent stocker provisoirement de l'eau. Ces altérites sont fortement capacitives, mais en revanche peu transmissives. Elles constituent des stocks tampons libérés progressivement vers l'aquifère du Dogger et qui viennent soutenir les étiages.

¹ Absence d'écoulement dans les cours d'eau

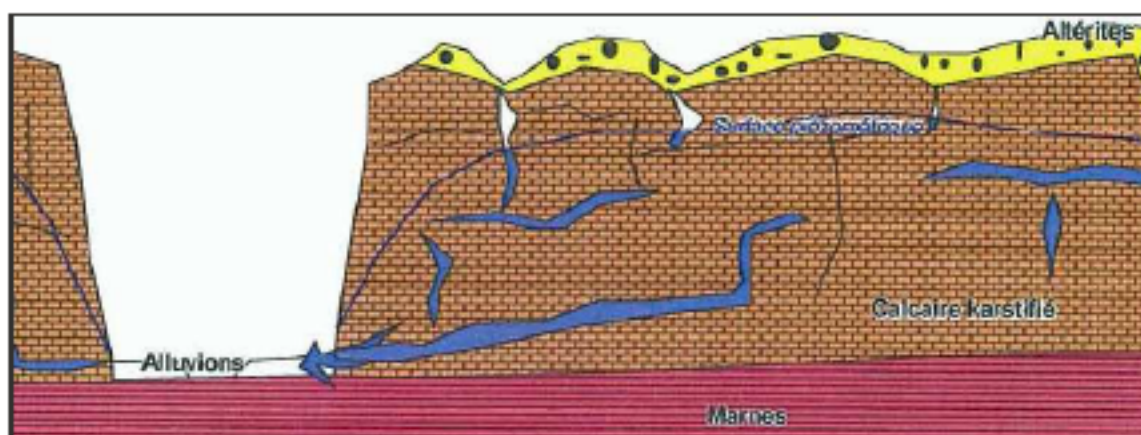


Figure 1.21 : Schéma du plateau calcaire entaillé par les nappes karstiques du Lias entre Aubernac et Charroux ou du Dogger entre Charroux et Mansle (Marchais et Bichot, 2005)

➤ Les formations du Malm (Jurassique supérieur)

A l'aval de Mansle, le réseau hydrographique s'écoule principalement dans les formations du Malm (Jurassique supérieur). Ces formations monotones sont principalement calcéomarneuses et peu perméables. Il s'y développe toutefois une frange d'altération et de fissuration superficielle qui contient une nappe (figure 1.22). La base de cet aquifère superficiel, qui dépasse rarement 30 m d'épaisseur, est constituée par un niveau compact, imperméable, caractérisé par une couleur bleue d'où l'appellation commune de "banc bleu" par les foreurs. Cet aquifère superficiel, qui est en relation étroite avec les rivières, ne renferme pas d'importantes réserves. Les eaux circulent, globalement selon la topographie, dans le réseau de fissures et de plans de stratification. Les nombreux forages d'exploitation sont principalement répartis dans les vallées. La fissuration, en revanche, induit une perméabilité en général élevée favorisant l'évacuation des eaux (Tableau 1.3). La nappe ne permet donc pas un soutien durable des rivières en période d'étiage.



Figure 1.22 : Schéma de la nappe fissurée du Jurassique supérieur (Malm) entre Mansle et Angoulême (Bichot et al., 2005)

➤ Les formations alluviales

Enfin, les alluvions de la vallée de la Charente, présentes à partir de Mansle, renferment une nappe dont l'importance est loin d'être négligeable. Toutefois, d'une manière générale, cet aquifère est peu perméable et principalement en équilibre avec le fleuve. Il constitue un

milieu tampon qui limite les interactions entre le fleuve et les formations encaissantes (Thinon-Larminach, 2000).

En ce qui concerne la quantité et les productivités de points de prélèvements, elles sont diverses (Tableau 1.3). Ainsi, les ouvrages de prélèvement sur le socle sont peu nombreux. En revanche, ils sont nombreux et répartis d'une manière assez homogène dans le Lias, en nappe libre et captive, et sur le Dogger. Souvent relativement profonds (plus de 100 m), les ouvrages du Dogger peuvent donner des débits relativement importants, parfois jusqu'à 200 m³/h. D'une grande vulnérabilité et d'une qualité médiocre vis-à-vis des nitrates et des phytosanitaires, la nappe du Dogger est souvent exploitée pour l'AEP en mélange avec l'eau du Lias. En effet, bien protégée, cette dernière nappe présente une bonne qualité vis-à-vis de ces éléments mais en revanche contient souvent des éléments indésirables en teneur excessive (fluor). Pour le Malm, les nombreux ouvrages qui captent cet aquifère ont en général une profondeur inférieure à 50 m. Cependant, localement, la fracturation de faciès plus calcaires peut favoriser le développement de ressources plus profondes. Les formations superficielles altéritiques peuvent aussi être captées par des puits superficiels.

Tableau 1.3 – Principales caractéristiques hydrodynamiques des aquifères du bassin de la Charente amont (cf. figure 1.19 pour les couleurs des aquifères)

Nom (Couleur)	Epaisseur (m)	Transmissivité (m ² /s)	S (%)	Productivité (m ³ /h)	Utilisation
Socle Primaire Orange	-	ε	-	ε	Pas de nappe
Jurassique Secondaire					
Lias Bleu foncé	15 à 40	10 ⁻⁴ à 5.10 ⁻⁴	0.5	5 à 100	Irrigation (AEP)
Dogger Bleu	80 à 125	10 ⁻³ à 10 ⁻²	2	0 à 100	
Malm Bleu ciel	~ 20	5. 10 ⁻³ à 10 ⁻²	2 à 5	70	
Quaternaire Alluvions Jaune	0.8 à 2	2.10 ⁻³ à 4.10 ⁻²	1 à 3	-	Irrigation AEP

A partir des informations sur la géologie, on peut conclure que les régimes d'étiages sont très liés aux comportements des eaux souterraines. Il ne peut donc y avoir de gestion des étiages sans prise en compte des comportements hydrauliques superficiels et souterrains. Par ailleurs, pour beaucoup de sous bassins de la Charente, les ressources sont mieux décrites par la piézométrie des nappes que par le suivi des débits souvent quasi nuls (exemple du Né ou de l'Aume-Couture mais aussi les zones humides qui résultent souvent de l'affleurement des nappes et disparaissent radicalement en profondeur avec elle).

1.3.4.2 Analyses des chroniques piézométriques

Les analyses des chroniques se basent sur les principaux points de mesures des hauteurs piézométriques du bassin versant de la Charente amont (figure 1.23). Leurs positionnements sont donnés dans la figure 1.11.

Les piézomètres captant le Lias captif (Jurassique inférieur), Mouton et Alloué, montrent des battements annuels assez faibles. La station d'Alloué, la plus en amont au niveau de la zone d'alimentation du Lias, montre un battement particulièrement faible qui viendrait étayer l'hypothèse d'une limite à potentiel imposée avec l'alimentation de la nappe du Lias par la rivière. La recharge d'un aquifère captif comme le Lias est très lente, la vidange également comme on peut l'observer sur le piézomètre de Mouton. Les épisodes pluvieux sont imperceptibles sur la courbe piézométrique. Les recharges sont, par exemple, nettement plus lentes que la nappe libre du Dogger. En effet, les nappes libres se rechargent assez rapidement lors de chaque épisode pluvieux. Ainsi, les remontées des niveaux sont détectables sur les courbes piézométriques comme par exemple sur les piézomètres de Ruffec ou de Salles VI (figure 1.23). Néanmoins, dans une même formation, le contexte local autour du piézomètre fait que certains sont plus sensibles aux épisodes pluvieux que d'autres comme celui Salles VI par rapport à celui de Ruffec.

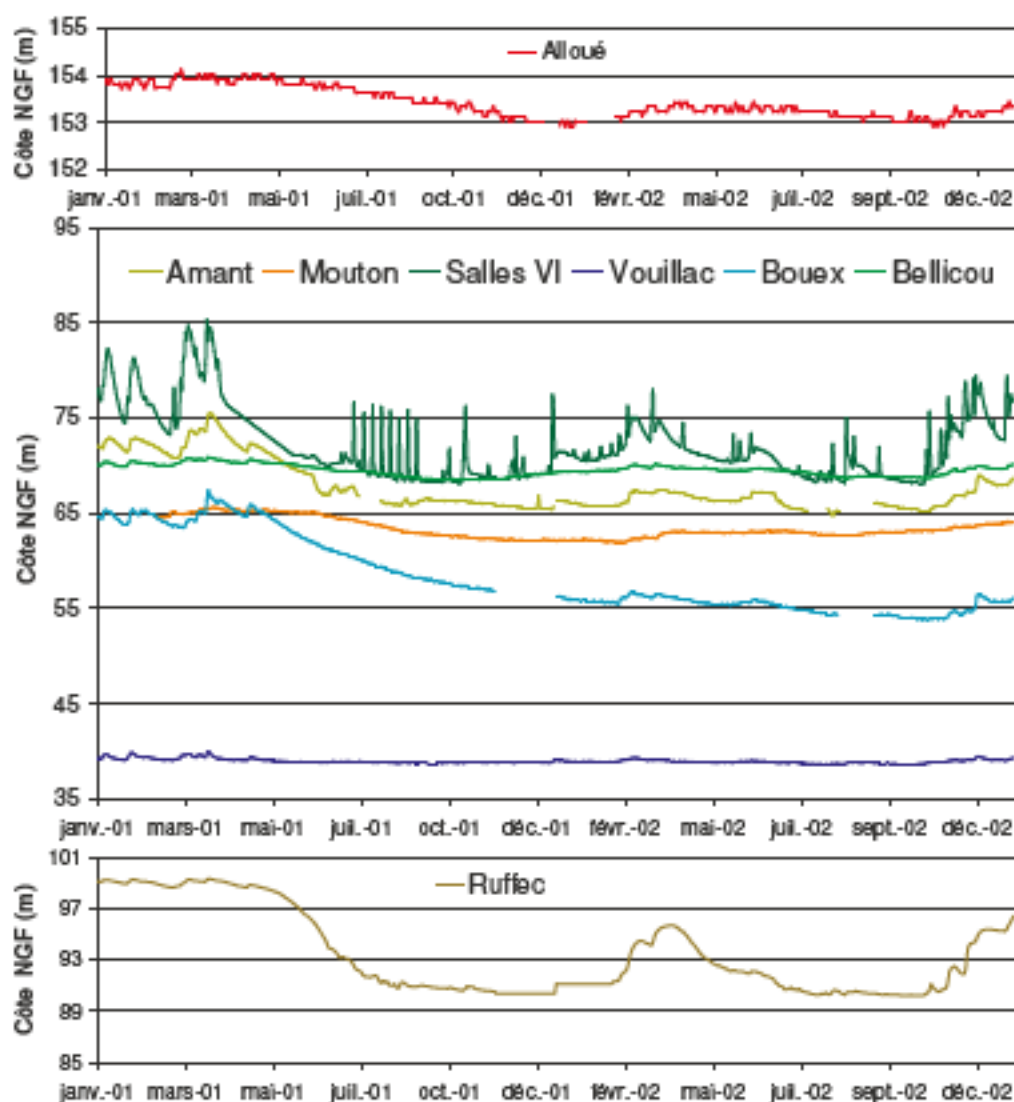


Figure 1.23 : Analyse comparative des niveaux piézométriques du Lias (rouge), Dogger (vert) et Malm (bleu) (Observatoire Régional de l'Environnement de Poitou-Charentes, 2008)

D'une manière générale, la nappe du Dogger (Jurassique moyen) présente des piézométries nettement dissymétriques avec une recharge relativement rapide et une vidange assez lente, même pour des ouvrages peu profonds, qui peut toutefois être accélérée par des prélèvements excessifs comme à Ruffec en juin 2001. Le piézomètre de Salle VI traduit des arrivées rapides, avec des pics quasi-synchrones de ceux enregistrés pour les pluies, et des arrivées d'eau différées mais plus massives, avec un second pic tardif et plus arrondi. La présence des deux pics traduit potentiellement une aquifère avec deux composantes : une rapide de fracture et une plus lente de porosité ou de microfissures.

L'évolution des niveaux piézométriques du Dogger traduit un aquifère bien connecté à la surface aux vues de la rapidité de la recharge mais également avec son niveau de base, la Charente, qu'il contribue à recharger durant le printemps malgré des ressources limitées. La situation à l'étiage est plus floue. En effet, les niveaux piézométriques, sous l'effet de la vidange de la nappe et des prélèvements, semblent atteindre un niveau *plancher* qui correspond au niveau d'équilibre de l'aquifère. A ce stade, il ne soutient plus la rivière. La situation entre l'aquifère et le fleuve est donc, soit en équilibre, soit la rivière soutient alors l'aquifère afin de maintenir ce niveau *plancher*.

Encadré 1.2 - Le karst de la Rochefoucault : un « bypass » dans la Charente amont

Au sud de la Bonnière, le Dogger carbonaté a été profondément karstifié et il a acquis des capacités de stockage considérables pour constituer le karst de la Rochefoucault. Son exutoire aux sources de la Touvre constitue la seconde résurgence de France après la Fontaine de Vaucluse. Les rivières peuvent se perdre complètement dans le karst comme c'est le cas pour la Dive du Sud, la Bouleure, la Tardoire et le Bandiat. Les bassins versants topographiques ne correspondent donc pas aux bassins souterrains. Par son importance, le bassin d'alimentation du karst de la Rochefoucault représente environ un sixième de la surface du bassin versant de la Charente. La Touvre est le principal réservoir de soutien d'étiage de la Charente à cause des rivières qui se perdent dans le karst. Le débit d'étiage de la station de Vindelle sur la Charente est en effet souvent inférieur à celui de la Touvre car les eaux de la Tardoire et du Bandiat n'alimentent plus la Charente à la hauteur de Mansle mais uniquement au niveau des sources la Touvre. Le karst agit donc comme un « bypass » permettant aux eaux du bassin versant d'éviter la zone de la Charente amont, notamment entre Mansle et Angoulême. Ces particularités morphologiques et hydrogéologiques, ajoutée au fait que cette zone représente la zone où la demande en eau agricole est la plus forte, aggravent les étiages sur le bassin versant de la Charente amont.

En ce qui concerne les piézomètres du Malm (Jurassique supérieur), les niveaux piézométriques montrent une réactivité rapide des nappes aux pluies. Le piézomètre de Bouex (figure 1.23) réagit particulièrement rapidement et traduit l'état karstique superficiel du Malm (épikarst). Sa vidange en revanche est lente. Il en est de même pour le piézomètre de Vouillac mais les phénomènes de recharge/décharge ne sont pas observables sur la figure 1.23 car ils restent plus modestes par rapport aux autres piézomètres (variations de niveaux du Malm de 1 m en moyenne).

L'aquifère possède donc des ressources très limitées, se recharge et se vidange plus lentement. Cette portion du bassin, qui correspond à la zone entre Mansle et Angoulême, ne dispose pas de réserves souterraines importantes et tout prélèvement en nappe a une incidence rapide sur les rivières (Bichot *et al.*, 2005). En saison d'étiage, la majorité des apports de la Charente sont assurés par des apports extérieurs au bassin (barrages et débits amont de la Charente).

1.3.4.3 Pléziométrie de référence

La région de la Charente amont possède une hydrogéologie locale fort complexe surtout due aux différences de fracturation des formations calcaires. Néanmoins, il semblerait que l'ensemble des nappes soit en continuité avec la nappe alluviale du fleuve ou des rivières. En effet, que l'on soit en période de haute ou de basse eau, à une échelle régionale, les écoulements se font de la nappe vers le fleuve aux vues des cartes piézométriques (figure 1.24). La nappe au niveau de Civray (nord), qui correspond à la nappe du Dogger, baisse d'environ 10 m entre la période des hautes et des basses eaux avec un gradient légèrement en baisse (0.6 contre 0.9). Elle possède donc des réserves relativement importantes et une bonne connexion avec le fleuve Charente.

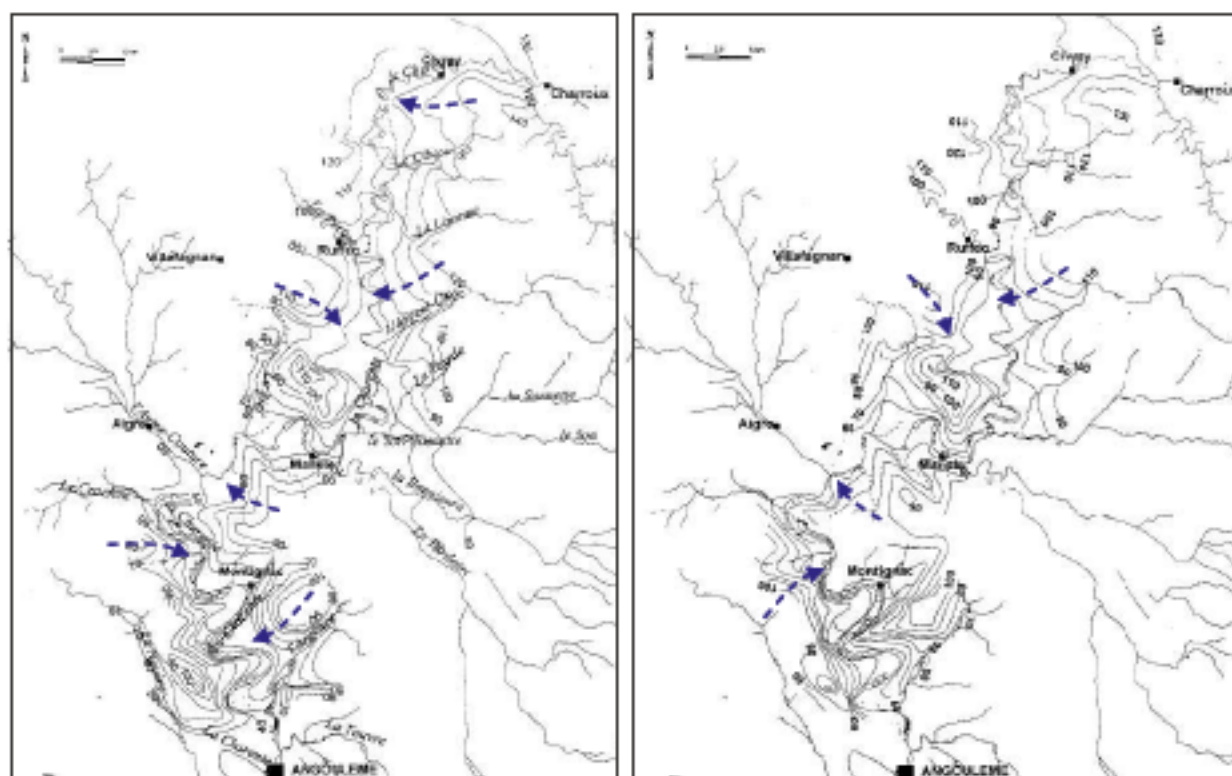


Figure 1.24 : Carte piézométrique de la vallée du fleuve Charente en février (gauche) et septembre 1996 (droite) (Thinon-Larminach, 2000)

Dans la zone centrale de Ruffec à Mansle, les gradients hydrauliques des nappes sont en baisses notamment au niveau des affluents de la Charente où les tracés piézométriques montrent une alimentation de la nappe réduite en période de basses eaux. Sur le linéaire de

la Charente, la baisse est moins marquée avec un gradient stable de 1.2 % traduisant une bonne connexion avec une nappe toujours capable de soutenir le niveau du fleuve pendant les étiages. Dans la région de Montignac à Angoulême, les gradients augmentent fortement lorsqu'on se rapproche du fleuve signifiant que l'aquifère du Malm, très transmissif dans cette zone (2 %), a épuisé ses réserves en alimentant le fleuve.

1.3.5 Les relations nappe-rivière

1.3.5.1 Analyses des hydrogrammes

L'analyse des hydrogrammes peut nous indiquer si le fonctionnement hydrodynamique du cours d'eau, et notamment les relations nappe-rivière, est différent en situation de hautes ou de basses eaux.

Dans un premier temps, portons notre attention sur les stations situées à l'amont de Mansle : les débits lâchés par les barrages, Rochemaux, Saint-Saviol et Aunac. Le positionnement de ces stations de mesure de débit est donné sur la figure 1.11. Afin de discerner la nature des influences sur les débits (précipitations, lâchers des barrages ou prélèvements), les précipitations ont été ajoutées.

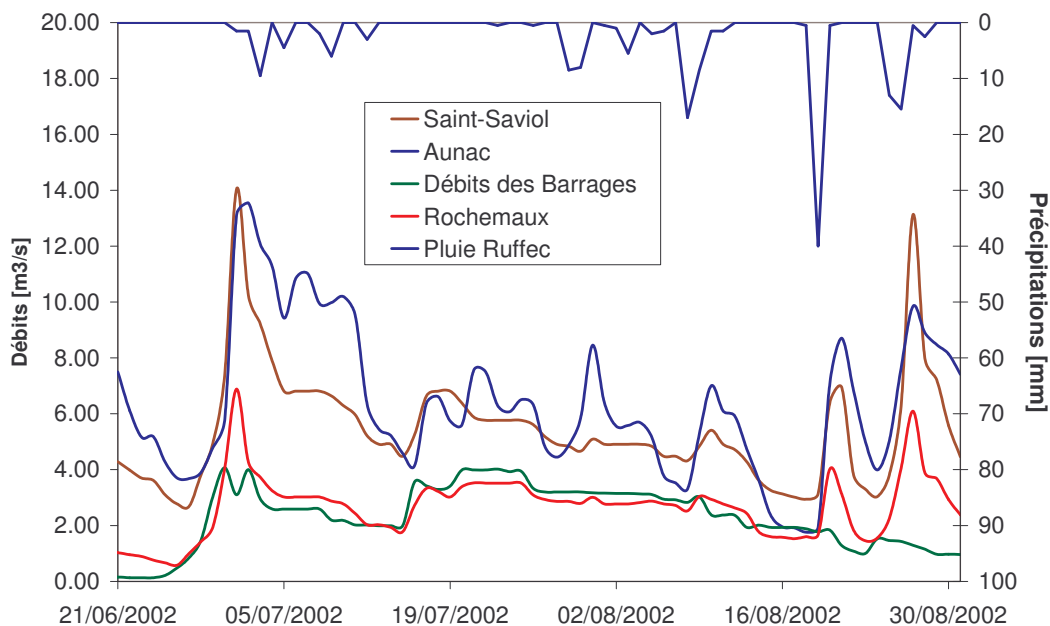


Figure 1.25 : Analyse comparative des débits aux barrages et aux stations de Suris, Rochemaux, Saint-Saviol et Aunac sur la période de juin à septembre 2002

En hautes eaux, de novembre à mai, la logique d'accroissement des débits de la Charente d'amont en aval est globalement respectée. Les nappes sont alors pleines et les rivières réagissent aux stimuli de pluies. Les décrues semblent plus rapides sur Rochemaux que sur Saint-Saviol et Aunac. La nappe du Dogger (Jurassique moyen), à partir d'apports provenant d'échanges avec le fleuve ou de sources, amortit cependant la décrue sur ces stations.

En basses eaux (figure 1.25), les débits des barrages et Rochemaux sont assez proches, voire même supérieur, malgré l'augmentation de taille du bassin versant. Des fuites de la rivière vers la nappe du Lias (Jurassique inférieur) sont donc à envisager. L'accroissement des débits est en revanche important entre Rochemaux et Saint-Saviol malgré une augmentation faible de la taille du bassin versant (environ 2 m³/s pour une augmentation de surface du bassin versant de 396 à 492 km²). Sur ce tronçon, les apports de la nappe du Dogger (Jurassique moyen) sont donc importants. A partir de l'observation des hydrogrammes, l'influence des lâchers de barrages reste notable jusqu'aux stations de Rochemaux et Saint-Saviol, notamment lors des phases de changement des consignes des deux barrages (augmentation le 14/07 et diminution le 10/08).

En ce qui concerne le tronçon entre Saint-Saviol et Aunac, les débits d'étiage tendent à se rapprocher en période d'étiage alors que la surface du bassin versant a été doublée. Cet élément traduit l'existence de pertes pendant la période estivale. Sachant que la zone est intensément exploitée pour l'irrigation, les pertes peuvent être dues à des prélèvements ou à des pertes vers la nappe du Dogger. Les fortes perturbations sur l'hydrogramme d'Aunac pour la période de fin juillet, en dehors de tout épisode pluvieux, ne peuvent pas être dues à des variations des conditions des échanges nappe-rivière car les piézomètres du Dogger (figure 1.20) ne présentent pas d'augmentation ou de diminution des niveaux pouvant expliquer ces variations de débits échangés. Par contre, le mois de juillet est situé en pleine période d'irrigation du maïs, ce qui semblerait indiquer que les pertes entre Aunac et Saint-Saviol sont des conséquences des prélèvements pour l'irrigation.

Dans un deuxième temps, étudions l'évolution des débits sur les stations entre Mansle et Angoulême. En hautes eaux, la comparaison des débits de la Charente à Luxé et Vindelle montre une réactivité importante aux pluies et un accroissement rapide des débits à Vindelle dû aux bassins intermédiaires entre les 2 stations (Aume-Couture essentiellement). De plus, la décrue est plus rapide sur Vindelle et plus amortie sur Luxé. A l'amont, la Charente est alimentée par des nappes karstiques (Dogger, Lias). A l'aval jusqu'à Angoulême, le fleuve s'écoule principalement sur des terrains calcaire-marneux du Malm qui contiennent une nappe superficielle peu capacitive et assez transmissive. Ainsi au niveau de Vindelle, les eaux sont donc évacuées assez rapidement vers les rivières et les faibles stocks souterrains sont rapidement épuisés en période d'étiage (Bichot *et al.*, 2005).

A l'étiage, sur de longue période (01/07 au 10/08) des débits plus importants à l'amont qu'à l'aval peuvent être enregistrés (figure 1.26). La baisse des débits est très importante à Vindelle à partir du 10/07 alors que le débit à Luxé se maintient. Le débit des barrages devient même supérieur au débit à Vindelle pendant 10 jours autour du 25/07. Ces phénomènes traduisent à la fois la faiblesse des apports latéraux et l'impact des prélèvements agricoles dans cette zone qu'ils soient directs dans le fleuve ou indirects dans les nappes d'accompagnement. Dans les deux cas, de meilleures mesures de protection et de gestion du fleuve et de sa nappe d'accompagnement doivent être mises en place dans cette zone déjà sensible naturellement à des étiages sévères et que des influences anthropiques peuvent rendre désastreuses.

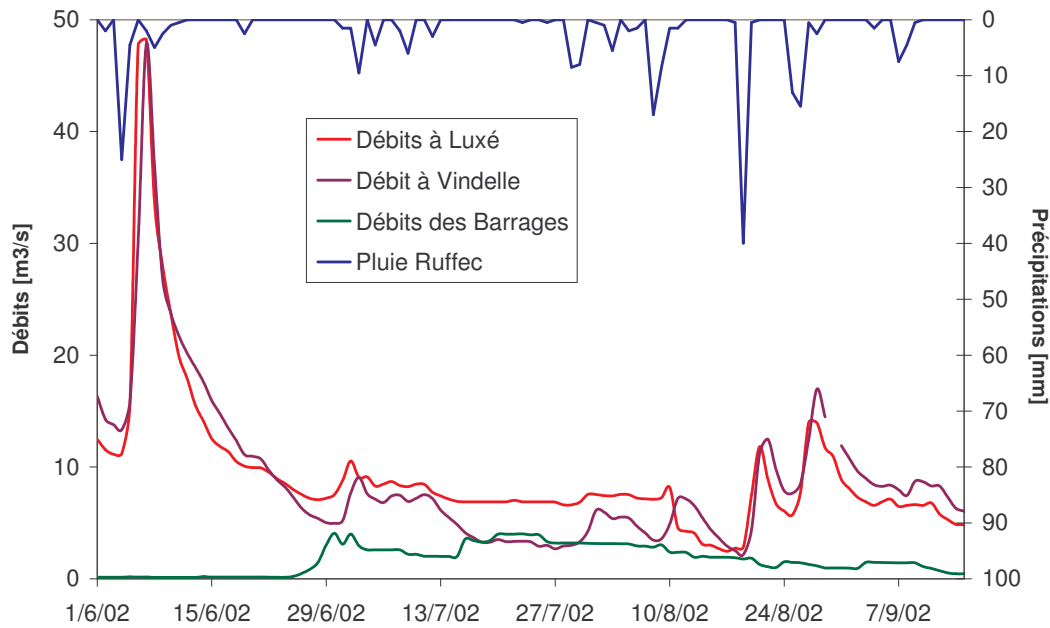


Figure 1.26 : Analyse comparative des débits des barrages et des stations de Luxé et Vindelle sur la période de juin à septembre 2002

A partir du 10/08, le débit à Luxé chute brutalement. Le tarissement des nappes qui alimentaient le fleuve à l'amont de Luxé est peu probable. Cependant, la station de Luxé est située juste à l'aval de Mansle à un carrefour hydrologique. En effet, les eaux de la Tardoire et de la Bandiat se jettent dans la Charente à cet endroit. Or, ces affluents de la Charente voient, pendant la saison d'étiage, une partie, voire la totalité, de leurs eaux disparaître vers les profondeurs du karst de la Rochefoucauld. Elles resurgissent à l'aval de Vindelle par les sources de la Touvre. Une explication envisageable serait que les affluents, à cause des pertes, se sont retrouvés à sec n'apportant plus les eaux à la Charente entraînant la baisse des débits à Luxé. La station de mesure des débits à l'aval de la confluence entre la Tardoire et la Bandiat ne fonctionnait plus au mois d'août 2002 et l'hypothèse n'a donc pas pu être vérifiée mais ces affluents subissent 12 années sur 14 des ruptures d'écoulement entre juillet et août (Anonyme, 2005).

1.3.5.2 Analyse piézométrique locale d'un aquifère

Une grande partie du fleuve Charente s'écoule sur le substratum calcaire de la nappe du Dogger (Jurassique moyen). Or, les connaissances sur le fonctionnement hydrodynamique du Dogger restent incertaines car peu de piézomètres sont spécifiques de cette formation. Ils peuvent explorer simultanément, en plus du Dogger, les formations du Lias ou du Malm. Dans cette optique, une étude piézométrique a été engagée par Thinon-Larminach (2000) afin de mieux connaître les comportements des différents niveaux aquifères du Dogger entre eux mais également avec la Charente qui constitue leurs niveaux de base. L'objectif de l'étude était de suivre les évolutions piézométriques du Callovien et du Bathonien, deux niveaux géologiques du Dogger, ainsi que le niveau piézométrique dans un puits situé à proximité en zone alluviale (figure 1.27).

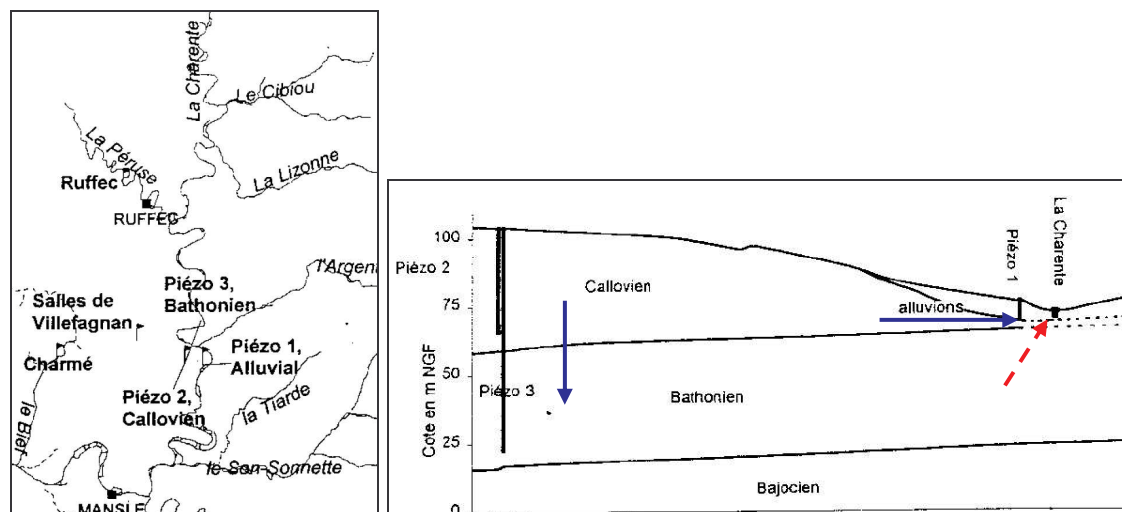


Figure 1.27 : Localisation des piézomètres (gauche) et coupe Est-Ouest transversale à la Charente en passant par les piézomètres (à droite) (Thinon-Larminach, 2000)

L'analyse de l'évolution des niveaux piézométriques apporte des informations et permet de formuler des hypothèses sur les relations liant les trois formations (figure 1.28).

D'une manière générale, le niveau piézométrique du Callovien est supérieur à celui du Bathonien et des alluvions, au minimum au même niveau. Le niveau des alluvions est généralement supérieur à celui du Bathonien. Le Callovien alimente donc le Bathonien et l'aquifère alluvial. Ce dernier qui repose sur le Callovien, est donc alimenté par des formations encaissantes et son niveau est régulé par la rivière (flèche bleue dans la figure 1.27). La nappe alluviale conserve donc une cote piézométrique relativement constante dans l'année avec de faibles amplitudes. Au niveau de ce transept, la nappe du Dogger alimente la rivière jusqu'à épuisement de ses ressources. Le niveau du Callovien se stabilise alors à la hauteur de celui des alluvions et de la rivière (octobre 1997 dans la figure 28). A cet instant, les flux échangés entre le fleuve et la nappe du Callovien sont nuls.

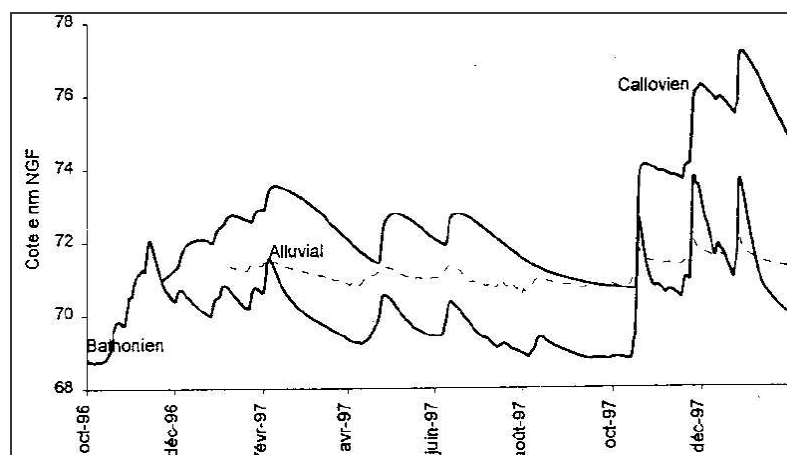


Figure 1.28 : Evolution des niveaux piézométriques (callovien, bathonien et alluvial) au niveau de la coupe Est-Ouest (Thinon-Larminach, 2000)

Toutefois, lors d'épisodes pluvieux importants (octobre à décembre 1997), l'augmentation de charge dans le Callovien entraîne un flux plus important d'eau vers le Bathonien dont le

niveau piézométrique devient supérieur à celui des alluvions. Le niveau des alluvions subit alors des variations très importantes à cause de l'alimentation du Bathonien (flèche rouge pointillée dans la figure 1.27). Les alluvions apparaissent donc comme étant en relation avec toute la formation du Dogger (Callovien et Bathonien).

Ce constat de gradients verticaux de pression descendant, c'est-à-dire traduisant une tendance à l'alimentation des nappes les plus profondes par celles situées plus en surface a depuis été vérifié à plusieurs endroits où l'on dispose de relevés à des niveaux aquifères différents (Bichot *et al.*, 2005). L'alimentation simultanée des nappes profondes et du réseau de surface, qui constitue généralement son niveau de base, peut expliquer la rapidité de la vidange des nappes superficielles et le manque de soutien des débits des rivières par les nappes en fin d'étiages.

1.3.5.3 Apports de la modélisation hydrogéologique

La modélisation a consisté à évaluer sur une échelle régionale (10 % du bassin versant de la Charente, 1 000 km²), et non locale comme dans la plupart des études, les échanges entre les nappes et le fleuve Charente. Pour réaliser ce travail, Thinon-Larminach (2000) a utilisé deux modèles : Agriflux 2.0 (Banton *et al.*, 1995) pour calculer à l'échelle d'une zone homogène de quelques milliers d'hectares, la recharge journalière de la nappe et Modflow (MacDonald et Harbaugh, 1988) pour modéliser les dynamiques en 2D des nappes souterraines, ainsi que les interactions avec les rivières de la zone d'étude avec des mailles de 500 x 500 m afin de ne pas dépasser la puissance de calcul du modèle.

Sans entrer dans les détails, après un calage des conductivités hydrauliques et des coefficients d'échange entre la nappe et la rivière en régime permanent, les flux et les volumes d'échanges nappe/rivière ont été modélisés en régime transitoire.

En périodes de hautes eaux, le sens des flux va préférentiellement des nappes vers les rivières. Les valeurs des coefficients d'échanges calées varient de 1 à 15 m²/j/mètre de rivière. Les rivières affluentes de la Charente ont des coefficients d'échanges plus faibles, inférieur à 5 m²/j/mètre de rivière. La Charente à l'amont de Mansle et à l'aval de Montignac présente les plus forts coefficients d'échanges avec 6 m²/j/mètre de rivière ce qui traduit une rivière bien connectée à l'aquifère. Entre les deux villes, la rivière et l'aquifère semblent plus indépendants.

En période de basses eaux (figure 1.29), le sens des flux va préférentiellement des rivières vers les aquifères avec des coefficients maximums de 4 m²/j/mètre de rivière de la rivière vers la nappe et de 11 m²/j/mètre de rivière de la nappe vers la rivière. Cependant, toutes les rivières ne soutiennent pas la nappe sur l'ensemble du bassin.

Les valeurs des volumes échangés (tableau 1.4), montrent bien les deux dynamiques annuelles à l'échelle régionale avec, pendant la plupart de l'année, l'alimentation des rivières par les nappes et, pendant la période d'étiage, la recharge de la nappe par la rivière.

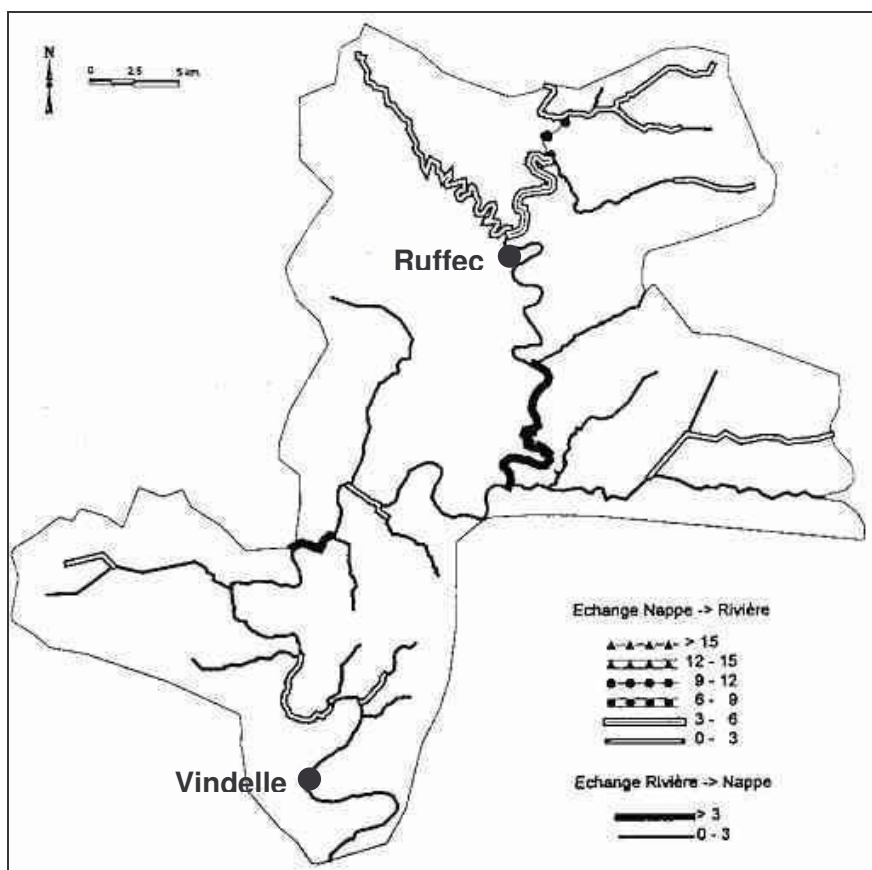


Figure 1.29 : Cartographie des coefficients d'échanges nappe-rivière (en m²/j/m de rivière) pour la période juillet-septembre 1996 (Thinon-Larminach, 2000).

Tableau 1.4 - Bilan entrée-sortie du système aquifère en m³ (Thinon-Larminach, 2000)

Période		Stockage	Prélèvements	Recharge	Echange Aquifère/Rivière	Total
Jan. Mars 96	Entrée	7 216		925 780	80 136	1 013 100
	Sortie	145 290	11 415		856 460	1 013 200
Avril Juin 96	Entrée	319 270		18 400	117 810	595 480
	Sortie	15 703	78 830		500 950	595 480
Juillet Sept. 96	Entrée	266 940		75 671	289 830	632 440
	Sortie	797	355 600		276 050	622 440
Oct. Déc. 96	Entrée	28 174		395 310	116 840	540 320
	Sortie	68 547	11 415		460 360	540320
Jan. Mars 97	Entrée	318		637 410	90 095	726 840
	Sortie	123 560	11 415		593 650	728 630
Avril Juin 97	Entrée	161 300		299 380	119 400	580 090
	Sortie	42 553	78 452		459 090	580 090
Juillet Sept. 97	Entrée	225 370		51 454	316 290	593 110
	Sortie	117	51 545		237 430	593 110

Dans le premier cas, les nappes alimentent les rivières avec un rapport de 10 pour la période de janvier à mars 1996 (rapports des volumes échangés 856 460 / 80 136 m³). Ce rapport chute en dessous de 4 pour la période d'avril à juin 1996 et se rapproche de 1 pour celle de juillet à septembre. Durant cette période, les nappes alimentent autant que ce qu'elles sont alimentées par les rivières. La même alternance des dynamiques s'observe en 1997 pour la deuxième année de modélisation.

Les prélèvements utilisés dans la modélisation à partir de Modflow ne prennent en compte que les prélèvements souterrains. Ils représentent 0.5 Mm³ pour l'année 2006 et encore bien moins en 2007. Or, la zone modélisée représente 10 % du total du bassin versant de la Charente, soit près de 1 000 km², avec des prélèvements globaux en eaux superficielles et souterraines de quelques 80 à 90 Mm³ en année moyenne. Les fichiers de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne nous renseignent sur les volumes attribués à chacun des irrigants et sur la nature des ressources (eaux superficielles, nappe d'accompagnement ou nappes profondes). Les volumes alloués aux irrigants pour la Charente amont (1 500 km² environ), qui comprend la totalité de la zone modélisée, se décomposent en 16 Mm³ pour les prélèvements en eaux superficielles, 12.7 Mm³ pour les prélèvements en nappes d'accompagnement et, enfin, 1.5 Mm³ pour les prélèvements en nappes profondes. Ces chiffres, qui je le rappelle ne représente pas des volumes réellement consommés, restent très éloignés des prélèvements utilisés dans le modèle.

En résumé, cette étude démontre qualitativement l'importance des influences entre les niveaux piézométriques et le fleuve Charente. Néanmoins, peu de conclusions peuvent être formulées quand à l'importance de ces relations car, sachant que les niveaux piézométriques observés et simulés sont proches, l'erreur sur les prélèvements a très bien pu être répercutée sur les coefficients d'échanges nappe-rivière.

1.3.6 Impacts des prélèvements sur le fonctionnement de l'hydrosystème

De façon générale même si les nappes soutiennent les étiages des rivières, les réserves restent limitées sur le bassin versant de la Charente amont. Les conséquences des prélèvements importants sur le fleuve Charente et sa nappe d'accompagnement sont illustrées en figure 1.30. En effet, contrairement à ce que l'on pourrait attendre, les débits n'augmentent pas d'amont en aval mais, fréquemment, des débits équivalents voire plus faibles à Luxé ou Vindelle sont observés par rapport à ceux d'Aunac. Cette baisse peut être induites par des échanges avec la nappe mais, plus probablement, compte tenu que cette zone est intensément utilisée pour l'agriculture irriguée, elle est la conséquence directe des prélèvements agricoles dans les eaux superficielles et les nappes d'accompagnement. En dehors de la zone d'influence de la rivière, les prélèvements en eaux souterraines ne peuvent pas être directement mis en causes ici compte tenu de la lenteur de la dynamique de ces aquifères par rapport aux eaux superficielles. Cependant, une exploitation intense

des zones hors nappes d'accompagnement du fleuve ou des eaux souterraines profondes peut compromettre le soutien des débits du fleuve par les nappes au-delà de la saison estivale, lorsque avec un automne ou un hiver sec, l'étiage se prolonge.

L'influence des prélèvements agricoles sur le fonctionnement de l'hydrosystème en Charente amont a été mise en évidence quantitativement à partir du sens des échanges entre l'aquifère et les rivières par Thinon-Larminach (2000). Une modélisation, sur les mêmes bases que celles du paragraphe 1.3.4.3, a été réalisée mais en l'absence de tout prélèvement agricole.

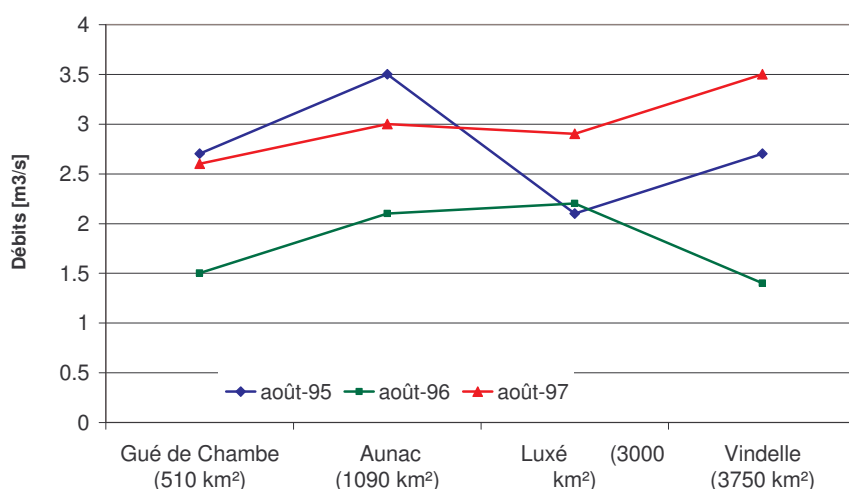


Figure 1.30 : Evolution du débit aux stations de jaugeage en fonction de la surface du bassin versant (Thinon-Larminach, 2000)

Les échanges nappe-rivière (figure 1.31) sont au maximum de $3 \text{ m}^3/\text{j}/\text{mètre}$ de rivière dans le sens rivière-nappe et de $14 \text{ m}^3/\text{j}/\text{mètre}$ de rivière dans le sens nappe-rivière.

Par rapport à la simulation avec les prélèvements agricoles (figure 1.29), lorsque les prélèvements sont absents, des changements ont lieu sur de nombreux tronçons de rivières notamment entre Mansle et Angoulême. En effet, dans cette partie et sur plusieurs dizaines de kilomètres, d'un fleuve alimentant la nappe avec les prélèvements agricoles, la situation évolue vers une nappe alimentant le fleuve sans les prélèvements. Un changement de comportement, avec un passage d'une rivière alimentant la nappe à une rivière drainant la nappe, sur la totalité du linéaire de la Charente correspondrait à $300\,000 \text{ m}^3$ avec une augmentation du coefficient d'échange de $3 \text{ m}^3/\text{j}/\text{mètre}$ de rivière soit un débit instantané de $3.5 \text{ m}^3/\text{s}$ à Vindelle.

L'influence des prélèvements n'est pourtant pas identique partout puisque certaines zones du fleuve alimentent toujours la nappe comme dans la zone amont de Mansle.

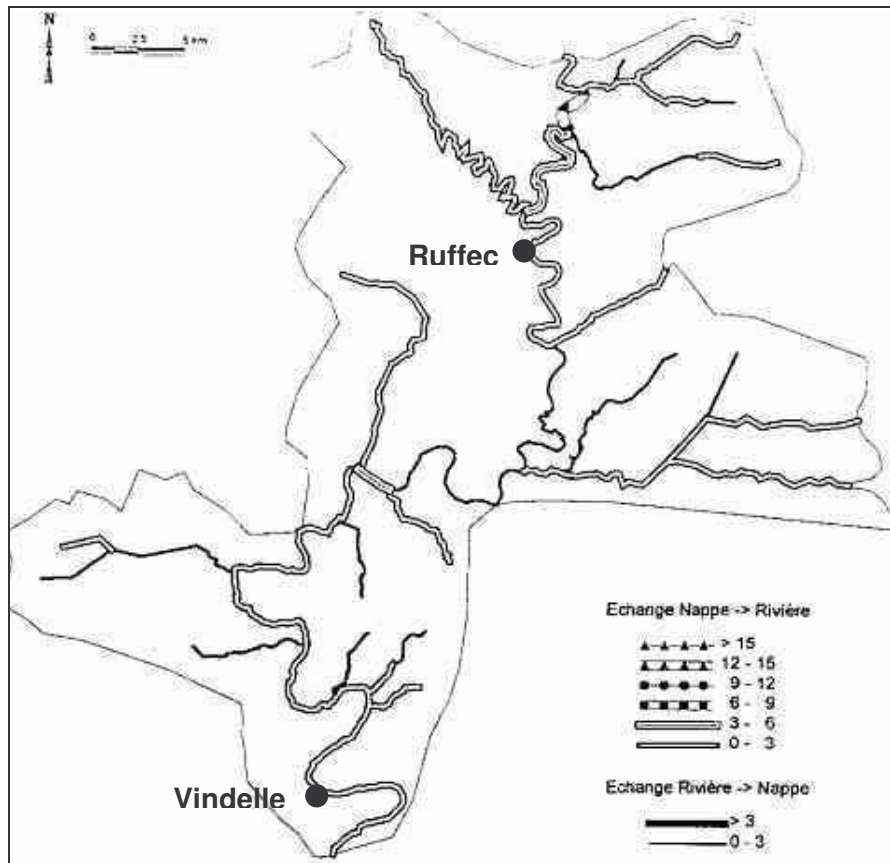


Figure 1.31 : Cartographie des échanges nappe-rivière ($m^2/j/m$ de rivière) en l'absence de prélèvements agricoles pour la période Juillet à septembre 1996 (Thinon-Larminach, 2000)

1.4. Analyse systémique du bassin versant de la Charente amont à partir des analyses corrélatoires et spectrales

L'objectif de la systémique est de traduire concrètement la définition d'un hydrosystème en une représentation qui puisse aider à sa connaissance et à son interprétation (Feuillette, 2001) ; mais aussi à son contrôle et à sa gestion (Walter et Pronzato, 1994).

L'étude des hydrosystèmes se traduit souvent par l'obtention de chroniques de données relatives à la pluie et aux débits ou toute autre variable. Cependant, l'analyse de ces systèmes peut être réalisée à des fins très différentes. Pour les hydrosystèmes, elle est presque toujours orientée vers la prévision, le contrôle des données et la reconstitution des données manquantes et se fonde, soit sur une approche statistique, soit sur des modèles. Ces modèles, qualifiés de comportementaux ou *boîte noire* (cf. paragraphe 4.7.1), sont très divers : AR, MA, ARMA, ARIMA. Toutefois, lorsque l'hydrosystème est complexe, l'établissement de prévision constitue un objectif moins immédiat. Les séries chronologiques vont représenter, avant tout, des données fondamentales permettant de caractériser la structure et le fonctionnement de cet hydrosystème (Mangin, 1984).

Les Analyses Corrélatoire et Spectrale (ACS) font parties des méthodes permettant d'analyser les séries chronologiques. Elles sont basées sur une approche du système qui permet de relier les entrées et les sorties à partir de fonctions statistiques. Les ACS assimilent le système étudié à une *boîte noire* dont on ignore le contenu et dont on souhaite étudier le fonctionnement. Le cadre est donc bien celui d'une analyse systémique. Ce type d'étude est donc une approche comportementale basée sur l'observation et l'expérience (Riad, 2003).

Thinon-Larminach (2000) a réalisé des ACS sur le bassin versant de la Charente afin d'analyser les relations nappe-rivière. Dans mon travail, l'utilisation des ACS a un objectif beaucoup plus large avec, en plus, des études sur (i) l'influence des prélèvements agricoles sur les niveaux piézométriques et les débits des cours d'eau, (ii) les transferts des débits d'amont en aval au sein du fleuve Charente, et, (iii) l'influence du barrage de Mas-Chaban mis en service en 2000. Ces nouvelles ACS devront permettre d'améliorer la connaissance globale du fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème. Cette partie fait l'objet de la rédaction d'un article : Christin, F., P-O. Malaterre et P. Le Goulven. Contribution of system analysis to improve stream flow modelling and hydrosystem water management: example of the Charente River Basin (France). *In preparation*.

1.4.1 Principes des Analyses Corrélatoires et Spectrales (ACS)

Les séries chronologiques représentent des informations enregistrées de manière séquentielle dans le temps qui peuvent permettre de caractériser la structure et le fonctionnement d'un hydrosystème. Les ACS constituent un outil d'évaluation des temps de transfert et des relations entrées - sorties au niveau de l'hydrosystème, mais aussi, au niveau des différents sous-systèmes. Une revue complète de la théorie des ACS est présente dans la bibliographie (Jenkins et Watts, 1968; Mangin, 1984; Box *et al.*, 1994; Larocque *et al.*, 1998). Seuls les concepts importants dans le cas de notre étude seront définis dans les paragraphes suivants.

Comme les autres méthodes d'analyses des séries chronologiques, les ACS sont employées pour la prévision, le contrôle et la reconstitution des valeurs manquantes. L'analyse corrélatoire, dans le domaine temporel, et l'analyse spectrale, dans le domaine fréquentiel, permettent d'identifier l'information contenue dans le signal (séries chronologiques). Ainsi, Mangin (1984) a adapté les ACS à l'étude des relations entrées-sorties dans les aquifères karstiques à partir de séries chronologiques. L'aquifère est assimilé à un filtre et la transformation du signal d'entrée par ce filtre, pour donner le signal de sortie, renseigne sur les transferts des flux dans le système.

Historiquement, les ACS ont donc été utilisées, avec des séries de pluviométrie et de débits, pour l'analyse des systèmes karstiques qui sont des systèmes dont les structures et le fonctionnement sont complexes (Mangin, 1984; Gelhar, 1986; Padilla et Pullido-Bosh, 1995; Morales-Juberias *et al.*, 1996; Larocque *et al.*, 1998). Plus tard, elles ont, à partir des séries

de pluviométrie et de piézométrie, aussi servi à caractériser les transferts entre la zone non saturée et la zone saturée (Dupuy, 1997; Gaillard, 1997; Thinon-Larminach, 2000). Plus récemment, plusieurs études hydrologiques ont utilisé les ACS pour caractériser la nature des écoulements dans des bassins versants au Maroc (Riad, 2003) et en Algérie (Bouanani *et al.*, 2005). Cependant, bien d'autres séries temporelles peuvent être utilisées car elles sont facilement disponibles. Ainsi, Massei (2006) a utilisé des données concernant la pluviométrie, la piézométrie, la conductivité électrique de l'eau, ainsi que la turbidité, pour analyser la dynamique et le transport dans le système karstique de Hannetot (France).

Dans le cadre de cette étude, l'objectif des ACS sera d'améliorer la compréhension du fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème de la Charente amont. Il s'agira de déterminer, essentiellement de façon qualitative, les processus hydrodynamiques (temps de transfert), les interactions entre les différents sous-systèmes à partir de leurs entrées et leurs sorties (non linéarités ou rétroactions) et, enfin, de mieux définir le fonctionnement global (cycle hydrologique) et les limites du système.

1.4.1.1. Les analyses corrélatoires et spectrales simples

Mangin (1984), après plusieurs tests sur des hydrosystèmes karstiques, propose d'utiliser les formules de Jenkins et Watts (1968), qui se sont révélées les plus fiables pour calculer la fonction d'autocorrélation, $r(k)$.

$$r(k) = \frac{C(k)}{C(0)} \quad \text{avec} \quad C(k) = n^{-1} \sum_{i=1}^{n-k} (x_i - \bar{x})(x_{i+k} - \bar{x})$$

Avec

- $k = 0, 1, 2, \dots, m$
- $r(k)$: fonction d'autocorrélation
- $C(k)$: corrélogramme
- k : pas de temps
- m : point de troncature
- n : longueur de la série temporelle
- x_i : évènement
- \bar{x} : moyenne des évènements

Le corrélogramme (figure 1.32, partie gauche) met en évidence la dépendance des évènements entre eux pour des intervalles de temps de plus en plus grands, ce qui traduit la « mémoire » du système analysé. Ainsi, plus un évènement a une influence à long terme, plus la décroissance du corrélogramme sera lente. A l'opposé, si le corrélogramme tend rapidement à s'annuler alors le signal d'entrée peut être considéré comme aléatoire.

L'approche spectrale est duale de l'approche corrélatoire. Elle exprime dans le domaine fréquentiel ce dont le corrélogramme rend compte dans le domaine temporel. Le corrélogramme sera utilisé dans un premier temps pour détecter un phénomène structuré ou

aléatoire du signal, alors que le spectre de densité de variance fournira les périodes des phénomènes structurés.

Il peut être défini une fonction de densité spectrale, $S(f)$, représentant la répartition des variances suivant les fréquences (figure 1.32, partie droite). Cette fonction facilite souvent l'interprétation des phénomènes repérés dans les corrélogrammes. Le passage du domaine temporel (fonction d'autocorrélation) au domaine fréquentiel (fonction de densité spectrale) s'obtient par la transformée de Fourier

$$S(f) = 2 \left(1 + 2 \sum_{k=1}^{k=m} D(k)r(k) \cos(2\pi f k) \right)$$

Avec $S(f)$: fonction de densité spectrale
 f : fréquence, $f = j/2m$ ($j = 1$ à m)
 $D(k)$: fonction de pondération

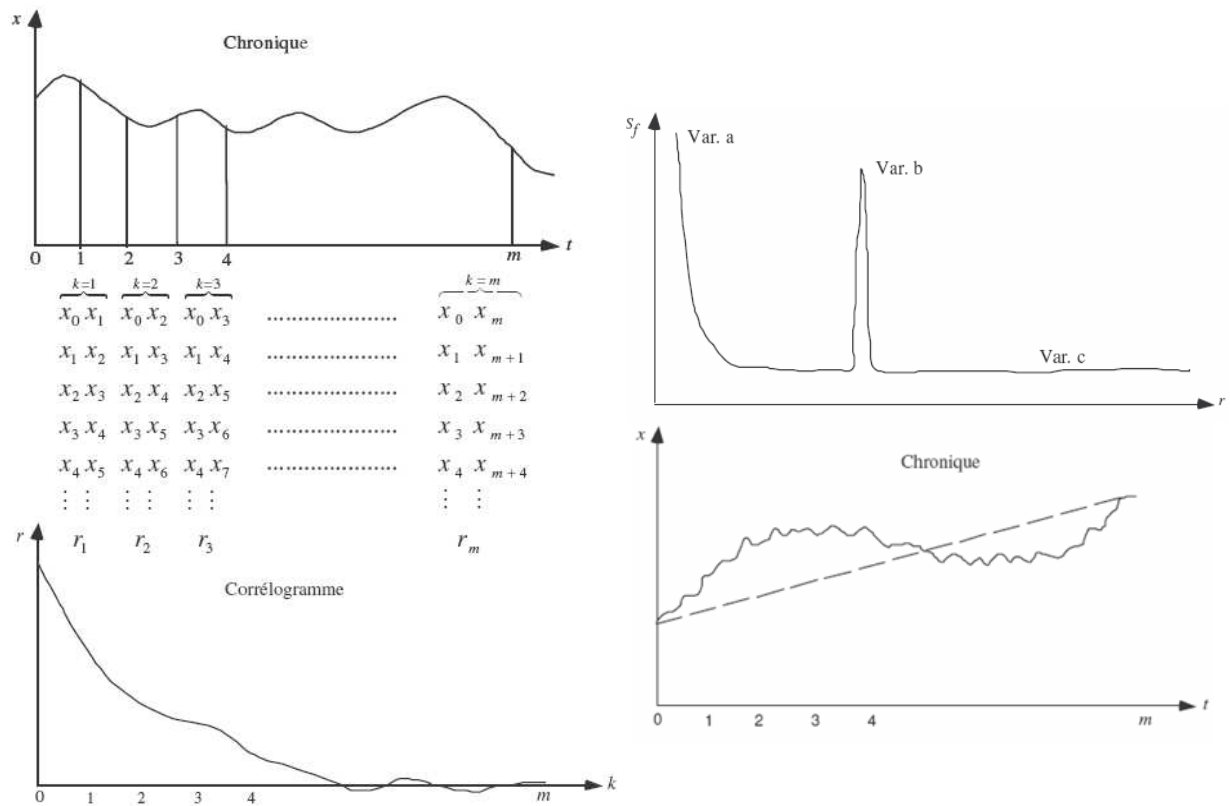


Figure 1.32 - Obtention d'un corrélogramme simple à partir d'une série chronologique (gauche) et Spectre de densité spectrale (droite) (Riad, 2003)

L'interprétation de $S(f)$ avec l'identification des différents pics, qui représentent des phénomènes périodiques, conduit à la caractérisation du système. En effet, le spectre simple permet de mettre en évidence les composantes périodiques du signal à long, moyen et court terme, car elles apparaissent comme des pics caractéristiques d'une fréquence, ou si les phénomènes sont aléatoires. Ces tendances sont introduites au niveau de la fonction d'entrée (pluie, lâchers de barrage). Le spectre permet d'apprécier la façon dont cette information est modifiée, altérée voire éliminée par le système.

Une fonction de pondération est nécessaire pour que la valeur $S(f)$ estimée soit non biaisée et pour que les oscillations parasites soient lissées. De nombreuses fonctions sont proposées dans la littérature mais Mangin (1984), après une comparaison, porte son choix sur le filtre de Tuckey.

$$D(k) = \frac{\left(1 + \cos\pi \frac{k}{n}\right)}{2}$$

Le spectre de densité de fréquence permet aussi d'obtenir le temps de régulation du système, T_{reg} , c'est-à-dire la durée d'influence du signal d'entrée ; il traduit par conséquent l'inertie du système qui est liée directement aux réserves de l'hydrosystème.

$$T_{reg} = \frac{S(f=0)}{2}$$

1.4.1.2. Les analyses corrélatoires et spectrales croisées

Les ACS croisées décrivent la relation entre une série chronologique, x_i , considérée comme une entrée, et une série chronologique, y_i , considérée comme une sortie. Si l'entrée est assimilable à un processus aléatoire, le corrélogramme croisé représente la réponse impulsionnelle du système. La fonction de corrélation croisée n'est donc pas symétrique, contrairement à la fonction d'autocorrélation ($r_{xy}(k) \neq r_{yx}(k)$).

$$r_{xy}(k) = \frac{C_{xy}(k)}{\sigma_x \sigma_y} \quad \text{avec} \quad C_{xy}(k) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n-k} (x_i - \bar{x})(y_{i+k} - \bar{y})$$

Avec	$r_{xy}(k)$: fonction de corrélation croisée
	$C_{xy}(k)$: corrélogramme
	σ_x et σ_y	: point de troncature
	x_i	: chronique d'entrée
	y_i	: chronique de sortie

Lorsque la fonction de corrélation croisée $r_{xy}(k)$ est maximum, le délai entre $k = 0$ et k pour $r_{xy}(k)_{max}$ représente le temps requis pour que le signal d'entrée atteigne la sortie. Plus ce déphasage est court et plus le temps de transfert est rapide. Si la fonction de corrélation croisée $r_{xy}(k)$ est maximum pour une valeur de $k < 0$, alors c'est la sortie qui influence le signal d'entrée. Dans le cas d'une fonction de corrélation croisée parfaitement symétrique à l'axe des ordonnées, cela indique que les entrées et les sorties réagissent à un troisième facteur.

La fonction de densité spectrale croisée $S_{xy}(f)$ correspond à la décomposition de la covariance entre les entrées et les sorties dans le domaine fréquentiel. Elle correspond à la transformée de Fourier de la fonction de corrélation croisée. Le corrélogramme croisé n'étant pas symétrique pour les valeurs de $-k$ et $+k$, le spectre croisé est exprimé par un nombre

complexe. Elle est exprimée en fonction du cospectre, $h_{xy}(f)$ et du spectre de quadrature, $\lambda_{xy}(f)$.

$$S_{xy}(f) = h_{xy}(f) - i\lambda_{xy}(f)$$

$$h_{xy}(f) = 2 \left[r_{xy}(0) + \sum_1^m (r_{xy}(k) + r_{yx}(k)) D(k) \cos(2\pi f k) \right]$$

$$\lambda_{xy}(f) = 2 \left[r_{xy}(0) + \sum_1^m (r_{xy}(k) + r_{yx}(k)) D(k) \sin(2\pi f k) \right]$$

En coordonnées polaires, la fonction de densité spectrale croisée peut aussi être exprimée comme une fonction de l'amplitude, $|S_{xy}(f)|$ et de la phase $\Theta_{xy}(f)$:

$$S_{xy}(f) = |S_{xy}(f)| e^{-i\theta_{xy}(f)}$$

La fonction de l'amplitude identifie le sens dans lequel le signal d'entrée a été modifié par le système. Dans le domaine fréquentiel, cela représente la covariance entrées-sorties :

$$|S_{xy}(f)| = \sqrt{h_{xy}^2(f) + \lambda_{xy}^2(f)}$$

La fonction de phase indique le déphasage entre les entrées et les sorties :

$$\theta_{xy}(f) = \arctan \frac{\lambda_{xy}(f)}{h_{xy}(f)}$$

Dans le domaine temporel, le déphasage τ est :

$$\tau = \frac{\theta_{xy}(f)}{2\pi f}$$

L'analyse spectrale croisée permet d'obtenir deux informations essentielles qui ne peuvent pas être obtenues à partir des analyses corrélatoires : la linéarité de la relation entrées-sorties et leurs amplifications.

Ainsi, la fonction de cohérence, $CO_{xy}(f)$, exprime la linéarité des relations entrées-sorties et dépend des fonctions des densités spectrales simples et croisées de x et de y , soit respectivement, S_x , S_y et S_{xy} .

$$CO_{xy}(f) = \frac{S_{xy}(f)}{\sqrt{S_x(f) S_y(f)}}$$

Un système est linéaire, $CO_{xy}(f) \approx 1$, lorsqu'un changement dans les entrées entraîne un changement proportionnel des sorties. La non-linéarité signifie que d'autres facteurs doivent être pris en compte dans la définition du système.

La fonction gain, $g_{xy}(f)$, exprime, quant à elle, une amplification (> 1) ou une atténuation (< 1) des sorties par rapport aux entrées.

$$g_{xy}(f) = \frac{S_{xy}(f)}{S_x(f)}$$

Dans des hydrosystèmes, ce phénomène peut, par exemple, être relié à de l'emmagasinement d'eau dans les aquifères pendant les hautes eaux et une vidange pendant les basses eaux.

1.4.2 Choix des séries chronologiques et de la période d'analyse

L'objet de la méthode étant descriptif, la condition de stationnarité des séries chronologiques ne rentrent pas en ligne de compte (Brillinger, 1975). Cette non stationnarité est due essentiellement au caractère saisonnier des séries chronologiques traitées en hydrologie ou en hydrogéologie. Malgré tout, le choix de t_0 , temps à partir duquel est analysée la chronique, n'est pas sans conséquence sur les résultats obtenus. C'est pourquoi, il a été systématiquement pris comme temps t_0 le point de départ du cycle hydrologique.

Enfin, si l'on étudie, sur une période courte (quelques mois), une chronique très longue (plusieurs années), le caractère saisonnier perd de son influence au profit du comportement moyen.

Pour étudier un phénomène, il faut au moins deux valeurs. Ainsi, la taille des chroniques, n , pour des données au pas de temps journalier doit donc être, au minimum, de deux jours. La borne supérieure de la fenêtre d'observation, appelée aussi troncature, m , représente la limite au delà de laquelle les interactions entre les données ne sont plus prises en compte dans les ACS. La valeur de cette borne supérieure, m , se définit en fonction du problème posé, des contraintes de calcul et du pas d'échantillonnage. Elle agit comme un filtre qui réduit l'influence des coïncidences dans le signal. La comparaison entre plusieurs cycles hydrologiques, ou saisons, est possible en choisissant une borne m qui englobe l'ensemble des phénomènes.

Ainsi, lorsque les phénomènes saisonniers seront explorés, une troncature de 125 jours sera appliquée alors que lorsque l'on cherchera à déterminer la durée des cycles hydrologiques, une troncature de 450 jours sera préférée. En pratique, il est intéressant de prendre $m = 125$ pour faire la transformation entre la fréquence, f , et la période, T ($T = 1/f$).

De plus, la troncature, m , est généralement déterminée comme étant le tiers de la longueur de la chronique, n ($m = n/3$) car les valeurs du corrélogramme ne montrent, pour ces valeurs, aucune instabilité numérique. En effet, Mangin (1984) a démontré que pour $m > n/3$, les résultats sont altérés et que pour $m > n/2$, les résultats ne sont plus corrects.

Dans notre cas de la Charente amont, les séries chronologiques disponibles sont toutes journalières donc la limite inférieure de la fenêtre d'observation sera de 2 jours (Tableau 1.5).

La valeur de la limite inférieure est satisfaisante car les temps de transfert entre les entrées et les sorties sont toujours supérieurs à deux jours sur le bassin versant. Afin de comparer les séries chronologiques entre elles, il sera préférable, comme le souligne Mangin (1984), de prendre toujours la même fenêtre d'observation. Dans ce cas, m sera donc la plupart du temps égal à 125 jours, il est ainsi toujours inférieur à $n/3$ pour l'ensemble des séries chronologiques disponibles.

Tableau 1.5 – Types de chroniques disponibles pour les analyses corrélatoires et spectrales

Type de chroniques	Localisation	Informations complémentaires	Début	Fin	Nombre de valeurs
Précipitations	Ruffec	-	01/10/2000	31/12/2005	1918
	Tusson	-	01/10/2000	31/12/2005	1918
	La péruse	-	01/10/2002	31/12/2005	1188
Débits	Lavaud	Bassin 100 km ² ⁽¹⁾	01/10/2000	31/12/2005	1918
	Rochemaux	346 km ²	01/10/2002	31/10/2005	1188
	Saint-Saviol	492 km ²	01/10/2000	31/12/2005	1918
	Luxé	3 000 km ²	01/10/2000	20/07/2005	1754
	Vindelle	3 750 km ²	01/10/2000	31/12/2005	1918
Niveaux piézométriques	Alloue	Aquifère : Lias Profondeur : 70 m	01/10/2001	31/12/2005	1553
	Ruffec	Dogger, 37 m	01/10/2001	31/12/2005	1553
	Salles IV	Dogger, 114 m	01/10/2002	31/12/2005	1188
	Amant	Dogger, 85 m	01/10/2001	31/12/2005	1553
	Mouton	Lias, 350 m	01/10/2001	31/12/2005	1553
	Aigre	Malm, 26 m	01/10/2001	31/12/2005	1553
	Vouillac	Malm, 10 m	01/10/2001	31/12/2005	1553
Débits Prélèvements	Mansle	ASA, 50 ha ⁽²⁾	01/10/2000	31/12/2005	1918
	Chenon	ASA, 50 ha	01/10/2000	31/12/2005	1918
	Chennonnet	ASA, 50 ha	01/10/2000	31/12/2005	1918

Les analyses corrélatoires simples sont réalisées dans un premier temps afin de déterminer si les processus sont aléatoires ou si des effets mémoires peuvent être mis en évidence dans certaines séries chronologiques. Puis, les analyses spectrales simples permettent de mettre en évidence la durée d'influence du signal (T_{reg}) traduisant l'influence des entrées et la périodicité des processus sur l'hydrosystème.

Les analyses corrélatoires croisées permettront donc d'identifier quelles sont les influences indentifiables, comme par exemple, la nappe alimente t-elle la rivière ou inversement ?

Enfin, les analyses spectrales croisées permettront essentiellement de calculer les fonctions de cohérence et la fonction de gain afin de déterminer, respectivement, la linéarité de l'hydrosystème et l'amplification ou l'atténuation du signal, qui, pour une relation pluie- débits traduira le stockage ou le déstockage des ressources souterraines.

¹ Superficie cumulée des bassins d'alimentation des barrages de Lavaud et Mas-Chaban car la série chronologique des débits à Lavaud est, en fait, la somme des lâchures des deux barrages.

² ASA : Association Syndicale Autorisée

1.4.3 Résultats des ACS des séries chronologiques

1.4.3.1. Les chroniques de précipitations

Pour les stations météorologiques analysées (Tusson et Ruffec), les résultats des ACS sont équivalents. Les corrélogrammes simples des chroniques de précipitations deviennent rapidement nuls (figure 1.33), ce qui traduit l'indépendance temporelle des événements entre eux. Ainsi, les $r(k)$ deviennent nul, respectivement, après 5 et 8 jours pour Ruffec et Tusson. Les spectres (figure 1.34) tendent légèrement vers zéro et présentent un temps de régulation (T_{reg}) inférieur à 4 jours pour les deux stations.

A partir de ces résultats, les précipitations peuvent être considérées comme réparties aléatoirement et uniformément dans l'année, ce qui confirme le caractère quasi aléatoire des précipitations.

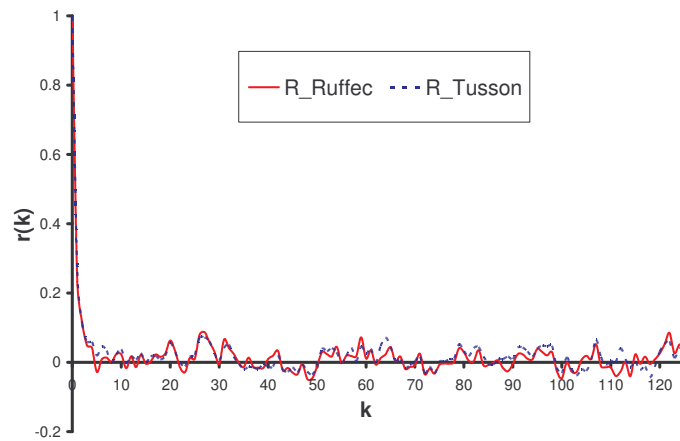


Figure 1.33 - Fonction d'autocorrélation $r(k)$ des précipitations (R) aux stations de Ruffec et de Tusson avec $m = 125$

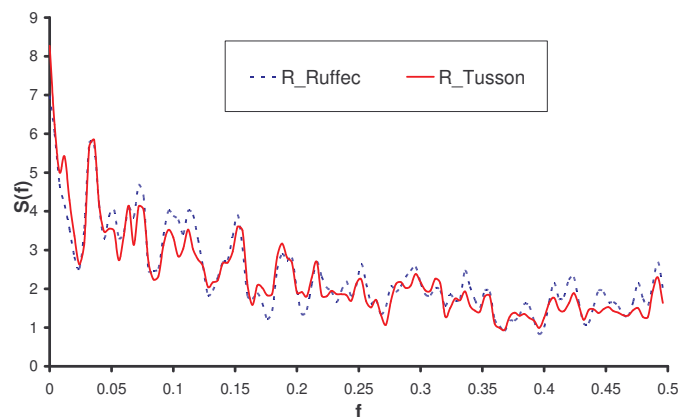


Figure 1.34 - Fonction de densité spectrale $S(f)$ des précipitations (R) aux stations de Ruffec et de Tusson

Afin de confirmer le caractère aléatoire des pluies sur plusieurs années, la fonction d'autocorrélation $r(k)$ a été calculée avec une troncature m de 450 jours (figure 1.35). Les corrélogrammes des précipitations à Ruffec et Tusson deviennent rapidement nuls comme avec une troncature de $m = 125$ confirmant le caractère aléatoire de la pluie sur l'année.

Néanmoins, le corrélogramme des précipitations à Tusson atteint 0.18 pour une valeur de m de 366 jours. La même chose n'est pas observée sur le corrélogramme des précipitations à Ruffec. Sachant que notre série chronologique ne porte que sur une période de 6 ans, il ne faut pas tirer de conclusion significative. Il semblerait, toutefois, que les précipitations affichent sur Tusson une périodicité annuelle plus marquée que sur Ruffec.

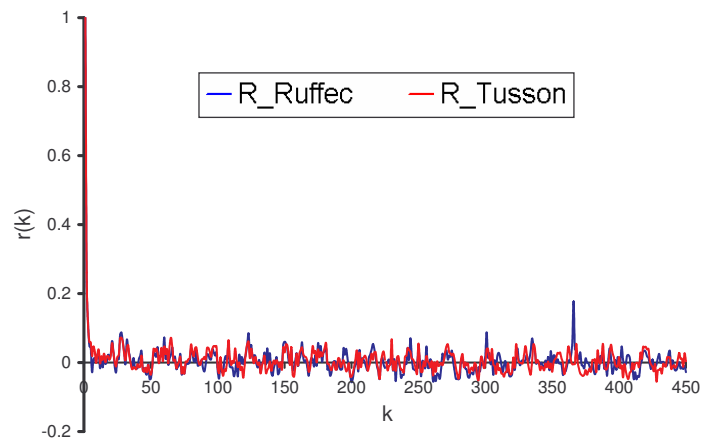


Figure 1.35 - Fonction d'autocorrélation $r(k)$ des précipitations (R) aux stations de Ruffec et de Tusson avec $m = 450$

1.4.3.2. Les chroniques piézométriques

Les corrélogrammes simples des chroniques piézométriques, avec un point de troncature de 450 jours, diminuent lentement (figure 1.36). Même si ils sont variables selon les aquifères, les effets mémoires sont importants ce qui caractérise un emmagasinement non négligeable. Les corrélations négatives indiquent la présence d'un phénomène cyclique indice de la grande inertie du système.

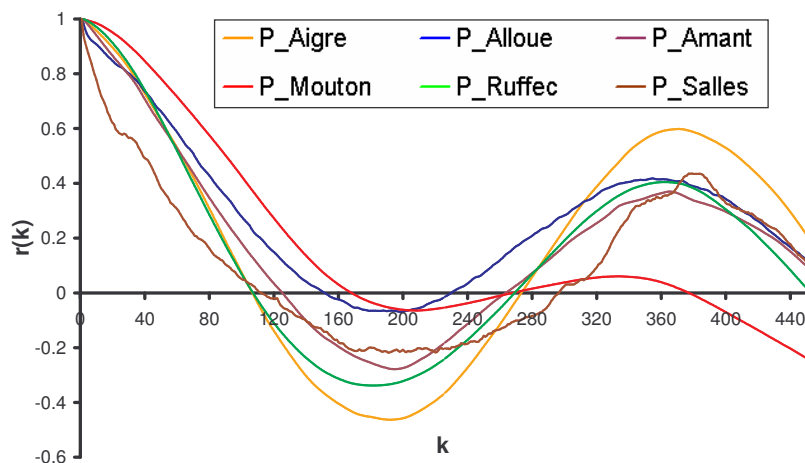


Figure 1.36 - Fonction d'autocorrélation des chroniques piézométriques (P) avec $m = 450$

Mangin (1984) a suggéré de comparer les effets mémoires des aquifères en utilisant la vitesse à laquelle les informations sont perdues (vitesse de décroissance). Il a suggéré de comparer les écarts entre les chroniques de données pour atteindre une valeur arbitraire, $r(k) = 0.2$, du coefficient d'autocorrélation. Toute autre valeur du coefficient d'autocorrélation

serait cependant acceptable. L'effet mémoire reste toutefois plus complexe qu'une simple valeur car il correspond à la fois à l'allure de la décroissance du corrélogramme mais également à l'amplitude de l'autocorrélation. Afin de quantifier la décroissance de la fonction d'autocorrélation, plusieurs formules de comparaison basées sur l'ajustement d'une fonction analytique ont été proposées afin de quantifier cette décroissance (Massei *et al.*, 2006). Néanmoins, sachant que l'analyse reste qualitative, l'approximation de Mangin restera suffisante. Le tableau 1.6 synthétise les principales caractéristiques des corrélogrammes simples des chroniques piézométriques.

L'ensemble des corrélogrammes dénote d'un fonctionnement annuel des chroniques piézométriques avec des cycles hydrogéologiques variant entre 356 et 382 jours. Le piézomètre de Mouton est le seul à ne pas afficher un cycle bien marqué avec une réponse faible du corrélogramme de 0.06 pour 335 jours. Cette absence est la conséquence de la situation du piézomètre de Mouton qui est plus profond que les autres.

Tableau 1.6 – Synthèse des caractéristiques des corrélogrammes simples des chroniques piézométriques

Piézomètre	Aquifère	Cycle hydrogéologique	Vitesse de décroissance $r(k) = 0.2$	Phénomène cyclique
Alloue	Lias	356 jours	112 jours	faible
Ruffec	Dogger	364 jours	88 jours	forte
Salles IV	Dogger	382 jours	72 jours	moyenne
Amant	Dogger	366 jours	99 jours	moyenne
Mouton	Lias	335 jours	130 jours	faible
Aigre	Malm	372 jours	90 jours	forte

En ce qui concerne la vitesse de décroissance du corrélogramme et la présence de phénomènes cycliques, les valeurs sont très liées à la nature des formations hydrogéologiques captées par les piézomètres. Ainsi pour le Lias, les corrélogrammes décroissent très lentement traduisant un effet mémoire important, caractéristique des aquifères captifs. De plus, les corrélogrammes des piézomètres de Mouton et Alloue ne présentent pas d'autocorrélation négative ce qui ne traduit pas d'importants phénomènes cycliques. Les aquifères du Lias ne sont donc que faiblement affectés par les phénomènes de recharge et de décharge à l'inverse des autres aquifères de la Charente.

A l'inverse, que cela soit pour les piézomètres implantés dans le Dogger ou dans le Malm, leurs corrélogrammes présentent des valeurs fortement négatives aux alentours de 190 jours, la moitié du cycle hydrogéologique, traduisant l'importance des phénomènes cycliques de recharge et de vidange de ces aquifères. De plus, les vitesses de décroissance des corrélogrammes pour ces aquifères (Malm et Dogger) sont beaucoup plus importantes, soit des effets mémoires plus faibles, traduisant des réserves moins importantes.

Les spectres traduisent, eux aussi, le même phénomène d'une composante cyclique (environ 300 jours) et d'un effet mémoire différent d'un système aquifère à un autre (figure 1.37). Ils montrent que cet effet mémoire correspond à un filtrage des hautes fréquences au profit des basses fréquences. Il est, par conséquent, possible d'interpréter cette mémoire comme étant due au stockage d'un certain volume d'eau au moment des épisodes pluvieux (hiver), le déstockage apparaissant beaucoup plus tard (été). Cette importance est donc bien directement liée à l'importance des réserves.

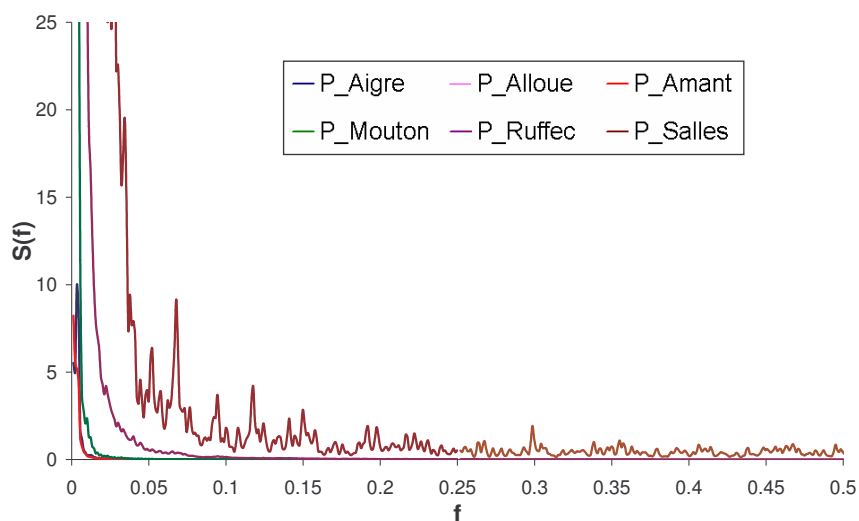


Figure 1.37 – Fonction de densité spectrale des chroniques piézométriques (P) à Ruffec pour $m = 450$ jours

Les temps de régulation (T_{reg}) de ces chroniques varient de 40 jours pour le piézomètre d'Aigre à plus de 100 jours pour le piézomètre de Mouton. Larocque (1997) a déterminé des T_{reg} pour l'aquifère karstique de La Rochefoucauld de 76 et 73 jours, alors que Mangin (1984) définit des valeurs de T_{reg} comprises entre 14 et 70 jours pour des aquifères karstiques situés dans les Pyrénées. Les grandes valeurs du temps de régulation sont associées, par ces auteurs, à des aquifères possédant une grande inertie et des réserves importantes. Les résultats obtenus ici sont donc des indications supplémentaires d'un système ayant de bonne capacité de stockage.

1.4.3.3. Les chroniques de débits du fleuve Charente

Les corrélogrammes des débits (figure 1.38) peuvent être divisés en deux groupes. Les corrélogrammes des débits à Lavaud et à Rochemaux présentent des diminutions plutôt rapides des pics. De leur côté, les corrélogrammes de débits à Saint-Saviol, Luxé et Vindelle diminuent plus lentement. La valeur du corrélogramme $r(k) = 0.2$ est atteinte, respectivement, en 17, 30, 70, 100 et 105 jours pour les stations de mesures des débits de Lavaud, Rochemaux, Saint-Saviol, Vindelle et Luxé (Tableau 1.7). En fait, plus la station est située en aval du bassin versant de la Charente, plus la décroissance des corrélogrammes est lente, sauf dans le cas de Vindelle.

Les ondulations observables sur les corrélogrammes, mais aussi sur les spectres (figure 1.39) se retrouvent, avec des amplitudes différentes, sur les courbes de Saint-Saviol, Luxé et Vindelle. Après vérifications des pics, ils sont identiques à ceux qui ont pu être mis en évidence sur les spectres de pluie.

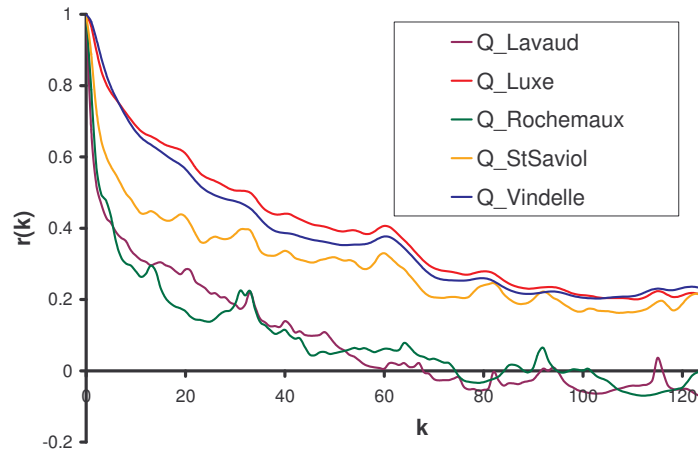


Figure 1.38 – Fonctions d'autocorrélation des chroniques de débits (Q) pour $m = 125$

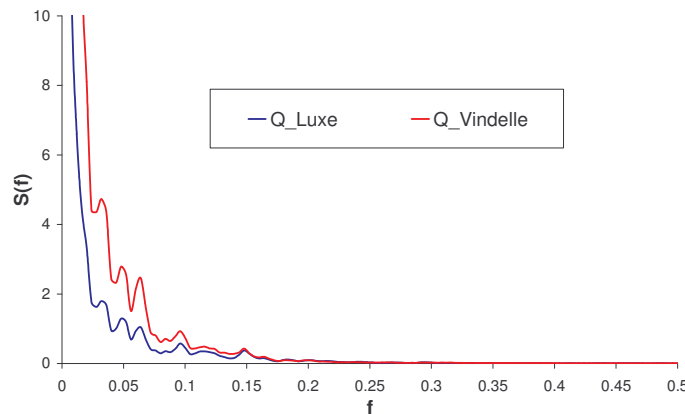


Figure 1.39 – Fonctions de densité spectrale des chroniques de débits (Q) pour $m = 450$

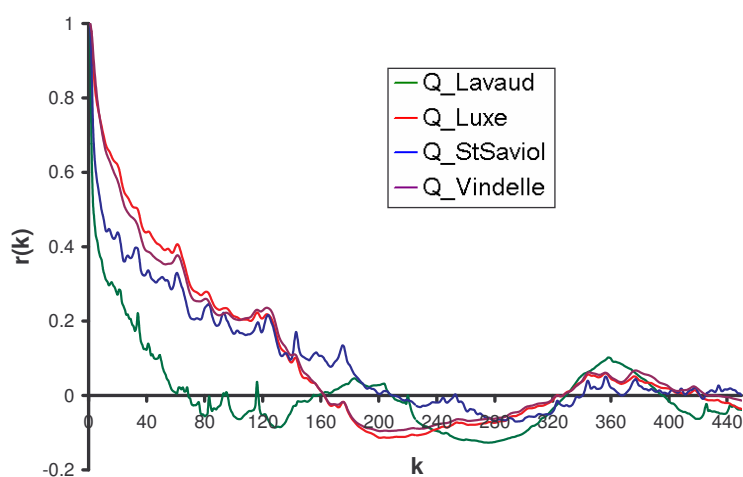
La fonction d'autocorrélation $r(k)$ devient négative pour une troncature de $m = 125$ jours pour les stations de Lavaud et Rochemaux. Afin de vérifier si la même chose peut être observée sur les autres stations, un autocorrélogramme pour $m = 450$ jours a été calculé (figure 1.40).

L'ensemble des corrélogrammes indique un cycle hydrologique de l'ordre de 360 jours. Cette valeur est à rapprocher de celles des cycles hydrogéologiques obtenus à partir des observations sur les piézomètres.

A court terme, les vitesses de décroissance sont plus importantes à Saint-Saviol que à Vindelle ce qui traduit une rivière moins bien soutenue par la nappe. Toutefois, à long terme (~ 200 jours), l'effet mémoire devient plus important à Saint-Saviol qu'à Luxé et Vindelle. Ceci semble indiquer que la rivière est moins bien reliée à la nappe au niveau de Saint-Saviol (paramètres hydrodynamiques plus faibles) qu'à Luxé ou Vindelle. Ainsi, comme les réserves souterraines ne sont pas inépuisables, la faiblesse de la connexion nappe-rivière à Saint-Saviol préserve un soutien plus durable des débits du fleuve par la nappe.

Tableau 1.7 – Synthèse des caractéristiques des corrélogrammes simples des chroniques de débits

Station	Vitesse de décroissance $r(k) = 0.2$	Cycle hydrologique	Phénomène cyclique
Lavaud	17 jours	360 jours	Oui Multiple
Rochemaux	30 jours	<i>Non observable</i>	<i>Non observable</i>
Saint-Saviol	80 jours	Peu visible ~ 360 jours	Non
Luxé	120 jours	Peu visible ~ 360 jours	Oui
Vindelle	120 jours	Peu visible ~ 360 jours	Oui

Figure 1.40 – Fonctions d'autocorrélation des chroniques de débits (Q) pour $m = 450$

Dans le cas de Vindelle, l'effet mémoire est moins important qu'à Luxé, essentiellement, car les réserves de la nappe du Malm sont moins importantes que celles du Dogger. Néanmoins, la zone située entre Luxé et Vindelle est soumise à d'importants prélèvements qui pourraient se traduire par la baisse de l'amplitude des corrélations entre ces deux stations.

La station de Lavaud semble avoir un comportement différent des autres stations. En effet, plusieurs phénomènes cycliques sont observables à 180 et 360 jours. La présence de ces deux cycles traduit les caractéristiques de la station de Lavaud. En effet, cette station cumule les débits lâchers des barrages de Lavaud et de Mas-Chaban, et il est donc logique de retrouver, au niveau du corrélogramme, les cycles de fonctionnement des barrages en Charente avec 6 mois de remplissage et 6 mois de vidange.

1.4.3.4. Influence des précipitations sur les niveaux piézométriques

Les fonctions de corrélations croisées précipitations / niveaux piézométriques (figure 1.41) ont comme entrée une chronique de précipitations enregistrée à la station météorologique de Ruffec et comme sortie une chronique piézométrique enregistrée dans des piézomètres (Aigre, Amant, Mouton, Ruffec ou Vouillac).

Les corrélations croisées précipitations / niveaux piézométriques ont toutes des amplitudes maximales $r_{xy}(k)$ toujours relativement faibles entre 0.08 et 0.14 (Tableau 1.8). Les corrélogrammes croisés traduisent une atténuation du signal d'entrée lors de son passage dans la zone non saturée avant d'atteindre la zone saturée. Cette transformation du signal s'observe quelle que soit la formation géologique (Lias, Dogger ou Malm).

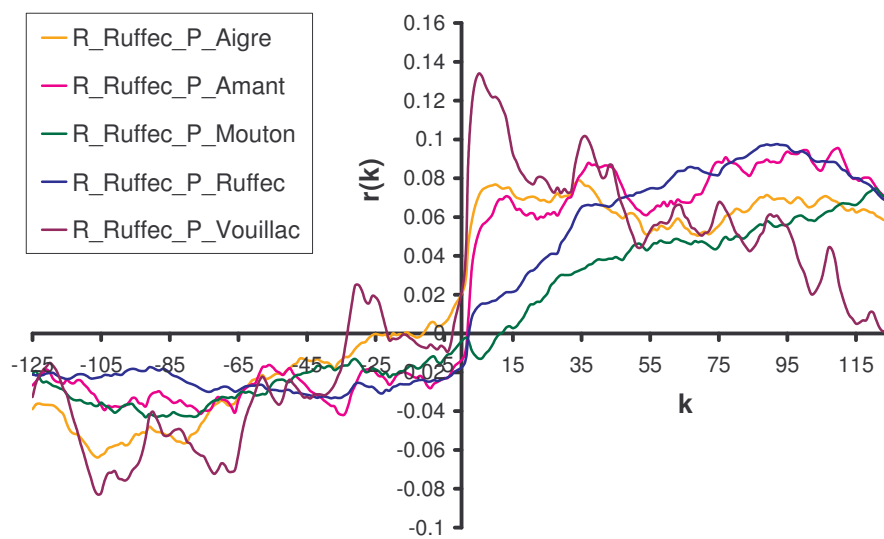


Figure 1.41 – Fonctions de corrélations croisées précipitations (R) / niveaux piézométriques (P)

Les allures des courbes des corrélogrammes croisés ont des formes très diverses. Ainsi, les corrélogrammes croisés entre les précipitations et les piézométries d'Aigre (Malm), Amant (Dogger) et Ruffec (Dogger) semblent plutôt aplatis. Le système module donc de façon importante l'impulsion d'entrée des précipitations. Les apports des précipitations sont étalés dans le temps avec des périodes principales d'apports allant de 14 à 34 jours de retard par rapport aux précipitations pour le piézomètre d'Aigre, de 14 à 40 jours pour le piézomètre d'Amant, et enfin, de l'ordre de 80 jours pour le piézomètre de Ruffec.

A l'opposé, le corrélogramme croisé des précipitations et de la piézométrie à Vouillac (Malm) est pointu et peu étalé ce qui caractérise un système modifiant très peu l'impulsion du signal d'entrée. Les précipitations arrivent donc rapidement aux piézomètres avec des temps de retard de l'onde de pression de l'ordre de 5 jours.

Tableau 1.8 – Synthèse des caractéristiques des corrélogrammes croisés des chroniques de précipitations et de piézométries

Corrélogramme croisé Précipitation – Piézométrie	Aquifère	Modulation du signal d'entrée	Temps de retard de l'onde de pression
Ruffec – Aigre	Malm	Modérée	14 à 34 jours
Ruffec – Amant	Dogger	Modérée	14 à 40 jours
Ruffec – Mouton	Lias	Forte	> 125 jours
Ruffec – Ruffec	Dogger	Forte	80 jours
Ruffec – Vouillac	Malm	Faible	5 jours

Enfin, le corrélogramme croisé des précipitations à Ruffec et de la piézométrie à Mouton (Lias) semble être symétrique par rapport à l'axe $k = 0$ avec des corrélations relativement faibles de l'ordre de 0.06 pour des valeurs de k positives et de 0.04 pour des k négatives. Ceci implique alors l'influence d'une troisième grandeur sur les sorties. Sachant, que le piézomètre de Mouton est trop éloigné d'une rivière pour subir son influence, le niveau piézométrique ne peut être affecté que par des phénomènes de drainance entre différents niveaux aquifères.

La figure 1.42 représente une fonction de corrélation croisée avec, en entrée, les niveaux piézométrique à Amant, dans le Dogger, et en sortie, les niveaux piézométrique à Mouton, dans le Lias. Le $r(k)$ montre une très bonne corrélation entre l'entrée et la sortie (0.8). Le Dogger, qui au niveau de Mouton et Amant est sus-jacent, alimente par drainance le Lias avec un temps de retard des ondes de pression de 30 jours environ. En comparant les figures 1.41 et 1.42, le fonctionnement du système aquifère qui peut être envisagé est (1) une alimentation du Dogger par les précipitations avec un temps de retard de 14 à 40 jours, et (2) une augmentation de l'alimentation du Lias par le Dogger par drainance lorsque la charge piézométrique augmente dans le Dogger avec un temps de retard de 30 jours.

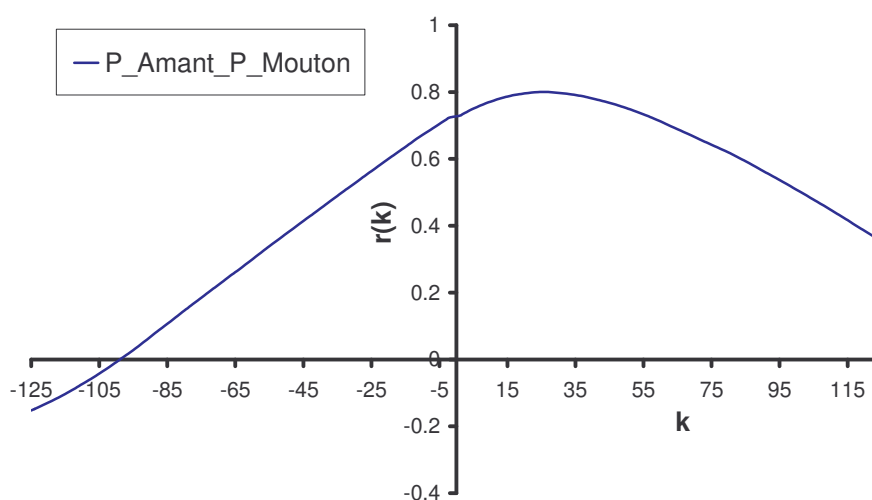


Figure 1.42 - Fonctions de corrélations croisées niveaux piézométriques (P) du Dogger à Amant / niveaux piézométriques (P) du Lias à Mouton

En résumé, sur les corrélations entre les précipitations et les niveaux piézométriques, l'importance des relations ne semble pas liée à la nature des formations géologiques. En effet, chacune des formations présentes sur le bassin versant de la Charente amont (Lias, Dogger ou Malm) possède des piézomètres qui sont bien corrélés, ou non, avec les précipitations. L'importance des corrélations entre les précipitations et les piézométries semble donc plus liée à des dynamiques ou des phénomènes locaux comme la circulation dans la zone non saturée ou le niveau de karstification ou des fissures dans ces aquifères autour des piézomètres.

1.4.3.5. Influence des précipitations sur les débits du fleuve Charente

Les fonctions de corrélations croisées précipitations / débits (figure 1.43) ont donc comme entrée une chronique de précipitations enregistrée à la station météorologique de Ruffec et comme sortie une chronique de débits enregistrée aux stations de Luxé ou Vindelle (figure 33 et 35). Les deux stations pluviométriques ayant un signal quasi-identique lors de l'analyse corrélatrice simple, seule la station pluviométrique de Ruffec sera utilisée par la suite pour les analyses corrélatrices croisées. Les valeurs des corrélations croisées précipitations / débits $r_{xy}(k)$ se décomposent en deux phénomènes à court et moyen terme.

A court terme, les corrélogrammes croisés entre la station météorologique de Ruffec et les stations de débits de Luxé et Vindelle montrent de bonnes corrélations avec des valeurs de $r(k)$ autour de 0.28. Les temps de retard de la réponse impulsionnelle entre les précipitations et les débits sont de 4 jours pour la station de Luxé et de 5 jours pour la station de Vindelle pour l'amplitude maximum. Le pic s'étale cependant sur 7 jours environ. Les réponses rapides des débits du fleuve Charente traduisent l'importance du ruissellement et la rapidité des transferts dans les réseaux hydrographiques sur le bassin de la Charente.

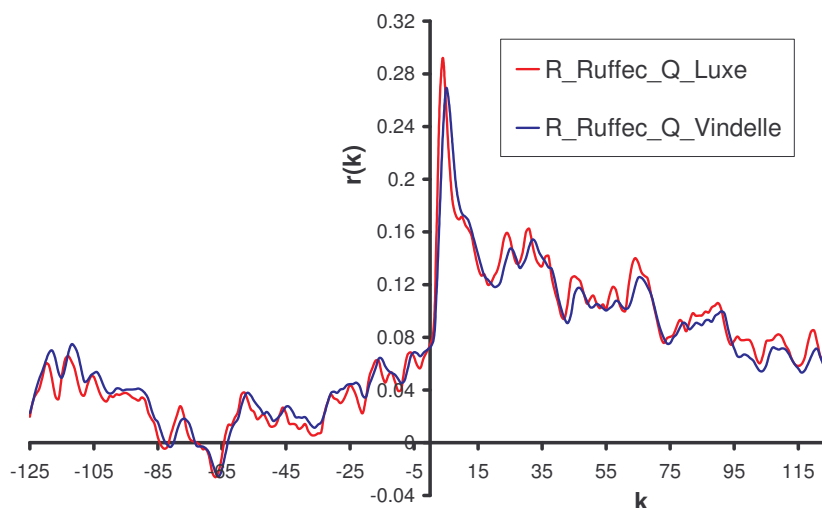


Figure 1.43 - Fonctions de corrélations croisées précipitations (R) / débits (Q)

A moyen terme, le corrélogramme croisé diminue lentement traduisant un effet mémoire. Pourtant, les effets des précipitations ne peuvent pas se faire sentir sur le long terme au

niveau des réseaux superficiels sans des apports des nappes souterraines. La décroissance lente du corrélogramme croisé au niveau des stations de Luxé et Vindelle est une nouvelle illustration de l'importance des relations nappe-rivière sur le bassin versant de la Charente amont.

1.4.3.6. Influence des niveaux piézométriques sur les débits du fleuve Charente

Les fonctions de corrélations croisées ont pour entrée les chroniques piézométriques (Ruffec, Vouillac, Aigre, Amant, Salles ou Alloue) et pour sorties les chroniques de débits enregistrées sur le fleuve Charente (Rochemaux, Luxé et Vindelle).

Les fonctions de corrélations croisées (figure 1.44) montrent l'influence des variations des débits du fleuve Charente sur les niveaux piézométriques. L'amplitude de ces corrélations traduit le degré de liaison hydraulique entre la nappe et la rivière. Les résultats obtenus correspondent à trois classes : une influence forte ($r(k) = 0.9$) des piézométries sur les débits du fleuve pour Salles – Luxe, une influence ($r(k) = 0.7$) des débits sur les piézométries pour Vouillac – Vindelle, Ruffec – Luxe, Aigre – Luxe et Amant – Luxe et, enfin, une influence faible ($r(k) = 0.4$) entre piézométries et débits pour Alloue - Rochemaux.

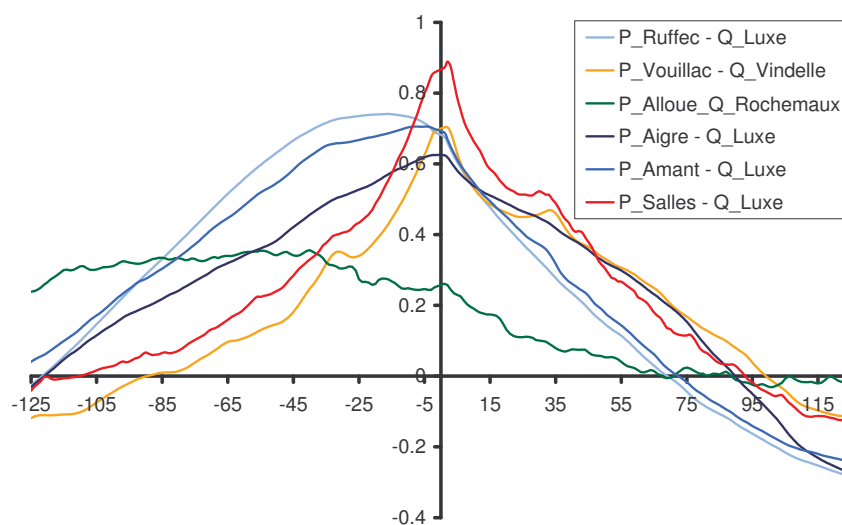


Figure 1.44 - Fonctions de corrélations croisées niveaux piézométriques (P) / débits du fleuve (Q)

Les corrélations croisées entre les piézométries à Vouillac, Salles et les débits à Luxé, Vindelle indiquent que les variations des niveaux piézométriques agiraient en moins de 1 jour sur les débits. Ces deux piézomètres sont, en effet, très réactifs aux pluies contrairement aux autres piézomètres (Aigre, Alloue, Amant et Ruffec) comme indiqué dans la figure 1.23. Pour ces derniers piézomètres, les amplitudes maximales entre les niveaux piézométriques et les débits du fleuve ont été obtenues pour des valeurs de k négatives traduisant une influence des débits du fleuve sur les niveaux piézométriques. Les déphasages sont, au maximum, de 25 jours. Ainsi, contrairement aux piézomètres de

Vouillac et Salles, les impulsions liées à une augmentation ou une diminution de débits en rivières sembleraient se répercuter très rapidement sur les niveaux piézométriques.

La différence de comportements entre ces piézomètres se trouverait en réalité dans un troisième facteur. En effet, à l'exception du corrélogramme croisé entre Alloue et Rochemaux, les corrélogrammes croisés entre les niveaux piézométriques et les débits du fleuve semblent symétriques par rapport à l'axe $k = 0$ traduisant l'influence d'un troisième facteur sur les sorties du système. Etant donné nos observations de la figure 1.35, sur les réponses des niveaux piézométriques aux précipitations et de la figure 1.37, sur les réponses des débits de la Charente aux précipitations, les corrélogrammes croisés entre les niveaux piézométriques et les débits semblent influencés par les précipitations. Ainsi pour Vouillac et Vindelle, le décalage est de 0, voire 1 jour maximum, ce qui correspond au décalage entre les réponses aux précipitations des débits à Vindelle (5 jours, figure 1.43) et des niveaux piézométriques (5 jours, figure 1.41).

Pour le corrélogramme croisé entre les débits du fleuve Charente à Rochemaux et les niveaux piézométriques à Alloue, il n'est pas symétrique par rapport à l'axe $k = 0$. Le corrélogramme indique une influence du fleuve sur les niveaux piézométriques du Lias. En cela, il confirme les informations présentes dans la bibliographie (Bichot *et al.*, 2005) comme quoi le fleuve Charente, dans sa partie amont, constitue une aire d'alimentation de l'aquifère du Lias.

1.4.3.7. Temps de transferts dans le réseau hydrographique

Les informations concernant les temps de transfert sur le fleuve Charente ne sont pas très nombreuses dans les études et, la plupart du temps, avancées avec prudence. En effet, les variations importantes des débits du fleuve se traduisent par de grandes différences de temps de transfert en fonction des saisons. Les analyses corrélatrices croisées peuvent nous permettre de définir ces temps de retard (figure 1.45).

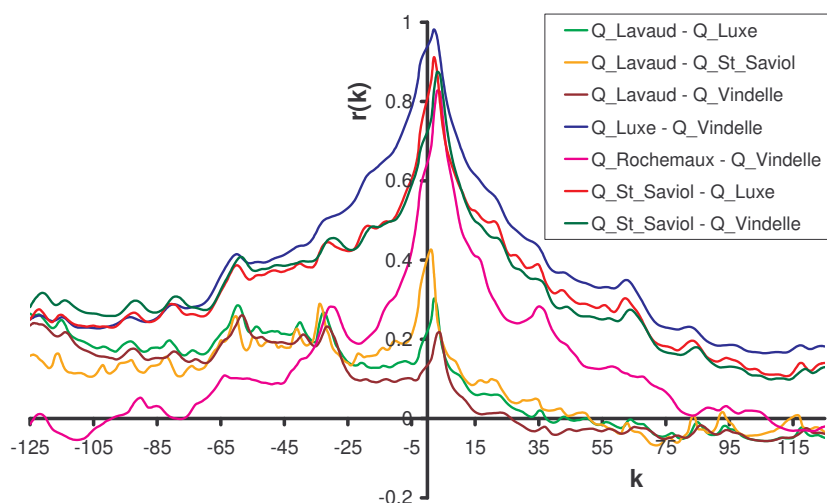


Figure 1.45 – Fonctions de corrélations croisées débits (Q) / débits (Q)

L'ensemble des stations de débits situées en aval module relativement peu l'information provenant de l'amont car les corrélations croisées présentent des pics très pointus.

Les amplitudes des corrélations croisées sont plus importantes sur la partie aval du bassin versant de la Charente que sur la partie amont (Tableau 1.9). En effet, les valeurs de $r(k)$ sont, respectivement, de 0.98, 0.91 et 0.87 pour Luxé – Vindelle, Saint-Saviol – Luxé et Saint-Saviol – Vindelle contre seulement 0.2 et 0.42 pour Lavaud – Vindelle et Lavaud – Saint-Saviol. Les corrélations entre les entrées et les sorties sont donc d'autant plus dégradées que les stations sont éloignées. Le même phénomène est observé pour de grandes valeurs de k . Ces valeurs sont à l'aval de $r(100) = 0.2$ pour les corrélations croisées entre Luxé – Vindelle, Saint-Saviol – Luxé et, enfin, entre Saint-Saviol – Vindelle. Alors que, à l'amont, les valeurs sont de $r(100) = 0$ pour les corrélations croisées entre Luxé – Vindelle et Saint-Saviol – Luxé. La dégradation du signal peut provenir des différents processus agissant sur les débits du fleuve Charente, notamment, les échanges nappe-rivière et les prélèvements directs dans le fleuve.

Tableau 1.9 – Synthèse des caractéristiques des corrélogrammes simples des chroniques de débits

Corrélogramme croisé Débits – Débits	Modulation du signal d'entrée	Temps de retard de l'onde de pression	Amplitude $r(k)$ maximale
Lavaud – Saint-Saviol	Moyen	1 jours	0.42
Lavaud – Luxe	Moyen	3 jours	0.3
Lavaud – Vindelle	Moyen	4 jours	0.2
Rochemaux – Vindelle	Faible	3 jours	0.82
Saint-Saviol – Luxe	Faible	2 jours	0.91
Saint-Saviol – Vindelle	Faible	4 jours	0.87
Luxe – Vindelle	Faible	2 jours	0.98

En ce qui concerne les temps de retard de l'onde de pression entre les amplitudes maximums et $k = 0$, ils sont cohérents avec les temps retard observés lors de l'étude des hydrogrammes. Ces temps de retard sont de l'ordre de 4 jours entre les barrages de Lavaud ou Mas-Chaban et Vindelle et de 2 jours entre les barrages et Saint-Saviol, dont la distance représente un peu plus de la moitié de la distance à parcourir entre la source et Vindelle.

1.4.3.8. Influence des débits de prélèvements sur les débits du fleuve

Les corrélogrammes croisés des débits de prélèvements, qu'ils soient AEP ou Agricoles, sur les débits du fleuve Charente sont présentés dans la figure 1.46.

Les débits des prélèvements AEP ont été obtenus à partir des fichiers de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (cf. Tableau 1.2). Seuls les prélèvements en eaux superficielles et en nappes d'accompagnement sont susceptibles d'influencer les débits du fleuve et seront utilisés pour le calcul des corrélogrammes. Pour calculer les quantités de prélèvements

moyens, les débits des prélèvements AEP ont été considérés constants tout le long de l'année avec une valeur de 42 l/s. En ce qui concerne les prélèvements agricoles, ils sont issus des relevés des stations de mesures des débits des ASA de Marsac, Chenon et Chenonnet (département de la Charente). Ces valeurs ont été extrapolées à l'ensemble des surfaces irriguées du bassin versant de la Charente Amont. Les valeurs de prélèvements agricoles varient entre 0 et 7 000 l/s.

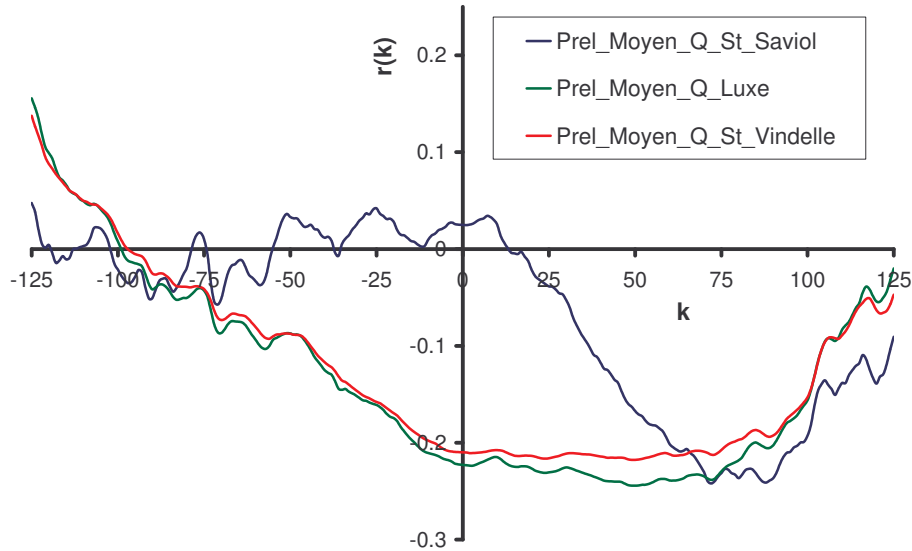


Figure 1.46 – Fonctions de corrélations croisées prélèvements /débits du fleuve Charente

Les résultats des corrélogrammes, avec une troncature de 125 et 450 jours, mettent en évidence les cycles caractéristiques des prélèvements, notamment le cycle annuel pour la période de retour des prélèvements agricoles (corrélations fortement négatives).

Les corrélogrammes avec une troncature de 125 jours devaient servir à identifier des phénomènes structurés dans la saison d'irrigations agricoles (périodicité hebdomadaire, rythme des rotations). Néanmoins, aucune interaction directe n'a pu être mise en évidence car les corrélogrammes croisés ont des valeurs très faibles. D'autres méthodes devront être mises en œuvre afin d'identifier les effets des prélèvements, essentiellement agricoles, sur les débits du fleuve Charente.

1.5. Bilan du fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème de la Charente amont

Les observations des séries chronologiques et les analyses corrélatoires et spectrales (ACS), réalisées sur les chroniques de précipitations, de niveaux piézométriques et de débits dans le fleuve, démontrent que le fonctionnement hydrodynamique de la Charente amont est complexe. Les relations hydrodynamiques existantes permettent des transferts rapides entre les différents sous-systèmes.

D'une manière générale, l'observation du cycle hydrologique (d'un étiage à l'autre) montre un fonctionnement similaire. Les premières pluies de l'automne rechargent la réserve utile du sol. La nappe et la rivière réagissent peu aux épisodes pluvieux. Les pluies suivantes contribuent principalement aux recharges des nappes. Les rivières réagissent encore assez faiblement. Lorsque les nappes et la réserve utile sont rechargées, les rivières réagissent alors nettement aux nouvelles pluies. Enfin, au printemps s'amorce la décrue des rivières et des nappes. Les caractéristiques de ces dernières, véritables réservoirs tampons, déterminent la sévérité des étiages. Les activités anthropiques (essentiellement les prélèvements agricoles) ne sont que des facteurs aggravants du comportement naturel des eaux superficielles et souterraines. Néanmoins, l'influence réelle des prélèvements sur les débits des rivières et les écoulements des nappes reste difficile à définir dans l'état actuel de nos connaissances.

Les ACS simples et croisées à partir des niveaux piézométriques montrent des phénomènes cycliques de stockage et de vidange avec des réponses rapides aux précipitations (quelques jours en moyenne). Ces phénomènes cycliques d'une période, souvent proche de l'année, sont très marqués, essentiellement, pour les piézomètres implantés dans des aquifères dont les niveaux de base sont constitués par le fleuve Charente (Ruffec pour le Dogger, Aigre pour le Malm). De plus, les corrélogrammes croisés entre deux niveaux piézométriques situés dans des aquifères superposés indiquent des phénomènes de drainance vers l'aquifère profond. Les résultats des ACS réalisées lors de ce travail confirment bien les premières observations réalisées sur les piézomètres mis en place par Thinon-Larminach (2000, cf. paragraphe 1.3.5.2), ainsi que le comportement des niveaux de nappes dans les piézomètres avec les cycles de recharge et de vidange (cf. paragraphe 1.3.4.2).

Cependant à l'échelle régionale, les ACS simples et croisées soulignent que les formations géologiques répertoriées (Lias, Dogger, Malm) semblent avoir un comportement homogène. Cet encaissant carbonaté correspond donc à une vaste juxtaposition de réservoirs aquifères sur plus de 4000 Km² alimentés par les précipitations et en partie drainés par le fleuve et ses affluents. Les perméabilités élevées dans ces réservoirs se traduisent par des réponses aux précipitations et des vidanges très rapides.

En ce qui concerne les hydrogrammes des rivières, ils ont montré des décrues relativement atténuées par l'apport des nappes. Les pics de crue sont souvent décalés d'environ 2 jours par rapport à l'épisode pluvieux, ce qui a été vérifié par les ACS croisées. Les rivières disposent donc de stocks tampons souterrains permettant de les alimenter l'été. Les bassins versants concernés ont des étiages un peu moins critiques que dans les autres secteurs de la région. Toutefois, les comportements varient selon les tronçons du fleuve et entre les formations aquifères. A partir de l'analyse des hydrogrammes de Suris et Rochemaux, il a été démontré que le Lias profite des pertes de la Charente pour son alimentation, essentiellement, pendant les basses eaux (figure 1.47).

En ce qui concerne le Dogger, la situation est plus contrastée même si la Charente constitue généralement son niveau de base. Les ACS simples et croisées portant sur les débits ont

permis d'identifier des temps de transfert relativement courts, de l'ordre de 4 jours entre Lavaud et Vindelle, et que l'influence des barrages de Lavaud et Mas-Chaban se fait sentir jusqu'à Saint-Saviol à l'étiage. De plus, des effets mémoires différents à courts et longs termes ont été mis en évidence. En effet, le corrélogramme $r(k)$ de la station de Saint-Saviol possède une amplitude moins importante que les stations de Luxé et Vindelle à court terme, mais son amplitude devient plus importante sur le long terme. Cela peut traduire des paramètres hydrodynamiques de connexion nappe-rivière plus faibles à Saint-Saviol que à Luxé et Vindelle. Mais, ces paramètres plus faibles permettent cependant à la nappe de se vidanger plus lentement et donc de soutenir les débits de la Charente plus longtemps. Néanmoins, les relations nappe-rivière sont complexes et souvent variables dans l'année. En effet dans beaucoup de cas, les échanges s'inversent entre les périodes de hautes eaux, où les nappes viennent plutôt alimenter les rivières, et les périodes de basses eaux où, ponctuellement, le contraire peut se produire. A partir de l'analyse des hydrogrammes, on peut conclure que pendant les hautes eaux, le Dogger alimente uniformément la rivière sur les tronçons Charroux - Saint-Saviol et Saint-Saviol - Mansle, mais pendant la période des basses eaux, le sens des échanges nappe-rivière s'inverse entre Saint-Saviol - Mansle à cause du tarissement de la nappe et/ou des prélèvements importants (figure 1.47).

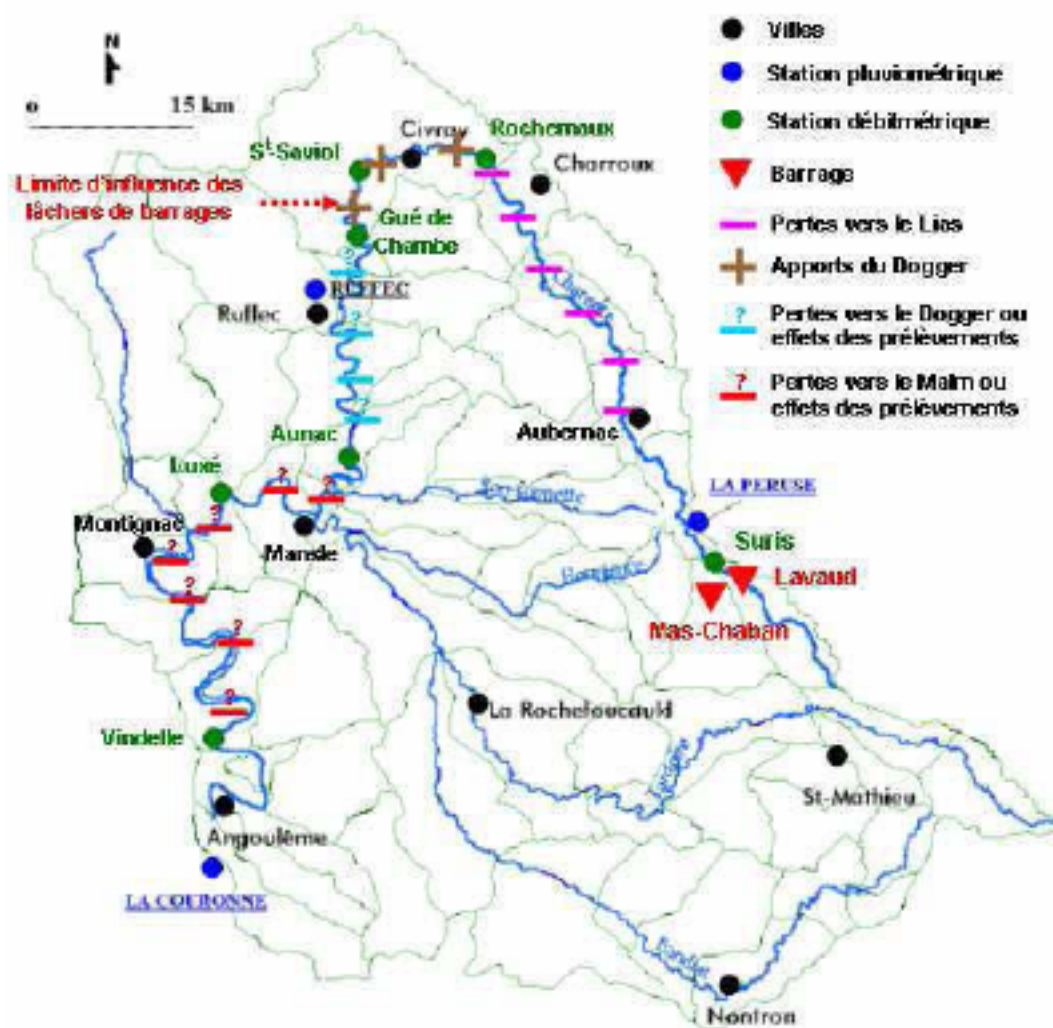


Figure 1.47 : Synthèse des relations nappe-rivière de la Charente à l'amont d'Angoulême

Entre Luxé et Vindelle, les hydrogrammes indiquent que les débits amont sont souvent supérieurs à ceux de l'aval ce qui est probablement due à l'impact des prélèvements et/ou à la faiblesse de apports latéraux à partir de la nappe du Malm, voire même l'inversement du sens des échanges nappe-rivière (figure 1.45). Ces résultats sont confirmés par les ACS car une baisse de l'amplitude des corrélations a été observé sur les corrélogrammes de Vindelle par rapport à Luxé. Dans cette configuration, les prélèvements souvent importants et implantés dans les vallées au niveau de la frange fracturée de l'aquifère du Malm (nappes d'accompagnement) viennent également aggraver une situation à l'étiage naturellement difficile.

Ainsi, dans sa partie amont, la Charente s'écoule, essentiellement, sur un substratum carbonaté fracturé et karstique, rendant ses débits très dépendants de sa nappe d'accompagnement. En effet, les analyses corrélatoires et spectrales croisées confirment les liaisons importantes entre la nappe et la rivière sur l'ensemble des tronçons du fleuve Charente. Dans ce contexte, les débits du fleuve sont donc très liés à l'état des ressources souterraines qui, bien qu'abondantes, sont très transmissives. Le régime des rivières traduit ces propriétés. Les eaux de pluie sont en effet rapidement évacuées vers les rivières qui présentent des hydrogrammes assez peu amortis. Durant la saison d'étiage, la nappe, qui possède une inertie faible, s'épuise rapidement, décroche de la rivière dans les zones amont ce qui peut entraîner des assècs sévères, comme au cours des étés 1989 et 1990, où l'écoulement du fleuve a été totalement interrompu en certains points.

A partir de ces informations, une représentation simplifiée du fonctionnement de l'hydrosystème de la Charente amont va pouvoir être réalisée dans le paragraphe suivant.

1.6. Représentation systémique de l'hydrosystème de la Charente amont

1.6.1 Identification des sous-systèmes

Le fonctionnement de l'hydrosystème fait appel à des briques élémentaires, les sous-systèmes, dont les entrées, les sorties, les perturbations peuvent être identiques, même si les comportements seront différents d'un sous-système à l'autre. Ces sous-systèmes sont dans la Charente amont : les tronçons de rivière (Charente de Charroux à Mansle, affluents de la Charente), les barrages (Lavaud et Mas-Chaban), les nappes aquifères (Dogger, Lias ou Malm). Comme tout système, ils possèdent des entrées contrôlables (u), des entrées non contrôlables ou perturbations (b) et des sorties ou grandeurs d'intérêts (y).

1.6.1.1. Le sous-système « Tronçon de rivière »

Les entrées contrôlables, $u(t)$, ne peuvent être dans le sous-système « Tronçon de rivière » que des lâchers de barrages (figure 1.48). Ainsi, le bief 1 dans l'hydrosystème de la Charente amont sera le seul tronçon qui pourra avoir une entrée contrôlable sur le bassin car c'est le seul qui est alimenté par des barrages. A l'inverse, les apports provenant de l'amont ou des affluents ne sont pas contrôlables. Les pluies et les échanges nappe-rivière constituent aussi des entrées non contrôlables, $b(t)$. En ce qui concerne les prélèvements, ils peuvent être contrôlés dans certains systèmes mais compte tenu de l'incertitude sur les valeurs de ces derniers en Charente, ils seront considérés comme non contrôlables. Les sorties $y(t)$ du sous-système qui peuvent être mesurées ou simulées et qui représentent un intérêt pour la gestion de l'hydrosystème sont les débits à l'aval du tronçon de la rivière. La sortie $y(t)$ représentera le bilan du fonctionnement hydrodynamique de ce sous-système.

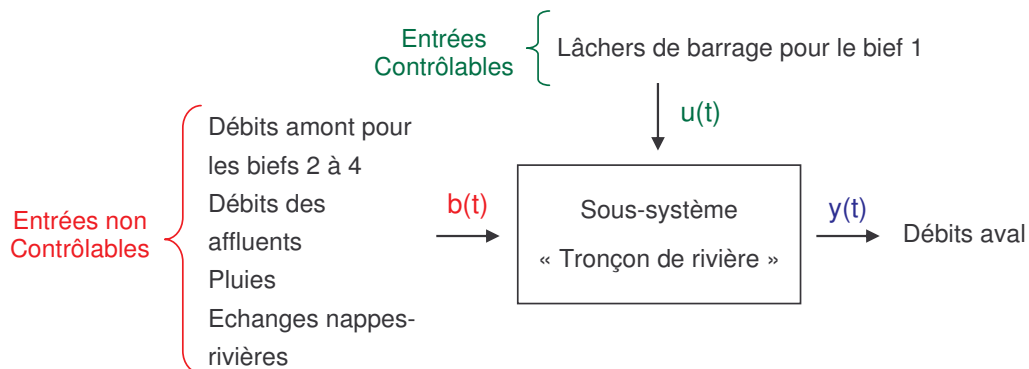


Figure 1.48 : Schématisation du sous-système « tronçon de rivière »

1.6.1.2. Le sous-système « Nappe »

Il n'existe pas d'entrées contrôlables, $u(t)$, dans les nappes de la Charente car la recharge par infiltration des aquifères n'est pas pratiquée (figure 1.49). Les entrées non contrôlables, $b(t)$, comportent les infiltrations efficaces issues de l'infiltration des eaux de pluie au travers des sols et les infiltrations profondes qui sont les drainages entre les différents niveaux aquifères. Pour les mêmes raisons que précédemment, les prélèvements sont considérés comme des entrées non contrôlables. Le dernier terme des entrées non contrôlables est représenté par les échanges nappe-rivière. Les sorties d'intérêt du sous-système, $y(t)$, sont les piézométries qui, à partir de la géométrie de l'aquifère, peuvent servir à déterminer le débit de la nappe.

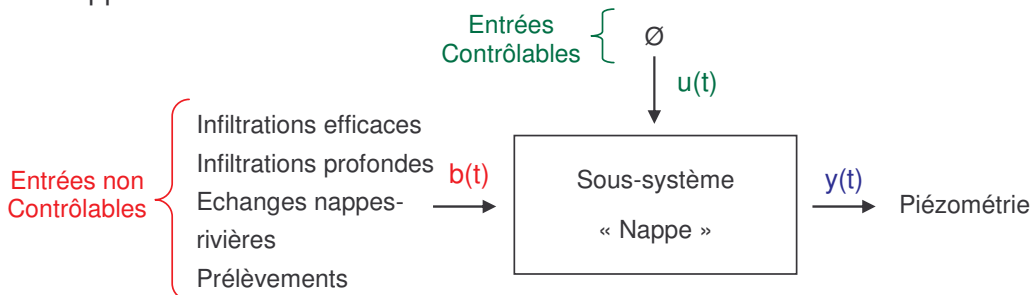


Figure 1.49 : Schématisation du sous-système « nappe »

1.6.1.3. Le sous-système « Barrage »

Il n'existe pas non plus d'entrées contrôlables dans le sous-système « Barrage » sur la Charente (figure 1.50). Les entrées non contrôlables, $b(t)$, concernent les apports d'eau venant remplir le barrage (pluies et ruissellements), l'évaporation du plan d'eau et l'infiltration profonde vers les nappes qui viennent diminuer les volumes utiles. Les sorties du système, $y(t)$, sont les débits de lâchers en dehors des rares périodes où le barrage déborde. La particularité de la sorties du sous-système « Barrage » est de permettre au gestionnaire de connaître les valeurs de sorties. En effet, les barrages de la Charente (Lavaud et Mas-Chaban) sont équipés de vannes qui contrôlent les débits lâchés à l'aval (0 à 4 m³/s) afin de soutenir les étiages ou de satisfaire les usages de consommation en eau (irrigation).

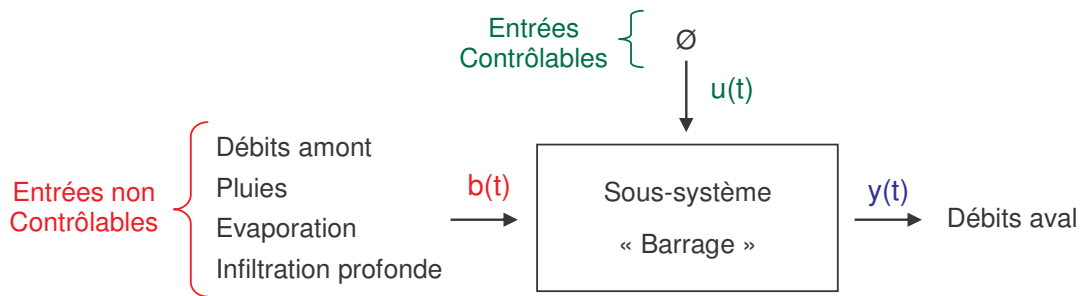


Figure 1.50 : Schématisation du sous-système « barrage »

1.6.2 Schéma systémique du fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème Charente amont

L'hydrosystème *Charente amont* a un fonctionnement hydrodynamique basé sur les briques élémentaires que l'on vient de décrire (tronçon de rivière, nappe, barrage). De plus, l'hydrosystème affiche une segmentation transversale au linéaire de la Charente avec, en général, chaque tronçon de rivière qui est préférentiellement lié avec une nappe et généralement avec aucune autre. Ce fonctionnement atypique est la conséquence d'une hydrographie et d'un paysage modelé par la géologie. Une représentation de l'hydrosystème *Charente amont* et de son fonctionnement est donnée à la figure 1.51.

La première unité est composée des barrages de Lavaud et Mas-Chaban dont l'objectif est de contrôler les lâchers de barrages durant la saison d'étiage en fonction des stocks disponibles. Ces derniers sont conditionnés par les apports de ruissellement collectés par les bassins d'alimentation des barrages. Les volumes disponibles pour le soutien d'étiage sont de 22.4 Mm³ en moyenne.

La deuxième unité, qui reçoit les lâchers des barrages, se situe entre les stations de Suris et Aubernac. Elle se compose du tronçon de rivière entre les deux villes. La nappe du socle est peu importante et ne représente pas un sous-système influant sur le fonctionnement hydraulique de l'hydrosystème. Il n'y a donc pas d'échanges nappe-rivière importants et l'augmentation des débits provient essentiellement des ruissellements de surface.

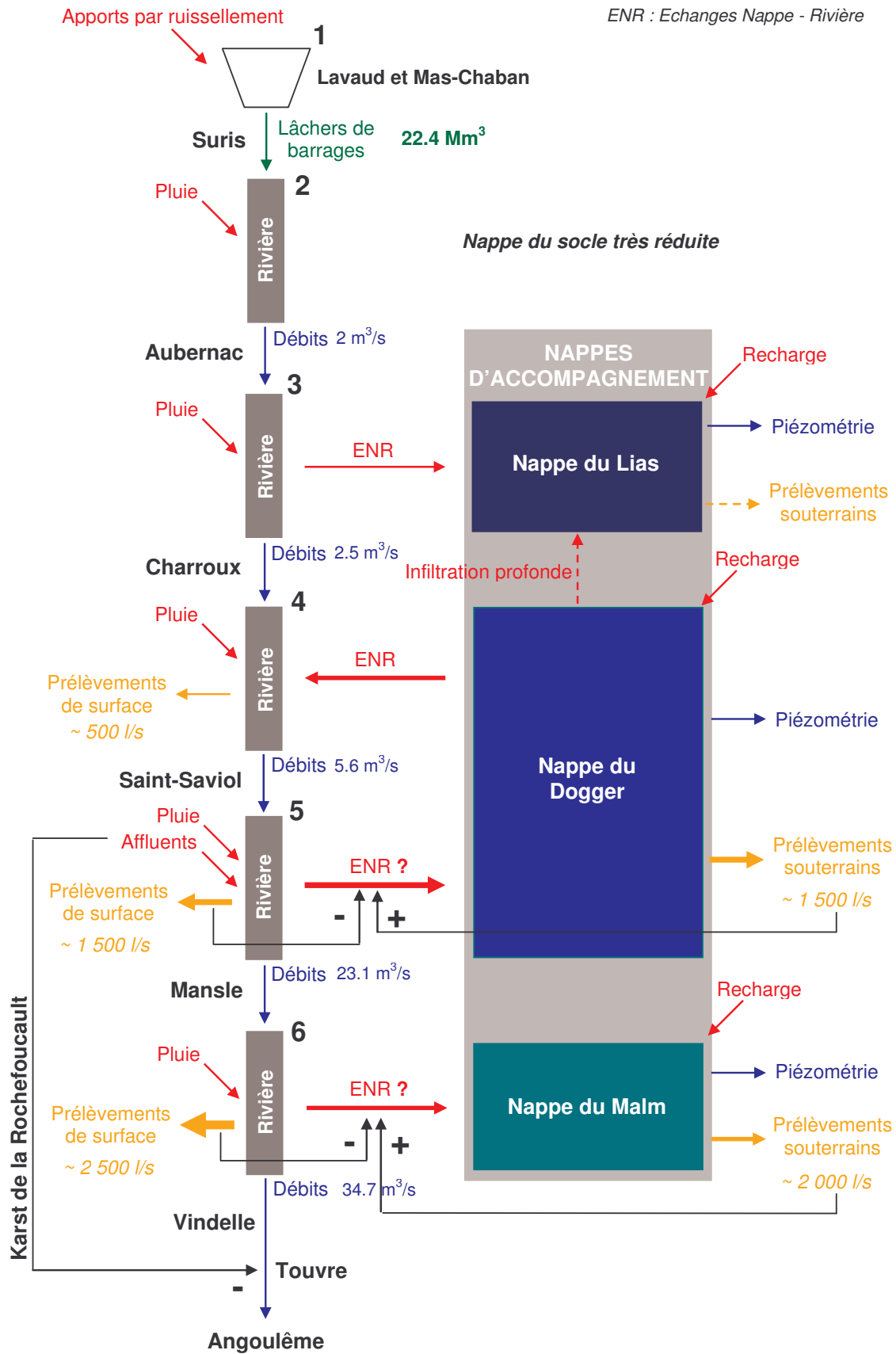


Figure 1.51 : Schématisation du fonctionnement de l'hydrosystème de la Charente amont
 En rouge et orange les perturbations, en vert les entrées contrôlables, en bleu les sorties et
 en noir les phénomènes de rétroactions entre les processus.

La troisième unité se situe dans le prolongement de la précédente et se compose du tronçon de rivière entre Aubernac et Charroux et de la nappe du Lias (Jurassique inférieur). Elle reçoit donc les apports d'eau de l'unité amont pour les eaux superficielles seulement car les nappes du socle et du Lias ne sont pas connectées. Les échanges nappe-rivière sont peu importants mais des infiltrations d'eaux superficielles vers l'aquifère du Lias existent. Cet aquifère reçoit également, localement au niveau d'accidents tectoniques ou de failles, des pertes provenant de l'aquifère sus-jacent du Dogger (Jurassique moyen) car les gradients hydrauliques entre les deux niveaux sont descendants. Les prélèvements dans cette troisième unité sont modestes avec seulement des prélèvements pour l'alimentation en eau potable et donc essentiellement concentrés dans les eaux souterraines.

La quatrième unité se compose du tronçon de rivière entre Charroux et Saint-Saviol et d'une partie de la nappe du Dogger (Jurassique moyen). Le fleuve Charente constitue le niveau de base pour l'écoulement de l'aquifère du Dogger. Les apports de la nappe sont donc importants sur ce tronçon avec notamment une forte augmentation du débit du fleuve entre Charroux et Saint-Saviol. Cette zone constitue une des zones les plus importantes quant aux prélèvements d'eaux souterraines pour l'irrigation et l'AEP. Les prélèvements en eaux superficielles restent modérés de l'ordre de quelques centaines de litre par seconde.

La cinquième unité se compose du tronçon de rivière entre Saint-Saviol et Mansle et de la nappe du Dogger (Jurassique moyen). L'augmentation des débits est très importante dans cette zone à cause des apports d'affluents de la Charente (Tardoire, Bandiat, Son, Sonnette) à l'amont de Mansle. Cependant, plusieurs de ces affluents de la Charente (Tardoire, Bandiat et Bonnieure) subissent pendant la période sèche des pertes vers le karst de la Rochefoucault (plusieurs m³/s) et ne peuvent donc plus apporter ces eaux à la Charente à l'amont de Mansle, comme en période de hautes eaux, mais seulement au niveau des sources de la Touvre, à l'amont d'Angoulême. Ce phénomène entraîne une réaction négative sur les débits de la Charente en diminuant les débits jusqu'à Angoulême seulement pendant la période d'étiage. Ce « bypass » accentue les problèmes de ressources en eau dans ce secteur.

Les prélèvements de surface et souterrains dans cette cinquième unité sont importants ce qui entraîne, en période d'étiage, des phénomènes de réactions sur les échanges nappe-rivière. En effet, lorsque les prélèvements augmentent, la nappe s'épuise et le sens des échanges peut s'inverser sur la majeure partie du linéaire de la Charente entre Saint-Saviol et Mansle. En étiage, dans le cas où le fleuve alimente les nappes, les prélèvements en eaux souterraines agissent comme une réaction positive augmentant le gradient hydraulique entre la nappe et le fleuve Charente, et les prélèvements en eaux superficielles agissent comme une réaction négative en diminuant ce même gradient. Néanmoins, l'incertitude sur les quantités de prélèvements ne nous permet pas toujours de connaître la nature exacte des échanges nappe-rivière.

La sixième, et dernière, unité de l'hydrosystème *Charente amont* se compose du tronçon de rivière entre Mansle et Angoulême et de la nappe du Malm (Jurassique supérieur). Cette

portion subit les mêmes phénomènes de rétroactions que la précédente unité à cause des prélèvements qui, dans cette zone, sont les plus importants de tout l'hydrosystème. De la même façon que pour la cinquième unité, le sens des échanges nappe-rivière ne peut être clairement identifié à cause des incertitudes sur la connaissance des débits de prélèvements.

1.7. Conclusion

Les hydrosystèmes, bassins versants et/ou aquifères, sont des milieux complexes où des processus naturels se mêlent aux processus anthropiques. Cette complexité justifie l'approche systémique qui offre une grille d'analyse des interactions fonctionnelles, spatiales et temporelles propres aux systèmes (Feuillette, 2001). Cette approche permet d'analyser, au sein des hydrosystèmes ainsi définis, l'intensité et la combinaison des processus importants en fonction des entrées, des sorties et des propriétés des différents objets du milieu.

Le bassin versant de la Charente est un parfait exemple d'un hydrosystème où le fonctionnement hydrodynamique des eaux superficielles et souterraines est mal connu et fortement influencés par les activités anthropiques, notamment l'agriculture irriguée. L'hydrosystème de la Charente amont montre un équilibre fragile avec des réserves aquifères insuffisantes pour soutenir suffisamment les rivières en période d'étiage. Les prélèvements anthropiques ne venant ajouter qu'une pression supplémentaire sur l'état des ressources en eau de l'hydrosystème.

L'analyse des séries chronologiques (précipitations, niveaux piézométriques et débits), notamment à partir des analyses corrélatoires et spectrales (ACS), a permis de caractériser le fonctionnement de l'hydrosystème de la Charente amont. L'ACS reste, en assimilant le système à une *boîte noire*, un outil qualitatif et descriptif, et non un outil de prévision ou de simulation. D'autres méthodes pourront être alors utilisées dans ce but (cf. chapitre 4). Néanmoins, il est important de signaler tout l'intérêt de cette méthode comme étape préliminaire à la modélisation de l'hydrosystème. Tout modèle est, en effet, obligatoirement une approche simplifiée du problème à traiter. Cela impose des hypothèses simplificatrices qui sont généralement déterminées à priori. Les ACS permettent d'en orienter le choix à partir de l'étude des données.

Les ACS et la description du bassin versant de la Charente amont ont permis la conceptualisation de l'hydrosystème. L'accent a été porté sur le comportement global, les conditions aux limites (entrées et sorties) et les échanges de flux avec l'environnement, plus que sur la complexité ou la structure de l'hydrosystème. Ainsi, une étude préliminaire de l'hydrosystème conduit à la définition de facteurs importants pour la gestion (entrées contrôlables, perturbations, sorties d'intérêt), notamment concernant le fonctionnement hydraulique du bassin versant. En ce sens, l'approche systémique sera donc une étape

fondamentale afin de définir les éléments dont les gestionnaires devront tenir compte pour la gestion de l'hydrosystème, et notamment comment prendre en compte les eaux superficielles et souterraines au sein d'un bassin versant anthropisé.

Chapitre 2

PRINCIPE DE GESTION DES RESSOURCES EN EAU SUR UN HYDROSYSTEME

CHAPITRE 2.

Principes de gestion des ressources en eau sur un hydrosystème

2.1. Place de l'eau dans le Monde.....	79
2.2. Gestion des ressources en eau : origines et définitions	80
2.3. Principes de la gestion de l'eau	83
2.3.1 <i>Gestion intégrée, gestion par l'offre et par la demande.....</i>	83
2.3.2 <i>Echéance temporelle pour la gestion</i>	86
2.3.3 <i>Emprise spatiale affectée par la gestion.....</i>	88
2.4. Gestion des étiages – Une finalité de gestion particulière	90
2.5. Aspects de la notion de ressource en eau.....	91
2.5.1 <i>Ressources renouvelables et non renouvelables.....</i>	92
2.5.2 <i>Ressources superficielles et souterraines</i>	95
2.5.3 <i>Typologie des ressources en eau.....</i>	96
2.5.4 <i>Illustration de la gestion des ressources en eau sur un hydrosystème</i>	97
2.6. Variabilité des ressources en eau.....	99
2.6.1 <i>Modifications naturelles</i>	99
2.6.2 <i>Modifications anthropiques.....</i>	101
2.7. Indicateurs : observateurs et leviers de la gestion des ressources en eau.....	102
2.7.1 <i>De la variable à l'indicateur</i>	103
2.7.2 <i>Types d'indicateurs : les méthodes PER et DPSIR.....</i>	104
2.7.3 <i>Construction d'un indicateur</i>	106
2.7.4 <i>Validation des indicateurs.....</i>	108
2.7.5 <i>Mode de prise de décision à l'aide d'indicateurs</i>	109
2.7.5.1 <i>Indicateurs : outil d'analyse d'une situation hydrologique</i>	109
2.7.5.2 <i>Utilisation de plusieurs indicateurs</i>	110
2.7.6 <i>Indicateurs pour la gestion quantitative des ressources en eau.....</i>	111
2.7.6.1 <i>Débits objectifs d'étiage et débits de crise</i>	112
2.7.6.2 <i>Piézométries objectifs d'étiage et piézométries de crise.....</i>	113
2.7.6.3 <i>Surface Water Supply Index (SWSI)</i>	118

2.8. Tableau de bord : outils d'aide à la gestion des ressources en eau	120
2.8.1 <i>Les outils d'aide à la décision.....</i>	121
2.8.2 <i>Environnement des tableaux de bord.....</i>	122
2.8.3 <i>Construire un tableau de bord.....</i>	124
2.8.4 <i>Les tableaux de bord : outil souple et évolutif.....</i>	126
2.9. Gestion des ressources en eau au niveau de l'hydrosystème Charente amont	128
2.9.1 <i>Historique de la gestion quantitative de l'eau en Charente</i>	128
2.9.2 <i>Le Plan de Gestion des Etiages du bassin versant de la Charente.....</i>	129
2.9.2.1. <i>La Gestion Volumétrique</i>	131
2.9.2.2. <i>Les indicateurs de la gestion quantitative de l'eau en Charente et les niveaux de restrictions des usages.....</i>	135
2.9.2.3. <i>La gestion des ressources stockées</i>	136
2.9.2.4. <i>La concertation et les outils d'aide à la décision</i>	138
2.9.2.5. <i>Le Tableau de Bord de la Ressource en eau.....</i>	139
2.9.3 <i>Retour d'expériences sur le Plan de Gestion des Etiages.....</i>	142
2.9.3.1. <i>Bilan quantitatif des ressources en eau en Charente amont</i>	142
2.9.3.2. <i>Différentiation des notions de débit et de ressource dans le contexte de la Charente amont.....</i>	146
2.9.3.3. <i>La réactivité des prises d'alertes</i>	147
2.9.3.4. <i>Efficiences des lâchers des barrages.....</i>	148
2.10. Conclusion.....	151

2.1. Place de l'eau dans le Monde

Les deux dernières décennies ont permis d'observer des modifications radicales dans la gestion de l'eau. Deux axes majeurs les sous-tendent. D'abord, il y a une conscience accrue du fait que l'eau est un élément fondamental de l'environnement naturel. L'Eau, la Terre et les systèmes biologiques doivent être conçus comme interdépendants, et les suivis des différentes composantes de l'écosystème devraient être harmonisés. De plus, l'eau est absolument nécessaire à toutes les formes d'activités économiques. Elle est indispensable à l'agriculture, à la production alimentaire, à une grande partie de la production industrielle, et à la production d'énergie. Trop d'eau (sous forme d'inondations) ou trop peu (sécheresses) peuvent conduire à des catastrophes humaines et environnementales.

La figure 2.1 (a) ci-dessous montre l'évolution de la consommation d'eau de la planète entre 1900 et l'an 2000. Globalement, la consommation a décuplé avec presque la moitié des ressources en eau disponibles mobilisées. L'irrigation agricole reste la première consommatrice malgré une décroissance constante du pourcentage avec 90 % de l'eau consommée en 1900 contre 63 % en l'an 2000. Toutefois, l'irrigation représente 80 % de l'eau prélevée dans le monde démontrant que les quantités prélevées ne correspondent pas aux quantités effectivement consommées. Dans le même temps, la proportion de l'eau utilisée par l'industrie est passée de 7 % à 25 %.

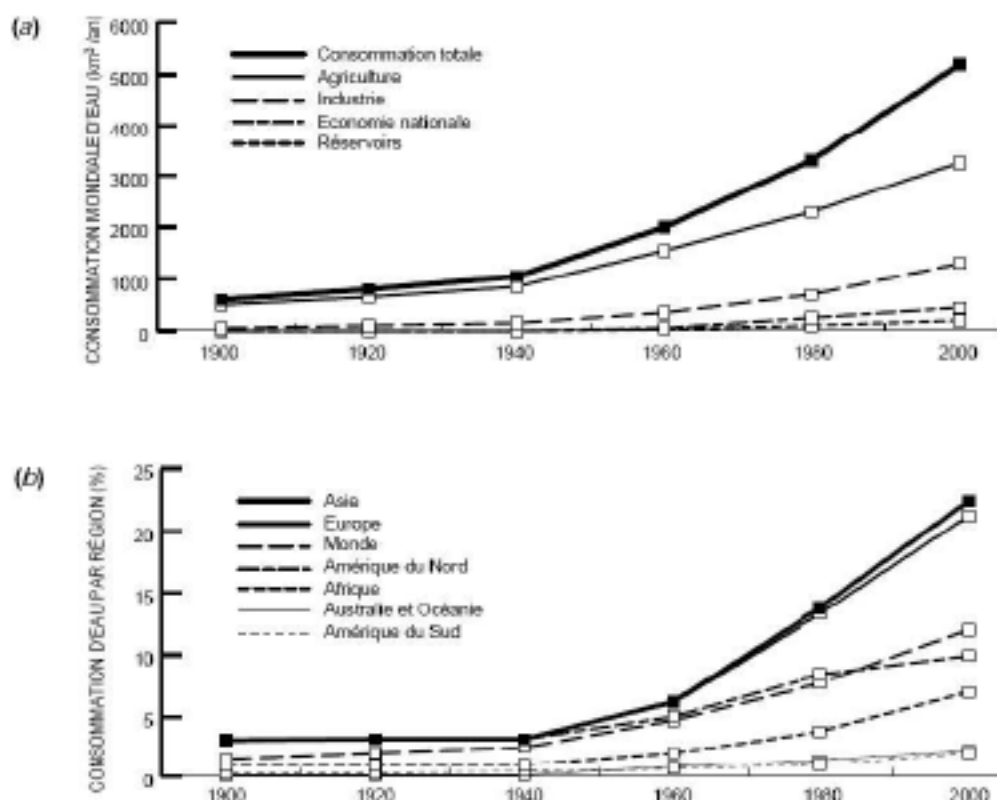


Figure 2.1 - Evolution de la consommation mondiale d'eau selon (a) les usages, et (b) la région du monde (OMM, 1994).

Quelle a été la consommation d'eau au cours du XX^e siècle, ramenée aux ressources disponibles, pour chacune des grandes régions du monde ? La figure 2.1 (b) indique le pourcentage de la consommation par rapport aux ressources théoriques. Sur la base de ces calculs, l'Europe et l'Asie consomment un pourcentage bien plus grand de leurs ressources en eau que ne le font l'Amérique du Nord, l'Afrique, et surtout l'Amérique du Sud et l'Océanie. Il est évident aussi que l'Europe et l'Asie ont la plus forte croissance de la consommation, hormis l'Amérique du Sud, mais où cette croissance s'appuie sur d'abondantes réserves en eau.

La conscience grandissante que l'on a de la nature insaisissable de l'eau et de son importance pour l'environnement naturel et les activités humaines, a mis en évidence la nécessité d'une approche globale, voire holistique (systémique), de sa gestion selon certains auteurs (Villeneuve *et al.*, 1982; Colas, 1991; Leconte, 2004). La mise en valeur des ressources pour l'usage humain peut cependant avoir des impacts négatifs sur l'environnement. Réciproquement, des évolutions des ressources naturelles peuvent limiter ou gêner les activités humaines. L'approche intégrée en matière de gestion des ressources en eau, qui sera détaillée plus loin, découle de la prise en compte de ces nouveaux éléments.

2.2. Gestion des ressources en eau : origines et définitions

Le terme « gestion » trouve son origine dans le verbe gérer qui vient du latin *gerere*, « porter, administrer, faire, exécuter ». Dans les dictionnaires, la gestion est l'action d'administrer une collectivité, une entreprise, etc., pour le compte d'un tiers ou pour son propre compte. La gestion est donc liée à l'objet, au système, qu'elle permet d'administrer : une industrie, une rivière, des biens financiers ou immobiliers. Son objectif est d'optimiser le fonctionnement de ces systèmes et notamment l'utilisation des ressources, la fabrication de biens ou de produits par ce dernier. Toutefois, la définition de la gestion de l'eau a évolué au fil du temps (cf. encadré 2.1).

Avant de pouvoir gérer un système, une analyse approfondie est nécessaire afin d'identifier les différents éléments le composant (cf. paragraphe 1.2). Il se compose généralement d'entrées et de sorties (figure 2.2). Les entrées se partagent en entrées contrôlables u dont nous maîtrisons l'évolution dans le temps et en entrées perturbatrices b que nous ne contrôlons pas et dont, parfois, nous ne connaissons pas l'évolution dans le temps. En ce qui concerne les sorties, elles se partagent entre les valeurs mesurées z ou bien les grandeurs d'intérêts du système y qui peuvent être mesurées ou uniquement simulées et donc différer de z (Walter et Pronzato, 1994).

Encadré 2.1 – Historique de l'évolution de la gestion de l'eau dans le droit français

- **Codes napoléoniens** (début XIX^e) : les codes déterminent les régimes de propriétés et donc d'usages des cours d'eau et sources sans préoccupations de « l'environnement aquatique ».
- **Loi du 8 avril 1898** : intervention de l'Etat pour réglementer les usages de l'eau de surface par un système d'autorisation du type « police de l'eau » (accès à l'eau pour tous sans distinction amont - aval). Les objectifs de cette loi ne sont pas d'ordre écologique mais plutôt de l'ordre de la salubrité et de la sécurité publique.
- **Décret de 1935** : extension de la loi du 8 avril 1898 aux eaux souterraines.
- **Loi du 16 décembre 1964** : apparitions des préoccupations environnementales, création des organismes de bassin (agences et comités). Ainsi pour la première fois en France, une entité naturelle (bassin versant) correspond à une circonscription administrative avec une gestion spécifique. L'objectif de la loi est de « lutter contre la pollution pour satisfaire ou concilier les exigences de l'alimentation en eau potable et la santé publique, la vie biologique du milieu récepteur et enfin l'agriculture, l'industrie ou tout autre activité humaine d'intérêt général ».
- **Loi sur l'eau de 1992** : « l'eau fait partie du patrimoine commun de la nation. Sa protection, sa mise en valeur et le développement de la ressource utilisable, dans le respect des équilibres naturels, est d'intérêt général » (art. 1). La loi sur l'eau consiste à affirmer que la préservation des milieux est un préalable nécessaire à la satisfaction des usages. Les objectifs sont donc inversés par rapport à la loi de 1964 avec en premier lieu le milieu et en second la satisfaction des usages.
- **La directive cadre européenne du 23 octobre 2000** : la directive va au delà du droit français pour une meilleure prise en compte des milieux aquatiques par le droit. Elle fixe un objectif de *bon état écologique* à atteindre pour les milieux aquatiques à un horizon 15 ans (qualitatif et quantitatif).
- **Loi sur l'eau et les milieux aquatiques du 30 décembre 2006** : modernisation des administrations et des structures fédératives. Augmentation des pouvoirs des collectivités territoriales pour atteindre le bon état écologique en 2015 et restaurer l'équilibre ressources/besoins.

Les lois évoluent vers (1) la prise en compte du milieu naturel pour sa gestion et (2) d'un bien de propriété à usage particulier, on passe à un bien commun avec des usages multiples.

Pour gérer un système, les gestionnaires sont amenés à prendre des décisions (prévoir et agir) et à suivre l'influence de ces décisions sur le fonctionnement du système (contrôle). La décision se définit comme un **acte par lequel un ou des décideurs opèrent un choix entre plusieurs options permettant d'apporter une solution satisfaisante à un problème donné** (Geronimi, 2002). Elle occupe donc une place centrale dans la gestion et deux notions sont importantes à connaître :

- La décision n'est pas fondée sur la recherche d'un seul objectif mais intègre un nombre plus important de variables,
- La décision intervient dans un contexte incertain, dans le sens où, la manière d'atteindre l'objectif poursuivi peut passer par différents types d'actions.

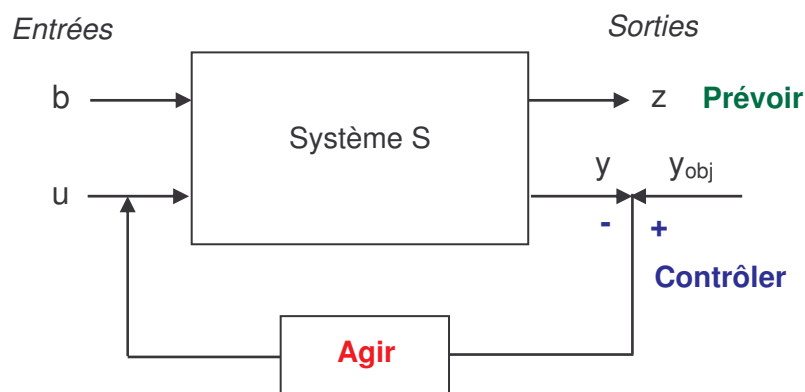


Figure 2.2 – Les principaux éléments de la gestion du système S

Le processus de prise de décision suit en général les étapes suivantes :

- Analyse de l'objectif afin de première étape vise à définir de manière précise et formulable l'objet de la prise de décision future (sur quoi porte la décision).
- Collecte de l'information, qui porte à la fois sur les facteurs externes (environnement concurrentiel de l'entreprise, usages de l'eau) et sur les facteurs internes (inventaire des ressources disponibles), pouvant être utilisée dans le cadre de la prise de décision.
- Définition des options possibles : l'analyse de l'information permet de définir un ensemble de décisions susceptibles de fournir une réponse au problème posé.
- Comparaison et évaluation de ces options : il est nécessaire de pouvoir comparer les différentes options possibles ce qui nécessite d'en évaluer les coûts et les gains probables de chacune.
- Choix d'une option : la décision proprement dite consiste à choisir une option de manière rationnelle, c'est à dire celle qui permet de réaliser au mieux les résultats de l'objectif, et notamment dans notre cas, l'utilisation de ses ressources.

Ainsi afin de prendre des décisions, le gestionnaire cherchera tout d'abord à *prévoir* (figure 2.2), à partir des entrées (u et b), les sorties (y et z). A partir de la prévision des sorties qui présentent un intérêt pour la gestion de l'hydrosystème y , le gestionnaire effectue la phase de *contrôle* entre ces sorties y et les objectifs de gestion qu'il se sera fixé y_{obj} . Lorsque les sorties y sont compatibles avec les objectifs de gestion, le gestionnaire n'aura pas besoin d'*agir*. Dans le cas inverse, il devra *agir* sur les entrées qu'ils maîtrisent, les entrées contrôlables u , afin de modifier les sorties d'intérêts y pour tenter de les faire correspondre aux objectifs de gestion y_{obj} .

Durant la phase *prévoir*, il sera particulièrement important d'évaluer les caractéristiques, la fiabilité et la précision des informations. Pendant celle du contrôle et de l'action, qui correspondent à la prise de décision, on s'attachera aux moyens d'actions et à leurs localisations, ainsi qu'à l'évaluation des conséquences des décisions et des actions (Valiron, 1988).

Afin de garantir l'efficacité des décisions, ces mesures doivent être complétées par un contrôle de l'évolution des facteurs externes et internes de l'hydrosystème (quantité d'eau disponibles, usages, etc.). Cette dernière, qui permettra de valider les décisions choisies ou d'en définir une autre en cas d'échec, complète le processus global de gestion.

En cas d'échec, une nouvelle décision pourra être choisie en reprenant les étapes du processus et cela à plusieurs niveaux : le choix d'une autre option, la définition de nouvelles options possibles ou une nouvelle analyse des objectifs.

En résumé, la gestion des ressources en eaux représente donc l'ensemble des actions permettant de trouver un équilibre optimal entre les approvisionnements en eau et les demandes, dans un hydrosystème donné et à un instant donné, en quantifiant, autant qu'il est possible, les conséquences d'un arbitrage entre les tendances conflictuelles.

Toutefois, la gestion se doit d'être orientée vers les utilisateurs du système et leurs besoins afin de définir des objectifs qui permettront d'aider les gestionnaires à prendre des décisions (Vidal et Belouze, 1997). De plus, la diversité des usages de l'eau peut engendrer des conflits entre les usages non consommants (tourisme, loisirs, pêche, ...) dont les aspects et l'importance sont difficilement quantifiables et les usages consommants (irrigation, industrie et eau domestique). Ces tensions sont encore accrues lorsque des restrictions sont imposées aux demandes.

2.3. Principes de la gestion de l'eau

Pour Hubert (1998), la gestion de l'eau consiste à organiser grâce à des instruments réglementaires, financiers, technologiques, l'interface entre le milieu hydrique et le milieu social de telle sorte que celle-ci satisfasse des exigences, sachant qu'elles peuvent être très diverses et souvent contradictoires. Toutefois, en fonction des objectifs de gestion que se fixeront les gestionnaires, des options possibles qui se présenteront à eux et de la manière dont ces actions seront mises en places, de nombreux principes de gestion pourront être identifiés dans la gestion des ressources en eau : gestion par l'offre ou la demande, gestion intégrée et différentes échelles temporelles et spatiales de la gestion notamment.

2.3.1 *Gestion intégrée, gestion par l'offre et par la demande*

De nombreux principes, approches et lignes directrices généraux relatifs à la gestion des ressources en eau ont été définis. Chacun s'applique dans un domaine bien précis. Les principes de Dublin notamment s'avèrent particulièrement utiles. Ils ont été formulés dans le cadre d'un processus de consultation internationale dont l'apogée a été la conférence internationale sur l'eau et l'environnement, qui s'est tenue à Dublin en 1992 (Nations Unies, 1992). Les quatre principes de Dublin sont :

1. L'eau douce est une ressource limitée et vulnérable, indispensable à la vie, au développement et à l'environnement.
2. Le développement et la gestion de l'eau devraient être fondés sur une approche participative impliquant les usagers, planificateurs et décideurs à tous les niveaux.
3. Les femmes sont au cœur des processus d'approvisionnement, de gestion et de conservation de l'eau.
4. Pour tous ses différents usages, souvent concurrents, l'eau a une dimension économique. C'est pourquoi elle doit être considérée comme un bien économique.

Récemment, ces principes ont à nouveau été énoncés et remodelés lors des grandes conférences internationales sur l'eau qui se sont tenues à Harare et Paris, en 1998. Ils ont pour objectif de promouvoir une évolution des concepts et pratiques considérés comme essentiels pour l'amélioration de la gestion des ressources en eau. Mais ces principes sont loin d'être immuables. Au contraire, ils doivent être mis à jour régulièrement et gagner en spécificité à la lumière des leçons tirées de leurs interprétations et de leur mise en pratique (Jonch-Clausen *et al.*, 1996).

Ces principes soulignent le besoin d'une approche systémique de la gestion prenant en compte toutes les caractéristiques du cycle de l'eau et son interaction avec les autres ressources et écosystèmes naturels : **la gestion intégrée des ressources en eau**. Cette dernière est **un processus qui favorise le développement et la gestion coordonnés de l'eau, des terres et des ressources connexes, en vue de maximiser, de manière équitable, le bien-être économique et social en résultant, sans pour autant compromettre la pérennité d'écosystèmes vitaux** (Jonch-Clausen *et al.*, 1996).

Ces principes reconnaissent également que l'eau est nécessaire à de nombreuses fins, et est liée à divers services et fonctions. Par conséquent, la gestion intégrée doit prendre en compte les exigences et menaces liées à cette ressource.

Une vision thématique de la gestion intégrée est présentée dans la figure 2.3. Ainsi, Pouget *et al.* (2003) voient la gestion intégrée comme l'assemblage de la gestion de la ressource, de la gestion des aménagements et de la gestion de la demande.

Les aménagements sont positionnés en haut dans les cercles parce qu'ils représentent l'interface entre le milieu et la société (les usages). Ils transforment les écoulements en ressources (remplissage d'un barrage) et conditionnent donc la disponibilité en eau. Mais en même temps avec les règles de fonctionnement (courbes de vidange, débits réservés et nominaux) et les priorités qui sont allouées pour chacun des usages, ils conditionnent l'accès à cette ressource.

Sur le graphique de la gestion de la ressource, le gestionnaire peut agir sur le milieu pour modifier les écoulements qui vont alimenter les ouvrages (barrages, canaux), en revanche les aménagements modifient les flux sur le bassin. Dans le graphique de droite, la gestion de la demande, les aménagements répartissent l'eau en fonction des priorités et de divers

objectifs pour chacun des usages mais le gestionnaire peut agir aussi à l'intérieur de chaque usage pour faire baisser la demande. Enfin, les demandes peuvent conditionner l'emplacement, la taille et le type d'ouvrages à utiliser pour la gestion des ressources en eau. La distinction entre la gestion par l'offre et la demande se situe dans la façon dont on considère la ressource en eau (Grimble *et al.*, 1996). **La gestion par l'offre se traduit par une modification de la disponibilité de la ressource grâce à des aménagements.** La gestion par l'offre, dans le domaine de l'eau correspond donc à un gestionnaire cherchant à remplir son barrage pour satisfaire ultérieurement des usages prédéfinis à l'aval (Margat, 1996). Cette gestion est le mode de gestion habituel au sein des entreprises mais il est plus rarement utilisé pour la gestion des systèmes naturels. A l'inverse, **la gestion par la demande se traduit par une modification de l'accès à la ressource par toute une série de mesures : économiques, réglementaires, techniques ou sociales** (Berkoff, 1994).

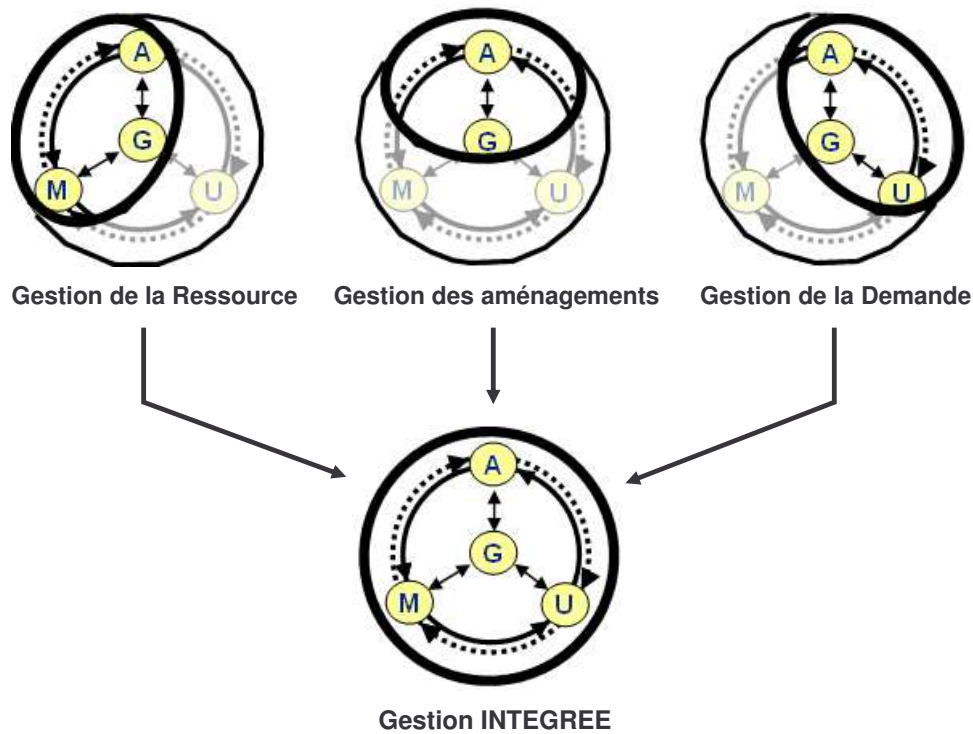


Figure 2.3 - Vision thématique de la gestion intégrée (Pouget *et al.*, 2003)
avec A : Aménagements ; G : Gestion ; M : Milieu ; U : Usages

Finalement, la gestion intégrée reste difficile à mettre en place car elle fait intervenir des intérêts difficilement conciliables, notamment avec pour les usages : industrie, agriculture, aménagement urbain, navigation, loisir, ... (Williams, 2003). Ainsi, même si des exemples de gestions intégrées multi-objectifs existent (Donkor et Wolde, 1971; Duda et Ashry, 2000; Giraud *et al.*, 2002; Cai *et al.*, 2003; McKinney, 2003; Cate et Rohrhofer, 2004), une intégration complète n'a jamais été atteinte, et le sera difficilement dans le futur (Duda et Ashry, 2000).

Encadré 2.2 - Importances et difficultés des projets à buts multiples

Avec l'accroissement de la mise en valeur des ressources en eau à travers le monde, il devient de plus en plus important de planifier des projets pouvant servir à plusieurs objectifs en même temps. Un projet de réservoir d'accumulation peut, par exemple, assurer la fourniture d'eau et la maîtrise des crues en aval.

Il y a un conflit fondamental entre la gestion des ressources en eau pour la maîtrise des crues et l'aspect productif (approvisionnement en eau et régularisation des basses eaux) de tout projet à buts multiples. Pendant la saison des pluies, il est nécessaire de garder un espace vide dans les réservoirs, en raison de crues possibles, tandis qu'il est souhaitable de garder les réservoirs pleins en vue du soutien des étiages. Vers la fin de chaque saison des crues, ce conflit prend un tour critique, à cause des bénéfices ultérieurs qu'on peut tirer de l'eau stockée et qui dépendent, en partie, de l'état des réserves à ce moment là. Il est donc particulièrement important d'étudier les plans d'exploitation du projet en relation avec la probabilité des crues et des étiages.

De même, s'il existe plus d'un projet d'aménagement des ressources en eau dans un même bassin, ou si l'eau est distribuée entre des bassins où il existe des aménagements, le rendement global peut être accru en coordonnant l'exploitation de chaque aménagement. Une telle coordination exige de traiter l'ensemble des projets comme un système comportant des liaisons internes, en considérant à la fois la disponibilité de l'eau et les buts spécifiques de chaque aménagement, ainsi que les interactions et les arbitrages possibles.

2.3.2 Echéance temporelle pour la gestion

Que la gestion soit par la demande, l'offre ou encore intégrée, son horizon temporel peut être très différent. En effet, tout comme en industrie ou dans le langage militaire, dont ces termes sont d'ailleurs issus, la gestion pourra être qualifiée selon son échéance temporelle et notamment celles impliquant les prises de décisions.

Pour les décisions et les politiques menées sur le long terme, **la gestion sera qualifiée de gestion à long terme ou stratégique**. L'objectif est de retirer un maximum de profit des ressources mobilisées (Geronimi, 2002; Crama, 2003) tout en ne déséquilibrant pas le fonctionnement du système sur le long terme (Le Goulven, 2005). Ce concept intègre la gestion pluriannuelle des hydrosystèmes et des aménagements existants comme les volumes des barrages ou les niveaux de nappes (Leenhardt et Trouvat, 2004).

Pour les décisions à moyens termes qui permettront de définir l'utilisation des ressources afin de réaliser les objectifs définis dans la gestion stratégique (Geronimi, 2002), **la gestion sera dite à moyen terme ou tactique**. Cela se traduit, par exemple, par l'estimation des volumes d'eau disponibles pour chaque période de la saison d'irrigation (de la semaine à plusieurs mois), la répartition du volume disponible dans un barrage entre les différents usages, mais aussi les lois de vidanges ou d'exploitations des aménagements ou des ressources naturelles.

Enfin, en ce qui concerne la gestion en temps réel des aménagements ou des hydrosystèmes, **on parlera de gestion à court terme ou opérationnelle**. L'objectif est de partager les volumes mis à disposition par la gestion tactique afin d'atteindre une utilisation optimale des ressources en temps réel (Geronimi, 2002). La gestion opérationnelle correspond notamment à la régulation dynamique des débits des canaux d'irrigation (Malaterre, 1995; Litrico *et al.*, 1998; Baume *et al.*, 2006), mais aussi aux mouvements des vannes des barrages afin de satisfaire les objectifs de gestion : usages, objectifs environnementaux (Trouvat, 1991; Gouy, 1997; Christin *et al.*, 2006).

Parfois, la construction de nouveaux aménagements (barrages, canaux, ...) pourra se retrouver sous le terme de gestion stratégique mais certains auteurs préfèrent alors parler de planification. La planification et le dimensionnement consistera donc à définir des aménagements à réaliser pour répondre aux divers constatés ou prévus. A l'inverse, la gestion consistera alors, pour un patrimoine d'ouvrages existant, à régler le fonctionnement des organes de commande à court, moyen et long terme (Valiron, 1988).

Dans les définitions de gestion stratégique, tactique et opérationnelle, on parle de long, moyen et court terme sans jamais expliciter clairement leurs durées en années, mois ou autres. En réalité, aucune durée précise ne peut être donnée car des divergences existent entre les domaines et les systèmes considérés. Ainsi, en industrie, la gestion stratégique correspond au choix de production à faire et peut donc durer toute la vie de l'entreprise (dizaines d'années) ou seulement le temps d'une production ponctuelle (quelques mois). Les aspects de long, moyen et court terme ne doivent donc pas être pris comme ayant une relation directe au temps mais comme une durée relative par rapport à la taille du système ou aux objectifs fixés pour la gestion. Néanmoins, généralement, en ce qui concerne la gestion des ressources en eau, la gestion stratégique sera pluriannuelle ou annuelle, la gestion tactique s'étendra de la décennie à la saison, et enfin, la gestion opérationnelle concernera le pas de la seconde à quelques heures sur les systèmes les plus importants à cause des temps de retard.

Les finalités de la gestion des ressources sont, comme indiqué précédemment, très diversifiées. La figure 2.4 présente quelques exemples de gestions opérationnelles, tactiques et stratégiques, parmi les usages de l'eau ou la protection contre les inondations.

Ainsi, dans le cas de l'irrigation, la gestion des quotas et des courbes de vidange dans un barrage sont de l'ordre de la gestion stratégique, tandis que la gestion des volumes d'eau disponible chaque semaine est de l'ordre de la gestion tactique, et enfin, les manœuvres à réaliser pour satisfaire les usagers sont de l'ordre de la gestion temps réel. Toutefois, des disparités peuvent exister en fonction des objectifs et de la taille des hydrosystèmes. En effet, lorsque l'objectif d'un barrage est de reproduire une crue d'inondation annuelle, comme cela peut être le cas pour le Sénégal ou le Nil, la gestion ne sera alors plus opérationnelle ou tactique mais bien stratégique.

	Gestion opérationnelle	Gestion tactique	Gestion stratégique
Usage de l'eau	Lâchers de barrages Courbe de Vidange Irrigation Quotas Usage du sol & Changement climatique Impacts environnementaux		
Protection inondations	drainage Bassin de rétention Alerte d'inondation Petit barrage Grand barrage		

Figure 2.4 - Echelles de temps en gestion de l'eau (Bloschl et Sivapalan, 1995)

2.3.3 Emprise spatiale affectée par la gestion

L'application d'une politique identique sur l'ensemble de l'hydrosystème à gérer, sans tenir compte de possibles fonctionnements secondaires, sera appelée **une gestion globale**. En outre, comme nous l'avons vu dans le paragraphe 1.2, un système peut être constitué de plusieurs ensembles qui possèdent chacun un fonctionnement propre en interactions les uns avec les autres. Le fonctionnement propre de chaque entité du système ou le besoin d'une gestion individuelle de ces dernières peut amener à mettre en place une gestion par sous-système ou **gestion spatialisée**.

Toutefois, pour ce qui est de la délimitation d'un territoire à gérer, il est difficile d'établir une relation univoque entre une zone géographique et un territoire de gestion. Le choix de l'emprise spatiale reste, néanmoins, déterminant pour une bonne gestion (Jonch-Clausen *et al.*, 1996). De plus, les conflits de gestion seront plus difficiles à résoudre si les acteurs sont nombreux (Barreteau *et al.*, 2004). La solution sera donc dans ce cas précis de limiter le nombre d'acteurs présents, et donc d'usages, en réduisant la taille de la zone à gérer. Le choix d'une échelle spatiale a donc également pour but d'internaliser les conflits à l'échelle de gestion.

Les nouvelles réglementations concernant l'usage de l'eau un peu partout dans le monde, tel que la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000), mettent en avant le bassin versant, ou la nappe souterraine, comme échelle de gestion adaptée. Pour des raisons pratiques, il y a, en effet, des raisons de gérer les ressources en eau à l'intérieur du bassin versant de manière concertée, dans la mesure où l'eau est souvent utilisée plusieurs fois au cours de son transfert de la partie supérieure vers l'embouchure (OMM, 1994; Hubert, 1998).

Les besoins en eau des activités humaines devraient aussi être gérés sur un mode intégré dans les limites du bassin. Malheureusement, les limites politiques ne coïncident

habituellement pas avec les limites de bassins hydrographiques. Ainsi, la mise en place d'une zone de gestion reste difficile puisqu'il existe des transferts anthropiques inter-bassins (canaux, réseaux) ainsi que des connections naturelles entre les nappes et les eaux de surface (Barreteau *et al.*, 2004). En effet, une zone urbaine peut se situer sur plusieurs bassins versants ou nappes aquifères car ce critère n'est bien sûr pas pris en compte lors de son expansion. Des transferts d'eau (eau potable, irrigation, eaux usées) peuvent être observés entre deux unités de gestion. De même, Les rivières traversent bien souvent les frontières internationales, et passent d'une circonscription administrative à l'autre.

Encadré 2.3 - Fragmentation de la gestion

Il est habituel que plusieurs organismes ou institutions d'une circonscription administrative ou d'un pays soient compétents quant aux divers aspects de la gestion des ressources en eau. Les ministères chargés de l'agriculture, de l'énergie, de l'industrie, de la santé ont souvent des missions contradictoires (OMM, 1994). En effet, bien trop souvent, les pouvoirs sont institutionnellement et politiquement éclatés. Même si une institution unique est compétente, il n'y a souvent pas de coordination entre suivi quantitatif et qualitatif des eaux. Ces responsabilités et missions institutionnelles embrouillées à l'intérieur d'un même pays, plus les conflits d'intérêts entre pays quant aux usages de l'eau des bassins hydrographiques internationaux, créent des difficultés pour la mise en place de protocoles de gestion efficaces.

De plus, lorsque les actions sont en marche, elles sont souvent entravées par une pesanteur organisationnelle liée au fait que les décisions stratégiques et opérationnelles ne sont pas prises par les mêmes comités. Ainsi, pour une meilleure gestion de l'hydrosystème, il est important de dépasser « le clivage traditionnel long terme – court terme dans la gestion » et cela, notamment, au niveau des gestionnaires.

Une gestion de l'eau par bassin versant et/ou système aquifère est réalisée généralement au travers des schémas d'aménagements des eaux : contrat de nappe, contrat de rivière, Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) et Plan de gestion des étiages (PGE). Les bassins versants et les systèmes aquifères représentent alors, respectivement, les unités fonctionnelles logiques pour la gestion quantitative et qualitative des ressources en eau superficielles et souterraines (Plaud, 1990). Ces ressources sont limitées et partagées entre différents usages qui sont parfois concurrentiels (Severino, 2003). De plus, le bassin versant et le système aquifère, dont les eaux sont en relation hydrodynamique sont regroupées au sein du terme hydrosystème afin de mieux appréhender son fonctionnement et sa gestion dans la globalité (Lanini *et al.*, 2004).

Ainsi, en tenant compte des relations étroites entre les eaux superficielles et souterraines, la gestion des ressources en eau sur un hydrosystème imposera aux gestionnaires de bien identifier les délimitations de la zone à gérer. Cette délimitation de l'hydrosystème, rassemblant le bassin versant et le système aquifère, est la première étape afin d'analyser son fonctionnement et de mettre en place une gestion des ressources en eau.

Un espace géographique est inséparable d'un système de ressources et d'utilisations. Etant donné les deux pôles du système considéré, les ressources et leurs utilisations, les frontières de cet espace évolueront selon des critères hydrologiques, hydrogéologiques (bassin versant et système aquifère) ou sociaux (région économique) et selon les poids respectifs de ces pôles.

2.4. Gestion des étiages – Une finalité de gestion particulière

Longtemps négligées, les basses eaux ou étiages prennent aujourd'hui une importance croissante aux yeux des hydrologues, des gestionnaires et de la population (Musy, 1998). Cette prise de conscience doit être mise en parallèle avec une exploitation intensive de l'eau des rivières sur laquelle on reviendra au cours de cette étude. En effet, l'homme utilise de plus en plus l'eau pour des besoins domestiques, agricoles, industriels et communautaires. Mais le hasard climatique et les saisons font qu'il y a rarement concomitance entre les ressources et les besoins. L'homme se trouve donc obligé d'orienter ses activités en fonction des ressources à sa disposition.

En absence de pluies, l'évaporation et la transpiration végétale épuisent progressivement les réserves en eaux souterraines du bassin versant. Les débits décroissent alors régulièrement. La courbe qui représente cette décroissance en fonction du temps est appelée courbe de tarissement (figure 2.5). **Le tarissement d'un cours d'eau est donc défini comme la décroissance régulière des débits des basses eaux en fonction du temps** (Smakhtin, 2001).

Les étiages peuvent être analysés sous deux angles différents, soit en prévision, soit en prédiction. La prévision consiste à évaluer dans le futur les faibles débits d'un cours d'eau à un instant donné (jour, heures), moyennant l'exploitation déterministe ou stochastique d'une série d'informations plus ou moins récentes (Villeneuve *et al.*, 1998).

La prédiction vise plutôt l'évaluation des étiages au cours d'une période donnée en exploitant statistiquement un ensemble d'informations recouvrant une période antérieure assez longue (Galea *et al.*, 2000).

En résumé, la prévision consiste donc à déterminer l'évolution de l'étiage à partir d'une date donnée (temps initial). Elle est donc liée aux conditions actuelles et du passé proche qui servent à prévoir un comportement dans un avenir plus ou moins rapproché souvent grâce à des modèles mathématiques (Perrin *et al.*, 2001). Dans ce type d'approche, la question posée est par exemple : *quel débit va transiter, demain à midi, à travers cet ouvrage hydraulique ?*

La prédiction est attachée au concept probabiliste puisqu'il s'agit d'associer des périodes de récurrence, ou des temps de retour, aux débits estimés (Abi-Zeid et Bobée, 1999). La date d'occurrence de l'évènement considéré n'intervient pas dans ce type d'approche. En résumé, il s'agit de déterminer à l'avance la valeur d'un étiage qui peut arriver au minimum

une fois durant une certaine période de récurrence choisie. La question posée dans ce type de problème est par exemple : *quelle valeur de débit ne sera dépassée en moyenne qu'une fois au cours des dix prochaines années ?*

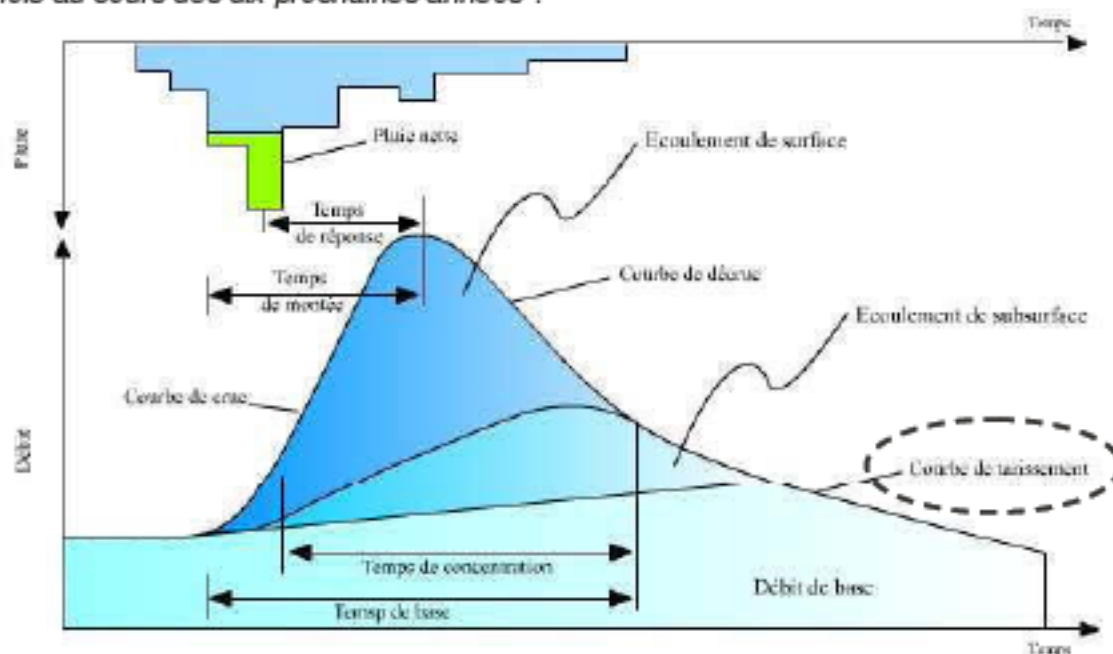


Figure 2.5 - Hydrogramme type – Représentation de la courbe de tarissement (Musy, 1998)

2.5. Aspects de la notion de ressource en eau

L'objectif de la gestion des ressources en eau est de trouver un équilibre optimal entre les demandes et les usages de l'eau. L'évaluation des ressources en eau est la détermination de leurs sources, de leurs étendues, de leurs vulnérabilités et de leurs qualités, pour évaluer les possibilités de leurs utilisations et de leurs gestions (OMM, 1994).

Le concept de ressource en eau possède une signification utilitaire. Elle représente les eaux de la nature considérées du point de vue de leur utilité pour les humains et des possibilités de les utiliser (CNFSH - Commission de Terminologie, 2007). Les ressources en eau ont bien le sens d'une offre, réelle ou potentielle, rencontrée par une demande en eau. A partir de cette définition, attention toutefois de ne pas privilégier la dimension quantitative des ressources en eau en négligeant les autres dimensions qui servent à la définir et à l'évaluer : qualités de l'eau, accessibilité et maîtrise.

Des liens dynamiques se mettent en place entre les ressources et les usages au travers de l'accès à ces ressources en eau et donc de leurs disponibilités. Les aménagements hydrauliques (barrages, réservoirs) permettent de transformer les écoulements ou les stocks d'eau en ressources. Les nappes souterraines peuvent aussi jouer ce rôle de réserve. Néanmoins, le terme de ressource en eau peut être étendu, non plus seulement à de l'eau stockée, mais à toute particule d'eau potentiellement utilisable pour répondre à un usage

comme les prélèvements d'eau au moyen de pompes directement dans les rivières. Ainsi, La disponibilité de l'eau dépend non seulement des conditions géographiques et climatiques mais également des usages qu'on en a, qui s'adaptent à leur tour à la disponibilité de l'eau (Jonch-Clausen *et al.*, 1996).

Les premiers à utiliser et à illustrer théoriquement le concept de ressources en eau furent des ingénieurs et des économistes à travers de très nombreux travaux concernant la valorisation de l'eau ou la rentabilité des aménagements hydrauliques (Maass, 1962). La ressource en eau est alors identifiée comme l'ensemble des eaux naturelles. Cette ressource limitée doit être affectée de telle sorte que son efficacité économique soit maximale.

Mais l'eau n'est pas seulement une ressource au sens économique. Elle fait partie des milieux naturels, en particulier des milieux aquatiques et ceci indépendamment de toute activité sociale. Pour ces milieux, l'eau est un des éléments les plus actifs en raison de son volume, de sa répartition, de sa circulation et des nombreuses fonctions que ses propriétés lui permettent d'assurer. La protection ou la conservation des écosystèmes aquatiques est donc une autre limite, perçue plus tardivement, aux utilisations des milieux aquatiques. Il convient donc, plutôt que de situer toute l'activité humaine par rapport à l'eau, de se placer en marge de ce cycle et de ne considérer comme ressources en eau qu'une partie limitée des quantités disponibles (Gleizes, 1977). Il est important de noter que le concept de *ressource naturelle*, souvent utilisé, rend très imparfaitement compte de la dualité ressource – milieu puisqu'il considère implicitement l'ensemble des eaux comme ressource (Hubert, 1998).

Les ressources en eau sont ainsi indissociables de la conception de l'eau, à la fois comme un bien économique et comme bien environnemental (Margat, 1996). Sa définition est donc inséparable de l'analyse de l'hydrosystème avec les activités humaines.

2.5.1 Ressources renouvelables et non renouvelables

Les différentes phases (ou réservoirs) du cycle de l'eau, atmosphère, océans, lacs, rivières, nappes renferment chacune un certain volume d'eau (figure 2.6). Le mouvement du cycle hydrologique se traduit par le passage d'eau de l'une à l'autre de ces phases.

Chaque phase est ainsi caractérisée par un stock et par un flux, étroitement imbriqués et dont le rapport est un taux ou un temps de renouvellement. Le taux de renouvellement est élevé (et le temps de renouvellement est faible) pour des réservoirs tels que la vapeur d'eau atmosphérique ou les fleuves. Par contre, il est faible et peut même s'annuler (le temps de renouvellement est alors important voire infini) pour des réservoirs tels que les océans ou certains aquifères profonds.

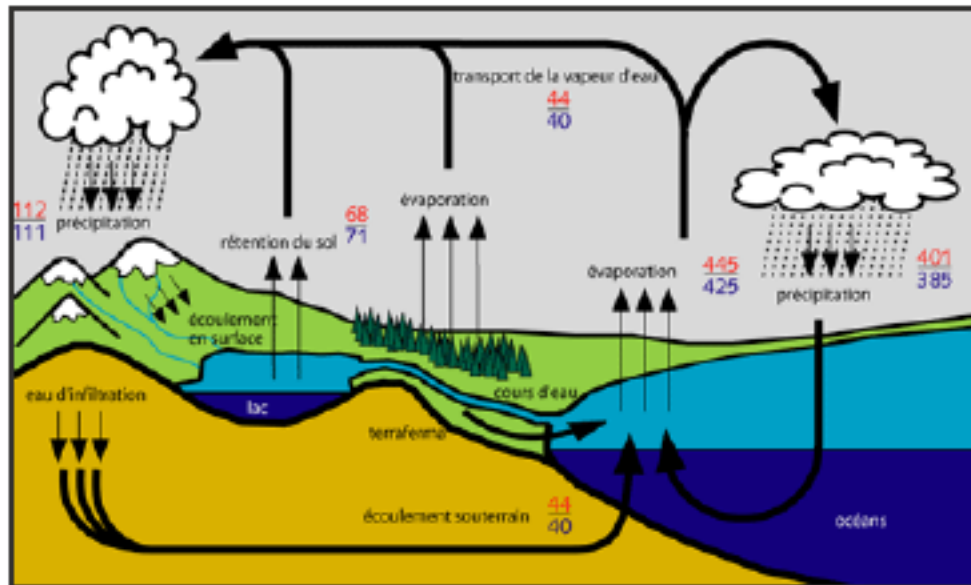


Figure 2.6 – Cycle de l'eau et volumes d'eau transportés en milliers de km³ par an (Anonyme, 2008)

En matière de ressources, les notions de flux et de stock se traduisent en termes de ressources renouvelables et de ressources non renouvelables. Il est certain que ce n'est qu'à court terme qu'il est possible de tirer d'un réservoir une ressource dont le débit serait supérieur au flux moyen traversant naturellement le réservoir. Une surexploitation temporaire d'un réservoir peut donc parfois être envisagée. En effet, une ressource peut être sollicitée de façon intensive très ponctuellement dans le temps afin de satisfaire une demande importante (période d'irrigation). Il faut cependant noter que l'exploitation d'une fraction du flux de renouvellement d'un réservoir a nécessairement des conséquences sur les réserves de ce réservoir. Si on considère, comme Hubert (1998), un réservoir quelconque, qui pourrait être un bief de rivière, un lac ou une nappe, le débit Q issu de ce réservoir est une fonction biunivoque et croissante du volume V stocké dans ce réservoir (figure 2.7).

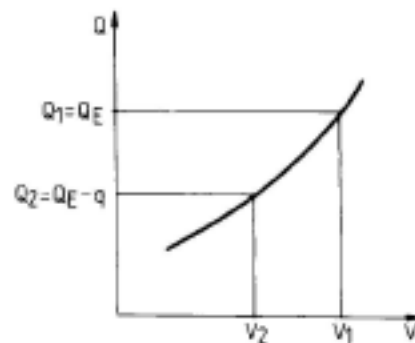


Figure 2.7 - Relation entre le volume d'un réservoir et le débit à son exutoire (Hubert, 1998)

Dans un régime permanent naturel (figure 2.8) le débit sortant Q_r est égal au débit Q_E et le niveau du réservoir s'établit donc à un niveau V_1 tel que $Q_r = f(V_1)$,

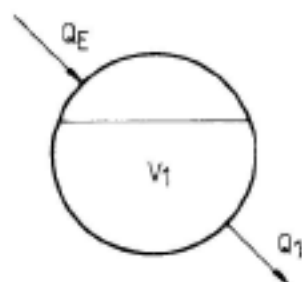


Figure 2.8 - Réservoir en régime permanent à l'état initial (Hubert, 1998)

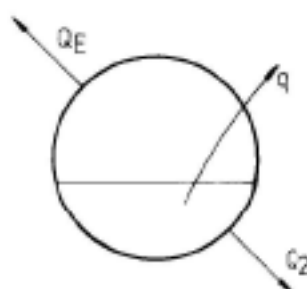


Figure 2.9 - Réservoir en régime permanent avec prélèvement (Hubert, 1998)

Si nous prélevons dans le réservoir un débit q inférieur à Q_E (figure 2.9) un nouveau régime permanent s'établira. Le débit sortant Q_2 sera égal à la différence, $Q_E - q$ et le niveau du réservoir s'établira donc à un niveau V_2 inférieur à V_1 , tel que $Q_2 = f(V_2)$.

On voit clairement sur cet exemple que flux et stock ne sont pas indépendants. Les flux et les stocks ne sont généralement pas constants au cours du temps et l'amplitude de leurs variations peut être considérable. Ceci a naturellement des conséquences au niveau de leurs utilisations en tant que ressource en eau. On distinguera, donc, les ressources permanentes et les ressources variables. Un risque de défaillance devra cependant être associé aux ressources permanentes, probabilité qu'un débit ou un volume soit inférieur à une valeur garantie pendant une durée donnée. En ce qui concerne les eaux superficielles, les ressources permanentes sont définies à partir d'un débit d'étiage bien caractérisé (fréquence, durée...), souvent utilisé pour définir les débits réglementaires des rivières comme les Débits Objectifs d'Etiage (DOE) et de Crise (DCR) (Agence de l'Eau Rhône - Méditerranée - Corse, 1996; Agence de l'Eau Adour-Garonne, 2005). Le débit moyen indique quant à lui, généralement, la borne supérieure des ressources variables, que l'on pourrait obtenir avec une régularisation parfaite.

Si on prend l'exemple du fleuve Charente, le module, débit moyen annuel, qui correspond à la borne supérieure des ressources variables, est de $33 \text{ m}^3/\text{s}$ environ alors que la limite des ressources permanentes est définie par la valeur du QMNA₅, débit d'étiage mensuel quinquennal, avec $2 \text{ m}^3/\text{s}$ (Institution Charente, 2004). La faible proportion des ressources en eau permanentes traduit un bassin versant très sensible aux aléas climatiques extrêmes durant les phases d'étiages prononcés mais la forte proportion de ressources variables traduit le fait que la crise ne se prolonge pas d'une année sur l'autre car les ressources se sont renouvelées.

Encadré 2.4 : Développement durable et ressource en eau

Les deux dernières décennies ont vu se développer la conception selon laquelle les ressources naturelles sont limitées et que tout développement doit en tenir compte. Le caractère durable est devenu un concept généralement admis. Il évoque des choses différentes selon les personnes. Nous utiliserons ici la définition adoptée par les Nations Unies (Nations Unies, 1977; Nations Unies, 1992) qui indique que le développement durable est une forme de développement visant à améliorer la qualité de vie de l'homme tout en respectant la capacité de charge des écosystèmes essentiels à la vie.

2.5.2 Ressources superficielles et souterraines

Au cours de l'accomplissement de son cycle (figure 2.6), l'eau emprunte des chemins très divers. L'eau liquide des continents s'écoule soit à la surface du sol, soit à travers les pores ou les fissures du sous-sol. Selon le cas, les écoulements peuvent être quasiment indépendants, comme dans les aquifères captifs des bassins sédimentaires qui n'ont aucune relation avec le réseau hydrographique de surface, ou étroitement imbriqués, comme dans le cas des rivières accompagnées d'une nappe alluviale. Le tableau 2.1 illustre les relations entre les composantes superficielles et souterraines de l'écoulement. Il est important dans la présentation des bilans des ressources en eau de bien préciser de quoi l'on parle et de distinguer soigneusement l'infiltration, l'écoulement souterrain qui se retrouvera dans les rivières et le sous-écoulement qui restera dans le milieu souterrain (Margat, 1996). Un prélèvement sur l'écoulement souterrain se fera au détriment de l'écoulement de surface en aval, ce qui ne sera pas le cas d'un prélèvement sur le sous-écoulement. Selon le cas, l'additivité des ressources superficielles et des ressources souterraines sera donc nulle, s'il n'y a pas de sous-écoulement, ou totale, si aucune résurgence de l'infiltration n'est observée.

La communauté scientifique a pendant des années souffert « d'hydro-schizophrénie » en considérant que les eaux superficielles et les eaux souterraines étaient deux choses bien distinctes (Hubert, 1998). Néanmoins, au sein d'un hydrosystème, l'unicité des ressources en eaux superficielles et souterraines ne fait plus aucun doute actuellement au travers des interactions entre les rivières, les barrages, les lacs et les eaux souterraines (Larras, 1977; Winter, 1995; de Wrachien et Fasso, 2002; Sophocleous, 2002). Les interactions entre les deux compartiments peuvent s'avérer déterminantes dans la compréhension du fonctionnement et la gestion d'un hydrosystème. Ainsi lors des épisodes sévères comme les étiages des cours d'eau, les débits du cours d'eau sont essentiellement soutenus par les nappes souterraines et toutes modifications de l'équilibre de cet hydrosystème (pompages, aménagement du cours d'eau) est préjudiciable au cours d'eau et aux usages (Pointet, 2004).

Tableau 2.1 - Relation entre eaux superficielles et eaux souterraines (Hubert, 1998)

	Apports (flux entrants)	Ecoulements (flux sortants)		
Eaux superficielles	Ruissellement	Écoulement superficiel	Écoulement des cours d'eau	Écoulement total
Eaux souterraines	Infiltration	Écoulement souterrain		
		Sous-écoulement		

Les eaux de surface, malgré des stocks très limités (figure 2.6), présentent l'avantage d'être facilement accessibles au niveau des cours d'eau par des prélèvements au fil de l'eau. Les eaux souterraines sont quant à elles présentes dans un espace à deux dimensions, alors que les eaux superficielles sont présentes seulement sur le linéaire des cours d'eau, ce qui peut exclure, ou limiter, l'accès de certains usagers à l'eau. De plus, les eaux souterraines offrent naturellement une capacité de stockage et donc une plus grande sécurité d'approvisionnement qui ne peut souvent être obtenue avec les eaux superficielles qu'au prix de stockages dans des barrages réservoirs. Enfin, les eaux souterraines sont généralement de meilleure qualité que les eaux de surface.

2.5.3 Typologie des ressources en eau

Comme indiqué au début de ce chapitre, les préoccupations de nature environnementale peuvent conduire à ne considérer comme ressource qu'une partie des eaux naturelles. De nombreux auteurs ont donc été amenés à séparer les eaux en ressource et non ressource (Hubert, 1998).

Les concepts de ressources mobilisables, utilisables ou exploitables permettent également de séparer les eaux naturelles en catégories dont les caractéristiques d'occurrence, de régularité, de composition etc., contribuent ou non, à en faire des ressources disponibles ou potentielles. Ces diverses caractéristiques, comme la diversité des utilisations de l'eau, expliquent l'utilisation courante de l'expression *ressources en eau*, au pluriel, opposable à l'expression *ressource en eau*, au singulier qui exprime l'unité de l'eau à l'intérieur de son cycle.

Les ressources mobilisables sont généralement définies comme la fraction des eaux du milieu qu'il est physiquement et techniquement possible de maîtriser. Klemes (1975) en donne indirectement une excellente définition, quoiqu'il les nomme ressources exploitables : « Pour la gestion des ressources en eau, la tâche fondamentale de l'hydrologie consiste à fournir les données sur la répartition dans le temps et dans l'espace de la partie des eaux superficielles qui est directement exploitable, c'est-à-dire qu'on peut redistribuer par barrages, canaux, canalisations, pompes et autres ouvrages ou machines » (Klemes, 1975). Les ressources exploitables semblent plutôt être définies sur la base de contraintes

économiques. Elles correspondent aux **eaux accessibles techniquement et financièrement pour un ou plusieurs usages.**

Ces diverses classifications, qui se veulent rigoureuses, utilisent des critères qui eux se révèlent flous, difficiles à définir, comme *l'évage*, ou fluctuants, comme la faisabilité technique. Faisant appel à des rationalités différentes, elles ne sont pas homogènes. Enfin et surtout, elles négligent l'articulation des différents niveaux physiques, techniques, financiers, etc. qui font qu'une eau peut devenir, ou non, une ressource pour un utilisateur particulier (Margat *et al.*, 1979).

L'approche traditionnelle des ressources en eau, essentiellement fondée sur l'évaluation quantitative de certains postes du cycle hydrologique, ignore en fait les conditions concrètes des utilisations de l'eau. C'est pourquoi elle est théoriquement fragile, permet difficilement les comparaisons et se révèle finalement inopérante. Le véritable problème, de nature politique, qui consiste à savoir ce que la collectivité veut faire ou ne pas faire de ses hydrosystèmes, avec les choix et/ou les arbitrages que cela comporte, est éludé. En conséquence les ressources sont alors définies réellement a posteriori, du seul fait de la demande ou de sa prévision, alors que paradoxalement, on ne projette d'agir du point de vue de l'aménagement des eaux que sur le volet ressource (Margat *et al.*, 1979).

Dans une démarche vraiment opérationnelle, qui reste partiellement à définir et surtout à concrétiser, les choix politiques concernant la hiérarchisation des valeurs attribuées à la conservation du milieu comme à ses diverses utilisations, devraient contenir les choix techniques et financiers concernant l'aménagement des milieux et des utilisations. Dans ce cadre, les ressources en eau ne se réduisent pas à un nombre, la mesure d'un volume ou d'un débit disponible actuellement ou à terme, mais s'expriment surtout par un schéma traduisant l'organisation de l'exploitation des hydrosystèmes par l'aménagement de la ressource et de la demande. Il n'y a aucune raison pour qu'un schéma soit unique ce qui laisse place, mais à ce niveau seulement, à des pratiques optimisatrices selon des critères à définir.

2.5.4 *Illustration de la gestion des ressources en eau sur un hydrosystème*

Pour illustrer les conceptions exposées sur les ressources en eau, reportons nous à la figure 2.10 (Hubert, 1998). Elle représente un bassin versant drainé par deux rivières, la *Rivière 1* et son affluent la *Rivière 2*, elles-mêmes alimentées par des nappes souterraines. Les eaux naturelles peuvent être caractérisées à l'échelle de ce bassin par le débit moyen annuel Q à l'exutoire. Nous supposons que les contraintes se limitent à un débit minimum Q_m à respecter à l'exutoire. De plus, la rivière 2 est protégée et seule la pêche et la baignade y sont autorisées.

Le choix politique est d'affecter la *Rivière 1* aux prélèvements industriels, domestiques et agricoles et d'affecter la *Rivière 2* aux loisirs. Selon le cas, ce choix pourra être une décision administrative ou le résultat d'une concertation entre l'administration et les usagers. Dans ce cadre, toute organisation dans l'espace des prélèvements et des rejets est possible pourvu que les consommations d'eau soient inférieures à la différence entre Q et Q_m . Dans le cas représenté, l'usine, le périmètre irrigué et la centrale thermique prélèvent dans la *Rivière 1*, cependant, dans un souci de gestion conjointe des ressources en eau, la demande domestique est satisfaite par un prélèvement d'eau souterraine d'une meilleure qualité. Ce système de ressources et d'utilisations du milieu aquatique satisfait des demandes sociales diverses (prélèvements d'eau, évacuation de déchets, loisirs) qu'il est difficile de prendre totalement en compte par le traditionnel bilan ressource – demande ou au travers de fonctions objectifs.

La ressource serait une fonction du débit Q . La *demande* se réduirait à la somme $Q_a + Q_i + Q_d + Q_r$ des prélèvements. En termes de gestion, la question se poserait uniquement de savoir si Q est plus grand ou plus petit que la somme des prélèvements. Cette approche peut éventuellement sous-estimer les possibilités d'utilisation des eaux du bassin car elle néglige les prélèvements en série.

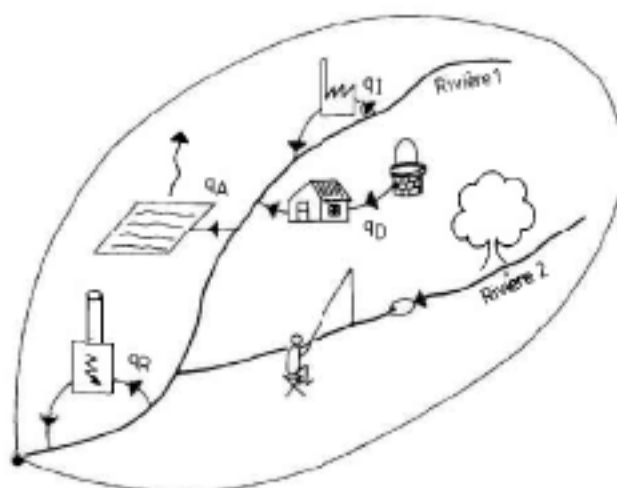


Figure 2.10 - Bassin versant hypothétique (Hubert, 1998)

C'est en fait un modèle, qui peut aller jusqu'à un outil informatique d'aide à la décision, image du système de ressources et d'utilisations, que l'on s'efforcera de réaliser. Un modèle, plus ou moins détaillé selon le matériel disponible et selon le but poursuivi, constitue le meilleur moyen de rassembler et surtout d'organiser l'information dont on dispose. Il sera un excellent instrument d'aide à la prise de décision. Les principales caractéristiques et les objectifs des modèles mathématiques pour la gestion des ressources en eau seront donnés dans le chapitre 4.

Encadré 2.5 : Gestion des ressources en eau par des débits, des volumes, des côtes piézométriques

L'exemple présenté ici avec un bassin versant ne propose qu'une gestion se basant sur les débits. Toutefois, dans le cas d'une rivière ou d'un canal d'irrigation par exemple, la gestion peut se baser sur d'autres éléments : les niveaux d'eau (côtes) ou les volumes. Ainsi, la Société du Canal de Provence (SCP) utilise une gestion basée sur les volumes contenus dans chaque bief de canal (Deltour et Sau, 2002). Dans le paragraphe consacré aux indicateurs, certains exemples illustreront la diversité des éléments pouvant servir à la gestion.

2.6. Variabilité des ressources en eau

Il est évident que des quantités de ressources en eau disponibles dépendront les possibilités de gestion pour satisfaire les usages. Ainsi, la connaissance de la variabilité à court et long terme est très importante afin d'anticiper et prévoir les ressources disponibles à l'horizon de gestion qui nous intéresse. La variabilité des ressources en eau peut donc avoir deux causes essentielles :

- Tout d'abord, les modifications naturelles affectant l'hydrosystème à long terme tels que les phénomènes climatiques ou sur des périodes restreintes comme la variabilité naturelle du climat (quantités de précipitations, évapotranspiration, ...) ou les échanges entre les eaux superficielles et souterraines qui changent en fonction des conditions des niveaux des nappes et des rivières.
- Enfin, les modifications anthropiques de l'hydrosystème tel que la construction d'aménagements (barrages), les changements d'occupation du sol affectant le ruissellement, les usages de l'eau, etc.

2.6.1 Modifications naturelles

Le système hydrologique, piloté par les conditions météorologiques, est constamment en évolution. Sur de longues périodes de temps les variations du bilan d'énergie solaire, agissant par l'intermédiaire de l'atmosphère, provoquent d'importantes évolutions des régimes hydrologiques (OMM, 1994). Par exemple, les modifications de la répartition et de l'étendue des banquises et de la couverture végétale sont le plus souvent le reflet de variations hydrologiques.

Récemment, on s'est aperçu que les interactions océan – atmosphère sont déterminantes pour le climat. Les événements *El Niño*, avec leurs répercussions lointaines sur des surfaces considérables, peuvent avoir des conséquences hydrologiques à longue échéance, particulièrement importantes quand elles se traduisent par des sécheresses ou des inondations (OMM, 1994). Des événements naturels d'un type complètement différent, tels des éruptions volcaniques majeures avec émission massive vers l'atmosphère de poussières

et de gaz, peuvent aussi avoir des répercussions de première importance sur les systèmes hydrologiques.

En considérant des évènements à beaucoup moins long terme, des phénomènes naturels ont aussi une influence sur les ressources en eau au niveau d'un hydrosystème. Tout d'abord, en dehors de toute modification durable du climat, sa variabilité interannuelle affecte la quantité de ressources en eau disponible. Plusieurs études actuelles tentent de démontrer quelle peut être la part naturelle, la part anthropique et enfin la variabilité normale du climat (précipitation, évapotranspiration, ...) au sein d'un hydrosystème.

La figure 2.11 présente une chronique de demande en eau potentielle simulée et validée pour du maïs grain sur la partie amont du bassin versant de la Charente (zone agro-climatique T1). Cette chronique peut être considérée comme représentative du climat puisque le sol et la culture sont homogènes et donc seuls les paramètres climatiques influencent la demande en eau. La chronique de demande en eau potentielle ne présente pas d'évolution significative entre 1970 et 2001 pouvant traduire une évolution notable du climat.

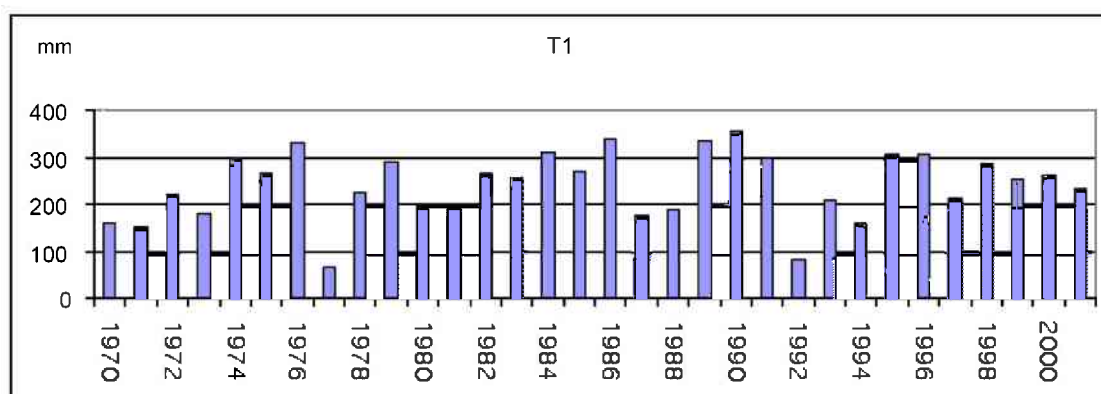


Figure 2.11 - Chronique de demande en eau potentielle sur le bassin versant de la Charente (Institution Charente, 2003)

Pourtant la demande en eau potentielle sur cette période a varié de 80 mm à 350 mm environ, ce qui sur les 21 000 ha irrigués de la zone de la Charente amont correspond à une demande en eau potentielle variant de 17 à 68 Mm³ (pour un volume moyen de 1 700 m³/ha). Ainsi, indépendamment de toute évolution durable du climat, une variation interannuelle entraîne des évolutions notables de la demande potentielle en eau qui, dans certains cas, peuvent dépasser les ressources disponibles.

A des périodes encore plus réduites (saisonniers), les échanges entre les rivières et les nappes souterraines peuvent entraîner des modifications naturelles des quantités de ressources en eau de chacun des compartiments de l'hydrosystème. En effet, en fonction de la nature des échanges entre la nappe et la rivière (figure 2.12), et même si les quantités totales ne sont pas modifiées, la disponibilité spatiale des ressources en eau dans chacun des compartiments est différente selon si (a) la nappe alimente la rivière ou si (b) la rivière alimente la nappe (Margat, 1996).

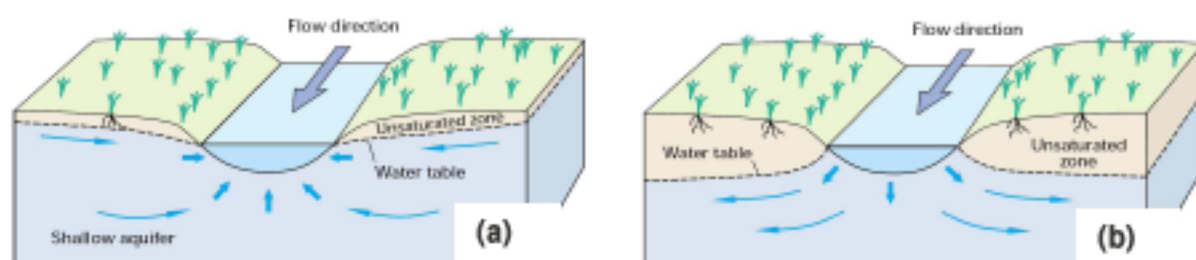


Figure 2.12 - Interactions entre la nappe souterraine et une rivière : (a) apport de la nappe vers la rivière et (b) recharge de la nappe par la rivière (Winter et al., 1998)

La nature des échanges entre les rivières et les nappes souterraines renforce l'importance de l'évaluation et de la gestion conjointe des ressources en eau superficielles et souterraines afin de satisfaire les usages de l'hydrosystème (de Wrachien et Fasso, 2002).

2.6.2 Modifications anthropiques

Les activités humaines ont une influence croissante sur les systèmes hydrologiques (OMM, 1994). Quelques-uns des effets les plus importants sont mentionnés ci-dessous :

- a) La construction de barrages et de canaux provoque des effets majeurs sur les régimes d'écoulement, et le transport de matières solides, de nombreuses rivières de la planète. Toutefois, ils permettent de constituer ou distribuer des ressources supplémentaires afin de satisfaire des demandes en eau toujours croissantes (Malaterre, 1995; Bader, 2004),
- b) Les changements physiques dans l'usage du sol ont souvent des influences considérables sur les régimes hydrologiques,
 - La déforestation conduit souvent à un accroissement des pointes de crues et de l'érosion des sols (Eckhardt et al., 2003),
 - Le drainage des zones humides modifie souvent le régime des écoulements (Kao et al., 2001),
 - Les pratiques agricoles modifient les conditions d'infiltration et de recharge des eaux souterraines (Leonard et Andrieux, 1998; Christin, 2004),
 - L'urbanisation accroît de façon caractéristique la rapidité des écoulements,
- c) La demande en eau croissante du fait de l'augmentation des populations (OMM, 1994), des surfaces irriguées et des cultures très consommatrices en eau (AScA, 2006), des besoins sanitaires et touristiques.
- d) La qualité de l'eau a souvent été très affectée par les décharges industrielles et municipales et par les techniques agricoles impliquant l'utilisation d'engrais, de pesticides, etc. (Borah et Bera, 2004; Carlier et de Marsily, 2004), et enfin,
- e) L'émission de gaz à effet de serre provoquera vraisemblablement une modification climatique dans le siècle à venir avec notamment la réduction de l'énergie solaire à la surface de la Terre (global dimming), et, avec des répercussions possibles sur les systèmes hydrologiques.

En ce qui concerne les ouvrages de prélèvement d'eau, ils modifient les débits naturels et peuvent assécher les cours d'eau. Un prélèvement pour l'irrigation, une dérivation vers une conduite forcée, la gestion d'un barrage peuvent laisser un débit tellement faible que la vie aquatique peut en être affectée. L'étiage est une période difficile pour les espèces aquatiques, surtout en aval des points de rejet car les eaux manquent en quantité et les capacités de dilution ou d'auto-épuration des rejets s'en trouvent limitées.

La prise en compte des modifications anthropiques reste difficile. Toutefois, pour mieux comprendre les systèmes hydrologiques, pour prévoir la disponibilité future en eau, et pour une réelle gestion des ressources, les systèmes de suivi et les outils à la disposition des gestionnaires devraient prendre en compte toutes ces modifications.

2.7. Indicateurs : observateurs et leviers de la gestion des ressources en eau

A tout moment, il est nécessaire de pouvoir suivre et comparer les différentes options de gestion possibles ce qui nécessite de pouvoir en évaluer les coûts et les gains probables de chacun. Toutefois, connaître l'impact d'une décision ou d'un programme de gestion nécessite de disposer d'informations sur les résultats engendrés par les différentes actions menées (Girardin *et al.*, 2005).

La solution la plus évidente pour mesurer l'impact d'une action serait d'effectuer des mesures directes, mais celles-ci sont, la plupart du temps, impossibles ou coûteuses. On peut alors essayer de remplacer les mesures directes, soit par des mesures indirectes (mesure d'une variable plus facile d'accès que l'on suppose liée à la variable initiale), soit par des estimations obtenues à partir d'un modèle. Enfin, pour comparer les méthodes de gestion entre elle, les évolutions des systèmes dans le temps, etc., une référence est nécessaire : les indicateurs.

Les indicateurs sont parmi les outils d'aide à la décision les plus valorisés actuellement au monde, et particulièrement en France. Ils permettent de suivre l'évolution de la gestion ainsi que de signaler les priorités d'action, y compris la capacité de quantifier les informations, de rendre leurs significations plus claires et de les simplifier pour faciliter la communication (Pereira, 2003).

Depuis une trentaine d'années et devant l'explosion des quantités d'information, des outils d'aide à la décision, ainsi que des tableaux de bord, ont fait leurs apparitions afin d'organiser de façon cohérente les objectifs de gestion, les bases de données, les mesures, les modèles et les indicateurs (Sprague et Carlson, 1982; Onta *et al.*, 1991; Manzanilla, 2004).

Pour reprendre l'exemple de la figure 2.2 avec la représentation du système et de ses entrées/sorties, la gestion de ce système implique trois actions : prévoir, contrôler et agir. L'indicateur est un maillon essentiel de cette chaîne d'actions. En effet, les gestionnaires déterminent des valeurs *objectif* pour les indicateurs qui correspondent aux valeurs des sorties d'intérêt du système *y*. Cette phase correspond au *contrôle* dans la gestion. La

comparaison entre les valeurs objectif de l'indicateur y_{obs} et les valeurs des sorties caractéristiques y mesurées ou simulées par les gestionnaires permet de définir la nécessité d'agir ou pas. En effet, lorsque les sorties caractéristiques y satisfèront les valeurs objectifs de l'indicateur y_{obs} , aucune action ne sera nécessaire et inversement.

L'indicateur est donc un levier pour la gestion en permettant de contrôler l'évolution de l'état du système, et si besoin, d'initier de nouvelles actions afin de satisfaire les objectifs. Ces actions peuvent, par exemple, prendre la forme de lâchers de barrages ou de restrictions d'usages afin de maintenir un débit objectif dans la rivière qui constitue alors l'indicateur.

2.7.1 De la variable à l'indicateur

Les valeurs prises par les variables des hydrosystèmes (débits, niveaux de nappes, prélèvements, etc.) renseignent sur son fonctionnement ponctuel mais ne sont pas porteuses de signification en elles-mêmes sur son évolution (Girardin *et al.*, 2005). En effet, comment interpréter la valeur prise par une variable sans la confronter à une valeur de *référence* (une valeur objectif, un seuil, une norme ou un pourcentage d'évolution entre deux dates de mesures ...) qui peut être absolue ou relative ? C'est le travail de détermination d'une valeur de référence et son utilisation pour la gestion qui permet de faire passer la variable du statut de simple donnée mesurée ou estimée au statut d'indicateur (Bouleau, 2006). Un indicateur est donc une variable à laquelle on a donné du sens.

« Les indicateurs sont des variables [...] qui fournissent des renseignements sur d'autres variables plus difficiles d'accès [...] Les indicateurs servent aussi de repère pour prendre des décisions ... » (Gras *et al.*, 1989).

« Un indicateur est une donnée quantitative qui permet de caractériser une situation évolutive (par exemple, l'état des milieux), une action ou les conséquences d'une action, de façon à les évaluer et à les comparer à leur état à différentes dates » (Agence de l'Eau Rhône - Méditerranée - Corse, 1996)

« Les indicateurs fournissent des informations au sujet d'un système complexe en vue de faciliter sa compréhension [...] aux utilisateurs de sorte qu'ils puissent prendre des décisions appropriées qui mènent à la réalisation des objectifs » (Mitchell *et al.*, 1995).

« Les indicateurs sont typiquement des observations brutes mises en relation avec leurs point de référence. Elles peuvent être quantitatives ou qualitatives » (Riley, 2001).

A ces définitions qui mettent en évidence le rôle de l'indicateur comme un outil diagnostic ou comme un outil d'aide à la décision, il faut ajouter que l'indicateur peut aussi être utilisé comme outil pédagogique ou de communication auprès des usagers ou du public.

La nature d'un indicateur est donc très variable. Il peut être fondé sur des mesures, des données statistiques, sur des sorties de modèles, ou bien, calculer à partir d'un ou plusieurs de ces éléments. Il peut aussi correspondre à un critère chimique, physique ou biologique. Les valeurs de l'indicateur peuvent être qualitatives (sous formes de classes, pictogrammes

ou indices chiffrés prenant des valeurs discontinues) ou quantitatives (indices chiffrés prenant des valeurs continues).

En résumé, un indicateur est donc une variable, mesurée ou calculée, qui est positionnée par rapport à une référence (figure 2.13). Son rôle est de donner une indication, de faire un diagnostic, d'aider à la décision ou à la communication sur l'état d'un phénomène ou d'une zone géographique. La portée de l'indicateur est, souvent supérieure aux informations directement liées à la valeur d'une variable.

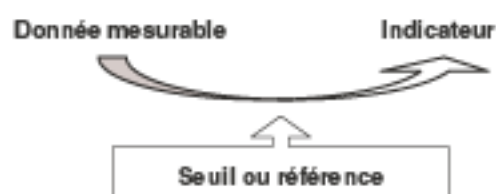


Figure 2.13 - De la variable à l'indicateur (Girardin et al., 2005)

Les indicateurs sont un compromis entre des résultats scientifiques et la demande d'information concise des gestionnaires. Ils simplifient l'information et proposent une vision synthétique d'un système. Ces caractéristiques leur confèrent, comme les variables dont ils sont issus, des qualités particulières :

- *Facilité de mise en œuvre* : les données d'entrée nécessaires à leur calcul doivent être simples d'accès et peu coûteuses à mobiliser,
- *Bonne lisibilité* : les indicateurs sont des outils de pilotage. De leurs résultats et de leurs évolutions dépendent les décisions prises. Ils doivent donc être compréhensibles pour permettre de mesurer les résultats d'une action simplement par la valeur qu'ils prennent,
- *Sensibilité aux variations des activités humaines* : il est primordial que les indicateurs soient sensibles aux « techniques » que l'on souhaite modifier, c'est-à-dire qu'ils permettent aisément de repérer des modifications éventuelles,
- *Sensibilité aux variations du milieu* : les indicateurs doivent être sensibles aux conditions du milieu (pourcentage de pente, profondeur du sol ...),
- *Reproductibilité* : le calcul de l'indicateur réalisé dans les mêmes conditions par des acteurs différents, doit conduire à des résultats identiques.

2.7.2 Types d'indicateurs : les méthodes PER et DPSIR

Afin de mieux évaluer les modes de fonctionnement des hydrosystèmes et leurs importances socio-économiques, le choix du jeu d'indicateurs est primordial pour la gestion à toutes les échelles de temps et d'espace (Walmsley et al., 2001). Afin de définir des indicateurs cohérents avec les objectifs de gestion, plusieurs structures ont été présentées. Notamment les méthodes dites de *Driving – Force – Pressure – State – Impact – Response* (DPSIR) par l'Agence Européenne de l'Environnement (Smeets et Weterings, 1999; La Jeunesse et al., 2003; Lacour, 2007) ou *Pression – Etat – Réponse* (PER) par l'Organisation de Coopération

pour le Développement Economique (OCDE) qui ont été intensément utilisées dans le domaine de l'Environnement (Lacour, 2007).

Ainsi, l'OCDE a proposé de classer les indicateurs en trois catégories avec le modèle PER (OCDE, 1993). Ce modèle (figure 2.14) repose sur la notion de causalité : les actions humaines engendrent des pressions sur le milieu et modifient la qualité et la quantité des ressources naturelles. En réponse, les autres parties prenantes (financeurs et gestionnaires) réagissent à ces changements en adoptant des mesures de protection ou en intervenant sur les financements pour modifier les pressions sur le milieu (Girardin *et al.*, 2005).

Les indicateurs de pression décrivent essentiellement les pollutions rejetées et les prélèvements (pression directe), ainsi que les activités humaines à l'origine des pollutions, prélèvements ou autres effets néfastes pour les milieux (pression indirecte). Un exemple des différents indicateurs de pression, d'état et de réponse, retenus pour qualifier la qualité de l'eau de la nappe phréatique du Rhin est présenté dans le tableau 2.2 (CLE, 2004).

Les indicateurs d'état, quant à eux, se rapportent à la qualité et aux fonctionnalités des milieux aquatiques, à la quantité des ressources en eau (DOE, nombre de kilomètres d'assecs sur les rivières, ...), ainsi qu'à l'état des usages représentant un enjeu de santé publique. Enfin, les indicateurs de réponse illustrent l'état d'avancement des mesures de gestion fixées par le SDAGE : actions réglementaires, actions d'amélioration de la connaissance, mesures de gestion ?

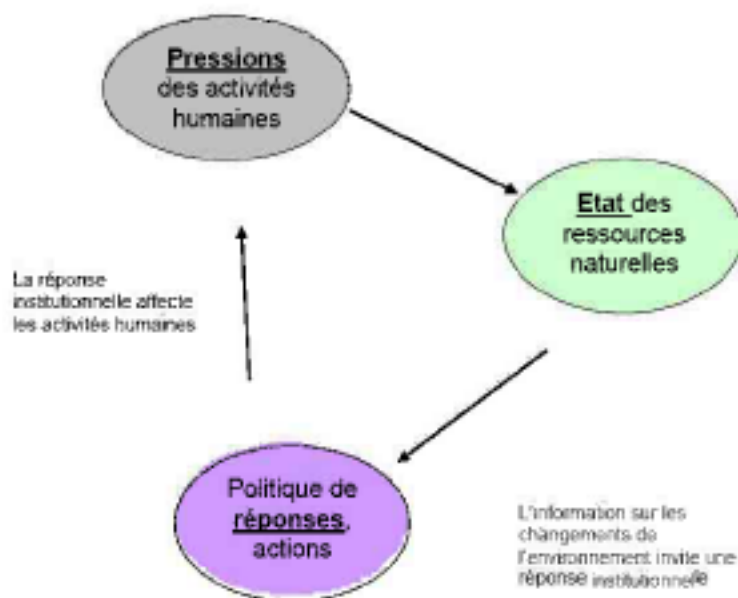


Figure 2.14 - Le modèle Pression – Etat – Ressource de l'OCDE (OCDE, 1993)

Le classement en indicateurs de pression, d'état et de réponse n'est pas toujours utile et souvent compliqué plutôt que ne simplifie l'analyse et la gestion (Girardin *et al.*, 2005). En effet, il est souvent difficile de savoir si une variable est de pression, d'état ou de réponse. De plus, un indicateur de pression dans un système peut devenir un indicateur d'état dans

un autre. Ainsi, la teneur en nitrates est un indicateur de l'état d'un cours d'eau mais aussi un indicateur de pression sur la flore ou la faune aquatique. L'utilité du schéma PER ou de ses équivalents pour aider les gestionnaires des hydrosystèmes semble donc toute relative.

Tableau 2.2 : Indicateurs retenus pour qualifier la qualité de l'eau de la nappe phréatique du Rhin (CLE, 2004)

Indicateurs de pression

- Nombre d'habitations non reliées à un réseau de collecte des eaux usées,
- Quantité moyenne de fertilisants minéraux azotés apportés par hectare,
- Quantité annuelle de pesticides commercialisée,
- Nombre moyen de traitements pesticides par hectare ...

Indicateurs d'état

- Teneur en nitrates,
- Teneur totale en pesticides de l'eau de la nappe,
- Nombre de pesticides présents dans les eaux parmi une liste préétablie ...

Indicateurs de réponse

- Hauteur des financements débloqués pour des opérations de sensibilisation des agriculteurs concernés,
- Nombre d'agriculteurs participant à une opération de gestion de l'azote du type *FertiMieux* ...

2.7.3 Construction d'un indicateur

Le choix de la référence est une étape cruciale dans la construction d'un indicateur puisque c'est par rapport à elle qu'il se définit. En positionnant la variable par rapport à un seuil, elle devient un indicateur (figure 2.13). L'une des principales difficultés du choix des indicateurs est de ne pas se limiter à un simple constat. L'indicateur doit engendrer l'action afin d'aider effectivement le gestionnaire dans la prise de décision (Woillez et Rochard, 2003).

Plusieurs possibilités existent pour déterminer les valeurs et les règles d'interprétation des indicateurs. Dans un premier cas, il s'agit de fixer arbitrairement les seuils de chaque indicateur. Ce choix subjectif implique de raisonner sur des plages inconnues du domaine d'évolution de l'indicateur. Dans un deuxième cas, déterminer le seuil de l'indicateur consiste à tenir compte de l'évolution qu'il a connu jusqu'à ce jour. Ainsi, les seuils évoluent chaque année en tenant compte du domaine exploré par les valeurs de l'indicateur. L'inconvénient est d'identifier des situations défavorables à un moment donné qui se révéleront ne pas l'être forcément avec plus de recul. Toutefois, en travaillant sur des séries chronologiques relativement longues (30 ans), ce phénomène est limité.

Les seuils ont, indépendamment de la manière dont leurs valeurs sont fixées, des origines différentes, et notamment (Girardin *et al.*, 2005) :

1. Une norme fixée par une réglementation (teneur maximale d'azote apportée par hectare pour les exploitations d'élevage ...),
2. Une référence fondée scientifiquement ou issue d'un consensus d'experts (teneur du sol en phosphore au-delà de laquelle le sol est estimé correctement pourvu, nombre de cultures différentes dans une rotation ...),
3. Un objectif propre à la gestion mise en place (débit objectif d'étiage sur une rivière donnée, taux de participation d'agriculteurs à des actions ...).

Le choix des indicateurs est souvent une phase participative intense notamment entre les usagers et les gestionnaires mais aussi entre ces derniers et les scientifiques. Le choix des indicateurs est fait par des groupes d'experts questionnés vis-à-vis des objectifs de gestion (SOLEC, 2004). Cette phase est la plupart du temps complétée par l'opinion des usagers de l'hydrosystème car, en définitive, c'est eux qui influencent ou sont affectés par les mesures de gestion (Walmsley *et al.*, 2001; Woillez et Rochard, 2003).

Il est possible pour une même variable de fixer plusieurs seuils et ainsi de définir des classes de valeur d'un indicateur (figure 2.15).

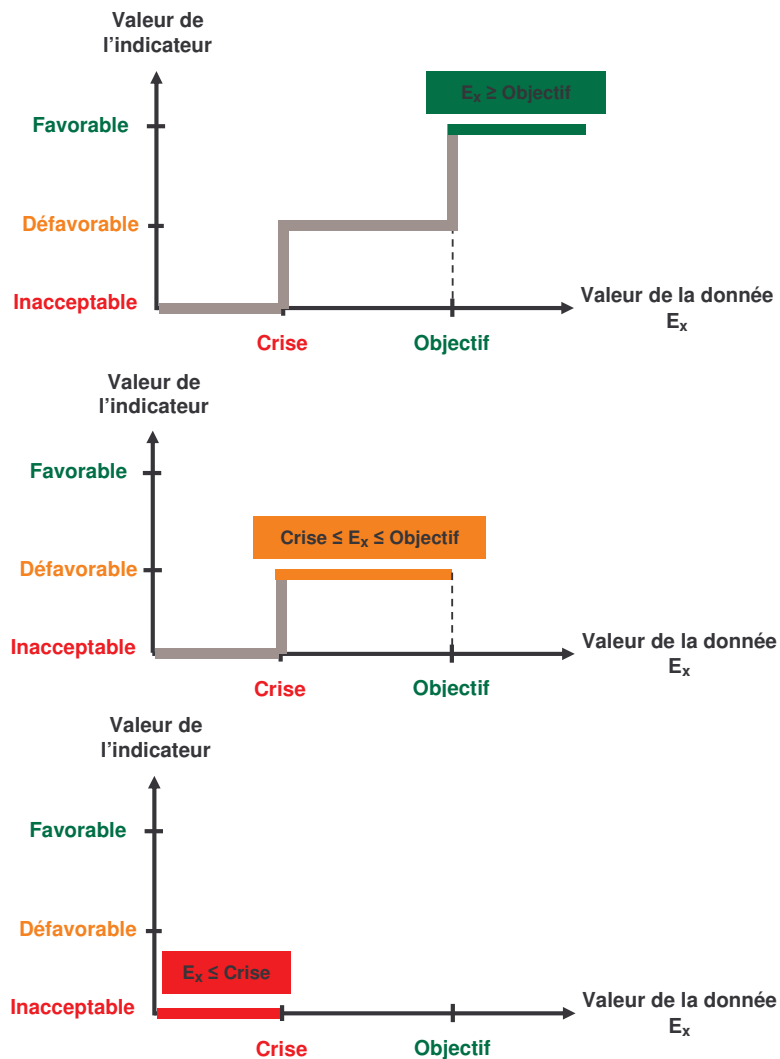


Figure 2.15 - Indicateur utilisant deux seuils (Girardin *et al.*, 2005)

Ainsi, pour une valeur de la donnée E_x supérieure à la valeur *objectif*, la valeur de l'indicateur sera favorable (figure 2.15 en haut). De même, la valeur de l'indicateur sera défavorable quand E_x sera comprise entre la valeur *objectif* et de *crise* (figure 2.15 au milieu). Enfin, lorsque la valeur E_x sera inférieure à la valeur de *crise*, alors la valeur de l'indicateur sera inacceptable (figure 2.15 en bas).

La définition de classe de valeurs des indicateurs est une indication supplémentaire pour le gestionnaire dans le cadre de la gestion des ressources en eau car il va pouvoir adapter ses règles à la situation de l'hydrosystème et ceci à court, moyen ou long terme.

Prenons l'exemple de la gestion des débits d'étiage dans les cours d'eau français. Le débit objectif d'étiage (DOE) et le débit de crise (DCR) sont des indicateurs permettant de caractériser l'état de la ressource en eau. Le DOE permet de garantir une ressource suffisante pour l'ensemble des usages (industriels, eau potable, irrigation et loisirs notamment) tandis que le DCR traduit un débit en dessous duquel la vie aquatique est en danger. Pour chacune des rivières où les indicateurs de DOE ou DCR doivent être appliqués, des valeurs seuils doivent être identifiées correspondant aux valeurs *crise* et *objectif* de la figure 2.15. Dans le cas de la Charente à la station de Vindelle, le seuil pour franchir le DOE est de 3 m³/s et celui pour le DCR est de 2.5 m³/s. A partir de là, en comparant les mesures de débits (E_x de la figure 2.15) avec les valeurs seuils, on déterminera si le débit de la rivière a franchi le DOE, cas où la valeur de l'indicateur sera défavorable, ou bien le DCR, où la valeur de l'indicateur sera inacceptable.

Le franchissement des seuils de débits, et notamment leurs fréquences, donne des indications aux gestionnaires quant aux règles de gestion à mettre en place à l'échelle de la gestion tactique et stratégique. Ainsi, en cas de franchissement ponctuel du DOE et, a fortiori, du DCR, à court terme, des lâchers de barrages ou des restrictions d'usages de l'eau peuvent être envisagés afin de soutenir le débit d'étiage du cours d'eau. Dans un deuxième temps, la comparaison du nombre de franchissements des seuils des DOE et DCR (entre plusieurs années *comparables* quant à l'hydrologie ou à la demande en eau) permet de valider, *a posteriori*, la gestion mise en place depuis, notamment si la situation s'est arrangée ou pas, puis d'emmagasiner de l'expérience pour les campagnes suivantes si la gestion a été défailante.

2.7.4 Validation des indicateurs

Il importe de toujours pouvoir justifier des fondements scientifiques et des hypothèses des indicateurs. De plus, comme ils sont des outils de diagnostic, leur validation doit porter sur le réalisme des sorties : l'indicateur donne-t-il une image réaliste de l'impact ? En tant qu'outil d'aide à la décision, leur validation doit aussi porter sur l'intérêt pour les utilisateurs :

l'indicateur est-il réellement un outil d'aide à la décision ? (Bockstaller et Girardin, 2003). Deux types de validation sont à distinguer :

- *Validation des sorties*

Les valeurs de l'indicateur doivent être comparées à des données ou à des estimations disponibles, ou, faute de mieux, doivent être évaluées par des experts. Quatre cas de figure se présentent :

- Cas 1 : des données de terrains originales ou bibliographiques sont disponibles, elles seront comparées aux valeurs de l'indicateur,
- Cas 2 : faute de données de terrain disponibles, les valeurs de l'indicateur pourront être comparées aux valeurs de sorties de modèles, notamment dans le cas de prévision et d'évaluation de scénarios,
- Cas 3 : sans mesures et sans estimations issues de modèles, les valeurs de l'indicateur seront comparées, si possible, aux valeurs d'autres indicateurs (eux-mêmes validés),
- Cas 4 : faute de données chiffrées disponibles, les valeurs de sortie de l'indicateur seront comparées aux valeurs définies par des experts connaissant bien l'hydrosystème.

- *Validation de l'usage*

Un indicateur, ou une batterie d'indicateurs, en plus d'être un outil de diagnostic, est quelquefois aussi construit comme un outil d'aide à la décision ou de communication. Il convient de vérifier, auprès du (ou des) public(s) cible(s) qu'il remplit bien cette (ou ces) fonction(s). Grâce aux retours d'expérience des utilisateurs à partir d'enquêtes, il sera possible d'améliorer ces indicateurs.

2.7.5 Mode de prise de décision à l'aide d'indicateurs

2.7.5.1 Indicateurs : outil d'analyse d'une situation hydrologique

La situation d'un hydrosystème s'analyse par comparaison entre l'objectif que le gestionnaire s'est fixé (parfois en accord avec les usagers) et une situation hydrologique constatée (mesures) ou simulée (à partir de modèle). Les valeurs, qui seront choisies pour définir les objectifs quantitatifs de gestion des ressources en eau, permettront de définir un mode de gestion du bassin versant. L'évaluation de la situation se fera grâce à une analyse en intensité, durée, fréquence des écarts par rapports aux objectifs (indicateurs) :

- *Approche par l'intensité des déficits*. Ils s'analysent en comparant les débits au pas de temps journalier et les indicateurs (débits ou piézométries). En effet, ce rythme de mesure est cohérent avec les plans de crise et de gestion des ressources en eaux superficielles. A partir de ces déficits journaliers, il est possible de définir l'écart en volume cumulé sur la saison par rapport aux indicateurs soit pour satisfaire les objectifs (DOE et POE), soit pour éviter les crises (DCR et PCR).

- *Approche par la durée des pénuries.* Evidemment, une crise qui dure quelques jours n'a pas les mêmes conséquences qu'une crise durant plusieurs semaines en termes de restrictions des usages, d'impact sur le milieu ou les populations.
- *Approche par la fréquence des situations déficitaires admissibles.* Les différents schémas d'aménagement et de gestion proposent, pour l'analyse du déficit des ressources en eau, un nombre de défaillance maximal de 1 année sur 5 pour les différents indicateurs utilisés : franchissements des piézométries objectifs et des débits objectifs par exemple (Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 1996; Comité de Bassin Adour-Garonne, 1996; Seguin et Bichot, 2002; CLE, 2004; Agence de l'Eau Adour-Garonne, 2005; Lecuret, 2007). Ainsi, en ce qui concerne la planification et la prévention des situations de crise, l'objectif pourrait être de faire correspondre les usages et les ressources en eau en fonction du niveau de défaillance admissible (1 année sur 5). En ce qui concerne les prélèvements, leurs niveaux autorisés seraient fixés en fonction des ressources disponibles pour une année de sécheresse quinquennale. Pour les années moins sèches, ce principe pourrait apparaître comme trop contraignant, notamment, par rapport aux potentialités du milieu. Un principe de modulation annuelle en fonction de la situation des ressources en eau à une certaine période de l'année pourrait alors être retenu. Cette situation pourrait être réglée par des dérogations pour bénéficier des disponibilités.

2.7.5.2 Utilisation de plusieurs indicateurs

La sélection des indicateurs est une étape primordiale puisqu'elle assure la pertinence de la gestion et la qualité des décisions qui pourront être prises (Girardin *et al.*, 2005). Toutefois, il arrive fréquemment au gestionnaire d'être au final devant un grand nombre d'indicateurs (plusieurs dizaines), mais qui varient dans des sens opposés. Il est souvent alors difficile, voire impossible, de choisir parmi les règles de gestion et de prendre des décisions afin d'essayer d'atteindre les objectifs fixés (figure 2.16).

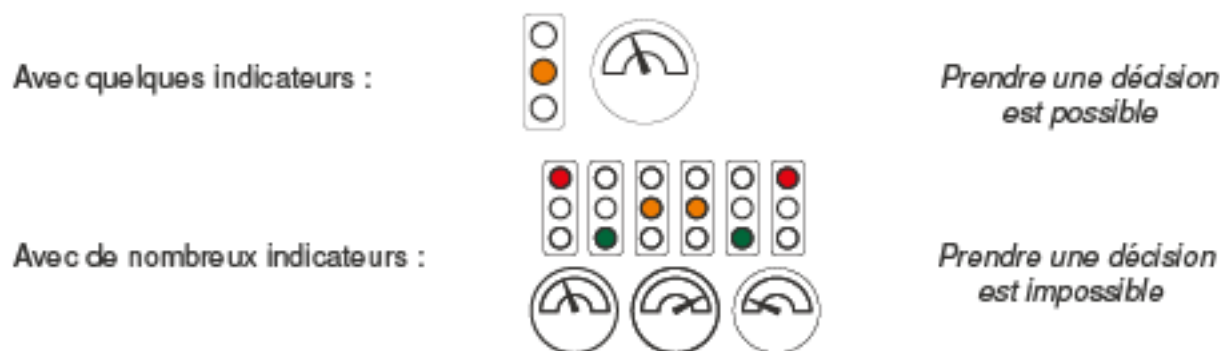


figure 2.16 - Nombre d'indicateurs et prise de décision (Girardin *et al.*, 2005)

Il faut donc disposer de méthodes permettant d'agréger l'information de façon transparente et de la présenter sous une forme lisible aux gestionnaires de l'hydrosystème. Pour cela, on peut, soit à partir d'information de base construire des indicateurs composites ou

synthétiques, ce qui réduit le nombre d'indicateurs, soit, à partir d'une batterie d'indicateurs, construire un tableau de bord (figure 2.17). Cependant, une solution alternative existe si les objectifs de gestion sont vraiment très ciblés. En effet, ces objectifs sont parfois différents en fonction des échelles de temps que l'on considère. Ainsi, des indicateurs spécifiques peuvent être utilisés dans certain cas et pas dans l'autre.

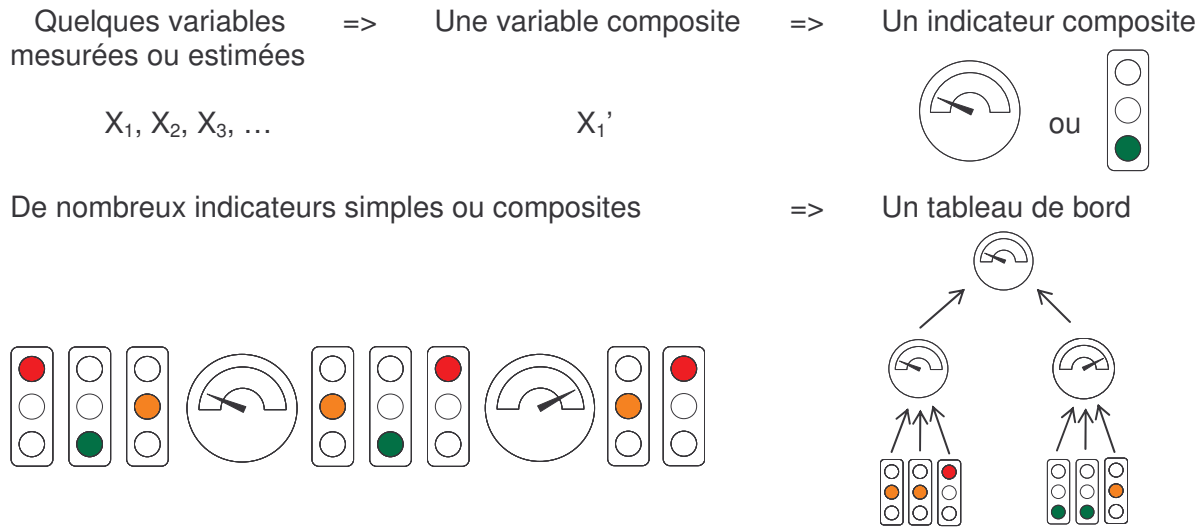


figure 2.17 - La prise de décision à partir d'indicateurs (Girardin et al., 2005)

En reprenant l'exemple de la gestion quantitative des étiages des cours d'eau réalimentés par des barrages, plusieurs indicateurs sont suivis, notamment, les kilomètres de rivières asséchées (assecs¹) et les débits de ces rivières (DOE et DCR).

Dans une problématique de gestion tactique d'un hydrosystème (dizaine de jours), l'indicateur d'assecs sur le linéaire du cours d'eau présente peu d'intérêt pour la gestion du barrage. Les indicateurs déterminants seront les débits de la rivière par rapport au DOE et DCR en un point donné. L'indicateur sera alors un outil d'aide à la décision et à la gestion à court terme.

A l'inverse, dans une problématique de gestion stratégique de l'hydrosystème (saison d'étiage), les indicateurs d'assecs donnent une indication supplémentaire sur la sévérité de l'étiage et sur l'efficacité globale de la gestion du système barrage-rivière. L'indicateur d'assecs pourra donc servir de référence pour comparer les scénarios de gestion (quantités prélevées) afin de choisir des solutions pour les prochaines campagnes. L'indicateur sera plutôt utilisé dans ce cas à des fins d'évaluation des méthodes de gestion.

2.7.6 Indicateurs pour la gestion quantitative des ressources en eau

Dans le cadre de ce travail, seuls les indicateurs utilisés pour la gestion quantitative des ressources en eau seront présentés. Notamment, ceux qui se consacrent à la gestion des étiages dans les hydrosystèmes (bassin versant et nappes) notamment les débits objectifs

¹ Absence d'écoulement dans les cours d'eau

d'étiage (DOE) et de crise (DCR), ainsi que les piézométries objectifs d'étiage (POE) et de crise (PCR). Enfin, d'autres indicateurs, comme le Surface Water Supply Index (SWSI) qui est un indicateur de sécheresse, peuvent être utilisés. Ils sont constitués à partir de la combinaison de plusieurs données mesurées (précipitations, débits, réserves stockés).

2.7.6.1 Débits objectifs d'étiage et débits de crise

La première question à se poser est : pourquoi viser un débit minimum sur les rivières ? Le débit objectif d'étiage (DOE) est la valeur de débit, fixée par le SDAGE au-dessus de laquelle, sont assurés la coexistence de tous les usages et le bon fonctionnement du milieu aquatique (Comité de Bassin Adour-Garonne, 1996). Le respect du DOE participe donc à la gestion intégrée des ressources en eau car il favorise les actions liés à l'eau (irrigation, tourisme, conchyliculture, etc.), en vue de maximiser, de manière équitable, le bien-être économique et social en résultant, sans pour autant compromettre la pérennité d'écosystèmes vitaux (zone humide, habitat piscicole, dilution des effluents).

Le DOE doit être garantie chaque année pendant l'étiage mais avec une certaine tolérance (figure 2.18). En effet au sens du SDAGE, le DOE est considéré comme respecté pour l'étiage d'une année si, pendant cet étiage, le plus faible débit moyen de 10 jours consécutifs (VCN_{10}) n'a pas été inférieur à 80 % du DOE ($VCN_{10} > 0,8 \cdot DOE$). Le DOE ainsi défini doit être respecté statistiquement 8 années sur 10.

Le débit de crise (DCR) est la valeur de débit, fixée par le SDAGE au-dessous de laquelle, sont mises en péril l'alimentation en eau potable et la survie des espèces présentes dans le milieu (Comité de Bassin Adour-Garonne, 1996). En conséquence, le DCR doit être impérativement sauvegardé en toutes circonstances par toutes les mesures possibles, notamment de restriction des usages, ce qui n'a pas été respecté dans la figure 2.18 pour le débit de l'Adour à Aire-sur-Adour.

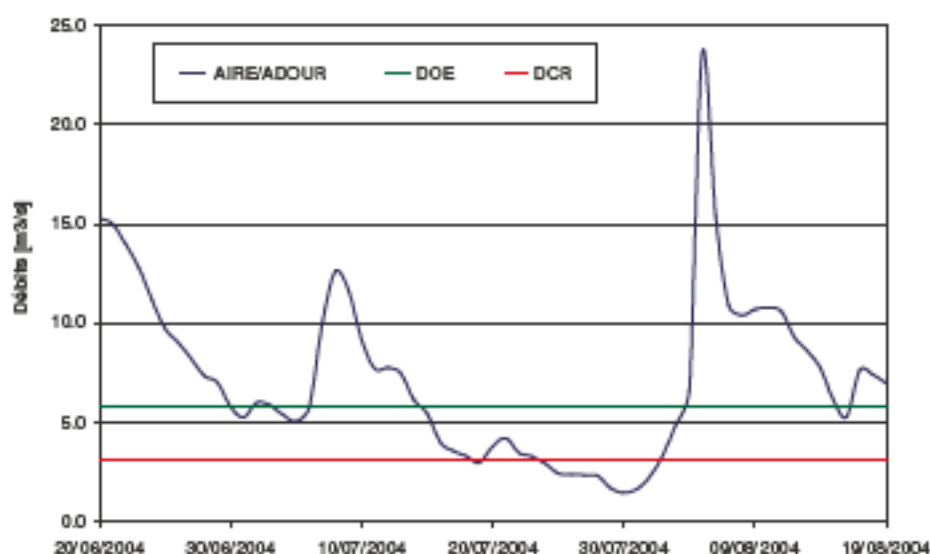


figure 2.18 - Débits de l'Adour à Aire-sur-Adour en m^3/s pour la période du 20/06/2004 au 18/08/2004 avec des valeurs de DOE = $5.8 m^3/s$ et DCR = $3.2 m^3/s$ (Nau et al., 2005)

Les valeurs d'un débit objectif ou de crise doivent être choisies avec attention car elles peuvent présenter des avantages/désavantages pour le développement et la préservation du milieu. Une valeur élevée de débit entraîne des défaillances plus fréquentes et des contraintes plus importantes pour les usagers mais le milieu *naturel* est lui mieux préservé. A l'inverse, une valeur plus faible contraindra moins les usagers mais présentera un risque pour la préservation du milieu.

Les DOE (ou DCR) sont parfois critiqués, non pas en tant que notion pertinente à prendre en compte pour la gestion des ressources en eau, mais plutôt en terme de fiabilité des seuils de référence choisis. En effet, la définition d'une valeur de débit objectif ou de crise n'est pas basée sur une méthode unique. En prenant l'exemple du DOE, il peut être calculé comme :

- Le débit mensuel le plus bas sur une année de fréquence quinquennale (QMNA₅). Le QMNA₅ est à l'origine des premières valeurs de DOE,
- La valeur correspondant à la moyenne des débits les plus bas pendant 30 jours consécutifs (VCN₃₀),
- La valeur correspondant au 10 % du module des cours d'eau correspondant au plancher de la Loi Pêche. Le module étant la moyenne interannuelle des débits journaliers,
- La valeur correspondant à la moyenne des débits les plus bas pendant 10 jours consécutifs (VCN₁₀).

L'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA, ex-CSP) vient de se voir confier la mission, en 2008, de référencer ces différentes méthodes afin d'uniformiser les procédures de définitions des DOE et DCR sur l'ensemble du territoire français.

Avec toutes ces méthodes, il n'est pas facile de savoir comment les DOE ou DCR ont été déterminés sur un bassin versant. On comprend aisément qu'un DOE fixé à partir d'un VCN₃₀ sera supérieur à un DOE fixé à partir d'un VCN₁₀. Il sera donc bien plus contraignant pour les usagers et plus protecteur pour l'écosystème. Au final, l'analyse des conséquences sur la gestion (restriction ou soutien d'étiage) détermine la *faisabilité* de l'objectif (DOE ou DCR) qui, ultérieurement, pourra être ajusté en fonction des résultats des actions de la gestion sur l'hydrosystème.

2.7.6.2 Piézométries objectifs d'étiage et piézométries de crise

Une gestion équilibrée des ressources offertes par les nappes implique le respect de contraintes sur la piézométrie de ces nappes (Seguin et Bichot, 2002). Dans le cas de nappe captive, il convient de ne pas exploiter la nappe au-delà des quantités d'eau apportées par la recharge sous peine d'épuiser la ressource (cf. paragraphe 2.5). De même, dans le cas des nappes libres, l'évolution des niveaux tout au long de l'étiage est, généralement, un indicateur de l'alimentation des cours d'eau par les nappes. Leurs inerties, plus grandes que celles des cours d'eau, leur confèrent un rôle d'indicateur prévisionnel pour l'anticipation

des crises, et leurs suivies en hiver et au printemps donne des informations sur la recharge, la précocité et/ou la sévérité de l'étiage à venir.

Ces contraintes peuvent s'exprimer à l'aide de quelques concepts et l'état des nappes peut être annuellement caractérisé par des indicateurs (Seguin et Bichot, 2002). Le SDAGE Adour-Garonne recommande que soient définis, pour les principaux systèmes aquifères, des points d'observation piézométriques et des côtes associés : piézométrie objectif d'étiage (POE) et piézométrie de crise (PCR). Ces deux notions sont de simples transpositions à l'hydrogéologie des concepts hydrologiques de débit objectif d'étiage (DOE) et de débit de crise (DCR). Ces indicateurs sont définis ainsi (Comité de Bassin Adour-Garonne, 1996) :

- POE : la côte du niveau de la nappe au dessus de laquelle sont assurés la coexistence normale des usages et le bon fonctionnement quantitatif et qualitatif de la ressource souterraine et des cours d'eau qu'elle alimente.
- PCR : la côte du niveau de la nappe au dessous de laquelle sont mises en péril la pérennité de la ressource souterraine, l'alimentation en eau potable et la survie des milieux aquatiques qu'elle alimente.

➤ *Détermination des piézométries objectifs ou de crises*

La détermination de seuils objectifs ou de crise peut se faire de trois manières différentes :

- En utilisant un modèle pour tester les réactions de la nappe dans certains contextes climatiques et/ou de prélèvements (Winckel *et al.*, 2005),
- Comme c'est le plus fréquent, sur la base des chroniques piézométriques disponibles en recherchant les niveaux correspondant à des situations passées dont on souhaite éviter le retour (Verjus, 2006), et enfin,
- Sur une chronique suffisamment longue, non influencée par les pompages de proximité, à partir d'une courbe de tarissement type que l'on essaie d'ajuster aux périodes d'étiages observées.

La figure 2.19 illustre les deux derniers cas avec des seuils d'alerte qui ont été déterminés à partir des sécheresses historiques de 1976 et 1990 sur le piézomètre d'Aigre dans le bassin versant de la Charente ou à partir de la courbe de tarissement de la nappe.

Si des conditions climatiques encore plus sévères que celles des sécheresses de référence survenaient, des dommages écologiques ou des conflits d'usages inévitables pourraient tout de même subvenir. La seule manière de se prémunir, contre les événements climatiques extrêmes, reste le recourt à la modélisation en explorant des conditions hydrologiques ou de prélèvements inconnus jusqu'alors. En dehors de cela, seule une gestion préventive et progressive des activités humaines peut conduire à éviter les situations de crises.

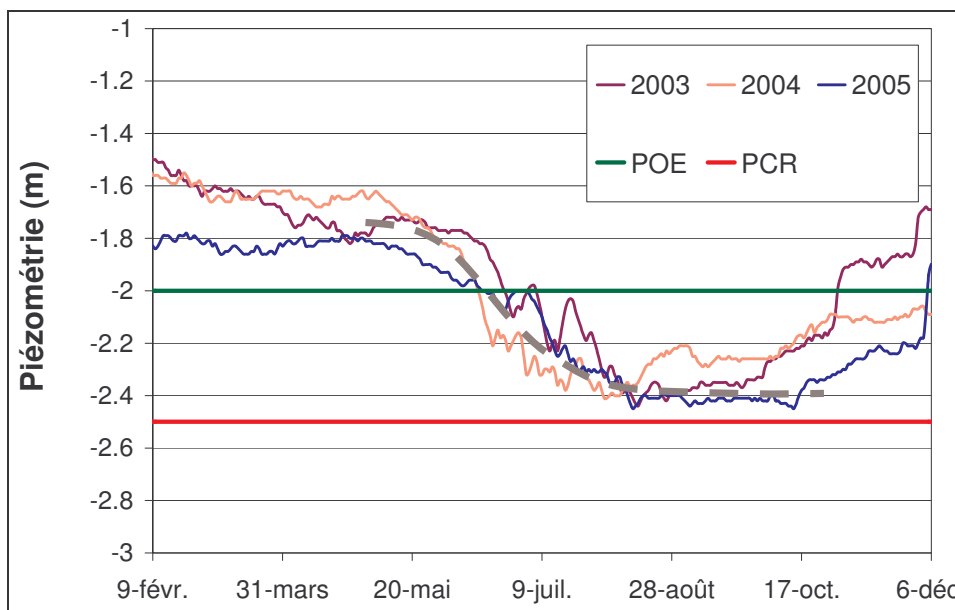


Figure 2.19 – Niveau piézométrique à Aigre (Charente, France) pour la période 2003 à 2005 (POE, vert ; PCR, rouge ; courbe de tarissement de la nappe, gris)

➤ Aire de représentativité des piézomètres

L'important reste de suivre l'évolution globale d'un sous-bassin sous l'influence des réductions de prélèvements et non l'évolution propre des niveaux d'un point d'eau qui ne peut pas être représentative d'une tendance d'ensemble. Dans cette optique, deux solutions sont possibles, soit rattacher les seuils piézométriques à un piézomètre de référence, soit calculer un indicateur agrégé.

La méthode qui consiste à utiliser un piézomètre de référence sur une région *homogène* a été appliquée sur les nappes de faibles étendues spatiales de l'île-de-France par Verjus (2006). Cette méthode a été préférée à celle consistant à bâtir un indicateur moyen à partir de plusieurs piézomètres d'un même secteur. D'une part, cette méthode est la plus simple. D'autre part, on ne peut faire la moyenne de données piézométriques que si ces derniers indiquent les mêmes variations en valeur relative ce qui rarement le cas. Dans tous les autres cas, il suffit de choisir le piézomètre le plus représentatif de la zone considérée, le plus ancien, le plus fiable techniquement (télétransmission, risque de panne ou de dénoyage), pour disposer d'une chronique assez représentative sur le plan statistique de la zone d'étude.

La deuxième méthode a été utilisée par Seguin et Bichot (2002) afin de proposer des indicateurs piézométriques annuels pour le tableau de bord du SAGE *Nappes profondes de la Gironde*. La mise en place d'indicateurs annuels se justifie car les nappes profondes ont des dynamiques plus lentes que les nappes libres qui sont en relation étroite avec les cours d'eau. La mise au point d'un indicateur d'état s'est décomposée en trois étapes :

▪ *Calcul de l'Indicateur de Suivi Piézométrique (ISP)*

La définition de l'ISP se fait à partir des valeurs de piézométrie objectif de gestion et de piézométrie objectif d'alerte (analogue respectivement au POE et PCR), toutes deux issues de l'observation des chroniques piézométriques ou de simulations. L'ISP sera relatif à un point donné et pour l'année i considérée.

$$ISP = \frac{\overline{H_i} - H_{SCT}}{H_{obj} - H_{SCT}}$$

Avec H_i est la valeur moyenne de la piézométrie calculée sur l'année i
 H_{obj} est la valeur de la piézométrie objectif (analogue au POE)
 H_{SCT} est la valeur de la piézométrie d'alerte (analogue au PCR)

Lorsque l'ISP tend vers 0, la côte d'alerte se rapproche (s'il est négatif cette côte est dépassée). Lorsqu'il tend vers 1, on se rapproche de l'objectif de gestion (figure 2.20). Si l'indice est supérieur à 1, l'objectif est dépassé (situation très favorable).

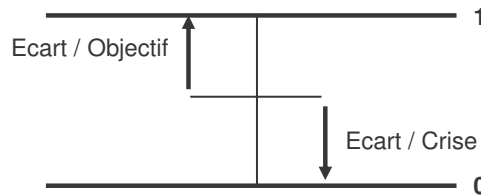


Figure 2.20 – Variation de l'Indicateur de Suivi Piézométrique (ISP) par rapport à l'objectif et à la crise

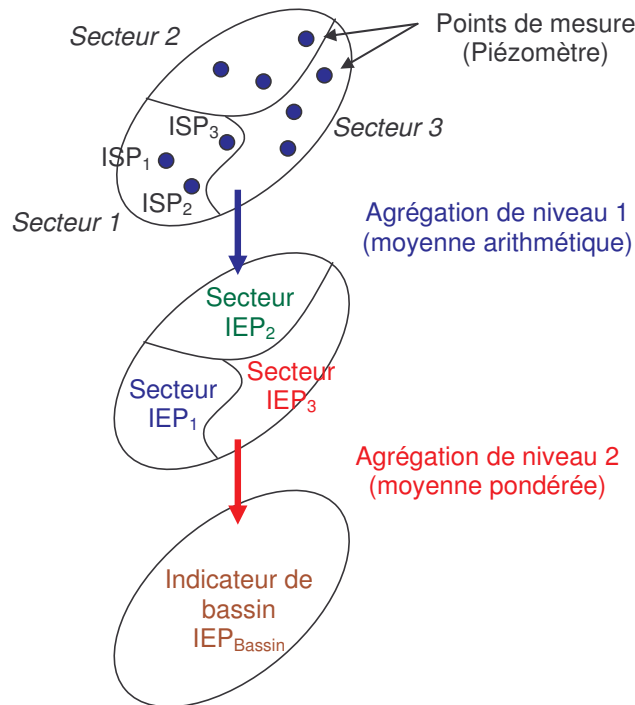


Figure 2.21 – Agrégation des indicateurs piézométriques (Seguin et Bichot, 2002)

- *Calcul de l'Indicateur d'Etat Piézométrique de secteur ($IEP_{Secteur}$)*

La seconde étape consiste à obtenir, sur un secteur géographique donnée, un indicateur agrégé caractérisant l'état piézométrique du secteur (figure 2.21) : $IEP_{Secteur}$. Compte tenu de la relative homogénéité de comportement dans un même secteur, l'agrégation peut s'opérer à partir de moyennes arithmétiques. Cet indicateur permet de suivre l'évolution d'un secteur, de mettre en évidence une tendance et d'exprimer une variation par rapport au passé,

Indicateur d'état piézométrique par secteur
$$IEP = \frac{1}{N} (ISP_1 + ISP_2 + ISP_3 + \dots + ISP_n)$$

- *Calcul de l'Indicateur d'Etat Piézométrique de bassin (IEP_{Bassin})*

Enfin, une dernière étape est éventuellement envisageable et conduit à une agrégation des indices calculés par secteur pour aboutir à un indicateur global, caractérisant la zone aquifère dans sa totalité (IEP_{Bassin}). L'agrégation devra tenir compte de la diversité des comportements inter-secteurs et pourra consister en une moyenne arithmétique ou pondérée par les prélèvements dans chaque secteur.

$$IEP_{Bassin} = \frac{Q_1}{Q} IEP_1 + \frac{Q_2}{Q} IEP_2 + \frac{Q_3}{Q} IEP_3 + \dots$$

Avec $Q = Q_1 + Q_2 + \dots$: somme des prélèvements.

L'ensemble des études présentées portent sur les conditions d'une gestion rationnelle des ressources en eau souterraine à l'aide de piézométrie (POE ou PCR). Elles mettent en évidence les difficultés d'obtention de critères de détermination de telles côtes.

Si ces critères s'imposent d'eux mêmes dans une situation de crise avérée ou génératrice de crise à court terme, il en est autrement lorsque l'état des nappes ne laisse pas présager une telle situation. Les exemples de gestion des nappes à l'aide de seuils d'alerte sont peu nombreux et concernent presque exclusivement des nappes libres fortement sollicitées en période estivale pour l'irrigation des cultures (nappe des calcaires de Beauce, nappe de Vendée, des Deux-Sèvres et de Charente).

Ces exemples montrent que la démarche est le plus souvent pragmatique, basée sur des chroniques piézométriques de longue durée faisant apparaître des situations extrêmes (sécheresse de 1976 par exemple dans la nappe des calcaires de Beauce) qu'il s'agira désormais d'éviter. Le PCR s'impose donc et les niveaux intermédiaires conduisant au POE ne constituent que des étapes jusqu'à ce seuil à partir des niveaux intermédiaires observés certaines années.

Encadré 2.7 : Introduction d'un biais lors du calcul d'un indicateur composite

Le calcul d'un indicateur peut introduire un biais si les incertitudes sont différentes entre les différents termes qui le composent.

Dans le cas de l'étude de Seguin et Bichot (2002), l'indicateur est construit comme un rapport de différence : différence entre un niveau moyen mesuré et un niveau simulé au numérateur, différence entre deux niveaux simulés au dénominateur. Au dénominateur les incertitudes de modélisation s'éliminent. Au numérateur, en supposant qu'il n'y a pas d'incertitude sur les mesures ayant servi au calcul d'une valeur moyenne, il subsiste donc une éventuelle incertitude sur le niveau tendanciel simulé. En fait, comme il s'agit de juger des états successifs les uns par rapport aux autres et d'évaluer une progression vers un objectif, cette incertitude se répercute systématiquement ou même disparaît dès lors que l'on calcule une variation de l'indicateur d'une année à l'autre. L'indicateur composite IEP n'introduit donc pas de biais entre deux calculs des indicateurs et peut donc être utilisé en gestion.

2.7.6.3 Surface Water Supply Index (SWSI)

Le Surface Water Supply Index (SWSI) a été introduit au début des années 1980 aux Etats-Unies, précisément, dans l'Etat du Colorado (Shafer et Dezman, 1982). L'objectif de cet indicateur est de rendre compte de la disponibilité en eau, et de permettre la comparaison des bassins versants pour évaluer la sévérité relative des étiages. Cet outil est utilisé par les Etats comme le levier déclencheur de mesures spécifiques par les différents comités de gestion.

Le SWSI introduit l'utilisation de la probabilité de non dépassement comme une technique de normalisation. Ce concept est d'une importance fondamentale car il permet la comparaison des ressources en eau disponibles dans différents bassins versants. Ainsi, lorsque la disponibilité en eau est exprimée comme un pourcentage de la moyenne, il n'y a pas d'indication sur la disponibilité effective. A l'inverse, exprimer la disponibilité de l'eau comme une probabilité de non dépassement, obtenu à partir de la distribution historique, met l'ensemble des bassins versant sur un pied d'égalité (Garen, 1993). Une probabilité égale, dans deux ou plus des bassins versants, indique donc que la disponibilité en eau est égale en termes de fréquence d'occurrence, même si le pourcentage moyen diffère.

Le SWSI est donc formulé comme une somme de probabilité de non dépassement de quatre composantes hydrologiques : la hauteur de neige, les précipitations, les débits et les volumes stockés. Les indicateurs *composites* augmentent le champ des possibilités des gestionnaires en matière d'indicateurs en ajoutant des informations comme la piézométrie, les assecs, etc. La formulation mathématique est la suivante :

$$SWSI = \frac{aP_{neige} + bP_{précipitations} + cP_{débits} + dP_{réservoir} - 50}{12}$$

Où a, b, c et d sont des coefficients pour chacun des composantes hydrologiques avec $a + b + c + d = 1$. P_i est la probabilité de non dépassement (en pourcentage) pour la composante i. Le SWSI est généralement calculé pour un bassin versant de grande taille et à une échelle mensuelle. Soustraire la valeur 50 permet de centrer le SWSI sur la valeur autour de 0 et diviser par 12 permet de réduire le domaine de variation entre - 4.17 et + 4.17 (Garen, 1993). Ces modifications arbitraires n'ont été effectuées que pour comparer cet indicateur avec ceux déjà existant aux USA, notamment l'indicateur de Palmer (Steinemann et Cavalcanti, 2006).

La probabilité de non dépassement est déterminée à partir de la distribution de probabilité de chacune des composantes hydrologiques. Les variables de précipitations et de neige sont les sommes des données issues de plusieurs sites à l'intérieur, ou à proximité, du bassin versant. Les débits et les volumes des réservoirs sont les sommes des débits observés aux stations disponibles. Les données de quantité de neige et des volumes disponibles dans les réservoirs sont celles du début mois, tandis que celles pour les précipitations et les débits sont celles du mois précédent le calcul du SWSI. Les coefficients a, b, c et d, qui représentent l'influence d'une composante sur le cycle hydrologique, peuvent varier en fonction des saisons. Par exemple, pendant la saison estivale, la neige est inexistante et le coefficient a sera donc égal à 0. La figure 2.22 représente les valeurs calculées du SWSI pour le bassin v

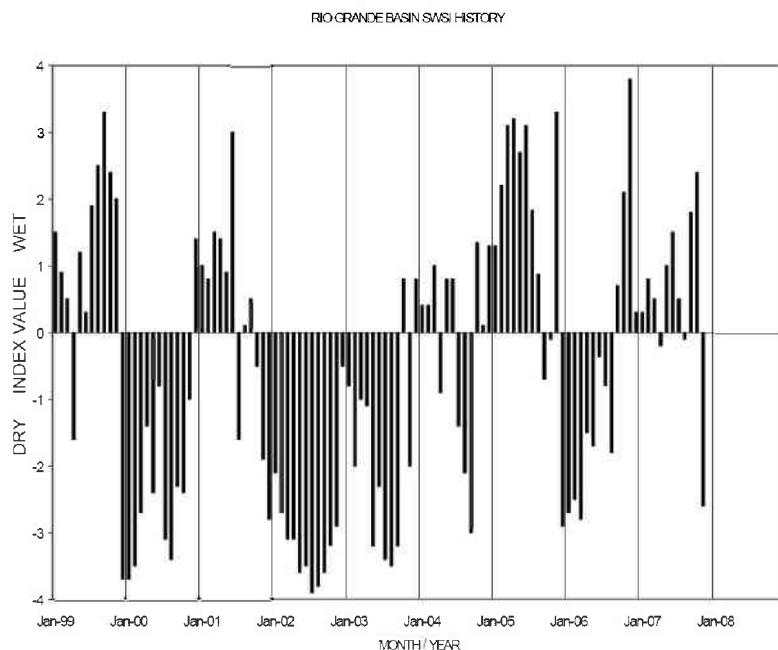


Figure 2.22 – Variation du SWSI sur le bassin versant du Rio Grande (USA) pour la période 1999 à 2008 (Office of State Engineer, 2007)

L'intérêt du SWSI est de ne pas être un simple indicateur de sécheresse mais aussi un indicateur des ressources en eau disponibles car il intègre les volumes stockés dans les réservoirs et les écoulements. Pourtant, le SWSI affiche certaines faiblesses (Doesken et Garen, 1991; Doesken *et al.*, 1991) :

- Les composantes du SWSI ont des coefficients (a, b, c et d) dont les valeurs sont définies de manière subjective à partir de l'évaluation de l'abondance de chacune par

rapport à la disponibilité de l'eau sur le bassin versant. Sans critères, il est difficile de savoir si les coefficients définis sont les meilleurs et toute optimisation est donc impossible.

- La probabilité de non dépassement de la somme des variables n'est pas égale à la somme des probabilités de non dépassement de chacune des variables. Les conditions statistiques nécessaires à la comparaison des SWSI sur différents bassins ne sont donc pas remplies. En conséquence, l'une des hypothèses fondamentales du SWSI est fausse.

Malgré les imperfections du SWSI, l'idée d'un indicateur impliquant plusieurs composantes (piézométries, débits, précipitations, ...) reste séduisante pour définir une vision globale de la situation des ressources en eau un hydrosystème. Des travaux sont actuellement en cours avec l'encadrement d'un étudiant de l'Université de Paris 11 pour adapter cet indicateur (pas de temps, variables à prendre en compte) aux conditions du bassin versant de la Charente. Avec un pas de temps non plus du mois mais de la semaine, cet indicateur a démontré son utilité mieux la prévision des situations de crises pour les ressources en eau.

De plus, le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable a mis en place un indice de gravité des sécheresses qui utilisent le débit des principaux cours d'eau, le nombre de kilomètre d'assecs, le niveaux des nappes et les arrêtés préfectoraux si il y a lieu (Direction de l'Eau, 2007). Cet indicateur est calculé à l'échelle administrative des départements pour une période mensuelle.

2.8. Tableau de bord : outils d'aide à la gestion des ressources en eau

Partant du postulat selon lequel il fallait disposer du maximum d'informations pour gérer, on a vu apparaître de très grosses bases de données associées à des interfaces plus ou moins sophistiquées qui devaient permettre à l'utilisateur de trouver l'information pertinente pour ses actions de gestion (Ackoff, 1967).

Aujourd'hui ces systèmes sont pour la plupart délaissés, les décideurs ne parvenant pratiquement pas à trouver les informations pertinentes dans de telles masses de données. **Il est bon de rappeler ici que la démarche du gestionnaire est totalement différente de celle d'un analyste ou d'un scientifique dont le métier est justement de manipuler ces données pour en extraire de la connaissance.**

Comme tout outil d'aide à la décision, un système de gestion doit pouvoir aider à remplir les fonctions de production et de traitement d'informations (Valiron, 1988). Les tableaux de bords, ou « report card » (Brethes, 1998) fait partie de la *famille* des outils d'aide à la décision. Ils assurent le suivi des facteurs critiques de succès, permettent de mesurer la réalisation des objectifs et signalent les situations problématiques et les opportunités, et ce, à tous les niveaux organisationnels et de gestion (opérationnel, tactique et stratégique). Concrètement, un tableau de bord apparaît comme un support sous lequel sont regroupées des informations synthétiques provenant de capteurs et renseignant sur les performances

d'un système (Woillez et Rochard, 2003). L'exemple le plus explicite étant celui du tableau de bord d'un véhicule.

Dans cette approche, on considère que le décideur oriente son action selon des axes de gestion définis en fonction de ses objectifs, en tenant compte de l'état de son système. Le tableau de bord permet de répondre à ces besoins en fournissant aux décideurs des indicateurs clés mesurant son système et signalant les écarts par rapport aux objectifs choisis (Woillez et Rochard, 2003).

Selon l'Agence de l'Eau Rhône - Méditerranée - Corse, **un tableau de bord est un assemblage d'indicateurs destinés à permettre une évaluation de l'état d'avancement d'un ou plusieurs programmes dans le domaine défini par les indicateurs concernés** (Agence de l'Eau Rhône - Méditerranée - Corse, 1996). Dans le SDAGE, il permet le suivi des orientations dans les grands domaines tels que : qualité des eaux, risques d'inondation, restauration des milieux aquatiques. Ainsi, un tableau de bord est un ensemble d'informations destiné à faire réagir un responsable de manière à améliorer sa maîtrise sur les phénomènes.

Toutefois, **un tableau de bord n'est pas seulement un outil d'évaluation des politiques publiques, il peut être un outil interactif et opérationnel de gestion**. Ainsi, dans le cas du PGE du bassin versant de la Charente, **c'est un outil de suivi, de contrôle et de surveillance mais aussi de prévision** (Institution Charente, 2003). En effet, il intègre, en plus des bases de données, des modèles agronomiques et hydrologiques, permettant de prévoir les prélèvements, les débits et de tester de façons numériques et prospectives les différents scénarios de gestion afin que les gestionnaires choisissent la solution optimale.

2.8.1 Les outils d'aide à la décision

Les outils d'aide à la décision, ou *Décision Support System* (DSS) sont des apports des Sciences de l'Industrie. Ainsi, comme dans une industrie, un gestionnaire des ressources en eau doit avoir une vue d'ensemble du système (hydrosystème et activités socio-économiques) lui permettant de mesurer, aux différentes échelles de temps (stratégique, tactique et opérationnelle), ce qui affecte la réalisation et le positionnement par rapport à ses objectifs. Ce système de supervision nécessaire pour avoir une vue d'ensemble du système se présente parfois, comme dans l'industrie, sous la forme d'un tableau de bord. De sa fiabilité et de sa gestion dépendent la gestion de l'ensemble de l'hydrosystème (Ejeta, 2006).

Les choix entre les différentes alternatives des gestionnaires sont très complexes, quand ils ne sont pas mêmes inconnus parfois. Le tableau de bord est un outil d'aide à la décision dans la mesure où il permet d'initier ce processus. D'autres outils d'aide à la décision vont plus loin en fournissant des possibilités de solutions (DSS, etc.) (Silver, 1990). Ainsi, un DSS est forcément un tableau de bord mais la réciproque n'est pas toujours vraie. Ces outils sont des systèmes interactifs basés sur l'utilisation de l'outil informatique pour aider les décideurs à utiliser les données (toujours) et les modèles existants (parfois) afin de répondre à des

problèmes complexes. Ils s'apparentent à des systèmes experts et sont une amélioration des bases de stockage (Sprague, 1980).

Les outils d'aide à la décision ne sont pas spécifiques d'un domaine et il est donc difficile d'en donner une définition explicite sans se référer à leurs utilisations (Reitsma, 1996). De façon générale, un DSS est un outil informatique interactif utilisant des données ou des modèles numériques pour avoir de l'information, parfois en temps réel, sur le système et aider les gestionnaires à tester des scénarios et à prendre des décisions en fonction d'indicateurs (Sprague et Carlson, 1982). Un outil d'aide à la décision (DSS) comprend (Reitsma, 1996) :

- Une représentation de l'état du système,
- Une représentation de la tendance d'évolution du système, et,
- Une évaluation de la gestion.

L'état du système est représenté à partir de bases de données et de systèmes d'informations géographiques afin d'avoir une vision d'ensemble de l'hydrosystème. La tendance d'évolution du système est donnée par les tendances des chroniques de données historiques ou actuelles ou par des simulations à partir de modèles. Enfin, l'évaluation de la gestion est réalisée à partir de la comparaison des valeurs de la base de données avec des critères ou des indicateurs.

Depuis une trentaine d'années, le développement de l'informatique est venue en aide aux gestionnaires avec des outils d'aide à la décision de plus en plus développés et offrant des fonctionnalités supplémentaires : prévisions, modélisations de scénarios tendanciels et aide à la comparaison de ces scénarios (Sprague et Carlson, 1982; Onta *et al.*, 1991). Le Tableau de Bord de la Ressource en Eau du bassin versant de la Charente (TBR) est un exemple de DSS dans le domaine de la gestion des ressources en eau (de Roux *et al.*, 2002). Cet outil sert à la gestion des étiages sur la partie amont du fleuve de la Charente à partir de mesures journalières (débits, piézométries, etc.), de modèles de simulations (prévisions hydrologiques et de consommation en eau), d'indicateurs de l'état des ressources en eau (DOE et DCR). Il sera présenté en détail dans le paragraphe 4.6.

2.8.2 Environnement des tableaux de bord

Avant de détailler les éléments constituant le tableau de bord et qui permettent sa construction, un certain nombre d'éléments externes nécessaires à son fonctionnement ont été identifiés. Le pilote, le système, la base de connaissance et les objectifs de gestion sont les éléments indispensables pour mettre en place cet outil (Wollez et Rochard, 2003).

➤ Le pilote

Comme décrit par Fernandez (2000), l'utilisateur du tableau de bord est assimilé à un pilote. En effet, sa conduite est dictée par un jeu de contraintes dont il doit tenir compte.

D'une part, il est un intervenant agissant sur le système de façon plus ou moins directe. La prise de décision et la mise en œuvre d'action permettent de faire évoluer le système de la manière dont il l'entend. Encore que, dans le domaine de l'Environnement, la maîtrise du

système reste limitée (ouverture de vannes pour les barrages et canaux, limitations des usages).

D'autre part, son action est dictée par les objectifs qu'il se fixe. Ainsi, il doit déterminer des situations qu'il souhaite atteindre (DOE par exemple) et d'autres éviter (DCR) (Brethes, 1999), ce qui constitue une stratégie. Finalement, il perçoit le système dont il a la gestion par la mesure que les indicateurs lui renvoient dans le tableau de bord. L'utilisateur pilote donc le système selon ces trois composantes : stratégie, décision, mesure. Les verbes d'action de la gestion *Prévoir*, *Agir* et *Contrôler* se retrouvent bien dans ces trois composantes. Les résultats des mesures effectuées sur le système peuvent entraîner la révision de sa stratégie. Elle oriente ses décisions et les mesures du système le font réagir et prendre des décisions en conséquence (Woillez et Rochard, 2003).

Cependant, la plupart des tableaux de bord utilisés aujourd'hui se limitent à afficher une comparaison *a posteriori* entre le *prévu* et le *réalisé* et ne permettent pas de réagir lorsqu'il est encore temps (Fernandez, 2000). Pour que l'outil tableau de bord soit utilisé de façon optimale, il est préférable qu'il engendre l'action en présentant des résultats des tests des scénarios dans un laps de temps permettant un véritable pilotage du système.

➤ Le système

Le système représente un ensemble d'éléments structurés dont au moins certains sont maîtrisables par le pilote (Woillez et Rochard, 2003). Le système est connu de façon partielle et non exhaustive au travers de la base de connaissance. Dans notre cas, le système sera un hydrosystème dont les principales caractéristiques ont été présentées au paragraphe 1.2.

➤ La base de connaissances

Nous avons regroupé sous le terme de base de *connaissances*, l'ensemble des informations disponibles sur notre système. Ces informations se trouvent sous forme de rapports, de tableaux, de bases de données, de livres, de publications, d'images, de témoignages (Woillez et Rochard, 2003). C'est à partir de cette base de connaissances que seront identifiés et mis à jour les indicateurs du tableau de bord. Il est évident que sans capteurs adéquats permettant d'obtenir des données de base et sans mise en oeuvre de ces capteurs pour actualiser les connaissances, il n'y a pas d'indicateurs opérationnels.

➤ Les objectifs globaux des plans de gestion

L'institution Adour, qui pourrait être pilote si un tableau de bord avait été mis en place sur l'hydrosystème Adour a déclinée dans son PGE de l'Adour ses objectifs pour la gestion des ressources en eau. Les points suivants ont pu être identifiés afin de respecter les DOE et les DCR en 2007 (Nau *et al.*, 2005) :

- Une meilleure gestion de l'eau agricole permettant une économie de 5 % d'ici 2010,
- Une meilleure gestion des canaux réduisant de moitié les pertes d'eau,
- La résorption de l'irrigation par submersion,
- L'utilisation optimale des ouvrages existants,
- L'exploitation optimale des ressources souterraines,

- La création de nouvelles ressources : Ousse (5 Mm³), Gardères-Eslourenties (20 Mm³),
- La mobilisation de la retenue de Gréziolles gérée par EDF et une gestion différente du Lac Bleu permettant de mobiliser 4 Mm³ supplémentaires.

Les objectifs affichés par l'Institution Adour restent au niveau de la gestion stratégique avec des principes qui sont peu précis pour la plupart. En effet, se définir des objectifs de gestion consiste à traduire les préférences et les valeurs des acteurs de l'hydrosystème concernant les ressources en eau. Cette étape doit conduire à décliner ces valeurs d'un point de vue global jusqu'aux particularités du système. Il semble nécessaire donc que l'institution affine sa réflexion de façon à rendre optimale l'efficacité du tableau de bord et réaliser un véritable pilotage du système dont il a la charge.

Toutefois, en plus des objectifs globaux, la démarche tableau de bord doit permettre de préciser les sous objectifs du système jusqu'à des éléments aussi précis que les quantités d'eau disponible à chaque point nodal du PGE pour chacun des usages, la mise en place de compteurs volumétriques ou le respect des DOE qui constitueront alors des mesures à intégrer dans le tableau de bord. Les indicateurs apparaissent alors comme un moyen d'évaluer ces orientations (Shields *et al.*, 2002). Ce processus doit permettre d'aboutir à un consensus entre les différents intervenants du système, témoignant d'un engagement mutuel important de la société et des gestionnaires sur le long terme.

2.8.3 Construire un tableau de bord

La construction d'un tableau de bord permet de structurer une information souvent pléthorique et de la rendre ainsi opérationnelle. Au-delà de la prise de décision qu'elle rend possible, elle autorise également la compréhension de l'origine de ces décisions, puisqu'elle en explicite les modalités par le jeu des règles de décisions (Woillez et Rochard, 2003).

Face à une batterie d'indicateurs dont les valeurs évoluent dans des sens différents, il devient difficile de prendre une décision. Pour aider les gestionnaires ou les décideurs, il est indispensable d'ordonner et de condenser l'information pour lui permettre de suivre de manière synthétique et visuelle la réalisation du programme d'actions. La méthode TAB est une méthode générique d'élaboration d'un tableau de bord à partir d'une série d'indicateurs que l'on retrouve dans plusieurs références (Woillez et Rochard, 2003; Girardin *et al.*, 2005). La méthode comporte d'abord une démarche descendante qui permet de traduire le ou les enjeu(x) de départ en objectifs principaux, eux-mêmes décomposés, le cas échéant, en objectifs spécifiques puis en sous objectifs qui sont traduits en actions caractérisées, elles-mêmes, par une ou des variables (figure 2.23). En positionnant ces variables par rapports à une référence, elles prennent un sens et deviennent des indicateurs. La seconde étape, ascendante, de création d'un tableau de bord consiste à agréger l'information de cette batterie d'indicateurs sous forme de cadrans intermédiaires pour arriver à quelques cadrans finaux permettant la prise de décision. Le niveau de risque est indiqué par des codes

couleurs, la plupart du temps, sur des cadrans, des aiguilles, des clignotants, ou par des observations de chroniques vis-à-vis d'un seuil à ne pas dépasser.

Lors de la construction d'un tableau de bord pour le suivi d'un programme d'actions, les gestionnaires doivent intervenir à quatre niveaux (figure 2.23) :

- Le choix des variables à acquérir,
- Le choix des seuils ou références : passages des variables aux indicateurs,
- Le choix des niveaux d'alertes : passage des indicateurs aux cadrans,
- L'arborescence : regroupement de l'alerte d'un niveau de cadrans au niveau supérieur afin d'aboutir à une décision finale.

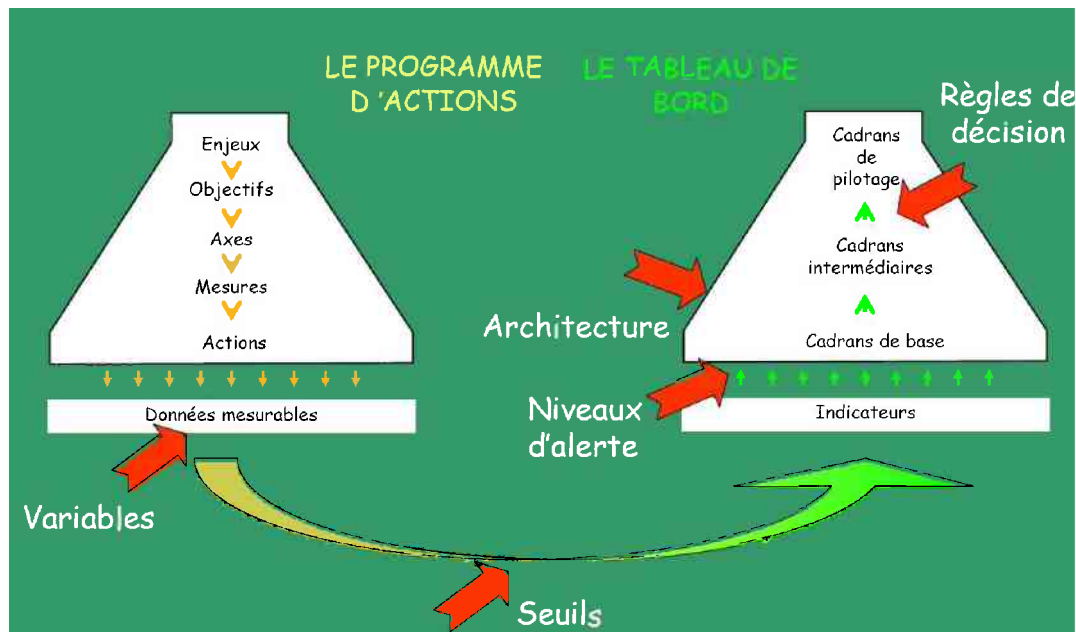


Figure 2.23 – Construction d'un tableau de bord en fonction d'un programme d'action (Girardin et al., 2005)

Pour sa part, la communauté scientifique et technique se doit, plus particulièrement, d'intervenir au niveau des indicateurs (Harwell *et al.*, 1999). En effet, son rôle dans cette démarche est d'illustrer chaque caractéristique du système par des indicateurs adéquats (figure 2.24). La démarche consiste à rechercher les données et les informations nécessaires dans la base de connaissance (variables), afin de les traduire en indicateurs qui alimenteront le tableau de bord.

De plus, les scientifiques peuvent intervenir au niveau de la prévision à partir de modèles mathématiques des données et donc implicitement des indicateurs (cf. Chapitre 4). Ainsi, depuis l'essor de l'informatique, les modèles hydrologiques, hydrogéologiques et hydrauliques sont très répandus et peuvent permettre de prévoir les franchissements de seuils et d'anticiper les changements du système.

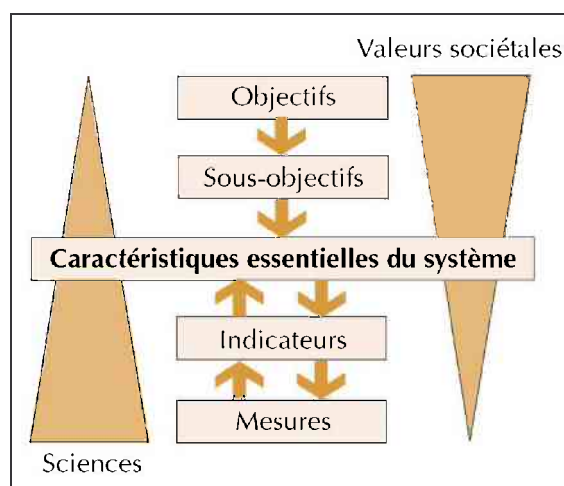


Figure 2.24 - Démarche de mise en place d'un tableau de bord (Harwell et al., 1999)

2.8.4 Les tableaux de bord : outil souple et évolutif

Comme nous l'avons vu précédemment, les outils d'aide à la décision peuvent avoir des finalités bien différentes : évaluation de l'état d'avancement d'un projet de gestion de type PGE ou SDAGE, gestion tactique ou opérationnelle d'hydrosystème comme les canaux ou les systèmes barrage-rivière.

En effet, en fonction de l'avancée des protocoles de gestion, de la volonté des gestionnaires et des acteurs etc., plusieurs solutions peuvent être envisagées pour mettre en place un tableau de bord :

1. Pour les plus simples : le tableau de bord n'est qu'un simple compilateur de données parfois agrémenté de quelques indicateurs dont les franchissements des seuils peuvent être signalés par des codes couleurs (feu qui passe au rouge si le débit de la rivière est en dessous du DOE). Ainsi, le tableau de bord de l'environnement de Haute-Normandie n'est qu'un outil informatif (AREHN, 2007). Il présente une approche assez globale où l'état des populations de poissons migrateurs est seulement considéré comme un élément du système. Le tableau de bord ne présente que quelques indicateurs renseignant ce thème et dont le but essentiel est l'information du grand public.
2. Pour les plus complexes : Les quantités de données et d'indicateurs augmentent mais l'élément déterminant est l'utilisation directe du tableau de bord pour la gestion. Ils seront réellement des outils d'aide à la décision. En effet, certains tableaux de bord intègrent des modules supplémentaires. Soit, ils permettent de présélectionner des règles de gestion afin de simplifier la tâche des gestionnaires, soit ces modules intègrent des modèles de prévision capable de prévoir les valeurs des indicateurs et donc d'anticiper les situations critiques ou de tester des scénarios de gestion par avance.

Le tableau de bord constitue également un outil d'amélioration en continue car c'est un outil où la gestion est partagée, c'est un outil d'équipe et de communication. En effet, la définition

d'indicateurs de gestion et d'agrégats nécessite un consensus au sein des acteurs et des usagers. De plus, le simple fait que tous les membres de l'équipe ont accès à la même information, en même temps, et qu'ils utilisent le même langage, les communications entre eux s'en trouvent automatiquement facilitées, l'identification aux objectifs est plus forte, la prise de décision est rendue plus facile et la qualité des décisions s'améliore naturellement.

Encadré 2.6 : Utilisation insolite d'un tableau de bord : outil de pression

L'association *Save Our Wild Salmon Coalition (USA)* présente une autre approche originale des tableaux de bord (Woillez et Rochard, 2003). En effet, le tableau de bord qu'elle a mise au point vise à évaluer l'état d'avancement de la politique du gouvernement fédéral en matière de gestion des populations de salmonidés sur deux grands bassins de la côte Ouest des États-Unis (*Snake river et Columbia river*). Les 199 actions du plan de gestion sont classées en 6 thèmes (amélioration des eaux, amélioration des habitats estuariens et des affluents, etc.). Chacune des actions est évaluée (action réussie, incomplète, en échec). Une note est attribuée pour chaque thème en fonction des résultats des actions. Une note finale agrège les résultats des 6 thèmes et permet de sanctionner le retard que le gouvernement fédéral a pris dans la réalisation de ce plan de gestion. Le tableau de bord est utilisé là comme un outil de pression (Wildsalmon, 2007).

Dans ce cas précis, la personne qui intervient sur le système (gouvernement) et l'utilisateur du tableau de bord (Wildsalmon) ne sont pas les mêmes. La définition, donnée précédemment, pour le pilote du tableau de bord n'est donc plus, au sens strict, valable.

De plus, le choix des indicateurs est une étape clé de la construction d'un tableau de bord. En effet, un indicateur a pour objet de caractériser une situation (potentiellement évolutive), d'évaluer des modifications, de déterminer l'impact d'actions, de transmettre des messages, de clarifier et définir des objectifs. C'est un élément incontournable qui doit être présent dans tous les tableaux de bord. Il peut s'agir d'une statistique, d'une mesure, d'une forme d'indication ou de perception d'un élément qualitatif.

Les indicateurs et les tableaux de bords sont donc des outils permettant d'apprécier l'écart qui sépare l'état du système des objectifs préalablement définis et vers lesquels le gestionnaire doit tendre (Girardin *et al.*, 2005).

À mon point de vue, le tableau de bord ne doit pas se restreindre à une énumération d'indicateurs et encore moins à une base de données ou de connaissances, mais il doit aider les gestionnaires à évaluer l'écart entre une situation observée et celle qu'ils souhaitent atteindre notamment au travers de :

- Suivis des protocoles de gestion,
- Contrôles,
- Surveillances,
- Évaluations de l'état d'avancement d'un ou plusieurs programmes,
- Et enfin, une programmation des actions de gestion à partir de modélisations et de tests de scénarios.

Pour conclure, les outils d'aide à la décision, et notamment les tableaux de bord présentés ici, sont peut être, aujourd'hui, les outils informatiques les plus prometteurs dans une optique de gestion intégrée des ressources en eau (Reitsma, 1996). En effet, même si les DSS ne nous permettent pas de faire une gestion intégrée au sens large, cet outil présente l'avantage de fournir une vision d'ensemble de l'hydrosystème, des résultats des modèles de simulations et un accompagnement du gestionnaire dans ses décisions. Pour revenir sur le bassin versant de la Charente, le Tableau de Bord de la Ressource (TBR) est, depuis 2001, devenu un outil de référence dans les processus de gestion et de concertation autour des ressources en eau (lâchers de barrages, interdictions d'usage, prévision des franchissements de DOE et DCR).

2.9. Gestion des ressources en eau au niveau de l'hydrosystème Charente amont

Après la présentation systémique de la Charente amont dans le chapitre 1, et notamment, les principaux sous-systèmes (rivière, nappe et barrage) et leurs modes de fonctionnement (figure 1.34), Cette partie est consacrée à la gestion des ressources en eau.

2.9.1 Historique de la gestion quantitative de l'eau en Charente

Les déséquilibres entre la disponibilité des ressources et les demandes en eau ont incité les acteurs à se pencher sur la question de la gestion de l'eau dès le début des années 1980. En 1976, les quatre départements du bassin versant de la Charente se regroupent au sein d'un Etablissement Public Territorial de Bassin (EPTB), appelé Institution Interdépartementale d'Aménagement du Fleuve Charente et de ses Affluents. Ses missions s'attachent, au départ, essentiellement à la gestion quantitative de l'eau sur le bassin. Actuellement, ses missions se diversifient avec notamment deux nouveaux axes de travail importants : la gestion qualitative de l'eau et la protection contre les inondations.

En 1989, dans le cadre de la politique de création de grands barrages, le barrage de Lavaud est mis en eau sur la Charente amont pour soutenir le débit d'étiage du fleuve. Dans les premières années, qui suivent la mise en eau du barrage, un premier constat s'impose : le barrage de Lavaud ne permet pas de palier aux déséquilibres les ressources et les demandes.

Dans les années 1990, le SDAGE du bassin Adour Garonne, qui est un outil de gestion globale de l'eau instauré par la loi sur l'Eau du 3 janvier 1992, fixent les orientations fondamentales de gestion des milieux aquatiques et de la ressource en eau pour une durée de 10 à 15 ans (Comité de Bassin Adour-Garonne, 1996). De plus, le SDAGE Adour-Garonne recommande que des PGE soient établis par grandes unités hydrographiques, notamment sur les zones les plus déficitaires comme celles de la Charente. Ils ont pour

objectif de permettre la coexistence de tous les usages de l'eau ainsi que le bon fonctionnement des milieux aquatiques en période d'étiage. Dans cette optique et parallèlement à la création du barrage, l'Institution Charente s'est impliquée dans des processus de négociation avec les différents usagers qui ont abouti, en 1992, à la signature d'un protocole de gestion des eaux (Institution Charente, 1992). Le PGE sur le bassin de la Charente, dont l'application a été effective à compter de 2005, s'est appuyé sur les acquis du protocole de gestion de 1992 (Institution Charente, 2004).

Les grands principes sont de reconnaître comme prioritaire l'alimentation en eau potable des collectivités, le maintien du débit des rivières, l'économie d'eau et la diminution des rejets de polluants.

Afin de pour résoudre les déséquilibres observés, les solutions apportées par le protocole de gestion des eaux, puis du PGE, étaient (Aubry, 2005) :

- Imposer réglementairement une diminution des prélèvements autorisés à hauteur des déficits constatés,
- Créer de nouvelles ressources,
- Mettre en œuvre des instruments de gestion de la pénurie (indicateurs).

Il fut décidé, au terme de concertations entre l'ensemble des acteurs, de coupler les trois solutions. En 1992, les autorités décident de ne plus donner d'autorisations de prélèvements. La même année, la loi sur l'eau rend le comptage des prélèvements obligatoires. Les irrigants s'équipent progressivement de compteurs. En 1995, l'Institution Charente élabore, en partenariat avec l'Agence de l'Eau Adour Garonne, le Tableau de Bord de la Ressource (TBR). Le TBR est le principal outil d'aide à la gestion et à la prise de décision en période d'étiage. Il utilise des indicateurs de débits et de piézométries et permet d'établir des prévisions, via des simulations, à court ou moyen terme de l'état du système (cf. paragraphe 4.6). Des interdictions temporaires de prélèvements peuvent être mises en place en se basant sur le respect des DOE/DCR et des POE/PCR.

En 2000, la mise en eau d'un deuxième barrage est effectuée. Le barrage de Mas-Chaban, d'une capacité de stockage de 12.4 Mm³, a un rôle de soutien d'étiage, de sorte que le volume d'eau supplémentaire n'est pas affecté à l'irrigation. Ce dernier doit permettre de sécuriser, 8 années sur 10, les DOE sur le linéaire du fleuve Charente.

2.9.2 Le Plan de Gestion des Etiages du bassin versant de la Charente

Malgré les nouvelles ressources mobilisées sur le bassin de la Charente amont (barrages de Mas-Chaban et retenues collinaires), l'Institution Charente et les autres acteurs du territoire (collectivités locales, agriculteurs, ...) observent que l'ensemble des indicateurs du bassin (débits, piézométries) indique une sollicitation trop importante de la ressource en eau. La gestion globale des étiages du bassin est donc une nécessité qui dépasse les limites administratives ou même la séparation entre ressources souterraines et superficielles. La mise en place d'un PGE s'est avérée une des solutions envisageables pour résoudre ces problèmes. Cette démarche, qui s'est appuyée sur les acquis du protocole de 1992,

comprend notamment la mise en place de la gestion volumétrique et la création des réserves de soutien d'étiage.

Le PGE a été structuré autour de quatre temps : une phase d'état des lieux, une phase de proposition de scénarii, une phase d'élaboration du scénario retenu et une phase d'approbation du PGE. L'état des lieux a été validé par le comité d'élaboration le 6 décembre 2002. Début 2004, la phase d'approbation du protocole de PGE a été faite. L'application du PGE sur le bassin de la Charente est effective depuis 2005 (Institution Charente, 2004).

Les PGE, définis par le SDAGE Adour-Garonne, doivent préciser :

- Les objectifs quantitatifs de débits des rivières (DOE et DCR) et de piézométries des nappes (POE et PCR), ainsi que les taux de défaillances admissibles,
- Les modalités institutionnelles de gestion collective des prélèvements et des ressources avec les volumes limites de consommation nette et la répartition des volumes consommés entre les usages et les zones géographiques,
- Les règles de gestion par zones et par sous-bassins versants pour harmoniser les différentes politiques départementales sur tout le territoire concerné,
- L'ensemble des actions permettant d'atteindre les objectifs à court ou long terme (limitation des prélèvements, baisse des volumes alloués, création de ressource) et les conditions de passage vers les plans de crises (arrêtés sécheresse, interdictions d'usage),
- Les conditions d'utilisation des grands barrages (soutien d'étiage, irrigation, tourisme, production électrique, ...), et enfin,
- Comment passer, progressivement, d'une gestion "au jour le jour" à une gestion anticipée et donc planifiée en différenciant : les axes réalimentés ou non réalimentés, les ressources stockées, les prélèvements directs en cours d'eau ou indirects via les nappes d'accompagnement des cours d'eau mais aussi les autres nappes.

L'objectif global du PGE est donc de garantir la coexistence normale des usages et du fonctionnement des cours d'eau. En cela, il doit assurer une gestion optimale de la ressource en eau (figure 2.25), tant souterraine que superficielle, et ainsi permettre un partage équitable et harmonieux de la ressource entre les usages de l'eau, 4 années sur 5 au moins. La 5^{ème} année, année sèche quinquennale, nécessite alors un arbitrage organisé par la Police de l'eau.

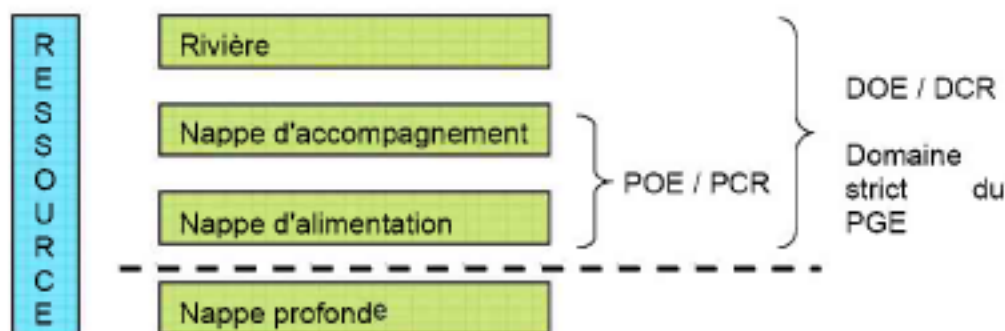


Figure 2.25 – Schématisation des objectifs du PGE en Charente (Institution Charente, 2003)

Les principaux outils de gestion de l'eau en Charente, même si ils ont des origines plus anciennes, ont été intégrés au PGE : (i) la gestion volumétrique, (ii) les outils réglementaires (arrêtés préfectoraux), (iii) la création de ressources avec des barrages et des retenues collinaires, (iv) les indicateurs de gestion de la ressource en eau (débit et piézométrie), et enfin, (v) les outils d'aide à la décision (Tableau de Bord de la Ressource en eau). Ils vont être détaillés dans les paragraphes suivants.

Le PGE Charente ne s'occupe que des prélèvements en eaux superficielles et en nappe d'accompagnement, et pas de ceux en nappes profondes. En effet, les prélèvements en nappes d'accompagnement sont réglementairement assimilés à des prélèvements en eaux superficielles, comme s'ils s'agissaient de simple *champ captant* des eaux de la rivière au travers de ses alluvions ou des aquifères très fortement connectés (cf. chapitre 3). L'intérêt d'un encadrement des prélèvements en nappe (profonde ou d'accompagnement) ne fait pourtant aucun doute. Le sous-sol fournit de l'eau aux zones humides et aux drains par trop pleins et l'importance des assecs sur le bassin démontre significativement que cette ressource phréatique fait défaut en bien des endroits (Jeudi de Grissac et Sicard, 1998). Dans le chapitre 3, une présentation de l'intérêt de la gestion couplée surface/souterrain et du concept réglementaire de la nappe d'accompagnement sera faite. Puis, plusieurs méthodologies permettant de définir l'extension d'une nappe d'accompagnement seront détaillées.

2.9.2.1. La Gestion Volumétrique

La gestion volumétrique (GV) consiste, lorsqu'une ressource présente un caractère limité, à trouver une répartition équitable entre les différents usages en définissant des règles d'accès et des limites qui dépendent la plupart du temps de l'état de l'offre (Hardelin, 2003). La mise en place de la GV est une action préventive vis-à-vis de l'exploitation des ressources en eau et permet, entre autres, un meilleur contrôle des consommations. La GV est très adaptée à une offre en eau, un stock prévisible, sans aléa (Sixt, 2001). Les volumes sont répartis entre les différents usages avant la période d'étiage et les préleveurs ont une bonne probabilité d'y avoir accès, sauf accident technique ou événement climatique rare. Les modalités de partage peuvent se faire sur un pas de temps plus fin, comme des périodes de 10 jours, voire de manière instantanée comme les débits alloués sur le système Neste dans le Sud-Ouest (Hurand, 2003).

Le cas charentais représente une application de la GV sur un système atypique, où l'offre en eau est très sensible aux aléas climatiques. L'usage pour l'alimentation en eau potable étant prioritaire et les prélèvements pour l'industrie ne représentant pas une forte consommation, les pratiques actuelles de gestion quantitative concernent quasi exclusivement les prélèvements agricoles. La GV consiste donc en (i) l'allocation d'un quota d'eau par exploitation agricole, (ii) l'instauration d'un calendrier de répartition de ce quota pendant l'étiage, (iii) l'élaboration de règles de restriction fonction de l'état de la ressource et (iv) la mise en place d'un système de contrôle des pratiques des irrigants (Loubier *et al.*, 2008a).

➤ *Allocation d'un quota d'eau par exploitation agricole*

L'attribution à chaque exploitation d'un volume maximum autorisé pour la campagne d'irrigation dépend de la superficie déclarée irriguée pour chaque culture et d'un volume de référence attribué pour un type de sol et/ou un type de culture. Le volume de référence est un volume fixé à l'hectare qui doit permettre de satisfaire les besoins de la culture. Cependant, il n'est pas déterminé de la même manière selon les bassins. En Charente amont, le volume de référence est fonction de la nature des sols, mais pas de la nature des cultures. Le volume de référence est donc déterminé sur la base d'une culture de maïs. Le tableau 2.3 donne les volumes de référence par type de sol. Avant 2005, le volume maximal autorisé pour la campagne est fonction de la superficie irriguée déclarée par les irrigants en 2000 et du volume de référence. Ainsi, un irrigant ayant déclaré 30 ha de superficie irriguée en 2000, dont 20 ha en sols superficiels et 10 ha en sols moyens se voyait attribué un volume pour la campagne de 82 000 m³ (20 * 2 900 + 10 * 2 400).

Tableau 2.3 : Valeur du volume de référence selon la nature du sol en Charente amont

Type de sol	Réserve Utile	Superficie (ha) en Charente Amont	Volume de référence base maïs (m ³ /ha)	Volumes attribués pour le bassin (Mm ³)
Superficiels	Faible	8 000	2 900	23.2
Moyens	Moyenne	1 500	2 400	3.6
Profonds	Elevée	500	1 000	0.5

Les volumes totaux de prélèvements sont fixés afin de respecter les indicateurs quantitatifs (DOE et POE) aux différents points nodaux. Un des objectifs principal fixé lors du lancement du PGE Charente est de diminuer la consommation en eau par bassin en fonction de la ressource disponible afin d'atteindre en 2009 un volume autorisable par bassin fixé dans le PGE. Sur l'axe Charente amont, le volume disponible est estimé en fonction de la capacité de stockage des deux barrages, Lavaud et Mas-Chaban. Il a donc été décidé dans le PGE de ramener la consommation d'eau de 25 Mm³ autorisables à 22 Mm³ (capacité de stockage des deux barrages) d'ici 2009, soit une réduction des volumes alloués de 600 000 m³/an pendant 5 ans.

➤ *Instauration d'un calendrier de répartition du quota pendant la saison d'irrigation*

La GV débute dès le 1^{er} avril et se termine mi-septembre. Le calendrier de répartition ne commence cependant qu'à partir du 15 juin. Les volumes utilisés avant le 15 juin sont déduits du volume autorisé pour la campagne d'irrigation. A partir du 15 juin, la campagne d'irrigation est découpée en périodes, qui peuvent être, selon les unités et les bassins, des semaines ou des décades. En Charente amont, ce découpage se fait par semaine, une période débute le mardi et finie le lundi de la semaine suivante (Aubry, 2005).

A chaque période, l'irrigant dispose donc d'un volume périodique, qui est une partie de son volume maximal autorisé (figure 2.26). Le volume attribué par période est fonction du stade végétatif du maïs. Le taux de répartition des volumes est rediscuté chaque lundi entre les

acteurs de la GV (gestionnaires, représentants de l'état et irrigants) et peut varier en fonction de l'état quantitatif des ressources (POE et DOE) et des restrictions prises (-15 % à 100 %).

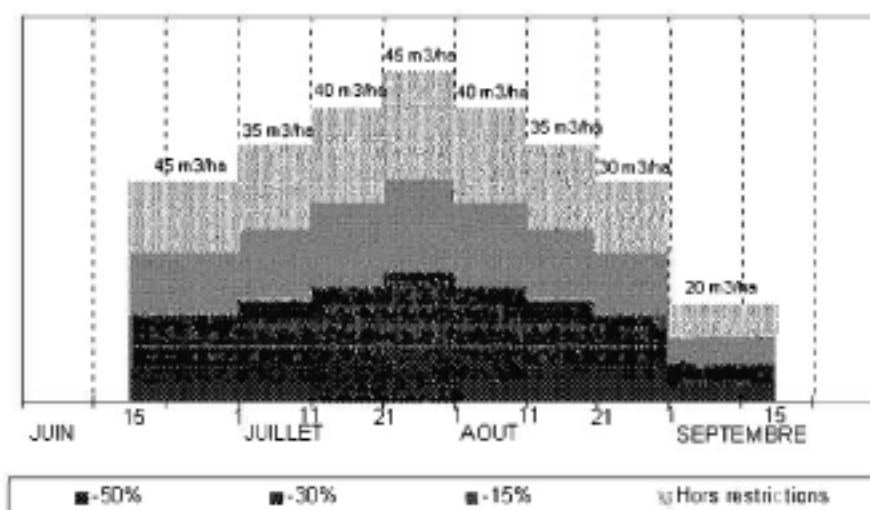


Figure 2.26 – Volumes périodiques disponibles pour l'irrigation en fonction des niveaux de restrictions des usages (Institution Charente, 2003)

➤ Des règles de restrictions en fonction de l'état des ressources

Les arrêtés prévoient des mesures de restrictions progressives par sous-bassins versants dans le cadre de la gestion des crises. Ces mesures se basent sur les valeurs aux stations hydrométriques ou piézométriques lorsque aucun cours d'eau permanent n'existe sur les sous-bassins versants. Ces mesures définissent l'état de la ressource et servent d'indicateurs pour déclencher les alertes (alerte 1, 2, 3 et 4). Lorsque les ressources deviennent insuffisantes, les volumes périodiques sont restreints d'un certain pourcentage pour la période considérée (figure 2.26). Le volume périodique peut être, respectivement, diminué de 15, 30, 50 voire 100 % c'est-à-dire une interdiction totale.

Les dispositions de l'arrêté concernent, par ordre de priorité, les prélèvements d'irrigation puis les prélèvements domestiques réalisés dans les eaux libres et dans les nappes d'accompagnement. Elles ne concernent pas les prélèvements d'eau potable et, dans certains cas, les prélèvements pour l'irrigation de cultures possédant des dérogations préfectorales (tabac, vergers et cultures maraîchères principalement).

➤ Un système de contrôle des pratiques des irrigants

Les irrigants disposent d'un carnet sur lequel ils consignent les volumes consommés pour tous leurs compteurs à la fin de chaque période (Hardelin, 2003). Ils doivent renvoyer trois fois par saison leurs carnets à la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF) : l'index du 15 juin pour voir l'état des compteurs avant la campagne, puis les index de juin et juillet avant le 15 Août (milieu de campagne), et les index d'août et septembre avant le 30 septembre (fin de campagne).

La DDAF envoie ensuite les carnets à la chambre d'agriculture où sont synthétisées les données. En cas de dépassement les pénalités sont les suivantes :

- Majoration de la tarification du prix de l'eau,
- Réduction des volumes autorisés l'année suivant.

En plus des contrôles, *a posteriori*, les agents de la police de l'eau, notamment les gardes pêches de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA, ex-CSP) peuvent effectuer des contrôles pour vérifier l'exactitude des déclarations. Il peut s'agir d'un dépassement de volume périodique ou d'un non respect de l'interdiction d'irriguer.

Dans la réalité, les contrôles et les sanctions restent exceptionnels car les dépassements de volume enregistrés sont rares et les effectifs restent insuffisants pour surveiller la totalité du bassin versant les jours d'interdiction.

➤ *Les outils mis en place grâce à la gestion volumétrique*

La loi sur l'eau de 1992 oblige tous les préleveurs comme les irrigants à s'équiper de compteurs d'eau. La totalité ou presque des exploitations de la Charente amont et des affluents en sont aujourd'hui pourvus, grâce à un financement à 80 % par l'Agence de l'Eau et à 20 % par le Conseil Général de Charente (Hardelin, 2003). Une fois les compteurs posés, leurs utilisations dépendent des objectifs qu'on leur assigne. Ils peuvent servir, comme on vient de le voir, dans un cadre réglementaire de limitation des volumes, pour vérifier si les agriculteurs les respectent. Ils peuvent aussi être utilisés pour évaluer les volumes consommés en vue d'une tarification de l'eau : c'est le cas dans les ASA ou dans la Charente amont (redevance pour les barrages).

En effet, les irrigants de la Charente amont paient une redevance pour les barrages de Mas-Chaban et de Lavaud aux gestionnaires, le Conseil Général et l'Institution Charente. En 2005, cette redevance se compose d'une part fixe de 11.40 €/hectare irrigué et une part variable de 0.0057 €/m³ d'eau consommée. En cas de volumes utilisés supérieurs aux volumes de référence, les irrigants voient la part variable de la redevance multipliée par 10 (soit 0.057 €/m³). A cette tarification binôme s'additionne la redevance à l'Agence de l'eau Adour-Garonne, de 4.29 € par milliers de m³ consommés (Aubry, 2005).

La tarification binôme de l'eau du fleuve et de sa nappe d'accompagnement ne peut être efficace, c'est-à-dire dissuasive, qu'au-delà d'un prix supérieur à 0.09 €/m³ (Montginoul *et al.*, 1997). Par conséquent, la tarification en Charente amont a pour but unique de couvrir les frais de fonctionnement du gestionnaire et n'a en aucun cas un caractère incitatif en termes d'économie des prélèvements. La gestion du déséquilibre entre l'offre et la demande incombe donc exclusivement à la gestion volumétrique.

En résumé, la gestion volumétrique est un protocole qui engage les préleveurs, clarifie les règles de partage de l'eau et permet d'établir des bilans réguliers des consommations et donc un retour d'expérience. La GV est donc le principal outil qui a été retenu pour lutter contre la pénurie de la ressource en Charente (tableau 2.4).

Tableau 2.4 – Bilan des principes de la gestion volumétrique en Charente

Adhésion à la gestion volumétrique	Irrigants quasiment tous volontaires. Quand un bassin est en GV, tous les irrigants y adhèrent. Ressources concernées (superficielles ou souterraines)
Forme de l'engagement	Arrêté préfectoral de début de campagne par bassin versant
Calcul du volume attribué	Volumes variables tenant compte des besoins de la plante et de la réserve utile du sol (de 2 400 à 2 900 m ³ /ha)
Répartition du volume attribué	Par décade ou par semaine suivant les bassins. Précisé pour chaque irrigant dans un carnet en début de campagne
Surface irrigable de l'exploitation	Fixée sur la base de la surface PAC irrigable en 2000
Restrictions en cours de saison	Restriction en % du volume de la période en fonction du franchissement des seuils d'alerte (4 seuils d'alerte -15 %, -30 %, -50 % et puis arrêt total)
Fréquence d'envoi de l'indice des compteurs	3 fois par saison d'irrigation (Début de période, mi août et fin septembre)
Travail de bilan de la GV sur la saison	Réalisé par la Chambre d'Agriculture en fin de saison uniquement
Contrôle	Très peu de contrôles sur le terrain Contrôle administratif a posteriori avec envois de lettres d'avertissement
Sanctions possibles	PV et réduction du volume attribué pour la prochaine campagne

2.9.2.2. Les indicateurs de la gestion quantitative de l'eau en Charente et les niveaux de restrictions des usages

Le SDAGE a défini des objectifs et mis en place une démarche de gestion structurée au niveau du bassin Adour Garonne comprenant (Comité de Bassin Adour-Garonne, 1996) :

- L'élaboration de PGE devant permettre de maîtriser rapidement la gestion quantitative de l'eau dans les bassins déficitaires tels que l'Adour ou la Charente. Dans les autres Agences, ces plans peuvent prendre la forme d'un contrat de rivière,
- La définition de règles permettant de respecter les objectifs quantitatifs : les DOE/POE et DCR/PCR aux points nodaux du SDAGE.

Sur le linéaire du fleuve Charente, seuls les débits sont utilisés comme indicateur de l'état des ressources en eau. Le DOE a été déterminé à partir des valeurs du VCN₁₀ quinquennal naturel mesuré entre 1970-1992. Sur le sous-bassin de la Charente amont, les valeurs de débits servant à la gestion de l'eau sont celles mesurées à la station de Vindelle (tableau 2.5).

Les DOE et les DCR sont des références en matière de gestion de l'eau car ils permettent d'engager des actions curatives (lâchers de barrage, restrictions d'usage) mais aussi de juger de l'influence des actions préventives (gestion volumétrique, baisse des volumes alloués) en dénombrant le nombre de fois où le débit aura franchi les seuils.

Tableau 2.5 : Restrictions et niveaux d’alerte en fonction des débits à Vindelle

Niveau d’alerte	Débits à Vindelle (m ³ /s)	Restriction
1	4	-15%
2	3.3	-30%
3	3 (DOE)	-50%
4	2.5 (DCR)	Interdiction totale

En ce qui concerne les actions curatives, quatre seuils d’alerte existent au niveau de Vindelle pour la sous-unité Charente amont réalimenté par les barrages (tableau 2.5). Les niveaux d’alertes 1, 2, 3 et 4 conduisent, respectivement, à des restrictions du volume périodique de 15, 30, 50 et 100 % (arrêt total). Néanmoins selon l’arrêté cadre de la gestion volumétrique, si la situation hydrologique le nécessite, un ou plusieurs jours d’arrêt hebdomadaire peuvent être décidés. En cas de restriction entre le 1er avril et le 15 juin, elle est réalisée par le temps (limitation des jours d’irrigation dans la semaine) et non pas en pourcentage du volume périodique car la répartition des volumes par décade ne débute qu’au 15 juin. Ainsi en 2005, l’irrigation a été interdite pour la période du 1er avril au 15 juin, exceptée quelques dérogations préfectorales pour des cultures telles que le pois.

Encadré 2.9 : Une réforme des seuils d’alerte du PGE en 2004

Avant 2004, les niveaux d’alertes du PGE n’étaient pas les mêmes. Les niveaux 1 et 2 correspondaient à 1 et 2 jours d’interdiction alors que les niveaux 3 et 4 étaient identiques à ceux actuel.

Toutefois, il a été montré que les mesures d’interdiction mises en œuvre aux niveaux d’alertes 1 et 2 étaient inéquitables et inefficaces (Loubier *et al.*, 2007). Inéquitables car de nombreux agriculteurs suréquipés en matériel de pompage pouvaient compenser, techniquement et économiquement, les effets de 1 ou 2 jours d’interdiction sans avoir à modifier profondément leurs calendriers d’arrosage alors que les agriculteurs les moins équipés ou raccordés à un réseau collectif d’irrigation non surdimensionné, ne pouvaient que décaler leurs tours d’eau ou sacrifier une culture (Garin, 2000). Ainsi, ces niveaux étaient inefficaces sur la ressource car les agriculteurs suréquipés soit anticipaient les jours d’interdiction et irriguaient plus abondamment les jours précédents, aggravant ainsi la situation, soit irriguaient plus intensément dès l’interdiction passée, au risque de provoquer de nouvelles restrictions.

2.9.2.3. La gestion des ressources stockées

La création de ressources est une action curative mais représente l’un des outils les plus évidents permettant de résoudre le problème d’une ressource en eau insuffisante. Depuis 1989 et 2000, les retenues de Lavaud (10 Mm³) et Mas-Chaban (14 Mm³), ont été respectivement mises en service. L’augmentation du débit qui en résulte peut être allouée à un ou plusieurs usages. En Charente, le barrage de Mas-Chaban est dédié à la préservation

des milieux alors que le barrage de Lavaud a un objectif mixte avec le soutien d'étiage et l'irrigation. Les irrigants paient une redevance en fonction des volumes consommés car les barrages apportent une sécurisation de la ressource en limitant les risques d'interdictions de prélèvements.

Une fois par an, avant la saison d'étiage (début juin), le Conseil Général de Charente et l'Institution Charente réalisent des courbes prévisionnelles de déstockage des barrages de Lavaud et Mas-Chaban pour l'étiage à venir. Elles sont réalisées en fonction :

- Des stocks d'eau disponibles dans les barrages en début de campagne en tenant compte du fait que la gestion s'étend jusqu'en octobre, c'est-à-dire qu'elle ne s'arrête pas avec la fin de la gestion volumétrique. Les courbes sont donc réalisées de manière à garder 1 à 2 Mm³ pour le 1er septembre.
- D'estimations réalisées sur les besoins des cultures aux différentes périodes de leur croissance.

Cette courbe est ensuite présentée aux différents acteurs de la gestion de l'eau (DDAF, associations d'irrigants, chambres d'agriculture, etc.) lors de réunions afin de la valider. Les lâchers effectifs ne correspondent cependant pas exactement à ce qui est prévu par les courbes. Tous les lundis matin, l'Institution, le Conseil Général de Charente, la DDAF de Charente, la Coopérative de gestion de l'eau, la Chambre d'Agriculture de Charente et la DIREN se réunissent afin de déterminer les lâchers d'eau au niveau des barrages de Mas Chaban et Lavaud pour la semaine à venir, qui débute le mardi.

Sachant que le soutien d'étiage doit être garanti jusqu'au mois d'octobre, les gestionnaires, en fonction des indicateurs (débits et piézométries) et du remplissage des ouvrages (Institution et Conseil Général de la Charente), doivent mettre en place une gestion raisonnée des lâchers en début de campagne.

Les volumes provenant des barrages permettent la réalimentation de la Charente à l'amont d'Angoulême et le maintien du DOE à Vindelle (3 m³/s). Les lâchers des barrages pour le soutien d'étiage débutent dès que le débit du fleuve est inférieur à 8 m³/s. Le volume utile de 22,4 Mm³ ne permet pas le maintien du DOE tout au long de l'axe Charente, notamment à l'exutoire. Ainsi, il ne permet pas la coexistence, sur chacun des sous-systèmes (Charente aval, estuaire, etc.), de tous les usages (activités touristiques nautiques, conchyliculture, etc.). Néanmoins en satisfaisant l'objectif de Vindelle, ces ouvrages permettent au moins de ne pas exporter des déséquilibres vers l'aval (Institution Charente, 2004). Le déficit quinquennal avant soutien d'étiage estimé à Vindelle sur la Charente est d'environ 16,8 Mm³ pour le DOE actuel contre 23,2 Mm³ pour le déficit décennal (tableau 2.6).

Parallèlement à la création de ce barrage, la construction de retenues de substitution collectives et individuelles est encouragée. Ces ouvrages artificiels, remplis par ruissellement ou pompage dans les rivières et/ou les nappes en période hydrologique excédentaire, complètent les ressources naturelles ou s'y substituent en période d'irrigation. Le remplissage des retenues se fait en hiver, l'eau ne manquant pas, et se termine le 15 avril. L'eau stockée est ensuite utilisée pendant la période d'étiage, allégeant ainsi le prélèvement

sur le fleuve ou les nappes d'accompagnement. La création de retenues collectives, gérée par une ASA, est encouragée par rapport à la construction de retenues individuelles (subventionnées à 80% contre 20% pour les retenues individuelles). L'ensemble des retenues de substitution représente actuellement des volumes utiles de 6.5 Mm³ environ (Loubier *et al.*, 2005).

Tableau 2.6 – Déficits et volumes de soutien d'étiage nécessaires pour les années quinquennale et décennale sèches (Institution Charente, 2004)

Fréquence	DOE = 3 m ³ /s	
	une année sur cinq	une année sur dix
Déficit potentiel actuel (Mm ³)	16.8	23.2
Déficit potentiel (Mm ³) après application du PGE sur le BV	12.7	13.1
Volume (en Mm ³) de soutien d'étiage nécessaire avec une efficience ² de 80 %	15.9	16.4

Les actions prévues dans le PGE au niveau des consommations d'eau en amont de Vindelle, notamment la gestion volumétrique et les projets de substitutions, sont :

- L'économie d'eau avec une baisse des volumes alloués. Cette mesure se traduit par une allocation unitaire de 2 200 m³/ha sur l'axe de la Charente réalimenté par les barrages, contre 2 800 m³/ha actuellement,
- L'aboutissement de projet de substitutions supplémentaires sur les affluents à hauteur de 3,8 Mm³.

A terme, ces mesures devraient réduire le déséquilibre à compenser à partir des barrages de Lavaud et Mas-Chaban, qui devrait passer de 16.8 Mm³ à 12.7 Mm³ une année sur cinq et de 23.2 Mm³ à 13.1 Mm³ une année sur dix (tableau 2.6). Ainsi, théoriquement, avec une efficience des lâchers de 80 %, les réserves utiles potentielles stockées neuf années sur dix dans les barrages (16 Mm³) permettraient de satisfaire le DOE au sens du PGE.

2.9.2.4. La concertation et les outils d'aide à la décision

En Charente, la concertation prend la forme de contrats de gestion entre les différents usagers et les gestionnaires. Le premier contrat était le protocole relatif à la gestion des eaux du bassin de la Charente signé en 1992 à l'initiative du Conseil Général et qui définissait les objectifs prioritaires dont l'alimentation en eau potable et la sauvegarde du débit des rivières. Plus tard, c'est à la suite de ce protocole, et dans un même effort participatif et de concertation que le PGE a été signé en 2001 pour finalement n'être opérationnel uniquement qu'en 2005.

La concertation existe également sous forme de réunions diverses ou de communications entre acteurs et gestionnaires. La plupart de ces actions sont liées au déroulement du PGE

² L'efficience peut être comprise comme le rapport entre les volumes nécessaires à la stricte satisfaction des objectifs et les volumes lâchés effectifs par les barrages

et permettent, en échangeant des données brutes ou traitées sous forme d'indicateurs, de prendre des décisions concernant la gestion de l'eau (figure 2.27). Ainsi, il est possible de dénombrer (Hardelin, 2003) :

- Les bulletins et notes de conjoncture de la Chambre d'Agriculture, qui sont des synthèses hebdomadaires des prévisions d'irrigation à partir d'un réseau d'une quarantaine d'exploitations,
- Les bulletins hebdomadaires des associations d'irrigants qui permettent aux irrigants de prévoir les doses à apporter aux cultures,
- Au cours de la période d'étiage, le préfet peut réunir un Observatoire de l'Eau en cas de crise (et même sans crise) avec les usagers,
- A la fin de l'étiage, vers l'automne, une réunion de bilan de la campagne d'irrigation a lieu, organisée par la DDAF de Charente pour faire le point et éclairer d'éventuelles modifications à la campagne suivante,
- Enfin, régulièrement les irrigants se réunissent dans le cadre des syndicats ou de la coopérative pour confronter et éventuellement unifier leurs points de vue

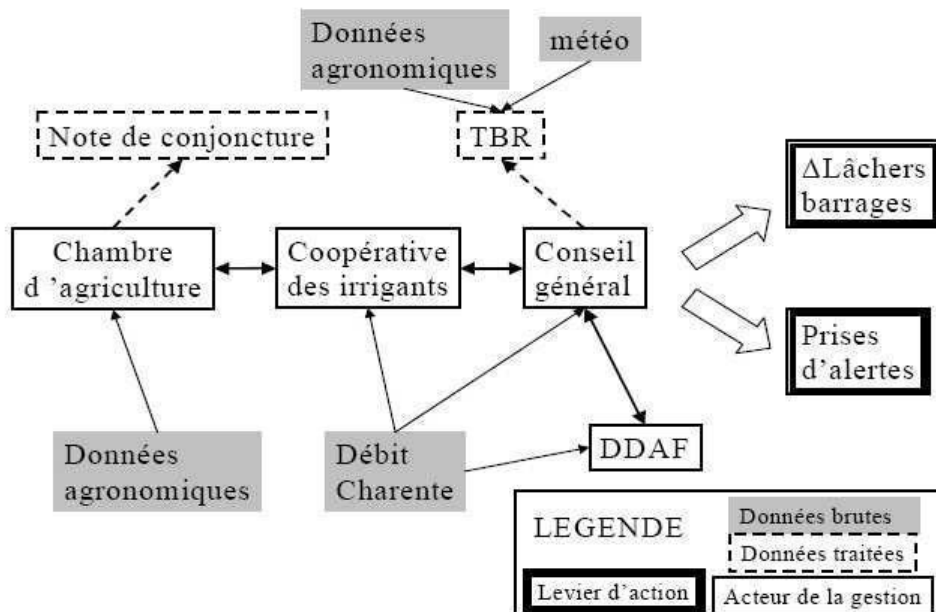


Figure 2.27 – Le diagramme des prises de décision pour la gestion quantitative de l'eau en Charente (Hardelin, 2003)

2.9.2.5. Le Tableau de Bord de la Ressource en eau

L'ensemble des outils permet d'éclairer les acteurs de la gestion – responsables des barrages, agriculteurs, usagers - dans leurs prises de décision. Que cela soit les discussions autour des lâchers de barrages ou la note de conjoncture de la Chambre d'Agriculture à destinations des irrigants, ces outils constituent des liens, des lieux de discussions entre les différents acteurs pour faire aboutir les mesures du PGE : baisse des volumes destinés à l'irrigation, satisfactions des objectifs quantitatifs du DOE et du DCR, etc.

Parmi les outils d'aide à la décision, l'un d'entre eux a pris beaucoup d'importance depuis son lancement : le Tableau de Bord de la Ressource en eau (TBR). Un tableau de bord est, pour rappel, un outil de gestion qui utilise des indicateurs et qui permet d'établir des prévisions à court ou moyen terme. Ils n'ont de sens que par rapport à des objectifs définis. Ils permettent alors de réaliser un suivi et de piloter des actions. Ils assurent une fonction de contrôle entre un constat et des objectifs fixés. C'est un outil de connaissance, d'aide à la décision et de communication sur un thème ou sur un territoire défini.

Ainsi, pour améliorer la gestion de la ressource en eau et satisfaire les différents usages de l'eau sur le bassin, un tableau de bord a été mis en place en 1995. De juin à septembre, il met à la disposition de différents utilisateurs un référentiel commun, objectif et partagé de données, d'indicateurs et d'informations sur l'eau mis à jour quotidiennement pendant la période d'étiage des cours d'eau du bassin (de Roux *et al.*, 2002). De plus, le TBR est doté d'un modèle mathématique qui permet d'estimer à l'horizon de 14 jours l'évolution probable des débits du fleuve mais seulement sur sa partie réalimentée, à l'amont d'Angoulême, par les barrages de Lavaud et Mas-Chaban.

Pour estimer l'état de la ressource en eau dans le bassin versant, le TBR utilise différents réseaux de mesures répartis le long du fleuve, produits et maintenus par différents producteurs de données (Tableau 2.7). Il interroge les différentes stations de mesures, recueille l'ensemble des données dans une même base et met en forme les données sous forme de graphiques. Cela permet (i) de constater l'état de la ressource, (ii) de prédire son évolution, et (iii) de calculer des scénarii d'évolution en faisant varier différents paramètres.

- La fonction de Constat. Elle se présente sous la forme d'une illustration graphique (figure 2.28) et permet de comparer graphiquement les débits sur différents tronçons de la Charente et les indicateurs des ressources en eau correspondants sur ces tronçons (DOE et DCR). L'état de la réserve dans les barrages, ainsi que les débits des prélèvements et les niveaux piézométriques sont également reportés.
A partir des observations réalisées sur les débits, les gestionnaires prennent des mesures afin de respecter les indicateurs d'état de la ressource (DOE et DCR) par toutes les mesures possibles (lâchers de barrages et restrictions).
- La fonction de Prévision. Elle permet d'obtenir une prévision des débits pour les 14 prochains jours au niveau des stations de Vindelle et de Luxé. Les modèles mathématiques permettant de faire ces prévisions seront décrits dans le chapitre 4.
La fonction de prévision est très importante pour anticiper les chutes des débits sur le fleuve Charente. Une fonction de prévision performante permet d'éviter les crises les plus sévères en prenant par avance des mesures conservatrices (augmentation des lâchers des barrages ou restrictions de faibles intensités).
- La fonction de Simulation. Elle permet de créer des scénarios propres, qui, détachés de la réalité, permettent aux gestionnaires de tester l'efficacité de plusieurs solutions sur l'évolution des débits du fleuve, mais aussi de mieux comprendre le fonctionnement de l'hydrosystème.

Tableau 2.7 : Données disponibles dans le Tableau de Bord de la Ressource en eau de la Charente à l'amont d'Angoulême (TBR)

Données	Stations	Sources
Stocks	Lavaud et Mas-Chaban	Institution Charente et Conseil Général Charente
Débits	Lavaud et Mas-Chaban	Institution Charente et Conseil Général Charente
	Foulpougne, Luxé, Vindelle, Rochemaux	DIREN Poitou-Charentes
Réserve en eau disponible	Lavaud	Institution Charente
	Mas-Chaban	Conseil Général Charente
Indicateurs de prélèvements	Marsac, Chenon, Chenonnet	Exploitants agricoles, Institution Charente
Piézométrie	La Rochefoucault	Conseil Général Charente
	Aigre, Ruffec, etc.	Région Poitou-Charentes
Pluviométrie	Charente, Cognac, Ruffec, La Péruse	Météo France
Température	Cognac, Poitiers	
Evapotranspiration	Cognac, Poitiers	

Le TBR est un véritable outil quotidien d'aide à la décision pour gérer le plus efficacement possible les ressources disponibles. En effet initialement, le TBR n'était qu'un outil de simulation destiné aux gestionnaires des barrages pour prévoir les lâchers d'eau en fonction de l'état des débits sur le fleuve Charente. Depuis à l'initiative de l'Institution Charente, il sert de base de discussion pour la réunion hebdomadaire qui se tient pour décider de l'ouverture des vannes des barrages mais aussi pour constater et prévoir l'état des ressources en eau sur la zone d'étude. Ainsi, à partir des informations sur l'état du système et de diverses modélisations de scénarios prévisionnels à partir du TBR (pluies probables, demandes agricoles en hausse, simulations alarmistes ou optimistes...), le comité décide du soutien d'étiage à apporter pour satisfaire la demande. En cas de crise imminente, le comité prévient le préfet et apporte son aide dans la gestion de cette crise.

Toutefois, un certain nombre d'améliorations doivent être encore mises en place. En effet, dans un contexte de mise en oeuvre du PGE et de gestion concertée d'une ressource en eau limitée en période estivale, il paraît nécessaire d'envisager certaines évolutions plus fondamentales qui pourraient s'articuler autour des trois axes suivants :

- L'extension des outils de prévision mis en place sur la Charente à l'amont d'Angoulême (station limnimétrique de Vindelle) à l'ensemble du bassin versant, i.e. jusqu'à l'estuaire du fleuve,
- L'intégration de nouveaux indicateurs dans TBR pour intégrer certaines données utiles pour la mise en application du PGE de la Charente. Ces indicateurs peuvent concerner les piézométries, les besoins en eau douce à l'estuaire des productions conchyliques, ou encore une meilleure connaissance en temps réel des prélèvements agricoles.



Figure 2.28 – Carte de constat des ressources en eau sur le bassin versant de la Charente (Coliane, 2007)

2.9.3 Retour d'expériences sur le Plan de Gestion des Etiages

2.9.3.1. Bilan quantitatif des ressources en eau en Charente amont

A partir d'une synthèse réalisée à la fin de chacun des étages (Institution Charente, 2004), plusieurs investigations ont été menées dans le cadre de ce travail pour évaluer l'efficacité du PGE : bilan de la gestion volumétrique, réactivité des prises d'alerte, efficience des lâchers de barrage. Le bilan de l'Institution Charente rassemble les données de piézométries et de précipitations à Ruffec, les débits au niveau de la station de Vindelle, les débits de lâchure des barrages et enfin les consommations d'eau par l'irrigation (figure 2.29). Le DOE a, par exemple, été franchi à 36 reprises, le DCR à 16 reprises, en 2003 et, respectivement, à 16 et 5 reprises, en 2004.

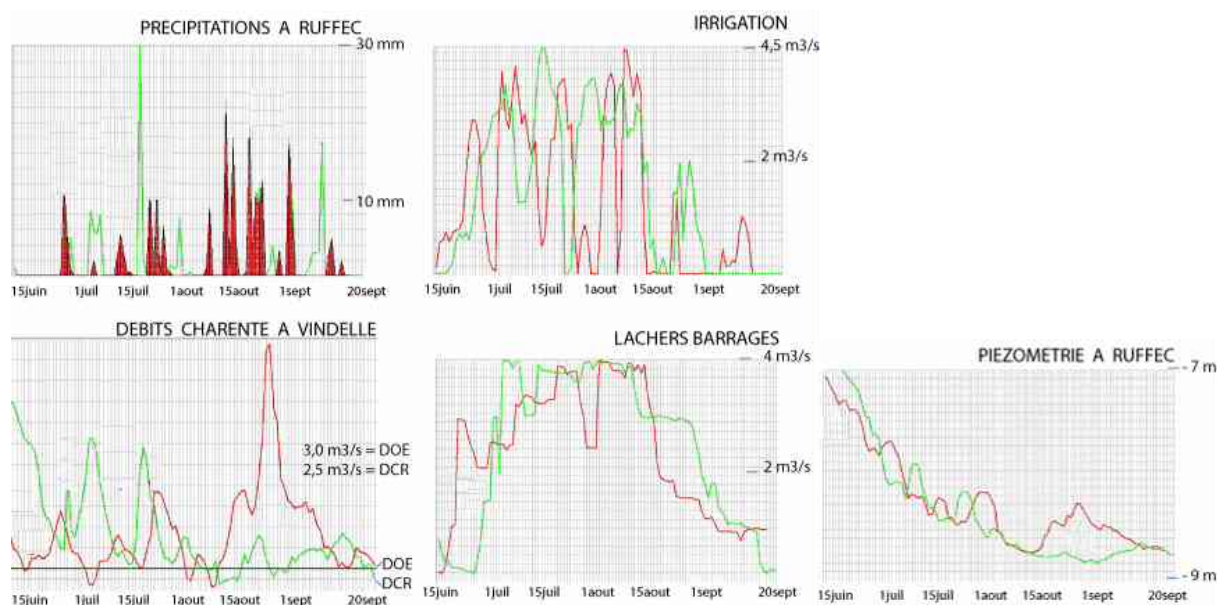


Figure 2.29 - Comparaison des étiages 2003 (vert) et 2004 (rouge) (Institution Charente, 2004)

➤ *Influence du PGE sur le nombre de restrictions*

Les ressources du bassin de la Charente montrent encore leurs limites et la fragilité du système, qui ne permet pas de sécuriser les usages de l’eau en année déficitaire. En effet, le débit mensuel d’étiage est de 4 m³/s (33 m³/s en moyenne dans l’année) et l’on dénombre un débit inférieur au DCR (2.5 m³/s), pendant 60 jours, une année sur dix, pendant 30 jours, une année sur cinq, et, pendant 20 jours, une année sur deux (Institution Charente, 2003). Toutefois, lorsque l’on compare deux années climatiques très sèches (1990 et 2003), la première sans le barrage de Mas-Chaban et la seconde avec (passage de 10 à 22.7 Mm³ de volume utile pour le soutien d’étiage), nous constatons que le nombre total de jours d’alerte a été réduit de près de 40 % (figure 2.30). De même, pour les années climatiques 1999 et 2002, toutes relativement humides, le nombre de jours d’alerte a chuté de plus de 50 %.

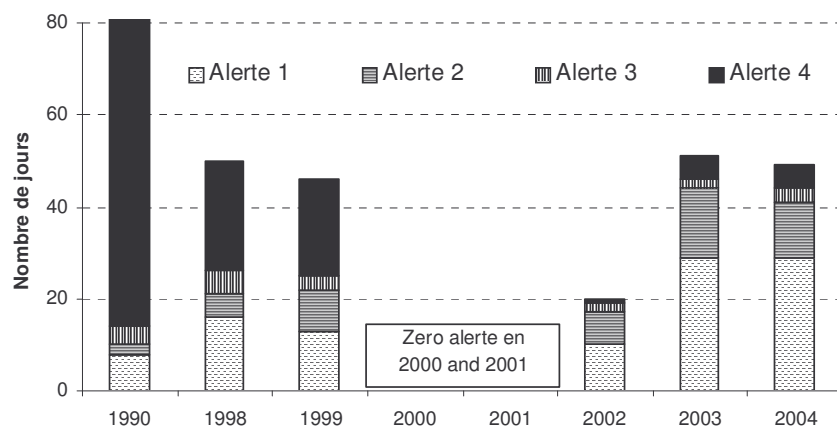


Figure 2.30 - Nombre de jours d’alerte durant 8 années climatiques (Loubier et al., 2005)

➤ *Les déficits par rapport aux objectifs fixés par le PGE*

Le SDAGE Adour-Garonne retient la notion de rivières très déficitaires pour la Charente pour laquelle la reconstitution du DOE est prioritaire. Tout prélèvement supplémentaire sur le fleuve et ses nappes d'accompagnement ne devrait être autorisé que si une compensation est garantie par un plan explicite de mobilisation de ressources nouvelles et/ou de réduction des consommations existantes. La synthèse de plusieurs études sur les ressources disponibles, les usages et les quantités stockées (CACG, 1999; Institution Charente, 2004; AScA, 2006) permettent d'aboutir au tableau 2.8.

Tableau 2.8 – Déficit moyens sur les écoulements avec et sans stockages sur la saison d'été

Bassin	Écoulements naturels (Mm ³)		Stockages (Mm ³)	Résiduel (Mm ³)	
	Déficit DOE	Déficit DCR		Déficit DOE	Déficit DCR
Charente amont	19.8	16.7	22.4	0	0
Charente aval	73.5	19.2	22.4	51.1	0
Boutonne ³	8	5.7	0	8.0	5.7
Total⁴	81.5	24.9	22.4	59.1	5.7

Ces études montrent que sur le sous-système de la Charente amont, l'insuffisance des écoulements naturels est palliée par l'existence de réserves artificielles permettant d'équilibrer les bilans en situation quinquennale vis-à-vis du DOE et a fortiori du DCR. En conséquence, sur la saison d'irrigation, les prélèvements semblent compatibles avec les ressources disponibles sur le bassin versant de la Charente amont. Néanmoins, de faibles taux de remplissages des barrages, une mauvaise efficacité des lâchers ou des demandes en eau ponctuelles supérieures aux ressources disponibles peuvent créer des situations de crise (figure 2.31).

Même si le bilan global ressources – usages semble satisfaisant sur le bassin versant amont de la Charente, les étiages sur les dernières années restent particulièrement sévères, avec pour six années sur huit sur la période de 1998 à 2005, plusieurs franchissements du DOE et du DCR. Ce constat est bien loin des objectifs du PGE avec le respect du DOE 4 années sur 5 et le respect strict du DCR.

³ Cours d'eau rejoignant la Charente au niveau de son estuaire.

⁴ Les déficits de la Charente amont se répercutent sur la Charente aval. Le total des déficits ne représente donc que la somme de la Charente aval et de la Boutonne. Idem pour les stockages.

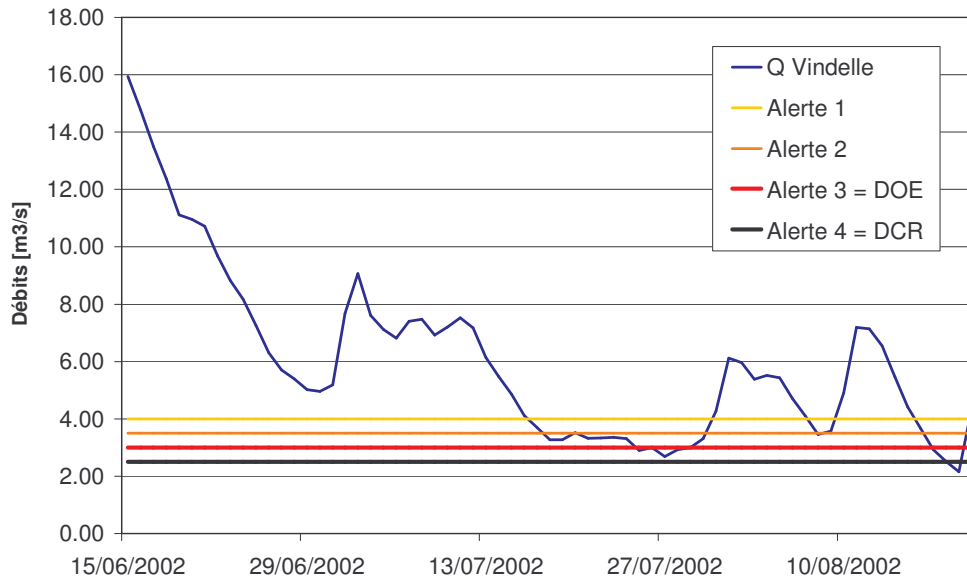


Figure 2.31 – Débits journaliers de la Charente à Vindelle pour la saison d'étiage 2002

De plus, en ne considérant plus seulement le sous-système de la Charente amont, la situation des sous-systèmes correspondants à la Boutonne ou au sous-système de la Charente aval reste difficile (tableau 2.8). En effet, ces sous-systèmes sont surexploités ou ne bénéficient pas suffisamment des ressources supplémentaires de barrages ou de retenues collinaires.

Pour la Charente aval, le sous-système est, de plus, pénalisé par les déficits issus de la Charente amont. Au final à l'estuaire de la Charente, ces déficits sont évalués à 51 Mm³ par rapport au DOE. En conséquence, plusieurs questions se posent :

- La détermination administrative des DOE et DCR permet-elle une coexistence de l'ensemble des usages (irrigations, conchyliculture, etc.) à la fois sur chacun des sous-systèmes (Boutonne, Charente amont), mais aussi, sur l'hydrosystème entier du bassin la Charente ?
- Et enfin, qu'elles sont les zones où les efforts pour faire correspondre les prélèvements et les usages n'ont pas été suffisants ?

Même si les objectifs de mon étude se limitent à l'étude du sous-système de la Charente amont, il est important de rappeler qu'une gestion intégrée se doit d'être mise en place sur la totalité du bassin versant de la Charente et de rassembler toutes les notions du système, et donc également, les besoins en aval de notre zone d'étude (conchyliculture, qualité de l'eau, etc.). Un équilibre entre les usages et les demandes doit être trouvé à la fois entre les différents usagers mais aussi sur la totalité du territoire de l'hydrosystème (solidarité amont – aval).

Encadré 2.10 : Le DOE à Vindelle doit-il être augmenté ?

Au sens du SDAGE, le franchissement du DOE est effectif si le VCN_{10} est inférieur à 80 % du DOE. Pour la Charente à Vindelle, le DOE est de $3 \text{ m}^3/\text{s}$. En conséquence, il faut que le VCN_{10} soit égal à $2.4 \text{ m}^3/\text{s}$ pour avoir une défaillance du DOE au sens du SDAGE. Pour rappel, le DCR est de $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$ à Vindelle et il doit respecter de façon stricte. En conséquence, le respect du DOE, au sens de débit permettant la coexistence de tous les usages, ne signifie pas grand-chose pour la Charente à Vindelle puisque, sur une période de 10 jours, le DOE a très bien pu être respecté alors que l'on a pu franchir le DCR.

De plus, la très faible différence entre les valeurs du DOE et du DCR à Vindelle ($0.5 \text{ m}^3/\text{s}$) comparés aux débits prélevés sur la Charente amont (5 à $8 \text{ m}^3/\text{s}$), explique en grande partie que lorsque le DOE est franchi, le DCR l'est malheureusement souvent aussi. Dans ces conditions, le DOE ne peut pas jouer son rôle d'objectif et d'élément déterminant pour la décision concernant les lâchers de barrages, les restrictions, etc. Toutefois, dans le cadre du PGE, l'Institution Charente comptabilise chaque franchissement du DOE et du DCR au sens strict, c'est-à-dire lorsque le débit franchit les seuils de 3 et $2.5 \text{ m}^3/\text{s}$.

Enfin, la valeur du DOE à Vindelle, même si elle ne propage pas de déficit de ressources vers l'aval, ne permet pas une gestion intégrée du système *Charente*, mais seulement du sous-système *Charente amont*, avec notamment aucune répartition des ressources entre les usages et une absence de solidarité amont – aval.

2.9.3.2. Différentiation des notions de débit et de ressource dans le contexte de la Charente amont

Pour prendre en compte les spécificités du bassin de la Charente et mieux comprendre l'impact des usages préleveurs sur le système, il est nécessaire de différencier les notions de contrôle du débit et de contrôle de la ressource qui sous tendent le concept de DOE (Institution Charente, 2004). En effet, les deux fonctions peuvent être confondues sur de nombreux cours d'eau. Cependant dans le contexte charentais, il paraît nécessaire de préciser ces différentes notions en raison des échanges avec le compartiment souterrain. En règle générale, le débit mesuré en un point du cours d'eau informe sur son état. Quand il est supérieur au DOE, l'ensemble des usages de l'eau est garanti, notamment le bon fonctionnement de l'écosystème en aval, comme par exemple la pérennité des habitats piscicoles. Il mesure donc le maintien d'un flux d'eau superficielle et le maintien d'une ligne d'eau.

Le DOE est aussi utilisé comme indicateur de la ressource. En effet, la ressource peut être suivie et en partie encadrée, par un réseau de points d'observation sur les eaux superficielles. Cependant, le suivi ne sera pas complet si l'on n'intègre pas la dimension souterraine. En effet, deux éléments importants ne sont pas pris en compte :

- Tout d'abord, l'ensemble de la ressource ne transite pas forcément par les eaux superficielles. Sur l'hydrosystème de la Charente amont, des court-circuitages existent entre les ressources superficielles et souterraines notamment au niveau des pertes de la Tardoire et la Bandiat vers le karst de la Rochefoucauld qui influencent les débits à

Vindelle (cf. paragraphe 1.3.4 et 1.4). Ainsi, les débits observés à Vindelle ne caractérisent pas complètement la ressource en eau du bassin versant en amont de la station.

- Ensuite, les écarts entre la ressource et le DOE mettent en évidence des effets retard dus à la différence de dynamiques entre les eaux superficielles et les eaux souterraines. Ces écarts rendent souvent inadéquats et inapplicables les stratégies de régulation fondées uniquement sur un contrôle des débits qui sont utilisées sur le bassin de la Charente et ailleurs sur Adour-Garonne. Un élément supplémentaire capable de caractériser l'état de la ressource dans le compartiment souterrain doit être utilisé conjointement. Le SDAGE Adour-Garonne et le PGE de la Charente ont proposé d'utiliser des Piézométries Objectif d'Etiage (POE). Toutefois actuellement en Charente, l'utilisation du POE n'est pas faite conjointement avec le DOE pour la gestion des ressources en eau sur un même bassin. Les gestionnaires utilisent donc soit seulement le DOE, soit le POE.

Les interactions entre les ressources en eau superficielles et souterraines dans le bassin versant de la Charente impliquent une vision globale, ou intégrée, du problème tant au niveau des données à acquérir, des objectifs de gestion que des solutions à apporter. La solution passera donc par la définition d'une échelle de temps et d'espace cohérente afin de mettre en place une gestion conjointe des ressources en eau notamment la délimitation de la nappe d'accompagnement (cf. chapitre 3).

2.9.3.3. La réactivité des prises d'alertes

Les entretiens avec les acteurs de la gestion de l'eau en Charente ont montré l'existence de négociations au moment des prises d'alerte. Cette dernière est du ressort de la DDAF. Mais la plupart du temps, la décision est négociée avec les représentants des irrigants (ASA et irrigants indépendants), réunis au sein de l'Association des irrigants Charentais, car ils peuvent s'auto-restreindre pour éviter l'alerte.

La réactivité des prises d'alerte, autrement dit la rapidité avec laquelle elles sont prises, est donc un indicateur pertinent de l'état du système (Hardelin, 2003). Une bonne réactivité est primordiale car le délai peut être important entre la décision administrative et son application effective sur le terrain. En plus de la négociation, plusieurs facteurs peuvent, en effet, ralentir la procédure, soit sur la prise d'alerte elle-même, soit sur son application sur le terrain :

- Les seuils d'alerte peuvent être franchis le week-end. Il faudra alors attendre le lundi pour prendre l'alerte.
- Les débits des cours d'eau doivent être validés par la DIREN Charente. Cette validation exige, inexplicablement, 48 heures.
- L'alerte est généralement appliquée à la période suivant celle où elle a été décidée soit un délai pouvant aller de un à sept jours, la durée maximale d'une période.
- Pour être effectivement appliquée, la décision de prise d'alerte doit être diffusée à tous les irrigants concernés, généralement par voie d'affichage en mairie. Cette étape peut parfois prendre plusieurs jours.

Pour mesurer la réactivité des prises d'alertes, les débits du fleuve Charente ont été comparés avec les dates effectives des prises d'alerte, pour l'année 2002 (figure 2.32). Les résultats se sont révélés différents d'un bassin à l'autre.

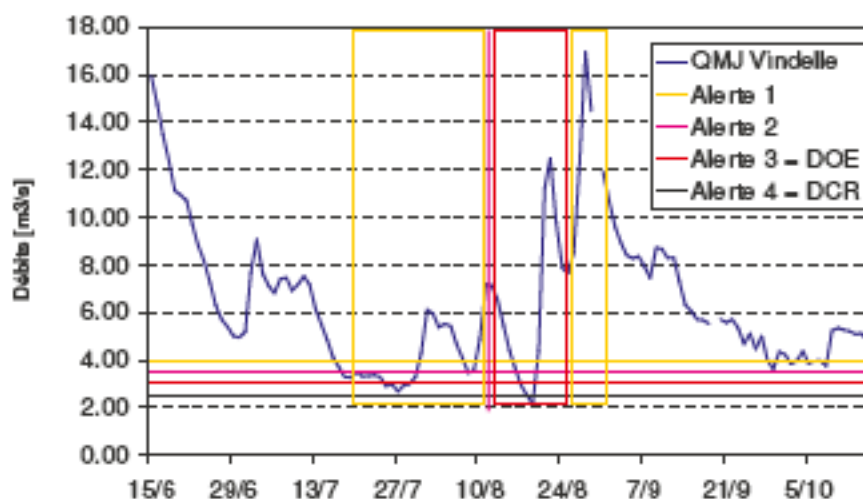


Figure 2.32 – Débits de la Charente (m^3/s) et niveaux d'alerte en 2002

L'observation montre une inertie importante dans la prise des alertes dans le bassin de Charente amont. Le seuil d'alerte 1 a été franchi le 17 juillet, puis le seuil d'alerte 2 le 18 juillet. Le débit s'est alors stabilisé légèrement au-dessus de l'alerte 2 pendant les jours suivants. L'alerte 1 n'a été prise que le 24 juillet, soit 7 jours après le franchissement du premier seuil. Dès le lendemain de cette décision, le seuil d'alerte 2 a été de nouveau franchi et le restera pendant cinq jours consécutifs (le seuil atteint même l'alerte 3 durant une journée) sans qu'une alerte 2 ne soit effectivement déclenchée.

Après une remontée en *dent de scie* du débit, l'alerte 2 n'est effectivement prise que le 16 août, alors que l'indicateur indique le franchissement du seuil d'alerte 1. A partir de cette date, l'alerte 3 est prise avec une assez bonne réactivité, puis les alertes sont progressivement levées du fait de la forte remontée du débit. Une réelle inertie est donc observée dans les prises d'alerte pour la campagne 2002 alors même que la saison d'étiage n'était pas critique. Les résultats sur les autres années ne sont pas présentés mais l'inertie est restée identique sur le bassin versant de la Charente amont entre 2002 et 2007.

2.9.3.4. Efficiences des lâchers des barrages

Le PGE rappelle que les ouvrages de Lavaud et Mas-Chaban ont une fonction de soutien d'étiage qui doit être garantie jusqu'au mois d'octobre. Le gestionnaire des barrages doit optimiser ses lâchers (besoins en eau d'irrigation, débit naturel, éclusées...) et ceci à courte et moyenne échéance (journée à saison d'irrigation). Néanmoins, sur les deux barrages, il n'existe pas actuellement de statistiques sur l'efficacité des lâchers.

L'objectif de gestion du soutien d'étiage de la Charente amont est complémentaire des objectifs de la gestion volumétrique. Il correspond au maintien du DOE de 3 m³/s à la station de Vindelle mais sans limitation de période, c'est-à-dire y compris après la période d'irrigation. En l'absence de gestion interannuelle des barrages, les gestionnaires ont pour habitude, lorsque les ressources sont suffisantes, de prendre comme objectif du sous-système Charente amont le premier seuil de restriction des prélèvements agricoles, soit 4 m³/s. Cette valeur permet, dans un objectif de gestion intégrée, d'augmenter les débits du fleuve dans le sous-système Charente aval. Ainsi, les déficits importants à l'étiage sont réduits et permettent de mieux satisfaire les usages, principalement la conchyliculture au niveau de l'estuaire du fleuve. A l'inverse, lorsque les indicateurs de la ressource en eau (débits, piézométries et volumes stockés disponibles) indiquent qu'en l'absence de précipitations estivales l'étiage sera critique, comme en 2005, les gestionnaires peuvent se fixer un objectif égal au DCR à Vindelle (2,5 m³/s).

L'efficacité des lâchers de soutien d'étiage peut être définie comme le pourcentage des volumes lâchés qui vient résorber le déficit en eau par rapport à un objectif de gestion. Une bonne efficacité des lâchers passe par une prévision *fiable* des débits au point d'objectif. Il faudra donc intégrer le temps de transfert des débits des retenues jusqu'à la station objectif. La prévision doit également prendre en compte à la fois l'évolution naturelle des débits et les influences qui s'exercent sur le cours d'eau, notamment les prélèvements.

Tableau 2.9 – Calcul de l'efficacité du soutien d'étiage pour différentes années climatiques à partir de plusieurs objectifs

Année	Volumes lâchés en Mm ³ (01/06 au 31/10)	Volume (Mm ³) réduisant le déficit par rapport à l'objectif (m ³ /s)				Efficacité (%)			
		6	4	3 ⁵	2.5 ⁶	6	4	3 ²	2.5 ³
1999	7.4	6.7	4.3	2.5	1.9	91	58	33	25
2002	15.9	10.3	5.6	1.6	0.1	65	35	10	1
2003	22.5	18.1	12.9	3.8	1.6	80	58	17	7
2005	17.6	~ 17.6	17.0	14.1	13.1	~ 100	96	80	74

Les calculs d'efficacité du soutien d'étiage ont été effectués, lors de ce travail, pour plusieurs objectifs de gestion (2.5, 3, 4 et 6 m³/s) et pour plusieurs années représentatives de climatologies particulières (tableau 2.9). Les années 1999 et 2002 représente des saisons d'étiage relativement humides, l'année 2003, une saison très sèche et l'année 2005, une saison d'étiage exceptionnelle car elle a combiné un été et un hiver 2004/2005 très secs.

La comparaison permet d'étudier les situations d'étiages avant et après la mise en service du barrage de Mas-Chaban en 2000. Les volumes théoriques pour les lâchers sont donc de 22.4 Mm³ à partir de la mise en service de Mas-Chaban contre 10 Mm³ lorsque la retenue de Lavaud était la seule disponible. L'efficacité des lâchers de barrage a été calculée sur la

⁵ L'objectif de 3 m³/s à Vindelle correspond à la valeur du DOE.

⁶ L'objectif de 2.5 m³/s à Vindelle correspond à la valeur du DCR.

période 01 juin au 31 Octobre. Le débit réservé⁷ n'a pas été comptabilisé au titre du soutien d'étiage mais il doit cependant être garanti tout le temps.

Etant donnée la faiblesse des débits de l'année 2005, pratiquement chaque mètre cube lâché par les barrages a participé à la réduction du déficit à Vindelle ce qui explique les efficacités très fortes. Ces valeurs ne sont donc pas dues à des changements de mode de gestion des barrages mais plutôt à un contexte climatique particulier. En 1999, les volumes lâchés par le barrage de Lavaud représente près de 7.4 Mm³ alors que les volumes venant réduire le déficit vis-à-vis du DOE à Vindelle ne sont que de 2.5 Mm³. Ainsi, des lâchers ont eu lieu alors que les débits à Vindelle étaient supérieurs à 3 m³/s. Finalement, un volume total de plus de 5 Mm³ de lâchers par les barrages n'aura pas servi à combler le déficit par rapport au DOE. Or en 1999, les déficits par rapport au DOE et au DCR sont évalués, respectivement, à 1.8 et 1.6 Mm³ (tableau 2.10). Une meilleure efficacité des lâchers de barrages aurait pu permettre d'éviter les crises de cette année là avec, respectivement, 28 et 21 franchissements du DOE et du DCR. Un meilleur placement des lâchers aurait donc permis théoriquement d'éviter tous les jours d'alerte et non pas seulement de les réduire.

Tableau 2.10 – Déficits cumulés du débit à Vindelle par rapport aux DOE et DCR

Année	Déficits par rapport au DOE (Mm ³)	Déficits par rapport au DCR (Mm ³)	Nombre de jours sous le DOE	Nombre de jours sous le DCR
1999	1.8	1.6	28	21
2002	0.2	0.1	7	1
2003	1.5	1.1	36	17
2005	12.7	12.5	112	105

Les volumes utilisés pour réduire le déficit par rapport à l'objectif de gestion du DOE (3 m³/s) représentent souvent moins de 30 % du volume total lâché (1999, 2002 et 2003). En aucun cas, ces volumes ne sont perdus pour l'hydrosystème du bassin versant de la Charente, puisque ces ressources disponibles peuvent servir à d'autres usages à l'aval. Par exemple, au niveau de l'estuaire, les activités conchylicoles ont besoin d'eau douce en quantité suffisante pour leurs activités. Néanmoins, l'utilisation des ressources stockées dans des situations où les indicateurs n'affichent pas de crise induira forcément un manque de ressources pour les véritables dans le futur. Ainsi, la gestion à l'échelle du bassin versant de la Charente n'est pas encore intégrée. En ce qui concerne seulement la gestion du sous-système de la Charente à l'amont d'Angoulême, les réserves utiles doivent permettre d'éviter les franchissements des indicateurs que sont le DOE et le DCR à Vindelle. Or ce n'est pas toujours le cas principalement à cause d'un manque d'efficacité des lâchers des barrages et de connaissance du fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème.

En conséquence, l'efficacité des lâchers de barrage actuelle ne permet pas une gestion optimale de l'hydrosystème. La comparaison des volumes lâchés et des volumes venant

⁷ Le débit réservé pour les deux barrages de Lavaud et Mas-Chaban est de 140 l/s.

réduire les déficits par rapport aux indicateurs est très importante afin de déterminer les marges de progression disponibles par la gestion des aménagements.

La grande inconnue de l'hydrosystème reste l'influence des prélèvements qui peuvent être supérieurs aux débits lâchés par les barrages. Une meilleure connaissance, si possible quelques jours à l'avance pour une meilleure prévision par le TBR, est un passage obligé pour l'amélioration de l'efficacité des lâchers de barrages et par la même occasion de la situation à l'étiage sur tout l'axe réalimenté du bassin versant de la Charente amont. Cette amélioration ne sera que bénéfique par la suite pour la situation, également critique, au niveau de la Charente aval et de son estuaire.

Néanmoins, un élément technique réduit considérablement la marge de manœuvre de l'Institution Charente et du Conseil Général dans la gestion des lâchers des barrages. Les vannes des deux ouvrages ne peuvent délivrer que 4 m³/s maximum alors que les prélèvements agricoles ont été estimés environ au double (Jeudi de Grissac et Sicard, 1998). Dans la perspective d'un meilleur placement des volumes stockés, il serait intéressant pour les gestionnaires des barrages d'évaluer la faisabilité d'augmenter les débits maximums pour le soutien d'étiage. L'augmentation de ce débit implique cependant une gestion raisonnée des ressources avec des mouvements quotidiens des vannes afin de placer ces débits supplémentaires disponibles lorsque la situation hydrologique, ou les usages, les demandent mais en respectant la règle de partage des volumes alloués pour chacun des usages.

2.10. Conclusion

Pour résumer les problèmes en gestion de l'eau, la littérature récente parle de « *vieux problèmes – toujours sans solutions* » (Querquin *et al.*, 2003). En effet, certaines questions font encore débat, notamment, celles liées aux modes de gestion (offre, demande ou bien intégrée), aux échelles temporelle et spatiale à appliquer et à l'influence anthropique sur les ressources naturelles.

Pourtant, les conférences internationales sur l'eau et le développement durable (Dublin, Rio, Paris) ont permis de définir des principes de la gestion intégrée des ressources en eau :

1. L'eau douce est une ressource limitée et vulnérable, indispensable à la vie, au développement et à l'environnement.
2. Le développement et la gestion de l'eau devraient être fondés sur une approche participative impliquant les usagers, planificateurs et décideurs à tous les niveaux.
3. Les femmes sont au cœur des processus d'approvisionnement, de gestion et de conservation de l'eau.
4. Pour tous ses différents usages, souvent concurrents, l'eau a une dimension économique. C'est pourquoi elle doit être considérée comme un bien économique.

Néanmoins, malgré la définition de ces principes, les actions tardent à se mettre en place. Une phrase de Rey résume bien tout le problème, et pas seulement dans son contexte particulier : *les interventions sur les périmètres irrigués manquent de réalisme pour obtenir une bonne gestion. De ce fait, les interventions ne sont pas assez opérationnelles pour être pertinentes et pas assez globales pour être vraiment efficaces* (Rey, 1996). La sensibilisation à ces problèmes doit augmenter, et les institutions de l'eau doivent encourager les gestionnaires à les résoudre avec les usagers au sein d'un système participatif (Barreteau et al., 2002; Rinaudo et Garin, 2003).

Pour sa mise en place, la gestion des ressources en eau nécessite une vision systémique de la zone d'étude pour comprendre son fonctionnement (cf. chapitre 1 pour la Charente amont), mais aussi d'utiliser les *bons leviers* afin de définir et de déclencher les actions permettant de pallier les problèmes éventuels. En Charente, les leviers identifiés sont les lâchers de barrages et les restrictions d'usage. Ces prises de décision par les gestionnaires doivent être basées sur des indicateurs. Ces derniers sont des variables, mesurées ou calculées, qui sont positionnées par rapport à une référence. Le Tableau de Bord de la Ressource en eau (TBR), qui est l'outil d'aide à la décision en Charente, rassemble plusieurs indicateurs dont les débits (DOE et DCR) et les piézométries (POE et PCR).

Le bassin versant de la Charente est un secteur où une gestion quantitative a dû être mise en place car les usages, essentiellement agricoles, sont trop importants par rapport aux ressources disponibles. Pour gérer le sous-système de la Charente à l'amont d'Angoulême, le gestionnaire est amené à prendre des décisions (prévoir et agir) et à suivre l'influence de ces décisions sur le fonctionnement du système (contrôle).

Ainsi, les gestionnaires chercheront tout d'abord à *prévoir*, à partir des entrées contrôlables (u , lâchers de barrages) et des perturbations (b , précipitations, prélèvements et échanges nappe-rivière), les sorties d'intérêts (y , débits à Vindelle) et les sorties mesurées (z , volumes des barrages et débits intermédiaires). A partir de la prévision des sorties y , le gestionnaire effectue la phase de *contrôle* entre ces sorties y et les objectifs de gestion, les indicateurs, qu'il se sera fixé (y_{obj} , DOE et DCR à Vindelle). Lorsque les sorties y sont compatibles avec les objectifs de gestion, le gestionnaire n'aura pas besoin d'*agir*. Dans le cas inverse, il devra *agir* sur les entrées qu'ils maîtrisent (lâchers de barrages ou restrictions des usages), les entrées contrôlables u , afin de modifier les sorties d'intérêts y pour tenter de les faire correspondre aux objectifs de gestion y_{obj} .

Pour répondre au déficit chronique en Charente amont, les gestionnaires ont mis en place des mesures de gestion quantitative des ressources en eau qui sont rassemblées dans le PGE. Ces mesures concernent plusieurs points :

- ⇒ La réglementation des prélèvements agricoles avec la gestion volumétrique qui définit des quotas par hectares, des calendriers d'irrigation et des contrôles du respect de ces mesures,
- ⇒ Des indicateurs de l'état des ressources en eau (DOE et POE) permettant aux gestionnaires de décider des lâchers de barrage, et, lorsque la situation est devenue

critique, de prendre des mesures de restrictions pouvant conduire à l'interruption des usages,

- ⇒ Un outil d'aide à la décision, le TBR composé de modèles qui permettent de prévoir quelques jours à l'avance des lâchers de barrages mais aussi d'anticiper les restrictions,
- ⇒ Des aménagements supplémentaires (Lavaud, Mas-Chaban et les retenues de substitutions) permettant de mobiliser des ressources nouvelles (~ 30 Mm³).

La tarification de la consommation en eau, qui permet seulement de couvrir les dépenses d'entretien des gestionnaires des barrages et en aucun cas de limiter les quantités de prélèvements par des tarifs dissuasifs, ne peut être considérée ici comme une mesure de gestion des ressources en eau.

Depuis la mise en place de ces mesures, la gestion des ressources en eau s'est améliorée en Charente amont si l'on regarde les indicateurs de DOE et de DCR en termes d'intensité – durée – fréquence de dépassement. Cependant, plusieurs points ont pu être identifiés par les gestionnaires et les acteurs afin d'améliorer la gestion actuelle des ressources en eau :

- Connaître et modéliser les compartiments, les interactions ou les perturbations entre chacun des sous-systèmes identifiés (prélèvements agricoles, influences des barrages, etc.),
- Baisser les consommations en eau par hectare pour les irrigants d'année en année afin d'équilibrer, à l'horizon 2012, les ressources et les besoins sur le bassin versant de la Charente amont,
- Utiliser des indicateurs, qui contrairement au DOE, permettraient de traduire la dimension d'échange avec les eaux souterraines.

Au final, à partir de notre étude du sous-système Charente amont, nous avons pu constater que la gestion n'intègre pas la notion de bassin dans sa globalité. Ainsi, le DOE à Vindelle, situé à l'exutoire de la Charente amont, ne permet pas d'intégrer les demandes en eau à l'aval et notamment à l'exutoire pour les activités conchylicoles. Malgré les efforts consentis sur le bassin versant de la Charente amont où les premiers résultats sont notables, la gestion ne favorise donc pas un développement et une gestion coordonnés de l'eau en vue de maximiser, de manière équitable, le bien-être économique et social en résultant, sans pour autant compromettre la pérennité d'écosystèmes vitaux. En conséquence, les gestionnaires de la Charente sont encore loin d'une gestion dite intégrée.

Chapitre 3

LA GESTION CONJOINTE DES EAUX
SUPERFICIELLES ET SOUTERRAINES :
LA NOTION DE NAPPE D'ACCOMPAGNEMENT

CHAPITRE 3.

La gestion conjointe des eaux superficielles et souterraines : la notion de nappe d'accompagnement

3.1	La gestion conjointe des eaux superficielles et souterraines.....	155
3.2	La notion de nappe d'accompagnement.....	156
3.2.1	<i>Proposition de définition d'une nappe d'accompagnement.....</i>	<i>156</i>
3.2.2	<i>Rappels législatifs et réflexions sur la réglementation</i>	<i>157</i>
3.2.3	<i>Choix d'un seuil d'impact et d'une période de référence pour la délimitation de la nappe d'accompagnement</i>	<i>160</i>
3.2.4	<i>Doit-on délimiter des nappes d'accompagnement ?</i>	<i>162</i>
3.3	Méthodologies pour la délimitation d'une nappe d'accompagnement	163
3.3.1	<i>Délimitation de la nappe d'accompagnement à partir des contextes morphologiques et géologique</i>	<i>164</i>
3.3.1.1.	<i>Nappes d'accompagnement avec un substratum imperméable</i>	<i>164</i>
3.3.1.2.	<i>Nappe d'accompagnement avec un substratum perméable.....</i>	<i>166</i>
3.3.1.3.	<i>Cas d'un cours d'eau en relation avec un aquifère karstique</i>	<i>168</i>
3.3.2	<i>Délimitation de la nappe d'accompagnement à partir du calcul des impacts de prélèvements.....</i>	<i>169</i>
3.3.2.1.	<i>Quantification de l'impact d'un pompage sur un cours d'eau</i>	<i>169</i>
3.3.2.2.	<i>Exemple d'utilisation de la méthodologie basée sur les impacts des prélèvements.....</i>	<i>173</i>
3.3.2.3.	<i>Limitations de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements.....</i>	<i>175</i>
3.4.	Propositions d'une nouvelle délimitation de la nappe d'accompagnement dans le cas du fleuve Charente	186
3.4.1	<i>Quelle méthode utilisée pour la délimitation ?.....</i>	<i>187</i>
3.4.2	<i>Recommandations pour le choix des seuils d'impact et de la période de référence</i>	<i>188</i>
3.4.3	<i>Données hydrodynamiques pour les aquifères en Charente</i>	<i>189</i>
3.4.4	<i>Délimitation proposée pour la NA de la Charente</i>	<i>190</i>
3.5.	Conclusion.....	195

3.1 La gestion conjointe des eaux superficielles et souterraines

Lorsque les ressources superficielles et souterraines sont en relation hydrodynamique, il est nécessaire de fonder ses choix d'exploitation et de gestion sur une analyse globale des avantages et des inconvénients de chacune. Cette méthode est appelée gestion conjointe ou couplée des ressources en eau (Gupta *et al.*, 1985; Onta *et al.*, 1991; Sophocleous et Perkins, 2000). Les exemples donnés dans la littérature sur l'utilisation d'une seule ressource en eau montrent bien les limites d'une telle utilisation. D'une part, la disponibilité des eaux de surface (période, quantité) peut être incertaine (Maknoon et Burges, 1978). D'autre part, le potentiel de certains aquifères a souvent été surestimé entraînant une surexploitation (Van der Leeden, 1975).

Dans ces conditions, il est parfois difficile de considérer les cours d'eau ou les nappes souterraine indépendamment l'un de l'autre (Gupta *et al.*, 1985; Winter, 1995; Sophocleous, 2002). Pour comprendre ces interactions, qui dépendent du climat, des paysages, de la géologie et de facteurs biotiques, il est nécessaire de bien connaître le cadre *hydro-géo-écologique* (Sophocleous, 2002).

Plusieurs exemples dans la littérature (Morel-Seytoux, 1975; Bredehoeft et Young, 1983; Simonovic, 1989) présentent les avantages qu'offre la gestion couplée des eaux superficielles et souterraines. Il ne s'agit pas de choisir entre les eaux superficielles et souterraines mais bien de rechercher la meilleure solution possible. Deux modes de gestion ont été proposés (Yevjevich, 1979; Sahuquillo, 1989) : l'usage alternatif et l'usage conjoint.

L'usage alternatif est un mode de gestion dans lequel la capacité d'emmagasinement des aquifères est mise à profit. Le volume d'eau stocké entre les situations de hautes et de basses des niveaux piézométriques sert à la régulation des ressources en eau avec, par exemple, un usage préférentiel des eaux de surface pendant la saison humide (débits des fleuves et réservoirs) et des eaux souterraines plutôt pendant la saison sèche.

A l'inverse, l'usage conjoint correspond à une utilisation simultanée des deux ressources en eau en tenant compte de leurs interactions (Morel-Seytoux *et al.*, 1973). Les relations nappe-rivière sont, par exemple, mises à profit pour augmenter les disponibilités en eau pendant la période sèche ou encore pour maintenir un débit d'écoulement minimal dans les rivières. Ce mode de gestion à partir d'un usage conjoint est particulièrement indiqué lorsque les deux ressources présentent des réserves limitées (cas de la Charente), ou bien, lorsqu'une des deux ressources est surexploitée, l'autre ressource peut alors servir de recharge comme avec l'infiltration d'eaux superficielles dans les nappes ou la recharge de cours d'eau ou de canaux d'irrigation par pompage dans les nappes (Gupta *et al.*, 1985).

Cependant, une multitude de situations locales particulières peut néanmoins se trouver entre les exemples généraux de l'usage alternatif et conjoint des ressources en eaux superficielles et souterraines présentés ci-dessus.

L'objectif de ce chapitre est de déterminer comment mettre en place, sur un hydrosystème aménagé comme celui du bassin versant de la Charente amont, une gestion conjointe des ressources en eau superficielles et souterraines, présenter le cadre réglementaire des NA, les échelles d'espace et de temps compatibles pour la gestion couplée et, enfin, les méthodes permettant de définir ces échelles et de la délimitation des NA.

3.2 La notion de nappe d'accompagnement

La réglementation française des prélèvements d'eau dans le milieu naturel, par les procédures de déclaration ou autorisation, prévoit deux cadres distincts : le premier pour les eaux superficielles et les NA, le second pour les eaux souterraines. Les compartiments des eaux superficielles et souterraines sont facilement identifiables par les gestionnaires même si leur distinction n'est parfois pas toujours évidente compte tenu des échanges permanents entre les deux, mais la nappe d'accompagnement (NA), notion purement administrative, mérite d'être précisée tant sur le plan réglementaire que scientifique.

3.2.1 Proposition de définition d'une nappe d'accompagnement

La loi sur l'eau impose de définir des zones d'alerte, correspondant à une « unité hydrographique cohérente », dans lesquelles des mesures spécifiques de limitation des usages de l'eau sont prescrites en cas de dépassement de certains seuils (débits pour les rivières ou piézométries pour les nappes). La difficulté est de définir une « unité hydrographique cohérente » alors que, au sein des hydrosystèmes, des échanges continus se produisent entre les différents compartiments.

Selon la réglementation, la NA, concept pratique et conventionnel pour la police des eaux, constitue l'unité géographique cohérente pour la gestion couplée des eaux superficielles et souterraines. Son extension représente le domaine où les prélèvements d'eau souterraine sont soumis à la même réglementation que les prélèvements de surface afin de préserver les débits des cours d'eau. La NA n'est donc pas un concept hydrogéologique structural ou hydrodynamique. On devra donc tenir compte de la localisation de la nappe et du cours d'eau, du régime des prélèvements, de leurs intensités et de la période du préjudice pour les débits superficiels.

Dans l'optique d'une gestion conjointe des ressources en eau, et en tout premier lieu pour savoir dans quel cadre réglementaire se situe un prélèvement dans une nappe, il est donc nécessaire de connaître la délimitation de la NA de tout cours d'eau. Néanmoins, avant de pouvoir la délimiter, il faudrait se référer à une définition plus précise que celle évoquée ci-dessus. Or, il n'en existe pas.

Si on se réfère au terme de NA ainsi qu'à l'objectif de la réglementation qui est de sauvegarder un débit *suffisant* dans les cours d'eau superficiels, on comprend implicitement

qu'il s'agit d'une nappe d'eau souterraine, principalement mais non exclusivement alluviales, en connexion hydraulique avec le cours d'eau et dans laquelle un prélèvement est susceptible d'avoir un impact sur le débit de ce dernier. En ce sens, on rejoint Daum *et al* (1995) quand il affirme que les conditions de connexion sont déterminantes et doivent faire partie de la définition de la NA.

Le terme de NA, même s'il est communément utilisé par les gestionnaires, me semble discutable car il peut laisser penser que la NA est un sous-système au sein de l'hydrosystème en plus des cours d'eau ou des nappes souterraines. Or, la NA, quelle que soit sa définition et sa délimitation, reste, avant tout, une nappe d'eau souterraine¹. La NA ne représente donc, comme nous le verrons par la suite, qu'une portion du sous-système de la nappe souterraine définie sous certaines conditions.

D'autres termes ont été introduits par différents auteurs, notamment Berkloff (1966) avec le terme de nappe subordonnée au cours d'eau, mais il présente les mêmes désavantages que le terme de NA. Dès lors, le terme de NA même s'il peut paraître impropre, sera donc utilisé avec les limites qui viennent d'être soulignées.

Finalement, les véritables questions à se poser concernant la gestion conjointe des ressources en eaux superficielles et souterraines ne sont-elles pas plutôt :

- Est ce bien raisonnable de délimiter, au sein des nappes souterraines, une NA, où la même réglementation que les eaux superficielles est appliquée, sans se soucier des interactions avec le reste de la nappe ?
- A partir de quelles méthodes scientifiques peut-on réaliser ce découpage ?
- Les limites des NA sont-elles définies à partir d'un seuil impact des prélèvements sur les débits cours d'eau ?
- Comment définir ce seuil ?

Ces questions sont légitimes surtout lorsque l'on s'aperçoit que certaines administrations ont défini des NA selon des critères plus que fantaisistes. Par exemple, quel crédit accordé à la NA du Rhône pour les communes de Livron-sur-Drôme et de Loriol-sur-Drôme qui a été arbitrairement fixée à l'autoroute A7 par les services de l'Etat (Noël et Lamotte, 2005).

Les prochains paragraphes doivent nous permettre de répondre à certaines de ces questions et de proposer des méthodologies plus scientifiques pour la délimitation des NA.

3.2.2 Rappels législatifs et réflexions sur la réglementation

En France, une proportion importante des prélèvements pour l'alimentation en eau potable, en eau industrielle et en eau d'irrigation est réalisée dans des aquifères en relation avec des cours d'eau. Ces pompages peuvent, dans certains cas, priver les cours d'eau de l'apport venant de ces aquifères ou même dériver une partie du débit des eaux de surface (Vernoux *et al.*, 2001). Au niveau réglementaire, afin de limiter l'impact des prélèvements sur des

¹ Une nappe d'eau souterraine est une quantité d'eau contenue dans le sous-sol facilement et économiquement mobilisable pour l'activité humaine (Margat, 1976; CNFSH Commission de terminologie, 2007).

cours d'eau, la réglementation française assimile les prélèvements dans ces aquifères aux prélèvements dans le cours d'eau lui-même.

Selon les textes réglementaires (cf. encadré 3.1), les seuils de débits (déclaration et autorisation) fixés pour les pompages dans les NA font référence à un débit de pompage de 400 à 1 000 m³/h ou à un pourcentage (2 ou 5 %) du QMNA₅ du cours d'eau associé. De même, pour les autres nappes, non explicitement associées à un cours d'eau, ces seuils font référence à un débit de pompage de 10 000 m³/an (ou 8 m³/h) et 200 000 m³/an (ou 80 m³/h). Dans tous les cas, ce débit n'est jamais rapporté à un quelconque indicateur d'état de la ressource, qu'il corresponde aux eaux superficielles ou souterraines d'ailleurs. Ces conditions traduisent un état de fait : il n'y a pas de débit objectif fixé pour les nappes.

Avant la loi sur l'eau de 2006, les seuils de prélèvements de 1 000 m³/h et 400 m³/h pour la procédure de déclaration/autorisation n'existaient pas et la réglementation était donc d'autant moins contraignante que le QMNA₅ du cours d'eau était élevé. En prenant l'exemple de la Garonne à l'entrée du département de la Gironde, les seuils de déclaration et d'autorisation étaient, avec un QMNA₅ de 112 m³/s, respectivement de 20 200 m³/h et 8 000 m³/h. En supposant que de tels pompages soient techniquement possibles sans assécher la nappe et dénoyer les pompes, on imagine aisément les conséquences catastrophiques pour la nappe.

En analysant la nouvelle loi sur l'eau de 2006, qui a modifié les seuils de prélèvements dans les cours d'eau et les NA sur un hydrosystème sans répartition quantitative instituée (PGE, SAGE, etc.), le même phénomène peut être observé pour un prélèvement dans une NA même si les effets sont moins importants :

- Si l'on considère la quantité maximum prélevable (1 000 m³/h) et le seuil de débit relatif à la procédure d'autorisation (5 %), toutes les nappes en relation avec des rivières dont le débit d'étiage (QMNA₅) est compris entre 0.444 m³/s (5 % de ce débit correspond à 80 m³/h) et 5.6 m³/s (5 % ~ 1 000 m³/h), sont actuellement soumis à une réglementation moins contraignantes que celles des eaux souterraines. En effet, par exemple, un prélèvement de 150 m³/h dans une NA d'un cours d'eau avec un QMNA₅ de 1 m³/s n'est soumis qu'à déclaration alors que dans une nappe *profonde*, il serait soumis à autorisation.
- Si l'on considère la quantité maximum prélevable (400 m³/h) et le seuil de débit relatif à la procédure de déclaration (2 %), il en est de même mais ce sont les nappes en relation avec des rivières dont le débit d'étiage (QMNA₅) est compris entre 0.111 m³/s (2 % ~ 8 m³/h) et 5.6 m³/s (2 % ~ 400 m³/h) qui sont soumis à une réglementation moins contraignantes que celles des eaux souterraines.

En résumé, la réglementation de 2006, malgré ses apports, est aussi aberrante, par moment, que celle de 1992 et ne respecte pas son objectif premier qui est la préservation des débits de tous les cours d'eau superficiels, qu'ils aient de gros ou de petits débits. Plusieurs prélèvements peuvent toujours être installés dans la NA sans que les gestionnaires aient été prévenus ce qui complique la gestion quantitative éventuelle. La délimitation d'une NA pour des débits moyens (0.111 à 5.6 m³/s), dans une zone sans

répartition quantitative constituée, s'avère donc inutile, voire même dangereux, puisque pour préserver les ressources en eaux souterraines et superficielles, il vaut mieux utiliser la réglementation sur les eaux souterraines.

Encadré 3.1 : Rappel de la réglementation (Daum et Durand, 1995) - *Extraits* -

Le décret n°93-743 du 29 mars 1993 est relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi sur l'eau n°92-3 du 3 janvier 1992. Il a été modifié par la nouvelle loi sur l'eau de 2006. Seules sont présentées ici les rubriques concernant les prélèvements d'eau souterraine sous les titres : 1 - Nappes d'eaux souterraines, 2 - Eaux superficielles, et, 3 - Milieux aquatiques en général. Par la suite, par simplicité, les lois sur l'eau de 1992 et 2006 seront dénommées « loi sur l'eau ».

Titre 1. Nappes d'eau souterraines

1.1.0. Installations, ouvrages, travaux permettant le prélèvement dans un système aquifère autre qu'une nappe d'accompagnement d'un cours d'eau, d'un débit total :

- 1° supérieur ou égal à 200 000 m³/an ⁽¹⁾ *soumis à autorisation*
- 2° supérieur à 10 000 m³/an ⁽¹⁾, mais inférieur à 200 000 m³/an *soumis à déclaration*

Titre 2. Eaux superficielles

Au sens du présent titre, le débit de référence du cours d'eau s'entend comme le débit moyen mensuel sec de récurrence 5 ans (QMNA₅) ci-après nommé « le débit ».

2.1.0. Prélèvements, installations et ouvrages permettant le prélèvement, y compris par dérivation, dans un cours d'eau, dans sa nappe d'accompagnement ou dans un plan d'eau ou canal alimenté par ce cours d'eau ou cette nappe :

- 1° d'un débit total supérieur à 1000 m³/h ⁽²⁾ ou supérieur à 5 % du débit ou à défaut du débit total global d'alimentation du canal ou du plan d'eau *soumis à autorisation*
- 2° d'un débit total compris entre 400 et 1000 m³/h ⁽²⁾ ou entre 2 et 5 % du débit ou à défaut du débit total global d'alimentation du canal ou du plan d'eau *soumis à déclaration*

2.1.1. Sans préjudice des mesures prises pour l'application de l'article 15 de la loi sur l'eau, prélèvements, installations et ouvrages permettant les prélèvements, dans un cours d'eau, sa nappe d'accompagnement ou un plan d'eau ou un canal réalimenté par ce cours d'eau ou cette nappe, lorsque le débit du cours d'eau en période d'étiage résulte, pour plus de moitié, d'une réalimentation artificielle *soumis à autorisation*

Titre 4. Milieux aquatiques en général

4.3.0. Installations, ouvrages, travaux permettant le prélèvement total d'eau dans une zone où des mesures permanentes de répartition quantitative instituée, notamment au titre de l'article 8-2 de la loi sur l'eau, ont prévu l'abaissement des seuils :

- 1° Capacité supérieure ou égale à 8 m³/h *soumis à autorisation*
- 2° Dans les autres cas *soumis à déclaration*

¹ Avant le 1^{er} Octobre 2006, les seuils de prélèvements de 10 000 m³/an et de 200 000 m³/an correspondaient respectivement à 8 m³/h et 80 m³/h.

² Modifications de la nouvelle loi sur l'eau de 2006

Plutôt que de modifier la loi de 1992 en apportant de simples seuils limitant les prélèvements maximums dans la loi de 2006, il faudrait faire preuve de bon sens et pouvoir appliquer la réglementation la plus contraignante. Une modification du décret actuellement en vigueur serait alors nécessaire afin de préciser que tous les prélèvements en nappe, y compris dans une NA, sont soumis à la réglementation des eaux souterraines. Ainsi, dans les cas précédents où la réglementation sur les eaux superficielles est défailante, la réglementation sur les eaux souterraines, plus contraignante, s'appliquerait.

Tout ce qui vient d'être dit auparavant sur les défaillances de la loi sur l'eau de 2006 concernait des hydrosystèmes sans répartitions quantitatives. Toutefois, la réglementation et la délimitation des NA sont suffisantes dans les zones de répartition quantitative des eaux superficielles. En effet, dès lors qu'un PGE, un SAGE ou autre contrat de rivières sont instaurés sur un cours d'eau, l'ensemble des prélèvements en eaux superficielles et/ou souterraines est, au minimum, soumis à déclaration et, à partir de seulement 8 m³/h, soumis à autorisation (cf. encadré 3.1). Sur ces zones de répartition quantitative, la réglementation concernant les eaux superficielles et les NA est alors plus contraignante que la réglementation concernant les eaux souterraines.

Les mesures concernant la gestion quantitative sont appliquées sur les cours d'eau concernés et leurs NA comme sur le PGE du bassin versant de la Charente (Institution Charente, 2004) ou le SAGE ILL - NAPPE - RHIN sur la nappe alluviale du Rhin et ses affluents (CLE, 2004). La délimitation d'une NA étendue peut permettre de connaître et préserver les ressources en eaux superficielles et souterraines avec une réglementation permettant de mieux estimer les prélèvements (fichiers administratifs). L'évaluation de l'impact de chacun des forages ou des prélèvements en surface est possible car ils sont en principe connus mais encore faut-il réaliser l'étude d'impact de façon satisfaisante. Par la suite, nous verrons que toutes les méthodologies d'études d'impact ou de délimitations des NA ne permettent pas de prendre en compte la complexité du système des nappes souterraines ou des cours d'eau et l'impact du cumul des prélèvements.

3.2.3 Choix d'un seuil d'impact et d'une période de référence pour la délimitation de la nappe d'accompagnement

Dans la réglementation ou la définition d'une NA, il est évoqué une nappe d'eau souterraine en connexion hydraulique avec le cours d'eau et dans laquelle un prélèvement est susceptible d'avoir un impact sur le débit de ce dernier. En général, cet impact correspond à un pourcentage du débit ou du volume du cours d'eau soustrait à celui-ci par des prélèvements. Encore faut-il correctement quantifier cet impact ? L'adapter aux conditions du cours d'eau et de l'aquifère, ou bien, aux nombres de prélèvements sur le domaine d'étude, etc. En effet, le problème se pose tout d'abord de savoir si le seuil d'impact à adopter doit être le même partout, par souci d'homogénéisation et de simplification, ou si sa détermination peut être modulée en fonction des spécificités du contexte local ou régional.

En ce qui concerne le choix d'un impact de prélèvements sur un cours d'eau et donc la délimitation d'une NA, deux solutions sont possibles : la référence à un impact absolu ou à un impact relatif.

- *Référence à un impact absolu*

La première solution est d'envisager la référence à un impact absolu, c'est-à-dire dès qu'un prélèvement dans une nappe influence un cours d'eau. La valeur du seuil pour un impact absolu est donc zéro. Par impact absolu, on entend non seulement la possibilité de la mobilisation d'un débit provenant réellement du cours d'eau, mais également la possibilité d'un manque à gagner pour le cours d'eau si le pompage entraîne la baisse du débit d'alimentation de ce dernier. Un manque à gagner est notamment possible lorsque des pompages utilisent les nappes sur des terrasses alluviales anciennes qui alimentent donc moins le cours à l'aval ou lorsque des prélèvements font baisser régionalement le niveau des nappes en relation avec les cours d'eau.

Dès lors, avec un impact absolu, pratiquement toutes les nappes, à l'exception de certaines nappes littorales, sont drainées ou alimentées par des cours d'eau au moins à l'étiage. En conséquence, ces nappes seront alors définies comme des NA. Cette délimitation de la NA à partir d'un impact absolu est dite horizontale (figure 3.1 à droite). Les éventuelles nappes sous-jacentes en liaison hydraulique peuvent également être considérées comme des NA. La limite en profondeur de la NA se base sur les connaissances géologiques ou hydrodynamiques (exemple d'un épikarst avec des calcaires qui ne possèdent plus de capacité aquifère suffisante en profondeur car il ne présente plus de fracturation). Dans l'exemple présenté, la NA concerne la totalité de la nappe 1 mais également la nappe 2 puisque des échanges existent entre les deux aquifères. Lors que les deux aquifères sont séparés par un niveau peu perméable, la NA se limitera à la nappe 1 (*cas non présenté dans la figure 3.1*).

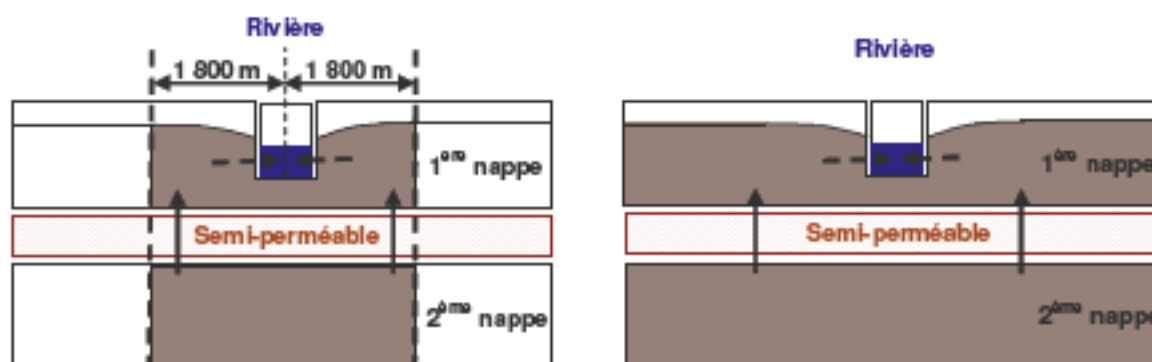


Figure 3.1 – Principes de délimitation des NA : vertical (gauche) et horizontal (droite)

- *Référence à un impact relatif*

Il peut aussi être envisagé la référence à un impact relatif. Dans ce cas, la NA rassemble tous les points de la nappe qui présente un impact supérieur à un certain seuil. La délimitation de la NA est alors dite verticale (figure 3.1 à gauche). A partir d'une limite de 1 800 m, l'influence des pompages est inférieure à un certain seuil et ne fait donc plus partie

de la NA (la méthodologie de calcul du seuil de 1 800 m sera présentée ultérieurement). Dans l'exemple présenté, la NA n'a pas été limitée à la première nappe car les échanges avec les aquifères sous-jacents ne peuvent être négligés. Dans le cas où une formation imperméable séparerait les deux aquifères, la NA sera limitée à la nappe 1 (cas également non présenté dans la figure 3.1).

Le recourt à un seuil d'impact relatif permet, à l'inverse du seuil d'impact absolu, de ne pas considérer quasiment l'ensemble des nappes comme NA. Par la suite, avoir une zone réduite et présentant des impacts significatifs pour le cours d'eau en cas de pompages permet de mettre des mesures de gestion avec des effets visibles sans affecter des prélèvements lointains ou avec peu de relations hydrodynamiques avec les cours d'eau.

Cependant, déterminer une même limite pour la première et la seconde nappe est hydrogéologiquement aberrant puisque la conductivité des aquifères (K) est souvent moins importante que la conductivité latérale. L'extension de la deuxième nappe devrait donc être réduite par rapport à la première. Toutefois, par facilité, la réglementation a retenu une seule limite commune pour tous les aquifères superposés avec la limite de l'aquifère le plus superficiel.

Après avoir détaillé les différents seuils d'impact possibles pour les prélèvements, absolus ou relatifs, il faut maintenant présenter la période de référence. Ce dernier correspond en fait au temps considéré pour évaluer l'impact d'un pompage. La période de référence est donc l'échelle de temps pour la gestion conjointe des ressources en eau et donc la délimitation des NA. La gestion d'une nappe peut être basée sur des impacts des prélèvements saisonniers, annuels ou pluriannuels.

Pour la période de référence à prendre en compte, il apparaît justifié, selon Daum et Durand (1995), de prendre un an. En effet, ils considèrent que de manière générale les rivières et les nappes ont un fonctionnement annuel, et que l'impact sur la rivière d'un prélèvement sera effacé à chaque saison humide. Toutefois, cette situation est très variable en fonction des aquifères, de l'hydrologie des cours d'eau et des situations climatiques. La période de référence doit donc être adaptée au fonctionnement naturel du système nappe-rivière à étudier ainsi qu'à la nature des impacts anthropiques. Par exemple, de nombreux pompages dans la NA ou dans les cours d'eau sont, en France, des pompages uniquement saisonniers, notamment, pour l'irrigation. Les périodes de pompages peuvent ainsi varier de 2 à 4 mois suivant le type de culture. Ainsi, au lieu de prendre comme référence pour délimiter la NA, une période d'une année, il peut donc s'avérer utile de se référer à l'impact créé par la période de pompage.

3.2.4 *Doit-on délimiter des nappes d'accompagnement ?*

Même si au niveau de l'hydrogéologie, la séparation d'une NA du reste de la nappe souterraine ne se justifie pas, au niveau administratif, la distinction est par contre bien visible. En effet, les arrêtées *sécheresse* pris pas les préfets lors de déficits quantitatifs en

eaux sont de deux natures : soit ils interdisent les prélèvements au niveau des eaux superficielles et des NA, soit ils affectent uniquement les eaux souterraines.

De plus, dans le cadre des zones de répartition quantitative, des zones de gestions volumétriques ou des systèmes barrage-rivière comme sur le bassin versant de la Charente, les mêmes règles de gestion et/ou de tarification pour le paiement des redevances doivent s'appliquer sur les prélèvements du cours d'eau et de la NA.

Dans ces cas, se pose le problème de l'appartenance des points de prélèvements à une NA. Il est délicat de restreindre ou d'interdire des prélèvements en eau souterraine si le dossier enregistré par l'administration ne mentionne pas explicitement l'aquifère sollicité : NA ou aquifère profond. La distinction entre ces deux appellations étant là encore uniquement réglementaire.

Pour toutes ces raisons, la délimitation des NA reste un maillon essentiel de la réglementation car elle permet de définir une échelle d'espace et de temps pour la gestion conjointe des ressources en eau notamment au travers des prises d'alertes, de la gestion volumétrique des prélèvements, des redevances pour l'eau des barrages, etc.

D'un point de vue scientifique, la délimitation de ces nappes en relation hydraulique avec un cours d'eau n'est cependant jamais simple, d'abord parce que les conditions naturelles ne le sont pas, ensuite parce qu'on ne dispose généralement pas des données suffisantes. Dans la pratique, il n'y pas de démarche idéale ou exemplaire pour de telles délimitations. Différents critères doivent donc être examinés avant toute action visant à délimiter une NA : (i) complexité de la plaine alluviale, (ii) enjeux socio-économiques, (iii) pressions quantitatives sur l'aquifère ou le cours d'eau, (iv) conflits d'usage, et enfin, (v) perspectives de développement local.

Quoiqu'il en soit, même en considérant les aberrations de la loi sur l'eau, d'un point de vue administratif, et non pas scientifique, une délimitation à l'emporte-pièce, uniquement dans les cas où la réglementation est plus restrictive pour les NA que pour le reste de la nappe souterraine, paraît préférable à pas de délimitation du tout. Ceci afin de préserver les cours d'eau vulnérables et de rendre les arrêtées *sécheresse* plus compréhensibles et applicables pour les usagers.

3.3 Méthodologies pour la délimitation d'une nappe d'accompagnement

Avant toute délimitation d'une NA ou mise en place de la réglementation, il faut réaliser une étape préliminaire. En effet, les aquifères en relation avec le cours d'eau doivent avoir des caractéristiques hydrodynamiques et une géométrie (épaisseur, perméabilité et emmagasinement) qui soient suffisamment bonnes pour justifier un prélèvement. Il faut que cela constitue une nappe (cf. définition 3.2.1). Cette remarque, qui peut sembler naïve, ne doit cependant pas être oubliée au moment de l'application des différentes méthodologies pour la délimitation des NA.

La délimitation d'une NA peut se faire au moyen de plusieurs méthodologies. Leurs mises en œuvre dépendent du contexte hydrodynamique de l'hydrosystème, mais aussi des enjeux socio-économiques et de gestion qui y sont liés :

- Différenciation géologique pour les cas les plus simples,
- Calcul des distances d'impact de pompage, lorsque les caractéristiques hydrodynamiques sont bien connues,
- Modélisation hydrodynamique lorsque la complexité des échanges entre nappes, et entre nappe et rivière l'impose.

3.3.1 Délimitation de la nappe d'accompagnement à partir des contextes morphologiques et géologique

Avant de pouvoir la définir à partir du contexte géologique seulement, il convient tout d'abord d'examiner les différentes morphologies des relations nappe-rivière possibles. Ces dernières peuvent être illustrées à partir de la figure 3.2. En effet, différents cas peuvent se déduire de ce schéma suivant que les différents éléments B, A, T et E :

- Existent ou n'existent pas, ou alors n'existent que sur une seule rive (sauf le substratum qui lui existe toujours),
- Sont représentés par des formations perméables ou non,
- Ou bien, sont eux-mêmes composés de plusieurs formations lithologiques distinctes.

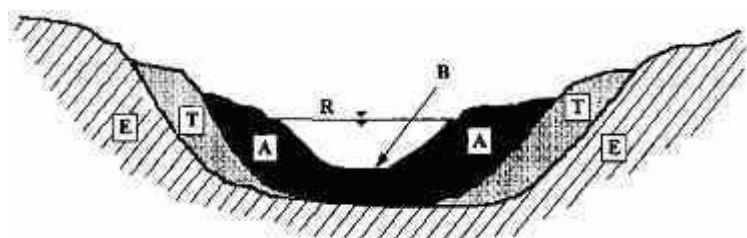


Figure 3.2 – Schéma général des facteurs morphologiques et géologiques intervenant dans les relations nappe-rivière (Daum et Durand, 1995) avec :

- R est la rivière,*
- B est le fond et les berges de la rivière,*
- A les alluvions récentes de la rivière,*
- T les alluvions anciennes ou terrasses de la rivière,*
- E le substratum et les terrains encaissants de la vallée.*

Dans les cas où les facteurs morphologiques et géologiques sont *simples*, la NA peut être définie sur ces seuls critères. Les exemples suivants (figure 3.3 à 3.6) servent à illustrer les extensions des NA selon des considérations morphologiques ou géologiques dans un certain nombre de cas sans vouloir être exhaustifs.

3.3.1.1. Nappes d'accompagnement avec un substratum imperméable

D'un point de vue administratif, pour la délimitation des NA, des considérations de gestion, de simplification et aussi d'ordre socio-économique sont à intégrer. En raison des

imprécisions de la réglementation actuelle, imprécisions probablement encore durables aux vues des améliorations lentes entre 1992 et 2006, une délimitation arbitraire de la NA, officialisée par arrêté préfectoral, peut être préférable à pas de délimitation du tout. Ainsi, des délimitations provisoires, ou plutôt non officielles, ont été affichées dans certains arrêtées « sécheresse » pendant des périodes crise. Par exemple, une limite de NA situé en tout point distant de 15 m de la berge d'un cours d'eau (Daum et Durand, 1995).

Plutôt que de prendre une limite arbitraire, une autre stratégie, administrativement acceptable et de faible coût, est, selon Bonhomme (2005), de se référer au contour extérieur des alluvions récentes généralement notées « Fz » sur les cartes hydrogéologiques, afin de délimiter la NA au sein d'une plaine alluviale.

Dans l'exemple de la figure 3.3, la rivière entaille, jusqu'au socle marneux imperméable, les alluvions. La nappe ne dépasse pas les limites externes des terrasses d'alluvions anciennes, car au-delà, les formations marneuses constituent une barrière imperméable. Selon Bonhomme (2005), la NA n'est contenue que dans les alluvions récentes notées A.

Dans une optique de gestion couplée des ressources superficielles et souterraines, l'isolement arbitraire de la rivière et des alluvions récentes du reste de la nappe peut sembler étrange. Il faudrait dans ce cas au moins justifier ce choix à partir des caractéristiques hydrodynamiques des alluvions anciennes (notées T). Si la formation constitue un médiocre aquifère alors elle peut être exclue de la NA. Dans le cas contraire, la protection des ressources en eau pourrait être plus efficace en intégrant la totalité des formations alluvionnaires dans la NA.

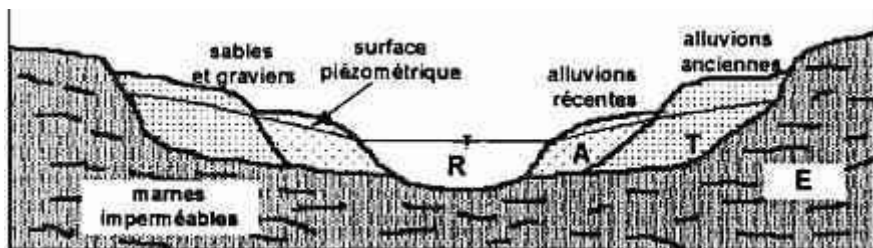


Figure 3.3 – Extension de la NA avec un substratum imperméable (Daum et Durand, 1995)

La délimitation de la NA selon les formations alluvionnaires n'est, scientifiquement, acceptable que lorsque la nappe alluviale repose sur un substratum imperméable. Dans ce cas où le substratum est imperméable, nous avons donc recourt à un impact absolu pour délimiter la NA, quel que soit son extension, à partir des considérations morphologiques et géologiques.

Dans ces conditions, une carte récente, une géologie simple, sont donc des éléments favorables pour délimiter une NA dans une nappe alluviale. Les propriétés hydrodynamiques et aquifères de chacune des formations alluvionnaires sont également des éléments non négligeables pour affiner le découpage. Il faut cependant garder en mémoire que le tracé s'effectue alors à une échelle 1/50 000^e, dans le meilleur des cas, et que seules deux dimensions sont prises en compte. De plus, le recours à quelques sondages ou aux dossiers d'archives des forages de la Banque du Sous-Sol (BSS) est donc absolument nécessaire pour permettre de limiter l'étendue de la NA en profondeur. A défaut, la NA devra être considérée sur l'épaisseur totale des formations alluvionnaires.

La figure 3.4 est un autre cas morphologique particulier des relations nappe-rivière. Elle représente les alluvions et terrasses de la vallée de la Garonne qui constituent un système d'aquifères emboîtés reposant sur un substratum quasi imperméable, la molasse d'âge Miocène (Tertiaire). Dans ce cas là, les alluvions récentes et anciennes ne sont pas forcément en contact et la délimitation de la NA ne peut être réalisée comme dans le cas précédent d'une nappe alluviale continue.

Les nappes ainsi étagées sont cependant généralement en continuité hydraulique et alimentent le cours d'eau dans la vallée en se déversant les unes dans les autres. La NA peut donc être étendue à l'ensemble des terrasses qui présentent des capacités aquifères intéressantes puisque tout prélèvement dans les nappes supérieures, qui ne peut se traduire par un soutirage direct au cours d'eau, constitue néanmoins un manque à gagner pour celle-ci.

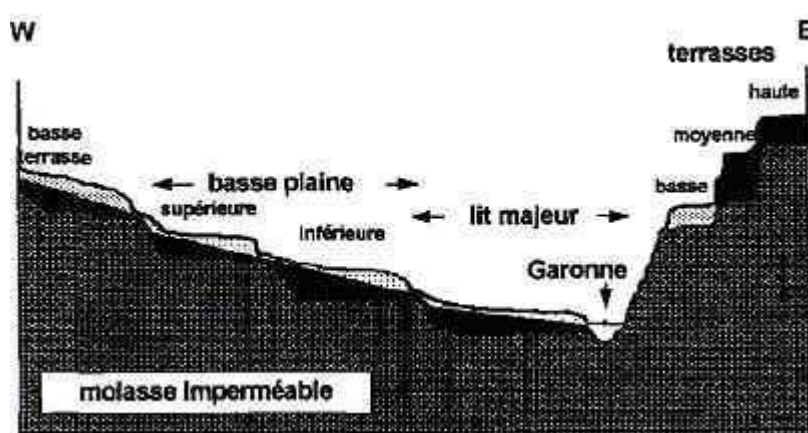


Figure 3.4 – Coupe schématique de la vallée de la Garonne en amont de Toulouse (Daum et Durand, 1995)

Le deuxième élément à noter à partir de la figure 3.4 provient de la nature dissymétrique de la vallée du cours d'eau. L'extension de la NA est, dans ce cas, beaucoup plus réduite sur le côté des terrasses que sur la partie basse plaine. Cet exemple illustre que l'extension de la NA d'un cours d'eau peut donc, à partir de considérations morphologiques (terrasses) ou hydrodynamiques (substratum imperméable) être différentes entre les deux rives.

3.3.1.2. Nappe d'accompagnement avec un substratum perméable

Lorsque le substratum n'est plus, comme avant, imperméable, la NA peut s'étendre bien au-delà des formations alluvionnaires. Dans ce cas, les calcaires fracturés et perméables du substratum sont en connexion hydraulique avec les alluvions et avec le cours d'eau (figure 3.5). Un prélèvement d'eau effectuée dans les calcaires, même situés sous les marnes à partir d'un forage, peut alors avoir une incidence sur le débit de la rivière.

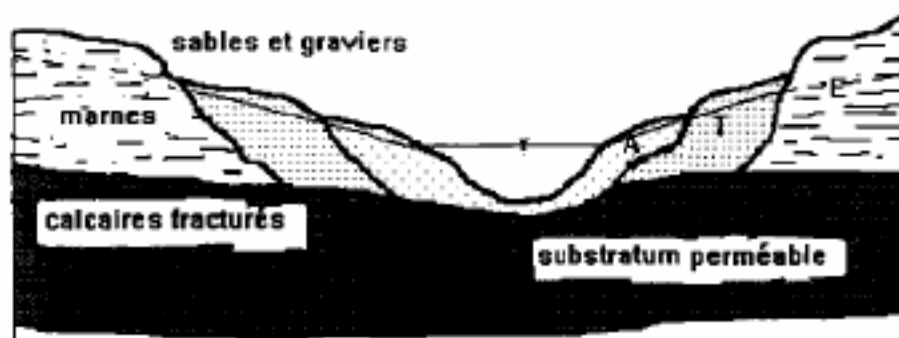


Figure 3.5 – Extension de la NA avec un substratum fracturé ou perméable (Daum et Durand, 1995)

La délimitation dans ces conditions est bien plus complexe que dans le cas où les formations alluvionnaires sont en contact avec une formation imperméable. Les échanges entre les nappes et les rivières peuvent alors se faire sur de plus grande distance. L'utilisation d'un seuil d'impact absolu peut conduire à classer un grand nombre d'aquifères et sur de grandes distances en NA. La détermination, par les gestionnaires, d'un seuil d'impact relatif et d'une période de référence acceptable pour la gestion couplée des eaux superficielles et souterraines est dans ce cas déterminant pour délimiter la NA. Si la NA doit être définie au-delà des alluvions, plusieurs aquifères sont à considérer et le contexte géologique devient trop complexe pour délimiter la NA à partir de la géologie ou de la morphologie. Il faut avoir recourt à d'autres méthodologies de délimitation comme la méthodologie de l'impact des prélèvements (cf. paragraphe 3.3.2).

Cependant compte tenu des imprécisions, déjà évoqués précédemment (cf. paragraphe 3.2.2), de la réglementation actuelle pour les zones hors répartition quantitative des eaux en ce qui concerne les NA des cours d'eau de débits moyens, une NA, même en contact avec une formation aquifère du substratum, peut être limitée aux formations alluvionnaires afin de protéger cet aquifère de prélèvements trop importants. En effet, la réglementation sur les NA peut être moins contraignante que celle qui concerne les nappes d'eau souterraine pour les cours d'eau dont les débits sont compris entre 0.111 et 5.6 m³/s. L'aquifère est donc mieux protégé s'il n'est pas inclus dans la NA. Seules les formations alluvionnaires doivent alors délimitées comme NA.

Un exemple de cette délimitation par défaut a été réalisé sur la rivière Ognon dans le Jura (France) (figure 3.6). Ce cours d'eau est localement en relation directe avec la nappe des calcaires jurassiques. Cette dernière est fortement exploitée pour l'alimentation en eau d'une partie du département. Elle constitue une ressource vulnérable, d'autant plus importante qu'elle peut aussi alimenter les nappes situées plus en profondeur. Malgré les relations étroites qui existent entre le système de l'Ognon et la nappe des calcaires jurassiques, le souci d'éviter la mise en place d'une réglementation trop peu coercitive pour cette nappe a conduit à écarter cette dernière du champ d'application de la notion de NA.

L'exemple de la délimitation de la NA de l'Ognon nous donne une autre indication sur les NA. Afin de pouvoir gérer les ressources superficielles et souterraines et, éventuellement, protéger les nappes profondes, dont la surexploitation est potentiellement plus durable,

aucun forage ne devrait avoir la possibilité de capter plusieurs nappes en même temps. Il est loin d'être certain que ce principe soit respecté sur l'ensemble des ouvrages en France ou dans le Monde.

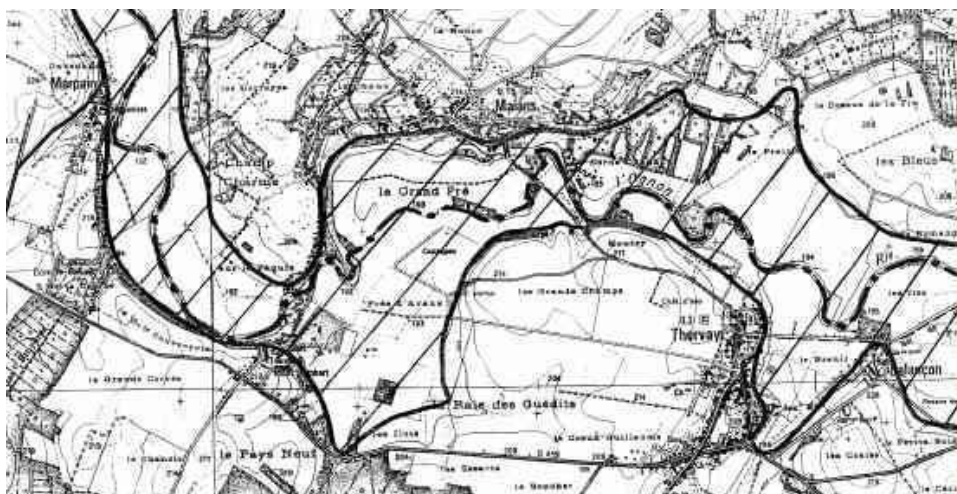


Figure 3.6 – Carte de la délimitation de la NA de l'Ognon (Jura, France) (Jauffret, 1999)

3.3.1.3. Cas d'un cours d'eau en relation avec un aquifère karstique

Les relations nappe/rivière concernant les aquifères karstiques offrent une grande variété de situations locales et particulières. Le karst peut avoir un exutoire principal localisé, comme le Lez ou Fontaines de Vaucluse, ou plusieurs exutoires sous formes de nombreuses sources dispersées comme le Causse du Larzac. Il peut également être alimenté par les pertes d'un cours d'eau, en partie ou en totalité, et donner lieu à des résurgences (dans le même cours d'eau ou non) comme les pertes du Doubs ou des rivières Bandiat, Tardoire et Bonnieure sur le karst de la Rochefoucauld au profit de la Charente.

En se référant à la définition générale des NA, un grand nombre de nappes contenues dans des formations karstiques peuvent être ainsi définies comme des NA. En effet, une nappe karstique peut être en connexion hydraulique avec un cours d'eau et l'impact des prélèvements pourra se traduire soit par un soutirage réel de débit à la rivière, soit par un manque à gagner pour celle-ci.

A cause des particularités des formations karstiques (chemins préférentiels, directions changeantes, vitesse des transferts), la délimitation de la NA ne peut être réalisée qu'à partir de connaissances locales et particulières à chaque cas, telles que les zones d'alimentation, communications entre zones reconnues par traçages ou reconnaissances spéléologiques. Dans bien des cas évidemment, cette information est absente ou incomplète et, dès lors, la NA ne pourra être délimitée de manière fiable et continue. Lorsque la délimitation de la NA ne sera pas assez fiable selon les gestionnaires et les hydrogéologues, la solution pourrait être d'appliquer alors la réglementation des eaux souterraines. En effet, si le karst n'est pas

en zone de répartition quantitative, cette réglementation est alors plus protectrice pour les eaux souterraines.

En conclusion de ce paragraphe, les différents exemples illustrent bien la complexité du contexte morphologique et géologique réel. La délimitation d'une NA peut, néanmoins, être réalisée seulement à partir des considérations géologiques. En effet, cette délimitation, simple et peu coûteuse, est utile lorsque des mesures d'urgences doivent être prises pour protéger les ressources en eaux superficielles et souterraines. L'objectif dans ce travail n'est cependant pas de proposer des mesures d'urgences mais il est de délimiter une NA permanente pour appliquer des mesures de gestion des ressources en eau et protéger les régimes des cours d'eau pendant les périodes de basses eaux. Le recours à la géologie ne peut être efficace que pour des cas où elle est relativement simple et qui viennent, en partie, d'être présentés. Pour tous les autres cas, d'autres méthodologies doivent être mises en place notamment à partir du calcul des impacts des prélèvements (cf. paragraphe 3.3.2).

3.3.2 *Délimitation de la nappe d'accompagnement à partir du calcul des impacts de prélèvements*

Un certain nombre de lois hydrodynamiques permettent de quantifier l'impact d'un pompage en nappe sur un cours d'eau hydrauliquement associé. L'analyse de cet impact et de son évolution dans le temps permet de conduire à la délimitation de la NA. Après la présentation de la méthodologie et un exemple de délimitation d'une NA, les avantages et inconvénients de cette méthode seront évoqués.

3.3.2.1. Quantification de l'impact d'un pompage sur un cours d'eau

La méthodologie basée sur l'impact des prélèvements utilise une schématisation extrême de la réalité hydrogéologique afin de pouvoir appliquer des formules analytiques pour délimiter l'extension latérale des NA.

Soit une nappe homogène, isotrope, à surface piézométrique horizontale, d'extension infinie, de transmissivité T et de coefficient d'emménagement S constants, un pompage de débit constant Q dans un puits complet (traversant toute la nappe) provoquera en tout point situé à une distance r du puits un rabattement (baisse de niveau) Δh qui est donné, en fonction du temps t , par la formule de Theis :

$$\Delta h = -\frac{Q}{4\pi T} W(u) \qquad W(u) = \int_u^{\infty} \frac{e^{-u}}{u} du \qquad u = \frac{r^2 S}{4Tt}$$

Avec Q en m^3/s
 T en m^2/s
 r en m
 t en s
 $W(u) = f(u)$ est appelée la courbe de Theis

Pour délimiter la NA de part et d'autre d'un cours d'eau, la nappe ne peut pas être considérée comme d'extension infinie. Il convient donc d'examiner l'effet d'un pompage dans une nappe d'extension semi-infinie limitée par une rivière.

Considérons un pompage à un débit Q situé à une distance r d'une rivière. La nappe est toujours supposée horizontale, de même niveau que la rivière, et limitée uniquement par celle-ci, c'est-à-dire d'extension semi-infinie. Suivant le principe des images, l'effet de la présence de la rivière (limite de réalimentation) peut être remplacé par celui d'un puits fictif, symétrique du puits de pompage par rapport à la rivière et dans lequel on injecterait le même débit Q à partir du même temps que celui du début du pompage (figure 3.7).

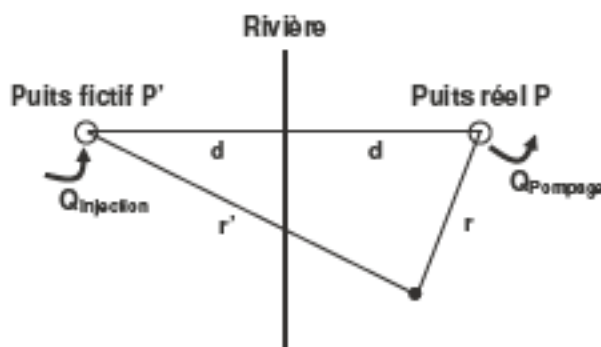


Figure 3.7 – Schématisation de l'effet d'un pompage sur une nappe limitée par une rivière

Le rabattement en un point situé à une distance r du puits de pompage et r' du puits fictif d'injection sera donné par superposition des deux rabattements (le second étant négatif) :

$$\Delta h = -\frac{Q}{4\pi T} [W(u) - W(u')] \quad W(u) = \int_u^{\infty} \frac{e^{-u}}{u} du \quad u = \frac{r^2 S}{4Tt}$$

$$W(u') = \int_{u'}^{\infty} \frac{e^{-u'}}{u'} du' \quad u' = \frac{r'^2 S}{4Tt}$$

Le gradient hydraulique perpendiculaire à la rivière se calcule en dérivant l'expression ci-dessus. Ensuite en appliquant la loi de Darcy, et en intégrant le long de la rivière entre $-\infty$ et $+\infty$, on peut calculer le flux soustrait à la rivière à un temps t . Le rapport du débit instantané provenant de la rivière (q) au débit total pompé Q est égal à :

$$\frac{q}{Q} = \operatorname{erfc}\left(\sqrt{\frac{r^2 S}{4Tt}}\right) \quad \operatorname{erfc} \text{ est la fonction erreur complémentaire}$$

De même, on peut calculer le volume cumulé soustrait à la rivière entre les temps de début du pompage et un temps t , en intégrant l'expression précédente sur le temps. On obtient un rapport entre le volume soustrait à la rivière (v) et le volume pompé cumulé (V) :

$$\frac{v}{V} = (1 + 2u) \cdot \operatorname{erfc}(\sqrt{u}) - 2\sqrt{\frac{u}{\pi}} \cdot e^{-u}$$

Les valeurs de ces deux rapports qui croissent dans le temps, en débits instantanés et en volumes cumulés, ont été calculées en fonction de l'expression $\frac{4Tt}{Sr^2}$ appelée le temps

réduit (t_r) (sans dimension) et figurent dans le tableau 3.1. L'impact est donc fonction de t_r et il sera d'autant plus important que :

- La diffusivité de la nappe (T/S) est grande,
- La distance r du puits de pompage à la rivière est faible,
- Le temps de pompage t est grand.

Le tableau 3.1 permet de calculer les débits instantanés qui quittent la rivière (ou les volumes cumulés ayant quitté la rivière) au bout d'un temps t (figure 3.8). Mais l'eau correspondant à ces débits (ou volumes) n'est pas encore forcément parvenue au puits de pompage. Elle quitte seulement la rivière et mettra un certain temps pour parvenir au puits, temps qui est fonction de la vitesse réelle des particules d'eau. Par conséquent, les rapports exprimés ci-dessus ne représentent pas un pourcentage d'eau de rivière dans l'eau pompée. Cependant, ils représentent bien un préjudice fait à la rivière, puisque cette eau lui est soustraite.

Tableau 3.1 – Schématisation de l'effet d'un pompage sur une nappe limitée par une rivière (de Marsily, 1968)

Temps réduit $4Tt/Sr^2$	Q_r/Q_p (% de débit instantané)	V_R/V_P (% de volume cumulé depuis début pompage)	Temps réduit $4Tt/Sr^2$	Q_r/Q_p (% de débit instantané)	V_R/V_P (% de volume cumulé depuis début pompage)
0.1	0.0	0.0	130	90.13	81.69
0.13	0.01	0.0	170	91.36	83.83
0.17	0.06	0.01	230	92.57	85.97
0.23	0.32	0.05	300	93.49	87.62
0.30	0.98	0.18	400	94.36	89.21
0.40	2.53	0.56	550	95.19	90.73
0.55	5.65	1.51	750	95.88	92.02
0.75	10.25	3.23	1 000	96.43	93.06
1	15.73	5.68	1 300	96.87	93.89
1.3	21.48	8.68	1 700	97.26	94.64
1.7	27.81	12.46	2 300	97.65	95.38
2.3	35.11	17.47	3 000	97.94	95.95
3.0	41.42	22.36	4 000	98.22	96.48
4.0	47.95	27.99	5 500	98.48	96.99
5.5	54.65	34.41	7 500	98.70	97.42
7.5	60.56	40.65	10 000	98.87	97.76
10	65.47	46.28	13 000	99.01	98.04
13	69.49	51.20	17 000	99.13	98.28
17	73.16	55.96	23 000	99.26	98.52
23	76.81	60.96	30 000	99.35	98.70
30	79.63	65.01	40 000	99.44	98.88
40	82.31	69.02	55 000	99.52	99.04
55	84.88	73.02	75 000	99.59	99.18
75	87.03	76.49	100 000	99.64	99.29
100	88.75	79.36			

Dans le cas théorique traité ici, c'est-à-dire relatif à une nappe horizontale de même niveau que la rivière, la notion de manque à gagner n'existe pas, car sans pompage la nappe n'alimente pas la rivière du fait de l'égalité des niveaux. Par contre dans la nature, le cas le plus fréquent est celui d'une nappe alimentant la rivière. Ainsi, les volumes cumulés d'eau ayant quitté réellement la rivière sont à distinguer du préjudice total fait à la rivière qui est représenté par la totalité du volume pompé qui comprend donc également le volume qui ne parviendra pas à la rivière, c'est à dire le manque à gagner. La méthodologie basée sur l'impact des prélèvements ne permet pas de prendre en compte ce processus. Il faut utiliser une méthode qui quantifie les relations nappe-rivière en fonction des niveaux de chacun des compartiments comme les modèles hydrodynamiques.

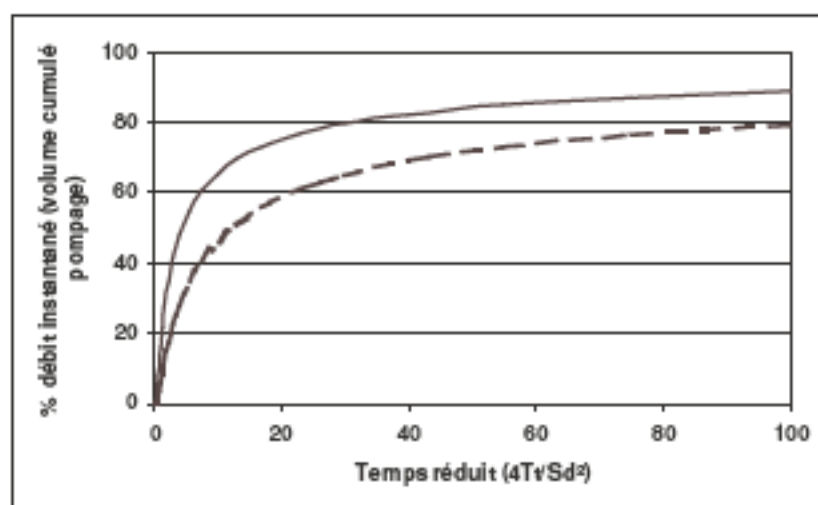


Figure 3.8 – Abaque du pourcentage du débit instantané (trait plein) ou du volume cumulé (trait pointillé) soustrait à une rivière par un pompage dans la nappe

Dans la réalité, le préjudice subi par un cours d'eau à cause des pompages n'est pas le fait d'un seul prélèvement mais plutôt d'une multitude de prélèvements. Ainsi, selon le principe de superposition des écoulements, l'effet de plusieurs pompages est la somme des effets de chaque pompage. Si on considère n pompages, chacun ayant débuté à un temps t_i , avec un débit Q_i , le rabattement créé au bout du temps t par l'ensemble des forages, en un point d'observation situé à une distance r_i de chaque pompage sera donné par l'équation suivante :

$$\Delta h = \sum_{i=1}^n \Delta h_i = \sum_{i=1}^n f(Q_i, r_i, t - t_i)$$

La multiplication des points de prélèvements au sein des nappes ou des cours d'eau doit donc être prise en compte pour délimiter une NA.

Le débit soustrait à une rivière peut être calculé, toujours en utilisant des formules analytiques, le principe des images et de la superposition des écoulements, dans bien d'autres configurations que la nappe d'extension semi-infinie limitée par une rivière. Ainsi, des abaques, identiques au tableau 3.1, existent et peuvent être utilisés pour la délimitation des NA si les schématisations du contexte géomorphologique et hydrogéologique peuvent correspondre aux cas suivant (de Marsily, 1968) :

- Nappe limitée par une barrière imperméable,
- Nappe située entre deux rivières,
- Nappe à limite imperméable faisant un angle avec la rivière (90°, 45° et 30°),
- Nappe avec effet de drainance,
- Nappe à substratum incliné,
- Nappe à substratum incliné avec effet de drainance.

Néanmoins, les inconvénients sont les mêmes que pour les formules analytiques dans le cas d'une nappe d'extension semi-infinie avec une simplification importante de la réalité hydrogéologique.

3.3.2.2. Exemple d'utilisation de la méthodologie basée sur les impacts des prélèvements

Dans la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements, la valeur du temps réduit permet de déterminer l'impact au bout d'un temps t d'un pompage dans une nappe sur la rivière, en réalité, le débit réellement soustrait à la rivière. Par la suite, la méthodologie peut être inversée. Ainsi, pour une nappe donnée et en se fixant un seuil d'impact sur la rivière au bout d'un temps t , ou temps de manifestation, il est possible de déterminer un temps réduit et une distance correspondante r à la rivière tel que : $r = \sqrt{\frac{4Tt}{S_r}}$ avec t_r , le temps réduit qui correspond sur le tableau 3.1 au seuil d'impact choisi.

Pour illustrer l'utilisation de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements pour la délimitation d'une NA, prenons l'exemple donné par Bichot (1995) en Gironde. Dans ce département, les NA de la Garonne, Dordogne, Dropt, Dronne et Isle ont été déterminées à partir de cette méthodologie.

L'impact est défini comme le rapport du volume cumulé soustrait à la rivière au bout d'un an sur le volume total pompé dans un puits. Le seuil de cet impact a été fixé par les gestionnaires (département, BRGM) à 50 %, c'est-à-dire qu'un pompage dans la NA extrait au cours d'eau 50 % du volume total pompé¹. Un impact de 50 % correspond, dans le tableau 3.1, à un temps réduit t_r égal à 13.

Pour la Garonne entre Cadillac et Cadaujac, à partir du temps de manifestation d'un an exprimé en secondes et de valeurs hydrodynamiques moyennes pour l'aquifère (porosité S de $5 \cdot 10^{-2}$ et transmissivité T de $1.3 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$), une limite de 1 600 m pour la NA de part et d'autre de la Garonne a été définie.

Compte tenu des quantités importantes de prélèvements possibles sur la Garonne sans autorisation (1 000 m³/h), ni déclaration (400 m³/h), et à cause de la multiplication des points de prélèvements, plusieurs milliers de mètres cubes peuvent être prélevés simultanément dans la NA. Dans cette zone sans mesures de répartition quantitative des eaux, la

¹ Ce volume extrait au cours d'eau n'étant pas encore arrivé au niveau du pompage.

réglementation sur les NA est, encore une fois, beaucoup moins contraignante que celle qui concerne les nappes profondes (au sens législatif du terme).

Or, la Garonne est en relation étroite avec les formations alluvionnaires mais également avec la nappe des calcaires oligocènes. Cette dernière est fortement exploitée pour l'AEP et constitue donc une ressource vulnérable. En conséquence, malgré les relations étroites qui existent entre la Garonne et la nappe Oligocène et par soucis d'éviter la mise en place d'une réglementation trop peu coercitive pour la nappe Oligocène, Bichot (1995) a écarté cette dernière de la NA.

En tenant compte des remarques précédentes sur l'exclusion de la nappe Oligocène et l'extension latérale de 1 600 m, les limites de la NA de la Garonne entre Cadillac et Cadaujac ont été tracées sur le fond topographique au 1/50 000^e (figure 3.9). Pour exclure la nappe Oligocène de la NA, la limite des 1 600 m n'a pas été respectée puisque la Garonne serpente sur toute l'étendue des formations alluvionnaires. La limite calculée a seulement permis d'exclure de la NA les formations alluvionnaires déposées au niveau des affluents de la Garonne (à gauche de la figure 3.9). Toutefois, même si ces dernières à cause de leurs éloignements de la Garonne ne correspondent pas au seuil d'impact de 50 %, elles auraient pu être incluses dans la NA compte tenu de leurs faibles superficies. La délimitation de la NA de la Garonne gagnerait alors en cohérence et en simplicité.

En ce qui concerne la limite en profondeur de la NA, elle doit être fondée sur des connaissances géologiques (limite de formations alluviales) ou hydrodynamiques (exemple d'un calcaire qui ne possède plus de capacité aquifère en profondeur car il ne présente plus de fracturation). Dans l'exemple présenté, la limite inférieure de la NA a été déterminée à partir de la néoalvie et correspond à l'épaisseur des formations alluviales à la limite avec la

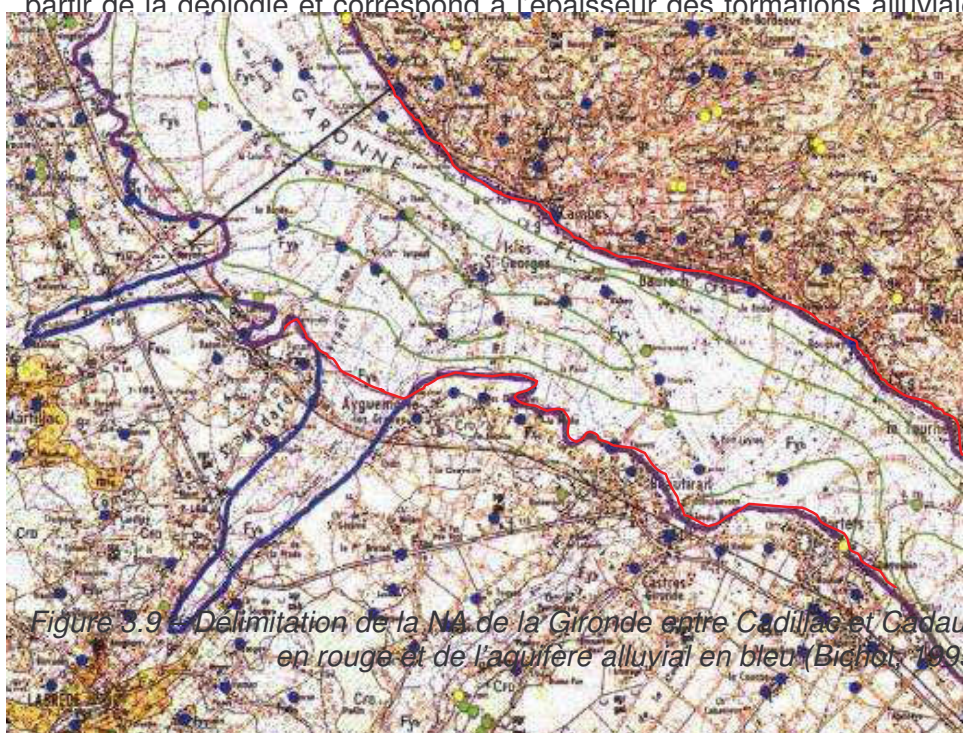


Figure 3.9 – Délimitation de la NA de la Garonne entre Cadillac et Cadaujac – Tracé de la NA en rouge et de l'aquifère alluvial en bleu (Bichot, 1995)

Finalement, la différence minimale, dans cet exemple, entre un découpage de la NA à partir des formations alluvionnaires seulement et un découpage basé à la fois sur des conditions hydrodynamiques et des conditions morphologiques, comme réalisé par Bichot (1995), peut

poser le problème de la pertinence de l'utilisation de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements. Une délimitation à partir du contexte géologique aurait été plus judicieux et rapide surtout compte tenu de la volonté d'exclure la nappe Oligocène de la NA afin de la protéger administrativement.

3.3.2.3. Limitations de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements

L'utilisation de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements peut se heurter à plusieurs problèmes si l'on désire faire une délimitation *sérieuse et scientifique* des NA. Globalement, ils sont de deux ordres : l'application de la méthodologie avec (i) le choix des seuils d'impact et de la période de référence, (ii) les équations analytiques différentes pour définir l'impact des prélèvements sur le cours d'eau, (iii) le manque de données concernant la transmissivité et la capacité d'emménagement des aquifères et (iii) la non prise en compte directe des prélèvements multiples, ou bien, avec plus de recul, sur les fondements scientifiques et les objectifs de la méthodologie avec les simplifications extrêmes de la réalité hydrogéologique et l'impossibilité d'une gestion dynamique du système nappe-rivière. L'ensemble des limitations ne pourra pas être traité ici mais plusieurs exemples sont proposés ci-dessous.

➤ *La difficulté du choix d'un seuil d'impact et d'une période de référence*

Les choix du seuil d'impact et de la période de référence doivent être faits de manière consensuelle entre les gestionnaires et les usagers de l'hydrosystème, car ces deux grandeurs sont liées, mais également sur des critères scientifiques. En effet, en examinant le tableau 3.1, on peut s'apercevoir que pour un seuil d'impact de 0.05 % en rapport des volumes cumulés au lieu d'un seuil de 5 %, le temps réduit est divisé par 4 (0.23 au lieu de 1). Autrement dit, choisir une période de référence de 1 an avec un seuil d'impact de 5 % ou une période de 3 mois et un seuil d'impact de 0.05 % conduit à la même distance latérale pour la délimitation de la NA.

En effet, trop souvent la détermination d'un seuil d'impact et du temps de référence reste un choix purement arbitraire. Or même si la délimitation de la NA est identique en distance dans l'exemple présenté ci-dessus, la protection du cours d'eau n'est pas du tout la même si on se préoccupe uniquement des impacts sur 3 mois ou sur 1 an. En prenant une période de référence trop petite, de nombreux prélèvements, qui ne sont pas saisonnier et influençant le cours sur le long terme, peuvent être négligés dans la gestion des ressources en eau et conduire à une surexploitation du cours d'eau et au franchissement des indicateurs de débits (DOE et DCR) sur le long terme (après la saison d'étiage par exemple).

L'analyse de l'hydrosystème doit permettre d'identifier son fonctionnement et ses ressources disponibles avec les quantités de prélèvements, les pics de prélèvements, les débits moyens des cours d'eau etc. C'est uniquement à partir de ces dernières caractéristiques que le seuil d'impact et la période de référence doivent être choisis.

En effet, le choix de la période de référence doit être fait en fonction de la répartition des prélèvements dans l'année : 3 ou 6 mois si les pompages saisonniers sont prédominants sur les autres, 1 an si les prélèvements sont diffus dans l'année. Enfin, en ce qui concerne les seuils d'impact, il va surtout falloir étudier les débits transitant dans le cours d'eau. Dans la littérature, deux choses sont conseillées pour définir un seuil d'impact :

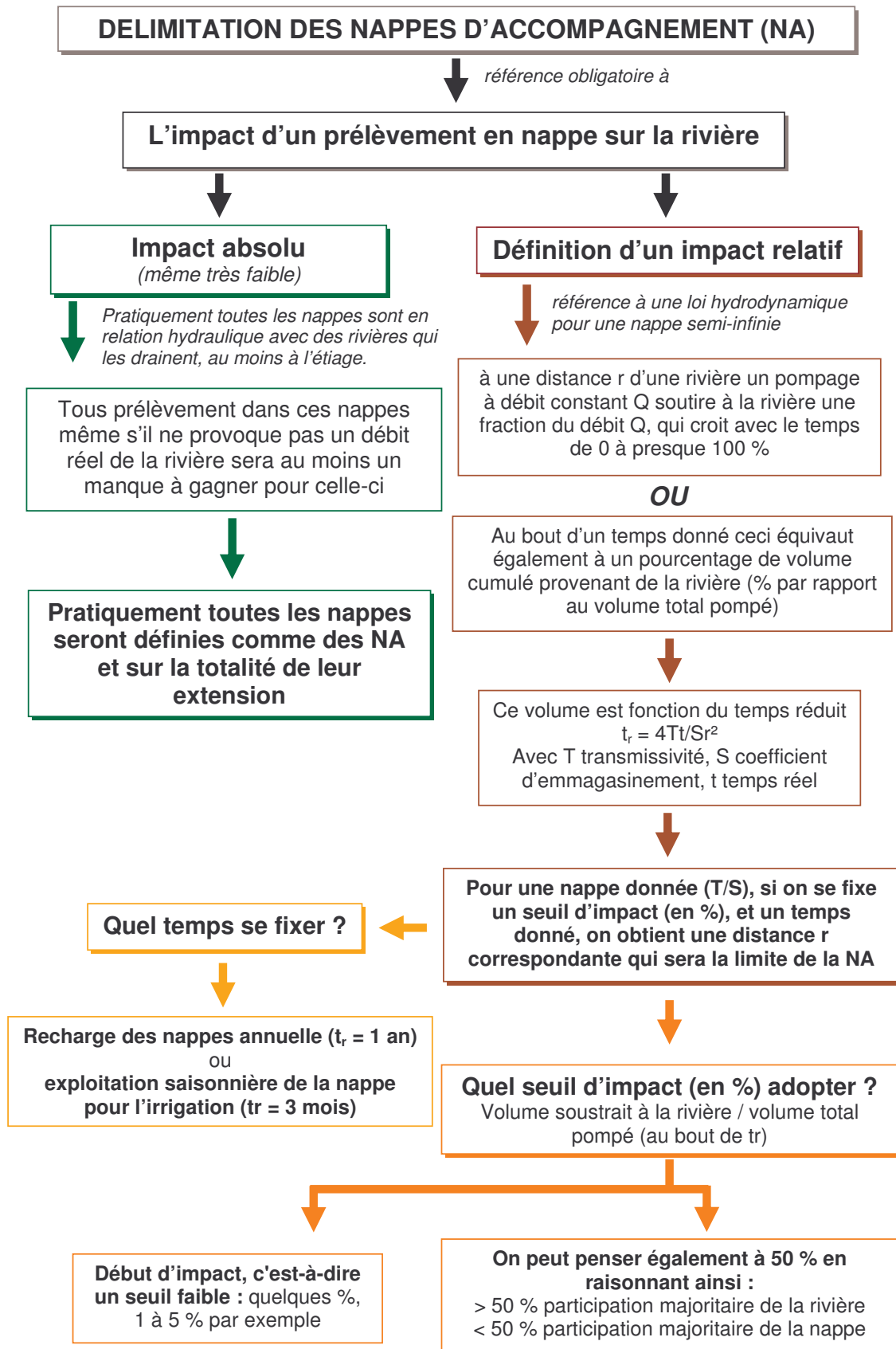
- Soit se référer à un début d'impact sur la rivière, c'est à dire à un seuil faible, en pratique de 1 à 5 % par exemple.
- Soit se référer à un impact sur la rivière égal à celui sur la nappe, c'est à dire 50 % (étant entendu que les 50 % prélevés sur la nappe peuvent constituer quand même un manque à gagner pour la rivière).

En pratique, le choix entre ces deux options de seuils d'impact doit être fonction des caractéristiques de l'hydrosystème. Ainsi, pour un cours d'eau dont les étiages sont sévères et qui est fortement influencé par les actions anthropiques, pompages et prélèvements modifiant les régimes naturels, il est judicieux de choisir un seuil d'impact faible (1 à 5 %) afin de bien délimiter l'ensemble de la zone influençant le cours d'eau. L'extension de la NA permet une meilleure connaissance et protection des ressources en eau vis-à-vis des prélèvements et une application homogènes des actions de gestion ou de restrictions sur la totalité de la zone d'influence des pompages.

A l'inverse, dans le cas d'une rivière possédant de forts débits, un seuil d'impact de 50 % pourra être choisi afin de partager les demandes entre les ressources superficielles et souterraines. En effet, les ressources en eau superficielles ne sont disponibles que sur un linéaire, le cours d'eau, et à des pas de temps très courts (fluctuations du débit). Les ressources souterraines sont elles présentes en deux dimensions et avec des vitesses de déplacement bien moindre. Ainsi utiliser les eaux superficielles, là où elles sont disponibles, peut permettre de limiter l'impact sur les eaux souterraines et donc de conserver des ressources disponibles en d'autres endroits ou bien plus longtemps pour les usagers.

A partir de ces quelques indications, on peut constater que la délimitation d'une NA à partir de la méthodologie de l'impact des prélèvements ne permet pas de faire une gestion conjointe des ressources en eaux souterraines et superficielles. En aucun cas elle ne permet une gestion des ressources souterraines puisque les quantités de prélèvements dans la nappe ne sont pas prises en compte. La méthodologie basée sur les impacts des prélèvements se base uniquement sur le rapport des débits (ou volumes) extraits de la rivière par rapports à ceux pompés et son unique objectif est donc de protéger les ressources en eaux superficielles.

L'ensemble de la méthodologie pour la délimitation des NA basée sur l'impact des prélèvements, est résumé dans la figure 3.10. Dans cette figure, certaines recommandations pour le choix de la période de référence ou du seuil d'impact sont évoquées pour les cas les plus généraux concernant la délimitation des NA d'un cours d'eau.



Ecart d'influence : si on prend 50 % au lieu de 5 %, la limite de la NA sera divisée par environ 3.6

Figure 3.10 – Schématisation de la méthodologie pour la délimitation d'une NA

➤ *Problèmes de délimitations posés par la méthodologie appliquée à la Charente amont*

L'interdépendance du fleuve Charente et des aquifères adjacents nécessite, pour une gestion efficace et conjointe des ressources en eau, de prendre en compte l'impact des prélèvements sur le débit du fleuve (Institution Charente, 2004). En effet, l'unicité des ressources en eaux superficielles et souterraines oblige les gestionnaires à appliquer les mêmes règles de gestion pour les prélèvements au fil de l'eau ou pour les prélèvements par forages dans les NA afin de protéger les étiages très sévères du fleuve.

La méthodologie basée sur l'impact des prélèvements pour la délimitation de la NA a été appliquée par le bureau d'étude HYDRO-INVEST pour le compte du Conseil Général de la Charente (HYDRO-INVEST, 1994). La principale différence avec la méthodologie présentée dans le paragraphe 3.3.2.1 est l'utilisation de la formule analytique de Jacob à la place de celle de Theis. Cette formule est, en fait, la dérivée par approximation de la formule de Theis et s'écrit :

$$\Delta h = \frac{0.183Q}{T} \text{Log}_e \frac{2.25Tt}{r^2 S}$$

Avec	Δh	: rabattement (baisse de niveau) en m
	Q	: débit de pompage en m ³ /s
	T	: transmissivité en m ² /s
	S	: coefficient d'emmagasinement (sans dimension)
	r	: distance au puits en m
	t	: temps en s

L'extension du cône de rabattement ou rayon d'influence dans la formule de Jacob est la valeur de r pour laquelle le rabattement, Δh , devient nul. Cette distance r constitue la limite de la NA. Δh ne pourra être nul dans la formule de Jacob que lorsque le logarithme de cette équation sera nul, car l'expression $\frac{0.183Q}{T}$ ne sera jamais nulle. Le logarithme népérien sera nul lorsque $\frac{2.25Tt}{r^2 S} = 1$. Le rayon d'influence, et donc la limite de la NA, est donc de :

$$r = \sqrt{\frac{2.25 T t}{S}} = 1.5 \sqrt{\frac{T t}{S}}$$

En étant une approximation de la formule de Theis, la formule de Jacob ne fait intervenir que la période de référence et pas le temps réduit t_r qui permettait d'évaluer quantitativement l'impact des prélèvements sur le cours d'eau pour une nappe d'extension semi-infinie. La période de référence choisie pour la délimitation de la NA correspond à la durée des principaux prélèvements dans les eaux superficielles et souterraines, qui sont, pour le bassin versant de la Charente amont, des prélèvements saisonniers pour l'irrigation des cultures, soit de l'ordre de 90 à 100 jours. En conséquence, la limite de la NA dans les formations géologiques en connexion hydraulique avec la Charente a été prise égale au rayon théorique d'influence d'un pompage au bout de 100 jours calculé à partir de la formule de Jacob. Dans

le cas de la Charente, les caractéristiques hydrodynamiques suivantes ont été retenues dans cette étude : $T = 5.10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ et $S = 3 \%$ (HYDRO-INVEST, 1994). On obtient donc pour $t = 100$ jours, une limite latérale de 1 800 m, de part et d'autre du fleuve, pour la NA de la Charente (figure 3.11).

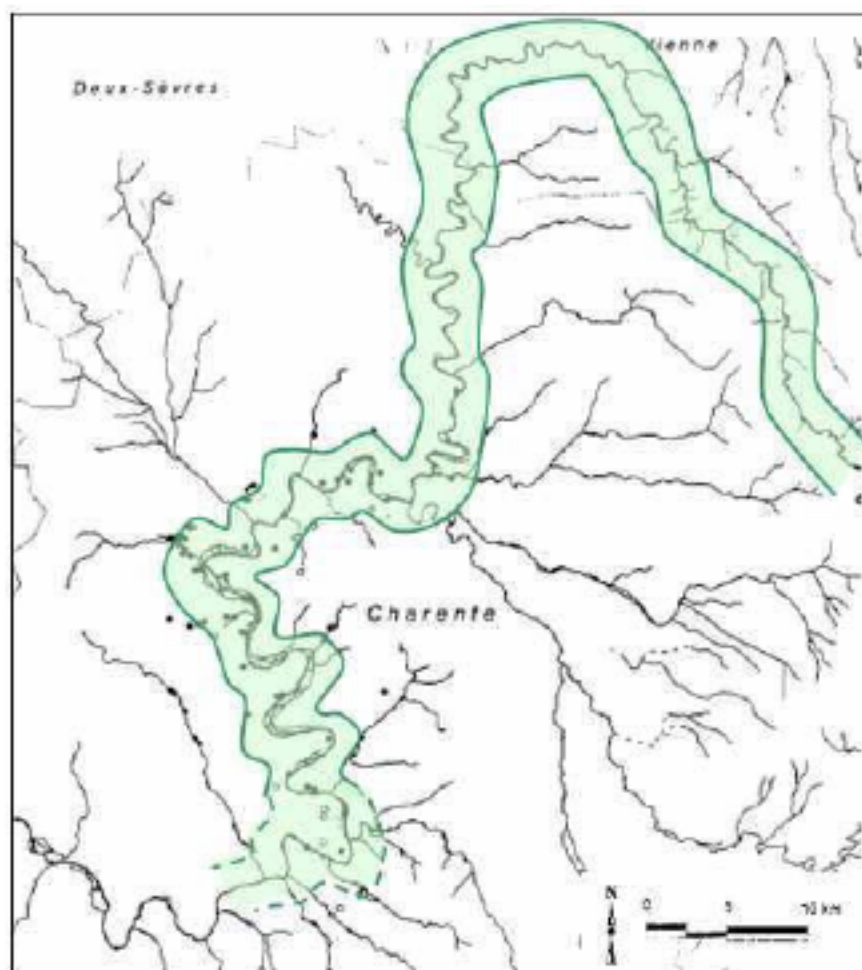


Figure 3.11 – Délimitation de la NA pour la Charente à l'amont d'Angoulême (zone verte).

En ce qui concerne la délimitation en profondeur des NA, la Banque de données du Sous-Sol (BSS) a été utilisée pour déterminer le type prélèvement (en rivière, en NA ou en nappe profonde) et la profondeur des ouvrages de captage (SIGES, 2008). En effet, lors de la procédure de déclaration/autorisation, la nature de la ressource exploitée, superficielle ou souterraine, doit être précisée. Dans le cas des prélèvements par forage dans les nappes, les relevés des forages peuvent permettre d'identifier l'aquifère exploité et donc de déterminer s'il fait partie de la NA ou pas. Administrativement, lorsque qu'un aquifère est défini dans une NA, la totalité de son épaisseur est concernée. Cependant, là où les bases de données n'identifiaient pas le type de prélèvement, l'Institution Charente a appliqué une cote *arbitraire*, consistant à retenir comme faisant partie de la NA les forages inclus dans les limites latérales de la NA (partie en vert dans la figure 3.11) mais uniquement jusqu'à 20 m de profondeur (Institution Charente, 2004). L'utilisation de cette cote arbitraire décidée par les gestionnaires est sensée correspondre à la zone productive des formations calcaires en Charente qui forment la plupart du temps des épikarsts. Cependant afin de valider cette cote,

une comparaison des profondeurs moyennes des ouvrages de la BSS avec la côte arbitraire de 20 m est absolument nécessaire sous peine que la délimitation de la NA ne corresponde plus à rien au niveau de la réalité hydrogéologique.

Le travail du bureau d'étude HYDRO-INVEST à partir de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements a donc permis de définir que la NA du fleuve Charente est composée de :

- La totalité de la nappe des alluvions, dont l'extension spatiale est très limitée (quelques mètres maximums en extension latérale et verticale), et,
- Des nappes situées de part et d'autre du fleuve Charente sur une bande de 1 800 m et qui sont les formations aquifères des calcaires du Jurassique moyen (Dogger) et supérieur (Malm),
- Sur une épaisseur variable mais qui, administrativement, a été définie au minimum à 20 m lorsque aucunes informations n'étaient disponibles.

Après la présentation de l'utilisation de la formule de Jacob, à la place de la formule de Theis, dans la méthodologie basée sur l'influence des prélèvements, il convient d'identifier les différences qui peuvent être obtenus pour la délimitation des NA en utilisant ces deux formules analytiques.

L'approximation de la formule de Jacob se fait à partir d'une expression, légèrement différente de celle du paragraphe 3.3.2.1, donnée par de Marsily (1981). Les étapes de l'approximation sont les suivantes :

$$\Delta h = -\frac{Q}{4\pi T} \int_{l/v}^{\infty} \frac{e^{-\tau}}{\tau} d\tau \quad \text{avec} \quad t_r = \frac{4Tt}{r^2 S} \quad \text{le temps réduit}$$

La primitive de l'intégrale de la fonction de Theis est donnée par $\left[-E_i \left(-\frac{l}{t_r} \right) \right]$ avec E_i la fonction exponentielle intégrale. Ainsi, lorsque le temps t est grand alors v est grand ce qui permet d'approximer $-E_i \left(-\frac{l}{t_r} \right) \rightarrow \text{Log}_n(t_r) - \gamma$ où γ est la constante d'Euler ($\gamma = 0.577$ et $e^\gamma = 1.781$). En utilisant l'approximation précédente dans la formule de Theis, on obtient la formule de Jacob :

$$\Delta h = \frac{Q}{4\pi T} \text{Log}_e \frac{4Tt}{e^\gamma r^2 S} \quad \text{soit} \quad \Delta h = \frac{Q}{4\pi T} \text{Log}_e \frac{2.25Tt}{r^2 S}$$

Ainsi, l'approximation de la formule de Theis est acceptable pour une valeur de t importante. Avec une valeur du temps réduit $t_r \geq 100$, l'erreur est inférieure à 10 % ce qui reste bien en dessous des erreurs possibles pour l'estimation les paramètres hydrodynamiques des aquifères (K et S) (de Marsily, 1981). L'utilisation de l'approximation de la formule de Theis par la formule de Jacob pour la délimitation des NA est donc possible

Cependant, la formule de Jacob, à l'inverse de la formule de Theis, de définir un impact des prélèvements sur le cours d'eau pour la délimitation de la NA. Cet impact est une valeur fixe

dans le cas de la formule de Jacob qu'il est important d'évaluer si on se sert de cette formule pour délimiter une NA.

Si on reprend la méthodologie de la délimitation de la NA grâce à la formule de Jacob, on peut s'apercevoir qu'on annule la partie logarithmique en prenant $\frac{2.25Tt}{r^2S} = 1$. Pour identifier

l'impact des prélèvements lorsque l'on utilise la formule de Jacob, il faut rechercher la valeur du temps réduit $\frac{4Tt}{r^2S}$ pour une valeur de $\frac{2.25Tt}{r^2S} = 1$. Elle est égale au rapport entre les deux

précédentes valeurs soit $\frac{4}{2.25} = 1.77$. En lisant le tableau du paragraphe 3.3.2.1, cette valeur

du temps réduit correspond à un débit instantané soustrait à la rivière égal à environ 28 % du débit de pompage, ce qui équivaut à un volume cumulé soustrait à la rivière égal à environ 13 % du volume pompé.

Autrement dit, délimiter la NA par le calcul du rayon d'influence à partir de la formule de Jacob revient au même que de se fixer un seuil d'impact de 28 % de débit soutiré à la rivière (13 % des volumes cumulés) et cela quel que soit le temps de pompage de référence adopté. Les prélèvements dans les NA de la Charente représentent, selon les fichiers de l'Agence de l'Eau, environ 50 % des prélèvements totaux (13 Mm³ en NA contre 16 Mm³ pour les prélèvements en rivières, cf. paragraphe 1.3.3). Avec un débit extrait à la rivière par rapport au débit total pompé de 28 %, 4 Mm³ seraient donc prélevés indirectement à la rivière pendant la saison d'irrigation. Ce volume représente sur 3 mois, un débit de près de 0.5 m³/s sans tenir compte des prélèvements directs dans les eaux superficielles¹ et du manque à gagner pour la rivière la baisse des apports de la nappe. Cet impact est considérable sachant que le QMNA₅ et le débit moyen en étiage de la Charente à Vindelle sont égaux à, respectivement, 2 et 4 m³/s.

La Charente est un cours d'eau classé comme très déficitaire par le SDAGE Adour-Garonne à cause de ses étiages sévères et du nombre de franchissements des indicateurs de débits (DOE/DCR). Afin de le préserver, les préconisations sont de choisir un seuil d'impact en débits des prélèvements relativement bas, de l'ordre de 1 à 5 % (Daum et Durand, 1995; Gandolfi *et al.*, 1997). En utilisant la formule de Jacob et son seuil d'impact implicite de 28 %, la délimitation de la NA calculée dans le PGE Charente est fortement sous-estimée par rapport à ce que la réglementation préconise.

A partir des caractéristiques hydrodynamiques moyennes précédemment admises pour le bassin versant de la Charente amont ($T = 5.10^{-3}$ m²/s et $S = 3$ %), La délimitation de la NA calculée à partir de la formule de Theis pour un temps de manifestation de $t = 100$ jours a permis d'obtenir :

¹ Les irrigants et les gestionnaires parlent souvent de prélèvements au fil de l'eau pour les prélèvements directs dans le fleuve Charente ou ses affluents

- Pour un seuil d'impact de 1 % pour le rapport Q_r/Q_p , débit prélevé à la rivière sur débit pompé, le temps réduit correspondant est $t_r = 0.3$ (tableau 3.1). La délimitation de la NA de la Charente amont correspondrait à 4 400 m.
- De la même manière, pour un seuil d'impact de 5 %, le temps réduit correspondant est $t_r = 0.52$ et la délimitation de la NA de la Charente correspondrait à 3 300 m.

L'étendu de la NA obtenu à partir des influences des prélèvements de 1 % et 5 % représente une bien plus grande superficie pour la protection des ressources superficielles, respectivement 4 400 m et 3 300 m, que celle de la NA initialement calculée dans le cadre du PGE (1 800 m). Afin de mieux préserver le cours d'eau de la Charente des prélèvements souterrains, le comité scientifique du PGE devrait demander de revenir sur la délimitation de la NA actuelle. Elle a été définie à partir de la formule analytique de Jacob dont les simplifications entraînent la prise en compte d'un seuil d'impact bien trop important. Elle devrait être recalculée à partir de la formule de Theis pour un seuil d'impact bien plus faible, idéalement compris entre 1 et 5 %, mais toujours pour une période de référence de 100 jours.

Encadré 3.2 : Pourquoi des seuils de débit aussi faibles ?

Les seuils d'impact basés sur les débits pompés provenant de la rivière ont été fixés à 28 % dans le cas du PGE de la Charente alors que l'exemple que nous venons de présenter le seuil d'impact a été fixé à 1 et 5 % comme la littérature le préconise.

Une réduction des seuils actuellement définie pour les nappes d'accompagnement est actuellement préconisée. Cette mesure pourrait se justifier pour tous les cours d'eau, il peut suffire de vingt ouvrages de prélèvement sur le cours d'eau lui-même, et non soumis à autorisation (5 % QMNA₅, débit moyen mensuel sec de récurrence 5 ans) pour pratiquement réduire à zéro le débit d'étiage de référence (Daum et Durand, 1995).

Ainsi, une réduction des seuils dans un rapport de 5 à 10 par exemple peut paraître suffisante. Il faudrait alors déjà 100 à 200 prélèvements pour utiliser tout le débit d'étiage.

➤ *Problèmes de délimitations posés par le manque de données hydrodynamiques*

Après les limitations liées à la formule analytique utilisée, l'évaluation des paramètres hydrodynamiques s'avère cruciale lors de l'utilisation de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements.

L'ensemble des facteurs hydrodynamiques qui interviennent dans les relations nappe-rivière, ainsi que ceux liés à des modifications anthropiques de l'hydrosystème, doivent être pris en compte lors de la définition de la NA d'un cours d'eau. En effet, les échanges entre les eaux superficielles et souterraines au sein d'un hydrosystème sont contrôlés par (1) les paramètres hydrodynamiques des aquifères, (2) le niveau de connexion entre la rivière et l'aquifère adjacent, et, (3) la géométrie et la position du cours d'eau au sein de la nappe. Les

différents facteurs hydrodynamiques qui interviennent dans les relations nappe-rivière sont donc (Woessner, 2000) :

- Les coefficients de perméabilité K , de chacune des formations, exprimés en m/s,
- L'épaisseur de la zone saturée e , en m,
- L'alimentation de la nappe liée aux notions de transmissivité¹ (T) et de coefficient d'emmagasinement² (S).
- Les niveaux piézométriques de la nappe et les niveaux de la rivière,
- Le niveau du cours d'eau, celui-ci étant fonction de son débit et de sa section,
- Le temps,

Si l'on considère un prélèvement dans une nappe sous la forme d'un pompage dans un puits ou un forage, d'autres facteurs vont également intervenir, notamment : (i) le débit de pompage, (ii) la distance entre le prélèvement et le cours d'eau et (iii) le temps de pompage.

Parmi ces éléments, les plus difficiles à définir restent les paramètres hydrodynamiques des aquifères. La connaissance de ces paramètres, notamment la transmissivité (T) et le coefficient d'emmagasinement (S), peut être abordée par différentes méthodes : analogie avec des aquifères aux caractéristiques géologiques proches, modèles hydrodynamiques, outils géophysiques, suivi de propagation des ondes de crue, essais de pompage avec piézomètres.

- Parmi les outils géophysiques appliquées, la Résonance Magnétique Protonique (RMP) permet de fournir une information directe de la teneur en eau (porosité) et de la perméabilité des aquifères.
- Le rapport T/S peut être obtenu par le suivi de la propagation des ondes de crue dans la nappe. Cela suppose d'entreprendre des campagnes d'acquisition de grandes envergures, en plaçant des centrales d'acquisition des niveaux, sur nappe et sur rivières, pendant quelques phases de crues.
- Un essai de pompage avec au moins un piézomètre permet également d'obtenir une valeur locale de T et de S .
- Enfin, dans de nombreuses zones, les caractéristiques hydrodynamiques de la nappe (S et T) restent inconnues. Seule une estimation de ces paramètres par analogie avec des formations lithologiques semblables peut alors permettre la délimitation de la NA.

Malgré ces différentes méthodes, les paramètres hydrodynamiques restent particulièrement mal connus, très variables d'un point à l'autre. Le choix de valeurs moyennes pour les utiliser dans la méthodologie basée sur les impacts des prélèvements afin de délimiter une NA doit être fait avec prudence. Afin de traduire la mauvaise connaissance que l'on a de ces valeurs,

¹ La transmissivité T est égale au produit $K \times e$.

² Le coefficient d'emmagasinement total S (sans dimension) est le volume d'eau libéré par un prisme vertical d'aquifère, par section unité (1 m^2) et pour une baisse de pression unité (1 m). Pour une nappe libre, il est égal à la porosité efficace. Pour une nappe en charge, il est inférieur à la porosité efficace, du fait du très faible coefficient de compressibilité de l'eau.

on pourrait observer quelles seraient les limites obtenues pour la NA avec des valeurs 25 % plus élevées ou plus faibles.

Sachant que le temps réduit est égal à $t_r = \frac{4Tt}{r^2S}$ et pour se positionner dans le cas le plus

défavorable, la transmissivité initiale choisie pour la Charente de 5.10^{-3} m²/s va être augmentée de 25 %, soit $6.25 .10^{-3}$ m²/s et le coefficient d'emmagasinement de 3 % sera lui diminué de 25 % pour donner 2.3 %. L'utilisation de ces valeurs a permis de déterminer, pour un impact de 5 % et un temps de manifestation de 100 jours, une limite de la NA à 4 300 m de la Charente. Pour rappel, la limite précédemment obtenue avec les précédentes valeurs hydrodynamiques, mais le même seuil d'impact, était de 4 400 m.

Sachant qu'avec des variations de 25 %, on est encore parfois très loin des variabilités observées pour la transmissivité et le coefficient d'emmagasinement dans un même aquifère, la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements ne peut pas être considérée comme une méthode idéale pour la délimitation des NA. En effet, le choix de l'impact subit par un cours d'eau lors de la délimitation d'une NA peut, en grande partie, être compensé par la mauvaise connaissance des paramètres hydrodynamiques.

Malgré tout, la facilité d'utilisation de cette méthodologie peut représenter un intérêt pour les gestionnaires ou l'administration. Les résultats obtenus doivent alors être pris avec la plus grande prudence et permettent simplement de donner un ordre de grandeur à l'extension de la NA pour appliquer des mesures réglementaires générales (gestion volumétrique saisonnières, paiement de redevances, etc.).

De plus, les gestionnaires doivent garder à l'esprit que les délimitations de la NA effectuée par l'application des lois hydrodynamiques doivent parfois être ramenées à une délimitation plus naturelle correspondant à une limite de formation lithologique. En effet, localement, les limites calculées de la NA à partir des paramètres moyens de l'aquifère peuvent se situer au-delà d'un contact avec des formations imperméables. Dès lors, la limite de la NA doit être ramenée à la zone de contact entre l'aquifère et les formations imperméables. De même lorsque la limite calculée est légèrement en deçà d'un tel contact, on étendra cette limite jusqu'au contact. Dans l'exemple déjà évoqué de la délimitation de la NA de la Garonne entre Cadillac et Cadaujac présenté dans la figure 3.12, la NA est limitée aux formations alluvionnaires pour protéger les eaux souterraines (réglementation moins sévère en NA) et avec une extension maximale de 1 600 m par un calcul de l'impact des pompages sur le cours d'eau. La limite de l'aquifère des eaux souterraines est donnée par la ligne bleue. Cependant, au gré des méandres de la Garonne, la distance entre la limite de l'aquifère Oligocène et la Garonne est supérieure aux 1 600 m de la NA. Bichot (1995) a choisi d'exclure ces zones de la NA (zones en jaune pointillées). Compte tenu de la mauvaise connaissance des paramètres hydrodynamiques, que l'auteur reconnaît d'ailleurs dans le rapport, et des faibles différences entre l'aquifère alluvial (limites bleues) et la NA définie (inférieur à 500 m), la NA (limites rouges) aurait dû être défini sur la totalité de l'aquifère alluvial. Les limites bleues et rouges seraient alors confondues.



Figure 3.12 – Ajustement des limites de la NA de la Garonne entre Cadillac et Cadaujac grâce à la lithologie (Bichot, 1995) : limite de l'aquifère en bleu et de la NA en rouge.

➤ *Problèmes de délimitations posés par les hypothèses de la méthodologie*

Après avoir évoqué les limites de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements avec les problèmes liés à la nature de la formule analytique utilisée ou aux éventuels manques de connaissance des paramètres hydrodynamiques, la dernière remarque est plus centrée sur les concepts de la méthodologie en elle-même.

L'utilisation de formules analytiques, même s'il existe une multitude de cas différents référencés dans la littérature (nappe limitée par une barrière imperméable, nappe située entre deux rivières, nappe à limite imperméable faisant des angles de 90° , 45° ou 30° avec la rivière), demande une schématisation excessive de la réalité, parfois trop, pour rendre compte, dans des environnements parfois très complexes, du fonctionnement du compartiment souterrain, des échanges entre les eaux superficielles et souterraines et donc des limites de la NA.

De plus, le choix du seuil d'impact dans la méthodologie est parfois subjectif et intègre, la plupart du temps, des incertitudes sur le nombre de pompage présent ou le manque de connaissance sur les paramètres hydrodynamiques. Ainsi, des seuils d'impact faibles sont sécuritaires pour les gestionnaires, et encore, mais ne correspondent en rien à la réalité.

Sachant que les prélèvements n'influençant pas les cours d'eau ne sont pas pris en compte dans la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements, la gestion actuelle est tournée exclusivement vers la préservation des eaux superficielles et ne profite pas, en faisant une gestion couplée, des avantages apportés par les eaux souterraines, à savoir, la possibilité d'une surexploitation temporaire ou une disponibilité plus étendue que les eaux superficielles.

La NA définie par la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements représente donc seulement une échelle administrative de temps et d'espace, facile à délimiter pour appliquer des réglementations (PGE, SAGE, arrêtés préfectoraux, etc.) et protéger les débits des cours d'eau. Mais avec beaucoup d'inconnues et d'hypothèses. En effet, la protection

efficace des cours d'eau est à nuancer car la réglementation possède certaines imprécisions et, parfois, la réglementation sur les NA est moins restrictive que celle sur les eaux souterraines.

Une solution alternative pour la délimitation des NA et pour une gestion dynamique couplée des ressources en eaux est de recourir à une modélisation hydrodynamique de l'hydrosystème afin de comprendre son fonctionnement et de tester différents scénarios de gestion (niveaux de prélèvements, etc.).

3.4. Propositions d'une nouvelle délimitation de la nappe d'accompagnement dans le cas du fleuve Charente

La NA de la Charente supporte une bonne part de la pression des prélèvements agricoles (13 Mm³ contre 16 Mm³ pour les prélèvements dans les cours d'eau). Ces derniers représentant 73 % des prélèvements totaux sur l'année sur la Charente amont et même 84 % si on ne considère que la période d'étiage. Ces prélèvements moyens sur plusieurs années sont à comparer aux débits transitant par la Charente durant la période d'étiage qui peuvent chuter jusqu'à 2 m³/s (QMNA_e). D'ordinaire néanmoins, avec un débit médian à l'étiage de 4 m³/s, les volumes des écoulements de la Charente sur la période d'étiage (31 Mm³) sont à peine supérieurs à la somme des prélèvements dans les cours d'eau et les NA. Les prélèvements en nappes profondes ne font que s'ajouter à ceux précédemment cités afin de rendre encore un petit plus critique la situation globale des ressources en eau sur le bassin versant de la Charente amont.

Les débits de la Charente sont, cependant, soutenus par deux barrages dont les ressources servent, malgré leurs objectifs de soutien d'étiage, également aux prélèvements en eaux superficielles. Au niveau des NA, qui représentent une zone où les pompages peuvent affecter les débits des cours d'eau, les prélèvements en nappe peuvent bénéficier des soutiens d'étiage via les transferts par les cours d'eau. En conséquence, afin de partager les coûts d'exploitation des ouvrages, les prélèvements en NA sont identifiés dans le PGE comme tels par l'administration mais ils sont assimilés pour toutes les règles de gestion et de tarification à un prélèvement en rivière. La volonté des gestionnaires n'est pas forcément de faire une gestion dynamique des ressources en eaux superficielles et souterraines mais la gestion conjointe des ressources en eau est une nécessité afin de respecter les seuils administratifs de la gestion de l'eau (essentiellement des débits avec les DOE/DCR) et de satisfaire, autant que possible, les usages de l'eau.

Etant donné l'importance des prélèvements en NA et l'impact des prélèvements sur les débits des cours d'eau, qui viennent d'être évoqués, le PGE a demandé en 2001 que la définition de la NA initiée sur le sous-bassin versant de la Charente amont (cf. paragraphe 3.3.2.3) soit étendue à l'intégralité du bassin de la Charente et que chaque prélèvement en eau souterraine soit caractérisé à cet égard, en volume et en position. En effet, les NA sont

le seul outil réglementaire permettant de constituer des zones tampons afin de prendre en compte des prélèvements souterrains ayant une influence sur les eaux superficielles.

L'objectif dans ce travail n'est pas de répondre au PGE et de délimiter les NA sur l'ensemble du bassin versant de la Charente mais plutôt d'appliquer les méthodes, qui ont été présentées au paragraphe 3.3, leurs avantages et leurs limites dans le cas de la Charente amont, et enfin, de discuter d'une nouvelle proposition de délimitation des NA. A partir de ces considérations, les délimitations des NA correspondant au restant du bassin versant de la Charente pourraient être réalisées ultérieurement à partir de leurs propres contextes géologiques et hydrodynamiques.

3.4.1 Quelle méthode utilisée pour la délimitation ?

Comme nous avons pu le voir précédemment (cf. paragraphe 1.3.4), le sens des échanges nappe-rivière peut être modifié par les prélèvements sur certains tronçons du fleuve Charente (Thinon-Larminach, 2000). La configuration géologique n'est donc pas celle de terrasses, où les prélèvements ne correspondraient qu'à un manque à gagner pour le fleuve Charente. Les nappes peuvent, en cas de prélèvements importants, drainer l'eau de la rivière ce qui signifie que les aquifères et le fleuve Charente sont emboîtés.

De plus, le bassin versant de la Charente, à cause de la faiblesse de ses ressources face aux usages, a été classé en zone de répartition des eaux. De ce fait, la réglementation sur les NA est plus sévère que la réglementation sur les eaux souterraines (cf. paragraphe 3.2.2). Il n'est donc nullement besoin de limiter la NA aux alluvions afin de protéger les nappes souterraines des prélèvements (cf. paragraphe 3.3.2.2).

Dans l'exemple de la délimitation de la NA de la Charente (cf. paragraphe 3.3.2.3), la limite latérale a été fixée homogène sur l'ensemble du bassin versant de la Charente amont à 1800 m (Institution Charente, 2004). En ce qui concerne la délimitation verticale, elle est variable selon les informations provenant de la BSS mais un minimum de 20 m est choisi lorsque aucune information n'est disponible. Or, entre la source de la Charente et Angoulême, pas moins de cinq formations géologiques sont rencontrées. Elles ont toutes des propriétés hydrodynamiques très différentes qui devraient se traduire pour une délimitation différente de la NA pour chacune des formations. En effet, le Jurassique moyen (Dogger) que l'on trouve à l'amont de Mansle possède de forte capacité d'emmagasinement sur une épaisseur importante (Rambaud, 1979). A l'inverse, le Jurassique Supérieur (Malm) ne possède qu'une capacité d'emmagasinement réduite car il constitue un épikarst, *i.e.* une simple fracturation et dissolution de surface sur 20 à 30 m maximum (Bichot *et al.*, 2005).

A la vue de l'hétérogénéité des formations géologiques et du classement du bassin versant en zone de répartition des eaux, une délimitation simple de la NA de la Charente ne peut pas raisonnablement être basée, uniquement, sur des considérations géologiques en se limitant, aux formations alluvionnaires récentes. La délimitation doit faire intervenir explicitement les caractéristiques hydrodynamiques des aquifères et des relations nappe-rivière. Toutefois,

après l'application de la méthodologie, la prise en compte du contexte géologique local peut aider à l'identification des aquifères en relation avec le fleuve Charente (karsts, lignes de sources).

Les formations aquifères présentes sur le bassin versant de la Charente amont sont donc très hétérogènes et, a priori, une délimitation globale de la NA sur la totalité du bassin versant ne devrait pas être satisfaisante. Sachant que la délimitation suivant le contexte géologique seul ne conduirait pas à une solution convenable, deux solutions sont disponibles : la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements ou l'utilisation d'un modèle hydrodynamique.

L'utilisation d'un modèle hydrodynamique (cf. paragraphe 4.4.5.2) constitue une solution très intéressante pour la gestion conjointe des eaux superficielles et de souterraines car il permet de quantifier, en fonction de scénarios d'exploitation des nappes et des rivières, non seulement, les dynamiques du système nappe-rivière (impacts des prélèvements, échanges nappe-rivière), mais également, les dynamiques de la nappe qui ne sont pas prises en considération dans la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements. De plus, avec un modèle hydrodynamique, la délimitation se fonde donc sur une simplification bien moins importante de la géométrie des aquifères.

Néanmoins, l'utilisation d'un modèle hydrodynamique représente un investissement conséquent pour rassembler les données, construire et caler le modèle, tester divers scénarios, ce qui nécessite parfois le recours à une intervention extérieure aux services en charge de la gestion des ressources en eau sur le bassin versant. En conséquence, des impératifs financiers conduisent certains gestionnaires à privilégier des méthodes plus simples et moins coûteuses comme la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements. Le recours à cette dernière méthode dans 95 % des études sur la délimitation des nappes d'accompagnement (Bonhomme, 2005) a conduit à une nécessité. Plutôt que d'utiliser un modèle hydrodynamique, même s'il peut constituer ultérieurement un véritable outil d'aide à la gestion, il est important, au travers d'un exemple comme le bassin versant de la Charente, de présenter ce qui peut être fait, ou non, avec la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements. En effet, elle peut conduire à une délimitation acceptable d'une NA mais son utilisation est trop souvent imprécise pour que les résultats soient cohérents avec les objectifs de gestion définis pour les systèmes nappe-rivière. Il faudra, afin d'appliquer de façon acceptable la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements, intégrer le contexte géologique du bassin, les limites de la méthodologie et vérifier que les hypothèses des lois hydrodynamiques sont acceptables dans le cas du bassin versant de la Charente.

3.4.2 Recommandations pour le choix des seuils d'impact et de la période de référence

L'extension de la NA a pour objectif principal de protéger les ressources en eau superficielle et donc de respecter les DOE. Le respect du DOE au sens du SDAGE sur la Charente amont signifie que, 4 années sur 5, la moyenne des débits sur 10 jours ne doit pas être

inférieure à 80 % du DOE à Vindelle. Les valeurs du seuil d'impact et la période de référence, utilisés dans la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements, doivent tenir compte de ces objectifs pour délimiter une NA cohérente.

Les NA ont une fonction de réserve limitée, surtout en Charente, et leur débitance diminue au cours de l'étiage, ce qui fait qu'elles peuvent s'épuiser en fin d'étiage (cf. paragraphe 1.3.4). Des prélèvements peuvent donc avoir des effets longtemps après leurs réalisations soit en influençant encore directement les débits des cours d'eau, soit parce que les NA ne peuvent plus alimenter les cours d'eau et soutenir les étiages. L'automne 2005 est une illustration de ce phénomène avec des débits à Vindelle qui sont restés inférieurs au DOE jusqu'au 15 décembre. Les NA étaient à des niveaux très bas car le reste du système aquifère, au-delà de la délimitation administrative, ne les avaient pas suffisamment rechargées. Cependant, cette situation reste exceptionnelle et se présente moins de 4 années sur 5 car, généralement, les précipitations automnales permettent de soutenir les débits des cours d'eau et de renouveler les ressources en eau souterraine des NA. En conséquence, une période de référence supérieure à la période d'étiage, de juin à septembre, serait disproportionnée avec les mesures du SDAGE. Cependant, dans des situations où les réserves des aquifères ne sont pas renouvelées d'une année sur l'autre, la période de référence doit être allongée afin de faire une gestion annuelle, interannuelle ou en fonction des besoins. En zone sub-saharienne par exemple, les nappes ne se rechargent que pour des épisodes pluvieux exceptionnels dont la périodicité est variable. La période de référence pour la délimitation de NA ou la gestion conjointe des ressources en eau dans ce cas doit être adaptée à cette périodicité.

Pour rester en accord avec l'esprit de la loi sur l'eau, à savoir mieux protéger les cours d'eau indirectement affectés par les prélèvements dans les nappes associées, le seuil d'impact doit être faible, surtout pour des cours d'eau dont le débit est faible afin de ne pas mettre en péril la vie aquatique par de possibles assèchs. Plusieurs seuils d'impact seront utilisés (1, 5 et 10 %) afin d'illustrer l'influence de ce coefficient et de définir le seuil d'impact à appliquer en Charente.

Ainsi, à partir d'une période de référence de 100 jours correspondant à la période de prélèvements intensifs, soit la période estivale pour l'irrigation agricole, et de seuils d'impact faibles, les différentes délimitations de la NA du bassin versant de la Charente, correspondant aux différents aquifères identifiés précédemment, vont pouvoir être calculées.

3.4.3 *Données hydrodynamiques pour les aquifères en Charente*

Les caractéristiques hydrodynamiques des aquifères peuvent varier dans le sens longitudinal de la rivière, comme dans le sens transversal. Dans le sens longitudinal, l'utilisation de différentes valeurs de diffusivité (T/S) dans la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements permettra de déterminer des limites différentes de NA. En conséquence ces

limitent pourront donc être calculées avec une différenciation des NA d'amont en aval. Si un cours d'eau constitue une limite entre deux aquifères avec des paramètres hydrodynamiques différents, une différenciation entre les deux rives du cours d'eau sera possible avec deux limites différentes pour la NA : une en rive droite et en rive gauche.

La NA du bassin versant de la Charente amont sera donc identifiée en plusieurs tronçons d'amont en aval. Afin d'appliquer la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements, les valeurs des paramètres hydrodynamiques moyens des aquifères doivent être identifiés. Cependant, les mesures permettant d'estimer la transmissivité (T) et le coefficient d'emmagasinement (S) de chaque formation aquifère ne sont pas très nombreuses dans la Base de données du Sous-Sol (BSS). Dans les meilleurs des cas, les valeurs moyennes pour T et S ont été obtenues à partir d'une dizaine d'essais de pompage. De plus, les valeurs de T et S ne sont valables que localement et ne correspondent donc pas forcément aux propriétés hydrodynamiques moyennes des aquifères. Toutefois, afin d'être capable de définir l'extension moyenne des NA et d'estimer les erreurs qui pourraient être faites lors de l'application des lois analytiques, les valeurs de T et S comporteront une valeur moyenne par aquifère ainsi que les valeurs maximale et minimale de l'échantillon (tableau 3.3).

Tableau 3.3 – Propriétés hydrodynamiques des principaux aquifères en relation avec le fleuve Charente (SIGES, 2008)

Tronçon de la Charente	Aquifères (Code ¹)	Transmissivité T (m ² /s) Min / Moy / max	Coefficient Emmagasinement S (%) Min / Moy / max
Source - Charroux Rive Gauche (RG) Rive Droite (RD)	Dogger Nord Charentais (118A) Lias (118L)	$3 \cdot 10^{-3}$ / 10^{-3} / 10^{-5} 10^{-2} / $5 \cdot 10^{-4}$ / 10^{-5}	2 0.01 / 0.5 / 1
Charroux – Mansle RG RD	Dogger Nord Charentais (118A) Dogger Civaçaisien (109a2)	$3 \cdot 10^{-3}$ / 10^{-3} / 10^{-5} 10^{-3} / 10^{-2}	2 2
Mansle – Ambérac RG RD	Malm Oxfordien (573a1) Malm Kimméridgien (113)	10^{-3} / 10^{-5} / 10^{-6} $2 \cdot 10^{-1}$ / 10^{-2} / $5 \cdot 10^{-3}$	0.5 0.05 / 3 / 5
Ambérac – Angoulême RG RD	Malm Kimméridgien (113) Malm Kimméridgien (113)	$2 \cdot 10^{-1}$ / 10^{-2} / $5 \cdot 10^{-3}$ $2 \cdot 10^{-1}$ / 10^{-2} / $5 \cdot 10^{-3}$	0.05 / 3 / 5 0.05 / 3 / 5

3.4.4 Délimitation proposée pour la NA de la Charente

A partir des paramètres hydrodynamiques pour chacun des aquifères et de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements (cf. paragraphe 3.3.2.2), la délimitation des différentes sections de la NA a pu être calculée avec les seuils d'impact de 1, 5 et 10 % et une période

¹ Code des systèmes aquifères donnés par le Système d'Information pour la Gestion des Eaux Souterraines en Poitou-Charentes (SIGES, 2008)

de référence unique de 100 jours. Les valeurs des limites par section sont présentées dans le tableau 3.4. Etant donné les incertitudes sur les valeurs des transmissivités et des coefficients d'emmagasinement, seules les valeurs moyennes ont été conservées pour le calcul des limites des NA. Les incertitudes qui peuvent être très importantes sur la délimitation des NA font partie des limites de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements et ont déjà été abordées par ailleurs (cf. paragraphe 3.3.2.3). L'extension des NA du bassin versant de la Charente amont est présentée en plan dans la figure 3.13.

Tableau 3.4 – Délimitation des NA du fleuve Charente pour un temps de 100 jours et des seuils d'impact Q_R/Q_P de 1, 5 et 10 %

Tronçon de la Charente	Profondeurs NA	$Q_R/Q_P = 1 \%$ tr = 0.30	$Q_R/Q_P = 5 \%$ tr = 0.52	$Q_R/Q_P = 10 \%$ tr = 0.74
Source - Charroux Rive Gauche (RG) Rive Droite (RD)	130 m 40 m	3 400 m 2 400 m	2 600 m 1 800 m	2 200 m 1 500 m
Charroux – Mansle RG RD	130 m 100 m	2 400 m 7 600 m	1 800 m 5 800 m	1 500 m 4 800 m
Mansle – Ambérac RG RD	30 m 30 m	150 m 6 200 m	115 m 4 700 m	100 m 3 900 m
Ambérac - Angoulême RG RD	30 m 30 m	6 200 m 6 200 m	4 700 m 4 700 m	3 900 m 3 900 m

Pour un même seuil d'impact, la distance à la rivière diminue avec la valeur de la diffusivité (T/S) comme par exemple, en rive gauche, entre les portions allant de la source de la Charente à Charroux et entre Charroux et Mansle. Par analogie, pour une distance fixée, l'impact d'un prélèvement sur la rivière sera d'autant plus important que la diffusivité de l'aquifère est grande.

Il résulte de ces calculs que l'impact d'un pompage peut se faire sentir assez loin de la rivière, à plusieurs kilomètres. Les secteurs les plus sensibles sont ceux où les perméabilités sont les plus fortes, comme le Jurassique moyen (Dogger) et le Jurassique supérieur (Kimméridgien), ou ceux dont les coefficients d'emmagasinement (les réserves) sont faibles, comme le Jurassique inférieur (Lias). L'Oxfordien qui constitue un mauvais aquifère possède la NA de la plus faible extension.

En plus des limites latérales calculées à partir de l'impact des prélèvements, les NA doivent également être définies par une limite verticale. Dans le PGE Charente, cette limite a été fixée à partir des informations concernant la profondeur des forages dans les nappes ou, à défaut d'informations, à une valeur arbitraire de 20 m (Institution Charente, 2003). Cette valeur correspond à la limite de la zone intensément fracturée au niveau d'un épikarst (dissolution de surface), généralement appelée « banc bleu » par les foreurs. Ainsi, le Malm (Jurassique supérieur), présent entre Mansle et Angoulême, ne présente pas de

fracturations sur la totalité de l'épaisseur de l'aquifère mais uniquement sur les premiers mètres. En effet, cet épikarst calcaire présente des capacités aquifères importantes seulement dans les 30 premiers mètres. La limite en profondeur de la NA a donc été fixée pour cette formation à 30 m. Pour les autres aquifères où les propriétés hydrodynamiques sont importantes sur la totalité de l'aquifère, l'épaisseur des NA ne doit pas seulement se limiter à la profondeur du forage, comme dans le PGE, mais doit être constituée par l'épaisseur totale de l'aquifère car un prélèvement affecte l'ensemble de l'épaisseur de la nappe.

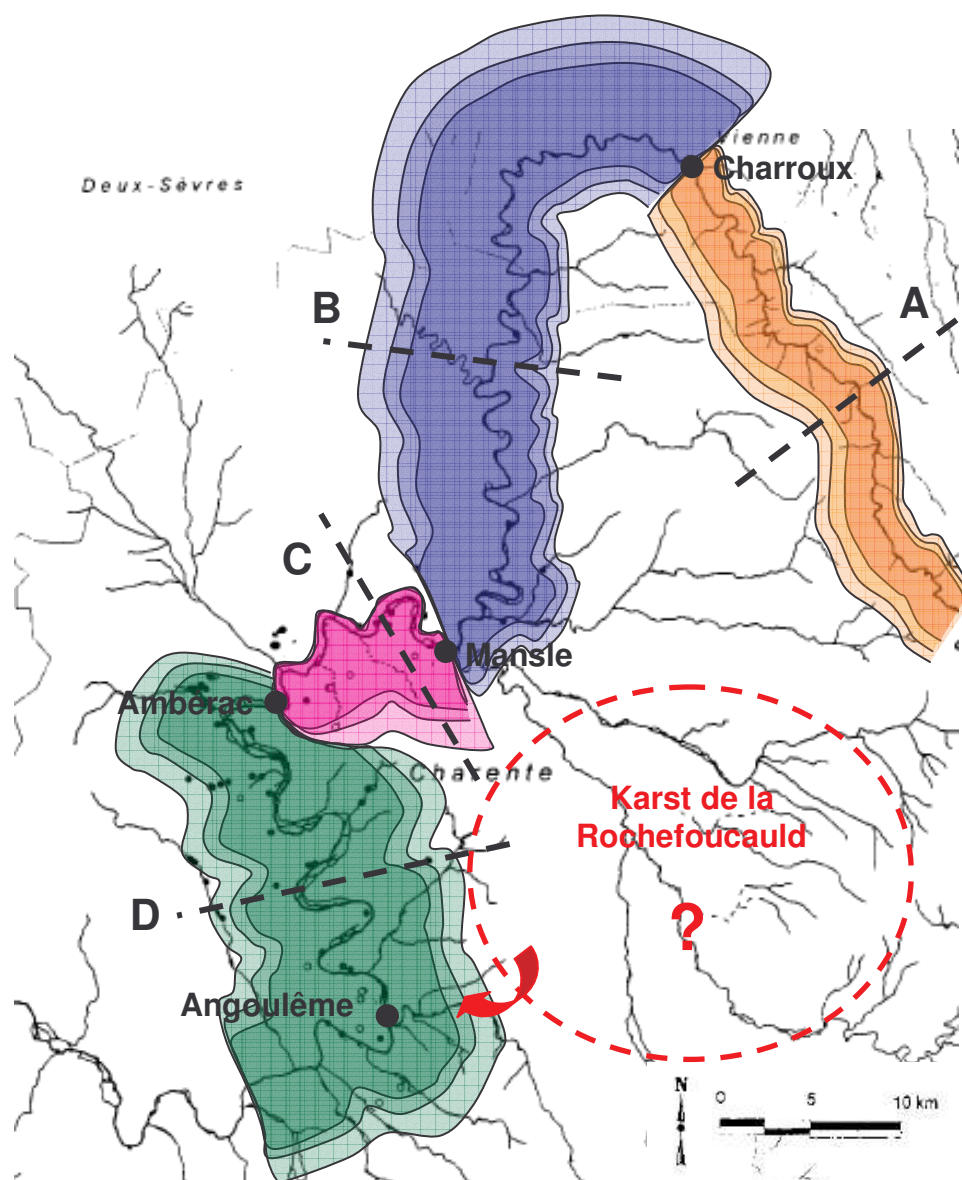


Figure 3.13 –Délimitation par tronçon des NA de la Charente – en plan – pour des seuils d'impact Q_r/Q_p de 1 %, 5 % et 10 %.

Les extensions en profondeur des NA sont données dans le tableau 3.4. Elles correspondent pour la plupart à l'épaisseur totale de l'aquifère sauf pour le Malm à cause des explications ci-dessus. La figure 3.14 représente schématiquement la NA du fleuve Charente en coupe au niveau de plusieurs sections matérialisées sur la figure 3.13 : entre la source de la Charente et Charroux (coupe A), entre Charroux et Mansle (coupe B), entre Mansle et Ambérac (coupe C) et, enfin, entre Ambérac et Angoulême (coupe D). Par convention de représentation, les formations géologiques sont représentées horizontales sur la figure 3.14 d'où parfois un décalage des formations entre les rives droite et gauche. Ces décalages correspondent à des pentes faibles (inférieur à 1 %) et ne rendent pas impossible l'application des relations analytiques de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements.

En résumé, la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements constitue une méthode discutable pour la délimitation des NA. En effet, en tenant compte de propriétés hydrodynamiques qui sont très variables dans l'espace, les limites définies par cette méthodologie (tableau 3.4) peuvent considérablement varier en fonction des valeurs retenues. Toutefois, à la différence des autres études de la bibliographie, en tenant compte du contexte géologique en complément des résultats de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements, une meilleure délimitation des NA peut être obtenue.

Sur le bassin versant de la Charente, le karst de la Rochefoucauld, en rive gauche de la Charente (figure 3.13), capte l'eau de certaines rivières principalement la Bonnieure et la Tardoire qui peuvent même se retrouver à sec. Le karst possède un exutoire principal au niveau de la Touvre à l'amont d'Angoulême. Les temps de transfert dans ce karst sont de l'ordre de quelques jours entre la zone d'alimentation du karst et l'exutoire (Larocque *et al.*, 1998). Ainsi, à cause des vitesses de transferts importantes dans ce karst, tout prélèvement engendrera une baisse rapide des débits à l'exutoire et donc un impact sur les débits du fleuve Charente après la confluence avec la Touvre.

Dans ces conditions, il n'y a aucun élément qui permet d'exclure le karst de la NA de la Charente car il répond à la définition donnée, à savoir, qu'un prélèvement induit bien, à un pas de temps inférieur à la période de référence de 100 jours, un impact sur le débit de la Charente. En terme de gestion, le karst de la Rochefoucauld bénéficie d'un protocole bien distinct de la gestion du fleuve Charente et de la NA. La difficulté d'inclure le karst de la Rochefoucauld dans la NA de la Charente provient du fait que, comme bien des karsts, la délimitation de sa zone d'alimentation est encore loin d'être connue. En effet, à partir des différentes études sur le karst de Rochefoucauld, la délimitation actuelle connue intègre les rivières Bandiat, Tardoire et Bonnieure (Gandolfi, 1991; Larocque *et al.*, 1998).

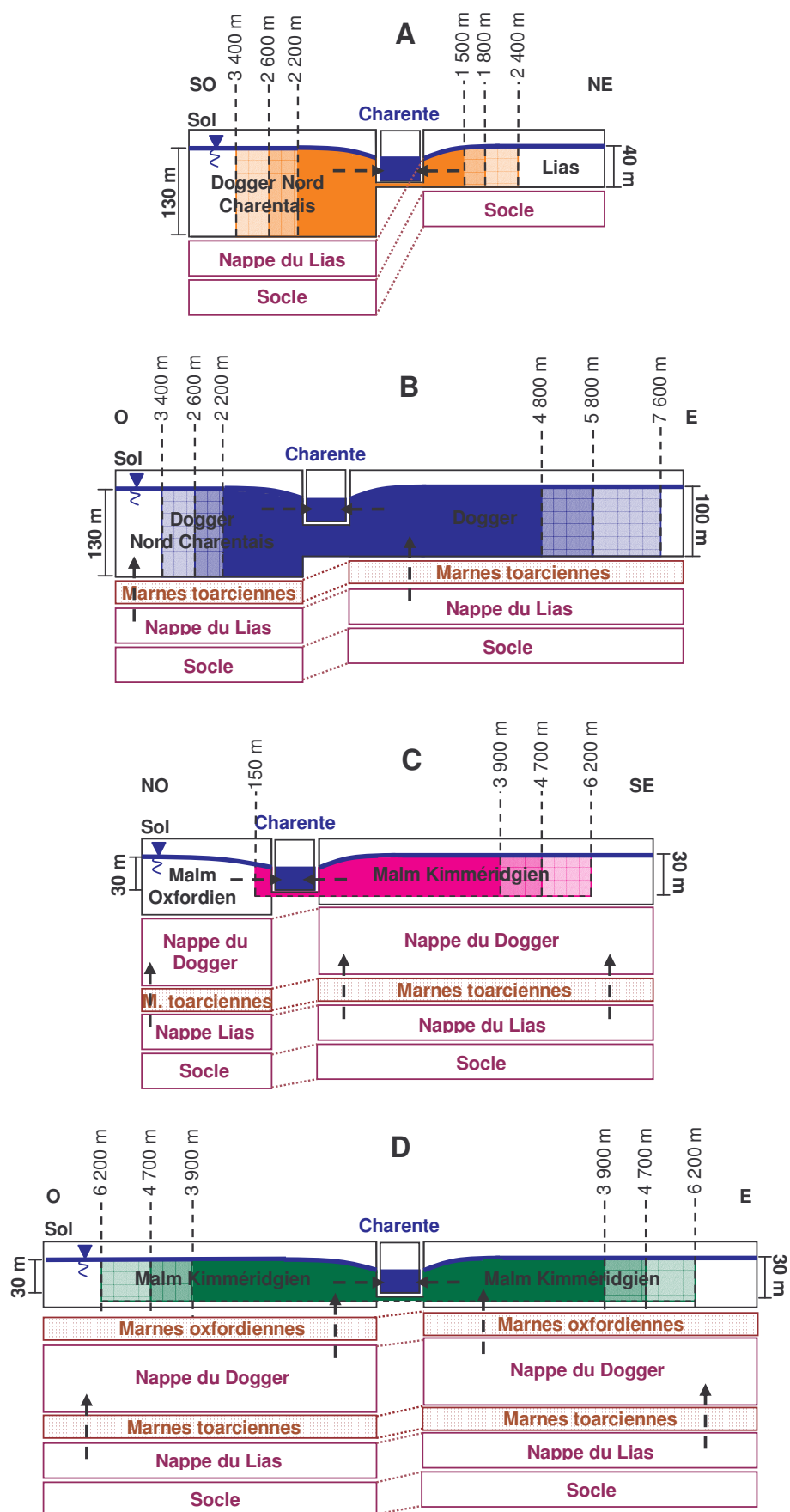


Figure 3.14 – Schéma de la délimitation de la NA de la Charente –coupe A, B, C et D - pour des seuils d'impact Q_r/Q_p de 1 %, 5 % et 10 %.

Même si, à terme, l'intégration du karst de la Rochefoucauld n'est pas réaliser pour des questions techniques de délimitation, il est nécessaire de gérer conjointement les ressources des deux compartiments (karst et fleuve et NA), non pas pour améliorer la gestion du bassin versant de la Charente amont qui s'arrête au niveau de Vindelle (au nord d'Angoulême) mais plutôt pour éviter une surexploitation des ressources du karst et du système nappe-rivière Charente. En effet, le karst constitue la véritable source de la Charente en été, avec un débit moyen de 12 m³/s contre seulement 4 m³/s sur le fleuve Charente, et il est donc le principal pourvoyeur de ressources pour les usagers situés à l'aval (ostréiculteurs, irrigants, touristes, etc.). En cas de surexploitation des ressources du karst et de la NA à l'amont, cela engendrera une aggravation de la situation à l'aval. La NA seule ne permettra pas forcément une meilleure gestion des ressources en eau, mais la réflexion posée par sa délimitation peut conduire à intégrer certains écoulements comme le karst, dans la gestion afin de se diriger vers une gestion, progressivement, de plus en plus intégrée.

3.5. Conclusion

Dans le bassin versant de la Charente amont, les nappes souterraines supportent une bonne part de la pression des prélèvements, et notamment le tiers des prélèvements agricoles. Une partie d'entre elles sont en relation hydraulique étroite avec les cours d'eau, elles seront alors dénommées NA. Dans ces hydrosystèmes, les ressources en eaux superficielles et souterraines participent aux écoulements dans les cours d'eau de surface. Elles seront donc toutes deux disponibles pour satisfaire les différents usages. L'intérêt de disposer de ces deux ressources réside dans le fait qu'elles sont disponibles à des échelles d'espace et de temps spécifiques : le long des cours d'eau et avec un débit variable pour les eaux superficielles et en deux dimensions et avec un débit relativement constant pour les eaux souterraines. Il est donc très important, en cas de relations nappes-rivières, de définir des zones de protection dans les nappes qui sont en relation avec les cours d'eau de surface et de mettre en place une gestion conjointe ou couplée des ressources en eau superficielles et souterraines.

La classification d'une zone en NA doit à la fois préserver les ressources en eau souterraines qui participeront à l'alimentation des cours d'eau, mais aussi ne pas imposer des contraintes à des usagers alors que ceux-ci ne sont pas en NA. Cependant, une NA n'est qu'une portion du système aquifère dont la délimitation est purement administrative. En conséquence, la gestion de la NA est importante pour préserver les débits dans les cours mais, à long terme (en cas de non-renouvellement des ressources), elle ne peut être déconnectée de la gestion du système aquifère sous peine de sur- ou sous-exploiter les ressources en eaux souterraines.

L'objectif initial visé par l'outil réglementaire NA est la garantie d'un DOE, il s'agit donc essentiellement d'une gestion d'eau superficielle. Ainsi, le concept de NA n'est pas neutre vis à vis de la gestion conjointe des ressources en eau. Il néglige le rôle réciproque joué par le cours d'eau, dans les cas où la réalimentation induite permet d'amplifier l'exploitation d'eau

souterraine. Les débits observés ne caractérisent donc pas complètement les ressources en eau du bassin versant amont. Elles sont caractérisées par les débits du fleuve Charente à Vindelle et les ressources en eaux souterraines notamment au niveau de la résurgence du karst aux sources de la Touvre. Dans ces conditions, la délimitation seule d'une NA ne peut pas être une solution satisfaisante pour la gestion couplée des ressources en eau.

La délimitation d'une NA est souvent un exercice difficile car sa définition reste liée à un seuil d'impact (débit prélevé à la rivière par rapport au débit pompé) et à une période de référence (durée du pompage). Malgré l'intérêt des méthodes basées sur le contexte géologique ou l'utilisation d'un modèle hydrodynamique, c'est la méthode basée sur l'impact des prélèvements qui est la plus utilisée. Même si les hypothèses sont importantes avec (i) la schématisation de la réalité aquifère, (ii) les données hydrodynamiques peu nombreuses et (iii) qu'elle ne permet pas de tester des scénarios et donc de constituer un véritable outil d'aide à la gestion, il était primordial de consacrer une partie de ce chapitre afin de bien distinguer les choses qui peuvent être réalisées à partir de cette méthodologie, mais peut être surtout celles qui ne le peuvent pas.

Sans vouloir revenir en détails sur les inconvénients et avantages de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements, le principal élément concerne le choix de la période de référence (t) et du seuil d'impact. Les éléments à retenir sur ce point sont que :

- Le seuil d'impact est d'autant plus sensible que le temps de référence est bref,
- L'impact des pompages agricoles saisonniers est aggravé parce qu'ils s'effectuent en période d'étiage des cours d'eau,
- D'une part, le temps de référence devrait conduire à une délimitation la plus large possible de la NA pour répondre à l'objectif de la réglementation, qui vise à protéger les cours d'eau d'étiages trop prononcés ou même d'assecs, à la suite de prélèvements effectués en NA,

D'autre part, le temps de référence devrait correspondre à la période pendant laquelle le prélèvement a effectivement lieu. Lorsqu'il s'agit de saison d'irrigation, trois mois constitueraient un temps de référence réaliste mais conduit à une trop forte sensibilité du seuil d'impact. Pour un prélèvement étalé dans le temps, il est préférable de s'en remettre à un temps unique pour toutes les utilisations confondues, un an par exemple. Pour un pic saisonnier de prélèvements, le choix pour la période de référence de la saison de prélèvements permettra de mieux prendre en compte les impacts de ces derniers.

La délimitation des NA à partir de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements souterrains implique l'adoption d'un seuil d'impact sur la rivière au bout d'un temps t de pompage. Le choix entre ces seuils de 1, 5 et 10 %, plus protecteur vis-à-vis de la ressource en eau que celui utilisé actuellement dans le PGE de la Charente, doit, principalement, être basée sur la sévérité des étiages des cours d'eau. Pour la gestion conjointe des ressources en eau superficielles et souterraines, plusieurs objectifs peuvent être envisagés :

- La première option est de créer une seule NA avec une gestion uniforme basée sur des indicateurs d'état de la ressource en eau du fleuve Charente (DOE, DCR et POE,

PCR). Cette solution est égalitaire entre les usagers appartenant à la NA. Mais elle ne permet pas une anticipation des crises puisque les mêmes règles de restriction s'appliqueront sur l'ensemble de la NA.

- Dans une autre option, plusieurs zones pourraient être définies au sein des NA. En effet, les pompages les plus proches des cours d'eau induisent les perturbations les plus importantes pour les conditions d'écoulement (Hunt, 1999). Ces zones devraient donc avoir des modes de gestion plus sévères. Toutefois, les zones les plus éloignées de la NA sont aussi importantes sur le long terme. En effet, elles aussi pourraient faire l'objet de mesures de restrictions afin de préserver le débit de la nappe qui alimentera la rivière dans le futur (de quelques jours à quelques semaines).

Outils d'application difficile, d'efficacité incertaine, la notion de NA ne résoudra pas la gestion quantitative des eaux superficielles et souterraines. L'équilibre à trouver entre les limites de la NA proposées actuellement dans le PGE de la Charente et celles proposées ici reste donc difficile à trouver. Néanmoins, lorsque les phénomènes climatiques ne permettent pas d'apporter suffisamment d'eau à l'hydrosystème charentais, une extension de la NA plus importante, comme nous l'avons proposé, permettrait de préserver les ressources en eaux souterraines qui sont les principales ressources du fleuve Charente en étiage, et donc le gage de ressources superficielles suffisantes pour la vie aquatique. De plus, une délimitation formelle ou scientifique permettrait de compléter les dossiers des points de prélèvements (déclaration/autorisation) sur leur appartenance ou non à une NA. Dès lors, en période de crise (sécheresse entraînant une pénurie d'eau), la gestion des ressources en eau en général, et notamment les arrêtés préfectoraux, gagneraient tant en clarté qu'en précision.

Chapitre 4

LES MODELES : OUTILS DE
CONNAISSANCE ET DE GESTION DES
HYDROSYSTEMES

CHAPITRE 4.

Les modèles : outils de connaissance et de gestion des hydrosystèmes

4.1	Le système, le modèle et la modélisation.....	199
4.1.1	<i>La réalité, le modèle conceptuel et le modèle mathématique.....</i>	<i>199</i>
4.1.2	<i>Du système au modèle conceptuel.....</i>	<i>202</i>
4.1.3	<i>Grandeurs caractéristiques des modèles.....</i>	<i>204</i>
4.1.3.1	Les paramètres	204
4.1.3.2	Les variables	205
4.1.4	<i>Propriétés requises pour le modèle conceptuel</i>	<i>206</i>
4.2	Transfert de la théorie des systèmes vers la modélisation	207
4.2.1	<i>L'analyse des systèmes et la modélisation.....</i>	<i>207</i>
4.2.1.1	Identification : définition de la structure ou calage des modèles.....	208
4.2.1.2	Simulation : déterminer les sorties du Modèle	209
4.2.1.3	Détection : déterminer les entrées du Modèle	210
4.2.2	<i>Sources d'incertitudes des modèles.....</i>	<i>211</i>
4.3	Typologie des modèles mathématiques	212
4.3.1	<i>Traitement du temps et de l'espace dans les modèles</i>	<i>213</i>
4.3.1.1	Le traitement du temps	213
4.3.1.2	Le traitement de l'espace	215
4.3.2	<i>Modèles phénoménologiques, comportementaux ou conceptuels</i>	<i>217</i>
4.3.2.1	Les modèles comportementaux ou « boîtes noires »	217
4.3.2.2	Les modèles phénoménologiques ou à base physique.....	218
4.3.2.3	Les modèles simplifiés.....	220
4.3.3	<i>Modèles stochastiques ou déterministes</i>	<i>226</i>
4.3.4	<i>Modèles linéaires et non linéaires.....</i>	<i>227</i>
4.4	Les modèles pour la gestion quantitative des ressources en eau	228
4.4.1	<i>Pour la science ou à des fins opérationnelles</i>	<i>228</i>
4.4.2	<i>Utilité d'un modèle pour la gestion des ressources en eau.....</i>	<i>229</i>
4.4.3	<i>Modèles dits de « gestion » et dits « d'optimisation ».....</i>	<i>231</i>
4.4.4	<i>Les apports de la prévision en gestion des ressources en eau</i>	<i>232</i>
4.4.4.1	La prévision : formulation du problème	233
4.4.4.2	Caractéristiques des prévisions.....	234
4.4.5	<i>Les modèles de prévisions et leurs utilisations en gestion.....</i>	<i>235</i>
4.4.5.1	Les modèles de prévisions des débits dans les bassins versants.....	235

4.4.5.2	Les modèles de prévisions des débits et des piézométries.....	239
4.4.6	<i>Bilan de l'aptitude des modèles en gestion de l'eau</i>	241
4.5	Les modèles : une question de choix	245
4.5.1	<i>Les critères importants pour le choix d'un modèle</i>	245
4.5.1.1	Accès aux données	246
4.5.1.2	Influences entre les échelles d'espace et de temps.....	247
4.5.1.3	En fonction de l'objectif de la modélisation.....	249
4.5.2	<i>Benchmarks en modélisation des ressources en eau</i>	250
4.5.3	<i>Et dans la réalité</i>	252
4.6	Le Tableau de Bord de la Ressource en eau : outil d'aide à la gestion du bassin versant de la Charente Amont	253
4.6.1	<i>Objectifs du Tableau de Bord de la Ressource en eau</i>	253
4.6.2	<i>Représentation du système et grandeurs à modéliser</i>	255
4.6.3	<i>Les modèles : MORDOR, IRRIG et fonctions de transfert associées</i>	257
4.6.3.1	La modélisation des débits naturels à partir du modèle MORDOR.....	257
4.6.3.2	La modélisation des prélèvements agricoles à partir du modèle IRRIG.....	260
4.6.3.3	Les fonctions de transfert et les modèles de bilans associés.....	263
4.6.4	<i>Mise en œuvre opérationnelle du TBR en prévision</i>	264
4.6.4.1	Initialisation des variables d'états des modèles.....	264
4.6.4.2	Calibration des modèles	265
4.6.4.3	Recalage des variables d'états des modèles.....	266
4.6.5	<i>Analyses des résultats du TBR Charente</i>	269
4.6.5.1	La prévision à court terme.....	269
4.6.5.2	Les tests de scénarios de gestion.....	274
4.6.6	<i>Bilan du fonctionnement du TBR sur la Charente</i>	276
4.7	Modélisation du bassin versant de la Charente amont à partir d'un modèle comportemental	278
4.7.1	<i>Présentation des modèles autorégressifs</i>	278
4.7.2	<i>Méthodologie de mise en place des modèles</i>	279
4.7.2.1	Choix de la représentation du système choisi.....	279
4.7.2.2	Identification des paramètres et validation des modèles.....	281
4.7.3	<i>Identification et Validation de différents modèles autorégressifs</i>	282
4.7.3.1	Modèle SISO Pluies-Débits (PQ)	282
4.7.3.2	Modèle MISO Pluies-Débits-Débits (P2Q).....	285
4.7.3.3	Modèle MISO Pluies-Piézométries-Débits (2PQ).....	287
4.7.3.4	Modèle MISO Pluies-Piézométries-Prélèvements-Débits (3PQ)	290
4.7.4	<i>Mise en œuvre d'un modèle autorégressif pour la gestion opérationnelle des ressources en eau en Charente</i>	293
4.7.4.1	Comparaison des résultats des modèles TBR et SISO / MISO	293
4.7.4.2	Application du modèle MISO-2PQ en gestion tactique.....	294
4.8	Conclusion	298

Le terme de modélisation apparaît en France dans les années 1970 avec le livre « *la théorie du système général, théorie de la modélisation* » de Le Moigne. De manière générale, la modélisation est l'opération par laquelle on établit la représentation d'un système (modèle), afin d'étudier, mesurer, comprendre et prévoir les effets sur ce système de variations de tels ou tels éléments le composant ou les influences de son environnement (Giraud *et al.*, 1974). Toutefois dans la culture scientifique, la notion de modélisation a depuis été largement restreinte. Ekeland définit en 1995 la modélisation comme : *la construction d'un modèle mathématique, c'est-à-dire d'un réseau d'équations, censées décrire la réalité*. Ainsi, le terme de modélisation signifie de plus en plus *programmation à des fins de simulation d'un modèle, présumé donné, sans que l'on s'attache particulièrement à l'examen de l'élaboration et de la justification de ce modèle* (Ekeland, 1995).

Ce chapitre s'attache à définir un modèle, comment il peut permettre d'analyser le comportement d'un hydrosystème, puis ensuite quels sont les apports des modèles dans la gestion des ressources en eau. Dans un premier temps, les relations entre le système et le modèle, les grandeurs caractéristiques des modèles et les principales étapes de la modélisation d'un hydrosystème seront abordées. Ensuite, sans être exhaustif, les principales structures des modèles mathématiques seront présentées, notamment les aspects de représentation des processus et des échelles de temps et d'espace dans les modèles. Par la suite, les apports des modèles dans la gestion des ressources en eau seront définis et illustrés par quelques exemples. Enfin, après avoir identifiées les principales sources d'incertitudes dans les modèles mathématiques, le choix d'un modèle correspondant à nos objectifs. L'analyse du modèle TBR sur le bassin versant de la Charente, selon les critères précédents, sera abordée. En fonction des résultats concernant la gestion des ressources en eau, des améliorations ou de nouveaux modèles pourront être envisagés.

4.1 Le système, le modèle et la modélisation

4.1.1 La réalité, le modèle conceptuel et le modèle mathématique

Souvent, plusieurs entités sont confondues sous le terme de modèle. Par exemple quand on parle d'un modèle de Saint-Venant, il peut être question d'un code de calcul qui résout une certaine version des équations de Saint-Venant pour l'hydraulique à surface libre. Mais il peut aussi s'agir du modèle mathématique lui-même, c'est à dire une formulation des équations, assortie des hypothèses sous lesquelles ces équations sont une représentation acceptable de la réalité. Enfin, cela peut aussi correspondre à des données associées à un modèle mathématique qui produit des simulations de débits sur un tronçon de rivière déterminé (modèle du Rhône entre le Léman et Lyon). Parfois même, le terme de modèle physique est utilisé pour des modèles réduits ou des maquettes comme par exemple des ouvrages hydrauliques, de biefs de cours d'eau ou de bassins versants (figure 4.1).



Figure 4.1 - Canal expérimental de l'École SupAgro Montpellier (photo – G. Belaud)

Nascimento (1995) fait le constat que dans le domaine scientifique ou technique, on éprouve le besoin d'ajouter au mot "modèle" des adjectifs comme "physique", "théorique", "numérique" ou "mathématique" afin d'être plus clair sur l'acceptation du terme que l'on utilise. Il est donc important de se mettre d'accord sur la terminologie qui sera utilisée dans ce mémoire. Pour cela, nous allons nous inspirer des éléments de terminologie définis lors d'un programme européen sur la démarche qualité en modélisation des bassins versants : le projet HarmoniQuA (Refsgaard, 2002).

Le processus de modélisation est divisé en 4 éléments de base (figure 4.2) : la description de la réalité, l'élaboration du modèle conceptuel, la réalisation du code et le Modèle, lui-même. Les flèches au centre décrivent les étapes permettant de passer d'un élément à un autre, et les portions de cercles correspondent à la procédure permettant d'évaluer la réalisation de ces étapes.

La réalité représente le milieu naturel, identifié ici comme la zone d'étude, dans toute sa complexité et son hétérogénéité.

Le modèle conceptuel représente la perception du modélisateur des processus clefs, mais aussi, les simplifications et les limites supposées acceptables pour atteindre les objectifs de la modélisation. Il répond à une description de la réalité sous la forme d'équations, assorties des hypothèses qui en fixent le cadre de validité, avec des entrées et des sorties.

Le code est la formulation mathématique générique, sous la forme d'un programme informatique du modèle conceptuel, chargé de la résolution des équations. Il doit permettre de traduire les informations provenant du modèle conceptuel, de choisir une structure et des méthodes de résolution des équations. Il doit pouvoir être utilisé sur des zones d'études différentes en changeant uniquement les valeurs des variables et des paramètres (Refsgaard et Henriksen, 2004). Cette phase fait appel à une étape de programmation afin de passer de la représentation du modèle conceptuel au code ou logiciel. Un exemple de logiciel générique pour la modélisation des systèmes hydrauliques à surface libre est le logiciel SIC qui a été appliqué sur plusieurs centaines de canaux et de rivières dans le monde (Baume *et al.*, 2006). Bien entendu, plusieurs modèles conceptuels différents

peuvent être implémentés dans un même code, par exemple les équations de Saint-Venant et l'équation de convection – diffusion en hydraulique à surface libre, à charge pour l'utilisateur de faire son choix (Faure *et al.*, 2004).

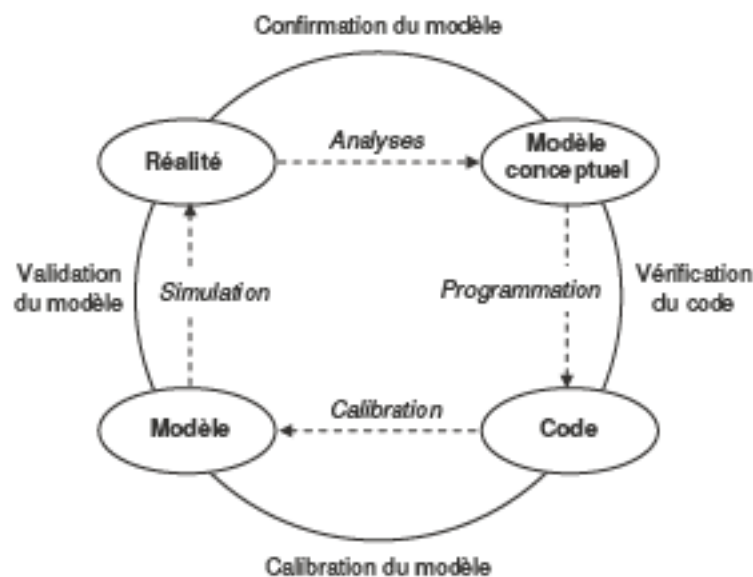


Figure 4.2 : Eléments de la terminologie de la modélisation (Schlesinger *et al.*, 1979)

Enfin, le terme de « Modèle », proposé par HarmoniQuA et ainsi retenu pour la suite, est réservé à une application du code du modèle sur un site spécifique, incluant les données d'entrée et les valeurs particulières des variables et des paramètres (application du logiciel SIC sur le canal de Gignac). Ceci requiert, entre autre, la définition des conditions aux limites, des conditions initiales et l'estimation des paramètres à partir des données expérimentales. De plus, une procédure d'ajustement des paramètres du modèle sur les données expérimentales est nécessaire afin de reproduire la réalité avec la précision requise pour satisfaire les critères de performance (calibration du modèle). Enfin, lorsque le modèle est suffisamment précis par rapport à la réalité de l'hydrosystème, on considère alors que ce modèle est validé.

Néanmoins, la question sur peut-on ou pas valider un modèle se pose encore (de Marsily *et al.*, 1992; Konikow et Bredehoeft, 1992). La validation au niveau du modèle conceptuel ou code est, dans l'absolu, impossible et ne peut être faite qu'au niveau du Modèle avec l'application sur une zone d'étude (Refsgaard et Knudsen, 1996). Certains se posent même la question de la nécessité de valider certains modèles à base physique car ils considèrent que seules les tendances sont importantes et il suffit donc de comparer deux simulations entre elles avec des options ou scénarios différents (Cunge, 2003).

Les modèles physiques ou réduits ne sont pas représentés dans la terminologie initiale de Schlesinger *et al.* (1979). Ils n'ont pas été ajoutés pour ne pas la surcharger la figure 4.2. Ces modèles réduits permettent par exemple de vérifier certaines équations empiriques comme les lois d'ouvrages en hydraulique (vannes, seuils, etc.). Ils se situent donc en aval des modèles conceptuels mais ne possède pas de phase de programmation pour donner le code. A partir du modèle conceptuel, une maquette de l'objet à modéliser est réalisée

(figure 4.1) puis le modèle réduit est directement validé par rapport à la réalité. La principale difficulté d'application et d'interprétation de ces modèles physiques réside dans les problèmes d'échelles et la transposition des résultats sur le terrain (Musy, 1998). Il est en effet difficile d'éviter des distorsions dans les processus, qui se traduisent souvent, à des échelles différentes, par des paramètres d'écoulement différents (problèmes de similitude).

En résumé, la construction d'un modèle comporte cinq étapes principales et reprend les principaux éléments de la terminologie de Schlesinger *et al* (1979). La synthèse de plusieurs auteurs (Walter et Pronzato, 1994; Bloschl et Sivapalan, 1995; Refsgaard, 2002) ont permis de définir les étapes suivantes :

1. Collecter et analyser les données disponibles sur l'hydrosystème,
2. Développer une représentation de la réalité qui décrit ses caractéristiques importantes, sous forme systémique, afin d'aboutir au modèle conceptuel,
3. Traduire le fonctionnement obtenu en code informatique au travers, la plupart du temps, d'équations mathématiques,
4. Calibrer le modèle mathématique (code) en ajustant les coefficients sur une partie de la série historique de données pour obtenir le modèle, qui sera alors spécifique au site d'étude,
5. Et, enfin, valider le modèle sur le reste de la série historique de données et vérifier si le comportement de notre modèle se rapproche bien de la réalité.

4.1.2 Du système au modèle conceptuel

La modélisation doit permettre de formaliser les interactions importantes de l'hydrosystème (Le Moigne, 1990). Le travail préliminaire de description de la réalité à partir d'une approche systémique (paragraphe 1.2) est donc indispensable pour envisager le développement du modèle conceptuel. Pour rappel du paragraphe 1.2.1, un système est n'importe quelle structure, dispositif, schéma ou procédure, réel ou abstrait, qui met en relation, dans une base de temps donnée, une entrée, une cause, ou un stimulus de matière, d'énergie ou d'information, et une sortie, un effet, une réponse, d'information d'énergie ou de matière (Dooge, 1973). La formulation du système, qui est une vision simplifiée forcément réductionniste de la réalité (Singh et Woolhiser, 2002) car l'observateur ne sélectionne que les processus prédominants pour lui, permet une analyse de l'hydrosystème.

La systémique facilite ensuite l'élaboration de la structure du modèle conceptuel puisque chaque processus important de la réalité, représenté dans le système, se traduit par une ou plusieurs relations dans le modèle conceptuel (Hypergeo, 2007). Les notions de *système* et de *modèle conceptuel* sont ainsi indissociables. La réalité modélisée est ainsi amputée des processus jugés non pertinents vis-à-vis de la question posée. Ceci démontre encore la nécessité d'une analyse préalable du système pour juger de l'importance des processus lors de la modélisation.

Par ailleurs, un modèle conceptuel se définit par rapport à des objectifs ou à une question posée. Il n'est donc jamais isolé. Il renvoie donc à d'autres éléments qu'à lui-même. La notion de modèle conceptuel est intimement liée à sa fonction. Qu'est ce qu'un modèle ? A quoi sert-il ? Ces deux questions sont indissociables puisque la raison d'être de la modélisation est de répondre aux problèmes posés. Les objectifs des modèles conceptuels sont de représenter la réalité de manière à ce que les utilisateurs puissent réaliser des actions et observations (Baume et Belaud, 2005), notamment :

- Prédire les effets de changements sur le système à partir d'hypothèses ou de scénarios (évolution du ruissellement suite au déboisement d'une forêt),
- Déterminer les causes expliquant certaines observations afin d'analyser ces phénomènes et d'approfondir leurs compréhensions (croissance des algues dans les canaux, effets non linéaires dans un bassin versant),
- Quantifier certains aspects du système difficiles à mesurer dans la réalité (coefficient de frottements, conductivité hydraulique, etc.),
- Apprendre à gérer (ou à piloter) le système (industrie, canal d'irrigation).

C'est donc la question qui doit conduire à la création des modèles, et non l'inverse ; tout comme ce sont les hypothèses posées qui doivent restreindre la nature de la modélisation à retenir (Payraudeau, 2002). Les différentes situations de modélisation rencontrées par les utilisateurs de modèles, ainsi que celles des questions qu'ils peuvent se poser, expliquent la diversité des structures de modèles conceptuels qui seront détaillées au paragraphe 4.3.

En résumé, Walter et Pronzato (1994) relient la notion de modèle conceptuel à celle de système (1994) en représentant le modèle conceptuel M , traduction du système S (figure 4.3). Il explique que M permet de calculer, à partir de variables d'entrées (u et b) et de paramètres (p), des variables de sorties (y_m et z_m) dont nous espérons qu'elles ressembleront aux sorties (y) du système S qui nous intéressent.

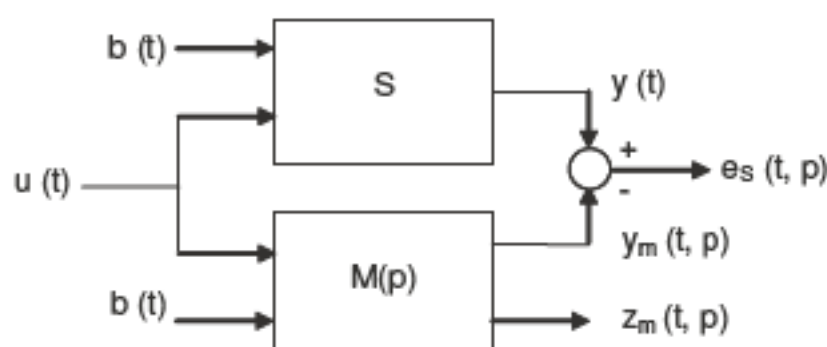


Figure 4.3 - Système S et modèle conceptuel M (Walter et Pronzato, 1994)

avec p	paramètres de M ,
u	entrées contrôlables de M et de S ,
b	entrées non contrôlables (perturbations) de M et de S ,
y	sorties caractéristiques de S ,
y_m	sorties caractéristiques modélisées,
z_m	sorties modélisées,
e_s	l'erreur de sortie,
t	le temps.

L'écart entre la sortie caractéristique y du système et la sortie caractéristique modélisée y_m est appelée e_s . Le plus souvent, on cherche à minimiser cet écart. Le choix de la valeur acceptable de e_s doit être en accord avec les objectifs fixés à la modélisation. Afin que le modèle conceptuel ressemble au système, la valeur de e_s doit être suffisamment petite. Pour utiliser un modèle conceptuel, la valeur de e_s acceptable devra être plus réduite dans les cas où les enjeux économiques, sociaux ou humains sont importants comme la modélisation de la hauteur d'eau dans un canal d'irrigation qui en cas de dépassement de la côte des berges causerait des débordements et des inondations.

Comme nous le verrons par ailleurs, la qualité, et par conséquent, l'utilité d'un modèle pour la gestion s'apprécie donc en fonction de la justesse des prédictions qu'il peut offrir (valeur e_s). Le caractère prédictif ne doit cependant pas masquer les autres rôles des modèles dont celui d'analyse. En effet, les modèles conceptuels permettent une synthèse des connaissances sur une problématique donnée et peuvent mettre en évidence les zones d'ombres ou les lacunes qui subsistent (Beven, 1989).

Le modélisateur doit réaliser un compromis entre le caractère générique, i.e. la propriété d'un modèle conceptuel d'être transposable à un autre système, le réalisme et, enfin, la précision nécessaire pour répondre aux objectifs de la modélisation (Kauark Leite, 1990).

4.1.3 Grandeurs caractéristiques des modèles

En algèbre, un paramètre est une variable susceptible de recevoir une valeur constante pour un cas déterminé et qui désigne certains coefficients ou certaines quantités en fonction desquels on peut exprimer les solutions d'un système d'équations. La définition donnée par l'algèbre suggère que les paramètres sont une sous unité des variables. Or dans le domaine de la modélisation, les notions de paramètre et de variable sont bien distinctes.

4.1.3.1 Les paramètres

Un paramètre (p dans la figure 4.3) est une grandeur, invariable au cours du temps, utilisé dans les modèles. Un paramètre est défini comme toute grandeur physique constante, exprimable numériquement, entrant dans une fonction régissant les lois mathématiques du modèle conceptuel, comme par exemple : le coefficient de Strickler ou la pente d'un cours d'eau en hydraulique, le coefficient d'emmagasinement et la porosité efficace en hydrogéologie, la capacité d'infiltration à saturation et la taille d'un bassin versant en hydrologie.

Le cadre physique est donc traduit par des paramètres car ils sont considérés comme invariables au cours du temps (volume d'un lac, surface d'un bassin versant etc...). En effet, même si ce n'est pas forcément le cas sur les temps géologiques, le type de sol, la géologie et la topographie peuvent être considérés comme invariants à l'échelle humaine qui est celle des études courantes en modélisation. La notion d'invariabilité temporelle est donc liée au choix de l'échelle de temps du modèle. Le coefficient de Strickler pour un modèle

hydraulique fonctionnant seulement sur quelques heures peut être considéré comme invariable et donc comme un paramètre. A l'inverse pour une modélisation plus longue, des modifications des conditions de surface de la rivière (croissance d'algues) peuvent modifier le coefficient de Strickler et il ne peut plus alors être considéré comme un paramètre.

Lorsque les paramètres peuvent être réutilisés dans un Modèle sur un autre site d'étude, on parle de paramètres réutilisables. Dans le cas contraire, on les définit comme non réutilisables. Les dimensions géométriques d'une rivière sont, par exemple, des paramètres réutilisables car ils peuvent être réutilisés dans d'autres Modèles. A l'inverse, les coefficients ajustés d'une fonction de transfert ne sont pas des paramètres réutilisables a priori.

4.1.3.2 Les variables

L'estimation de l'importance des processus et de leurs évolutions implique de mesurer les grandeurs liées à l'évolution de l'hydrosystème pour sa modélisation. On définit alors le terme de variable, à l'inverse des paramètres, comme une grandeur du système qui évolue au cours du temps (Payraudeau, 2002). Les variables sont de plusieurs types :

- Qu'elles soient des facteurs intrinsèques au modèle conceptuel M dont dépend l'état du système : *les variables d'état*. Les grandeurs du cycle hydrologique sont, par exemple, des variables d'état (hauteur piézométrique, débit, concentration, etc...). Elles rassemblent aussi les niveaux dans les réservoirs de modèles simplifiés comme ceux des modèles GR (Perrin *et al.*, 2001) ou Gardiena (Thiery, 1988) en hydrologie et hydrogéologie,
- Qu'elles soient extérieures au système mais influencent l'importance des processus et donc son fonctionnement : *les variables d'entrée* du système (*u* dans la figure 4.3). Elles sont maîtrisables, connues ou non, et caractérisent les apports d'eau (débits entrants dans un canal), ainsi que certaines activités anthropiques (lâchers de barrage),
- Qu'elles caractérisent les éléments non maîtrisables et perturbateurs du système : *les variables de forçage* (*b* dans la figure 4.3). On retrouve essentiellement les variables atmosphériques (température de l'air, précipitations, rayonnement solaire, vent, ...) et les perturbations anthropiques sur le système (prélèvements d'eau, rejets de stations d'épuration). Elles peuvent être, comme pour les variables d'entrées, connues ou non,
- Qu'elles caractérisent les problématiques de gestion du système : *les variables de sortie* (matières avec l'eau ou les nutriments, ... ou énergie). On distingue dans ce cas les variables de sorties d'intérêt pour la gestion issues de la modélisation (y_m), ou du système (*y*) avec les points de consigne de débit par exemple, des autres variables de sorties modélisées (z_m) ou mesurées sur le système (*z*) comme les mesures de débits (figure 4.3).

Hubert (1998) introduit un autre type de variable qu'il appelle *variable de décision*. Elles regroupent les modifications du cadre physique qui peuvent aussi bien concerner l'implantation d'ouvrages, de barrages ou de stations d'épuration, que les règles d'exploitation de ces ouvrages, comme les débits d'alerte ou les lois d'ouvrages pour les

barrages. Dans le cas où le cadre physique est modifié, le modèle conceptuel utilisé doit être remis en cause (changement de type, de paramètres, etc.) afin de prendre en compte les modifications. Si les variables de décision ne concernent que des modifications des règles d'exploitation d'ouvrages existants, cela revient à modifier les variables d'entrée maîtrisables (u). Le terme de *variable de décision* introduit par Hubert (1998) ne représente donc que des cas particuliers de la terminologie proposée précédemment et ne sera plus utilisé ultérieurement.

4.1.4 Propriétés requises pour le modèle conceptuel

Comme nous pourrions le détailler par la suite, la construction d'un modèle conceptuel n'est pas une chose simple. De plus, la structure et les choix de modélisation sont parfois très subjectifs puisque le système, sur lequel est basé le modèle conceptuel, n'est que la représentation de la réalité par le modélisateur. Même si c'est caricatural, autant de modèles que de modélisateurs pourraient en principe être obtenus. Il existe néanmoins des critères, applicables aux modèles conceptuels, qui guident les modélisateurs dans leurs choix entre les voies concurrentes pour la construction d'un modèle (Bunge, 1961; Chalmers, 1988). Des descriptions des principales propriétés des modèles peuvent être trouvées dans les ouvrages de Nascimento (1995), Kauark-Leite (1990) et Delattre (1979). Les critères principaux détaillés ici sont :

- Le critère de minimalité ou de simplicité,
- Le critère d'ajustement aux données d'observation sur un ensemble de site,
- Le critère de pouvoir de prévision, et enfin,
- Le critère d'identifiabilité des paramètres.

Comme on le verra par la suite, seule l'utilisation simultanée de ces quatre critères permet un jugement adéquat des qualités d'un modèle (Delattre, 1979).

Le critère de minimalité, appelé aussi critère de simplicité, est à la source de la démarche de modélisation (Nascimento, 1995). En effet, comme l'affirme Casti (1989), tout étant égal par ailleurs, seul le modèle conceptuel le plus simple qui s'accorde aux observations doit être conservé. Ainsi, la complexité d'un modèle conceptuel (nombre de paramètres et états du système) ne doit pas être augmentée au-delà de ce qui est nécessaire pour rendre compte des observations.

Le critère de simplicité ne trouve son expression qu'à l'aide du critère d'ajustement aux données d'observation. Ce critère est certainement un des critères les plus utilisés dans la justification de la structure des modèles conceptuels. En effet, le grand nombre de moyens quantitatifs pour mesurer l'ajustement du modèle conceptuel, appliqué à un site (Modèle), aux données observées, permet une expression moins subjective de ce critère (cf. 4.3.2). Cependant, une telle objectivité peut n'être qu'apparente, car un modèle, conceptuel ou non, peut fonctionner correctement pour de mauvaises raisons (Klemes, 1982). La conformité aux données pour plusieurs Modèles, et donc plusieurs sites d'étude, est donc nécessaire mais pas suffisante pour valider la formulation du modèle conceptuel.

Un autre critère important, le critère de pouvoir de prévision, correspond à la capacité du modèle conceptuel à fournir des prévisions satisfaisantes dans des situations nouvelles (Kauark Leite et Nascimento, 1993). On reconnaît le pouvoir de prévision du modèle conceptuel s'il peut être utilisé dans des situations nouvelles comme des bassins versants différents d'un point de vue climatique et géomorphologique ou sur des hydrosystèmes ayant été soumis à des actions d'origine anthropique au cours du temps.

Enfin, le dernier critère important est l'identifiabilité des paramètres. Cela correspond à la possibilité d'ajuster les paramètres du modèle conceptuel, pour conduire au Modèle appliqué à un site particulier, à partir de données expérimentales et en obtenant un jeu unique de paramètres (Kauark Leite, 1990). Ce critère constitue un problème considérable dans le cas des modèles conceptuels complexes avec un grand nombre de paramètres. Dans le cas inverse, ceux-ci ont plus de chances d'être identifiables pourvu que les critères précédents de minimalité et de pouvoir de prévision soient respectés.

4.2 Transfert de la théorie des systèmes vers la modélisation

Cette partie s'attache à détailler comment la théorie des systèmes peut être transposée vers le contexte de la modélisation à l'échelle de l'hydrosystème : analyse des systèmes et sources d'incertitudes éventuelles liées à la formulation des modèles.

4.2.1 L'analyse des systèmes et la modélisation

Comme dans la figure 4.3, le système peut être vu comme une boîte, où $u(t)$ correspond aux entrées, $y(t)$ aux sorties et S à l'opérateur système qui est fonction des paramètres du système (figure 4.4). Une relation mathématique générale peut être établie entre les deux variables $u(t)$ et $y(t)$ et l'opérateur S :

$$y(t) = u(t) \times S$$

La résolution de cette équation nous conduit aux trois problèmes fondamentaux de l'analyse des systèmes (tableau 4.1) :

- L'identification, i.e. connaissant $u(t)$ et $y(t)$, déterminer S ,
- La simulation, i.e. connaissant $u(t)$ et S , déterminer $y(t)$,
- La détection, i.e. connaissant $y(t)$ et S , déterminer $u(t)$.

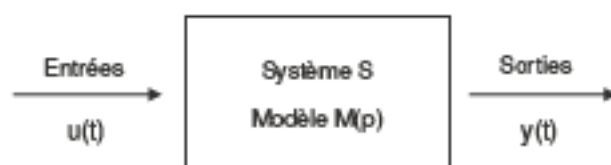


Figure 4.4 – Représentation d'un système ou des modèles.
Les entrées u et les sorties y dépendent du temps t , p sont les paramètres du modèle M

Sachant que le modèle conceptuel est une *reproduction* du système S, du moins dans l'esprit du modélisateur, les problèmes fondamentaux des modèles M(p) seront les mêmes que ceux des systèmes.

Tableau 4.1 – Différents niveaux d'utilisation d'un modèle (Baume et Belaud, 2005)

	Entrées	Modèle	Sorties
Identification	Connues	?	Connues
Simulation	Connues	Connu	?
Détection	?	Connu	Connues

4.2.1.1 Identification : définition de la structure ou calage des modèles

La résolution du problème d'identification suppose de disposer de séries de données en entrée et en sortie du système qui représentent son comportement de façon complète. Du moins, il faut en faire l'hypothèse. Néanmoins, aucun jeu de données d'entrées et de sorties ne conduit à une formulation unique du modèle conceptuel M(p) de façon non ambiguë (Nascimento, 1995). Le modélisateur doit ainsi faire preuve d'imagination pour concevoir différentes formulations de M(p), en même temps qu'il se fait guider par des critères précis (cf. paragraphe 4.2.2) pour juger de l'adéquation de son modèle conceptuel aux questions posées (Konikow et Bredehoeft, 1992). L'identification correspond à la définition de la structure du modèle, i.e. ses équations décrivant les sous-systèmes et son architecture avec les liens entre les sous-systèmes.

En plus de la définition de la structure du modèle conceptuel, l'identification correspond aussi au calage du Modèle sur un site d'étude. En effet, lorsque la formulation de M(p) est définie, le modélisateur doit définir les paramètres du Modèle. Le calage est le processus par lequel sont extraits, des données d'entrées / sorties et les informations nécessaires pour déterminer les paramètres. Ces dernières permettent la reproduction du fonctionnement de l'hydrosystème par le Modèle (Canedo, 1989). On dispose dans la littérature d'une multitude de procédures de calage plus ou moins automatisées des Modèles (Press, 1992; Walter et Pronzato, 1994; Wagner, 1995; Belaine *et al.*, 1999; Eckhardt et Arnold, 2001).

Expliciter la structure du modèle conceptuel M(p) convenablement, c'est-à-dire d'aboutir à un modèle vérifié et validé par les observations dont on dispose, ne dit rien, a priori, sur l'explication des éléments constitutifs de l'hydrosystème, les sous-systèmes, en termes de processus physiques ayant lieu dans la réalité. Démontrer les liens entre le modèle conceptuel, que l'on vient d'obtenir, et l'hydrosystème reste à faire (Nascimento, 1995). Cette étape sera un objectif en soi si le modèle conceptuel est un outil de connaissance de l'hydrosystème. Elle peut aussi être subsidiaire dans le cas où l'objectif de la modélisation serait seulement de reproduire de façon globale le comportement de l'hydrosystème dans un but opérationnel de gestion.

4.2.1.2 Simulation : déterminer les sorties du Modèle

Quand on ne dispose pas des sorties, mais que l'on connaît les entrées, les paramètres, et la structure du modèle conceptuel $M(p)$, le problème d'analyse des systèmes est celui de la simulation. Elle représente l'objectif principal de la construction et de l'utilisation d'un Modèle (Baume et Belaud, 2005). En fait, c'est souvent l'utilisation à laquelle on pense en premier : connaissant par exemple les caractéristiques géomorphologiques d'un bassin versant, les conditions météorologiques (pluie, température) et les éventuels effets anthropiques (prélèvements, barrages), quel sera alors le débit à l'exutoire de ce bassin ? Si l'on augmente les prélèvements, quel sera l'impact sur les débits en aval ?

La simulation est aussi un problème de vérification de la structure choisie lors de la phase d'identification. On connaît les entrées et les sorties et on dispose d'un prototype du modèle conceptuel $M(p)$ dont on veut juger les qualités vis-à-vis des objectifs fixés à la modélisation (Nascimento, 1995). La vérification (tableau 4.1), qui est aussi dénommée étude de sensibilité, permet ainsi d'analyser le comportement des paramètres du modèle conceptuel $M(p)$ et de calculer les erreurs résiduelles $e_s(t)$, i.e. les écarts entre les valeurs connues $y(t)$ et les valeurs simulées de $y(t)$ par le Modèle.

L'influence de chacun des paramètres, et les corrélations éventuelles entre eux, peuvent être identifiées par plusieurs méthodes dont la technique des plans d'expériences. En cas de corrélations entre les paramètres, la structure du modèle conceptuel $M(p)$ peut être remise en cause et une formulation plus simple avec moins de paramètres doit être recherchée (Nascimento, 1995).

La validation des modèles (tableau 4.1), qui est l'utilisation d'un modèle dans des situations nouvelles, est encore un autre problème du type simulation. Le transfert des modèles à une situation nouvelle peut se faire soit dans le temps, soit dans l'espace. Dans le temps, à partir des entrées et des sorties mesurées, on contrôle les performances du Modèle, et donc indirectement du modèle conceptuel, calé sur un site et une période donnée, pour une période temporelle différente de la première. La validation dans le temps est la plus fréquemment utilisée en modélisation quand elle n'est pas l'unique. Klemes (1986) affirme pourtant qu'elle n'est pas suffisante pour tester la validité de la formulation du modèle conceptuel car la tendance de la série temporelle utilisée dans la validation n'est pas forcément inconnue. En effet, la série temporelle utilisée pour la validation peut contenir à peu près la même information que celle de la phase de calage. Cela équivaut à dire que le modèle conceptuel fait une interpolation dans un cadre connu, à la place d'une extrapolation dans une nouvelle situation. Klemes (1986) propose, pour le calage et la validation d'un modèle conceptuel l'utilisation de la démarche classique de deux échantillons dans le temps, mais aussi de deux échantillons dans l'espace (création de deux Modèles différents) pour tester également sa transposabilité ou le confronter à de nouvelles conditions hydrologiques.

L'élaboration de la vérification et de la validation du modèle exige l'utilisation de critères quantitatifs mais aussi des critères qualitatifs (tableau 4.2). Par exemple, des tests

statistiques peuvent être utilisés, en vue de la détection d'erreurs systématiques (biais). Généralement, les tests de validation comprennent : (1) des critères qualitatifs (comparaisons de graphiques observés et calculés ou de résidus), (2) des critères statistiques quantitatifs (critère de Nash) et (3) une analyse des incertitudes (Nascimento, 1995). Par ailleurs, ces tests peuvent être enrichis par l'analyse comparative des modèles conceptuels qui chacun ont généré des codes différents. Les analyses de ce genre en hydrologie, hydraulique et hydrogéologie (Klemes, 1975; Naef, 1981; Kauark Leite, 1990; Edijatno, 1991; Franchini et Pacciani, 1991; Makhlouf, 1994; Perrin, 2000; Mouelhi, 2003; Mathevet, 2005) ont apporté des informations importantes concernant la précision et la complexité des modèles.

Tableau 4.2 – Critères d'évaluation utilisés pour la validation des modèles (Perrin, 2000)

	Erreur quadratique	Critère de Nash-Sutcliffe	Coefficient de corrélation	Coefficient de détermination	Coefficient de variation des résidus	Erreur absolue	Erreur de bilan	Indice de courbe des débits classés	Ecart-type ou variance
Moore et Mein (1975)	*		*				*	*	
OMM (1975)					*	*	*		
Weeks et Hebbert (1980)					*		*		
OMM (1986)		*			*	*	*		*
Moussavi et Feyen (1990)	*			*					
Wilcox et al (1990)		*					*		
Franchini et al (1991)		*	*					*	
Vandewiele et al (1992)									
Chiew et al (1993)	*								
Reefsgard et al (1996)		*					*	*	
Zhang et al (1996)		*	*				*		
Ye et al (1997)		*				*	*		
Gan et al (1997)	*	*					*		
Hugues et Metzler (1998)		*		*			*		*

4.2.1.3 Détection : déterminer les entrées du Modèle

Enfin, un Modèle peut être utilisé en détection. Le problème de détection est l'inverse du rapport de cause à effet (tableau 4.1). C'est donc l'inverse d'une simulation. Connaissant les lois de comportement du système et les effets observés, quelles en sont les causes ?

La détection peut servir à évaluer les effets d'un changement de cadre physique dans le système (paramètres) qui est susceptible d'influencer les entrées du modèle comme, par exemple, le déboisement d'un bassin versant qui peut jouer sur l'évapotranspiration.

L'utilisation de la détection en modélisation hydrologique est classique avec la reconstitution d'un hydrogramme de débits à l'amont d'une station de mesure. Mais c'est aussi une partie

du problème de la régulation des réseaux en automatique (canaux d'irrigation ou alimentation en eau potable). Par exemple, connaissant la demande en eau, quel débit doit-on fournir à l'amont du système pour satisfaire *au mieux* cette demande, tout en respectant les contraintes de fonctionnement (débits réservés, etc.) ? L'automatique utilise alors le terme de boucle de rétroaction, puisque à partir des sorties et du Modèle, une entrée, ou plusieurs, peuvent être déterminées. Le terme *au mieux* dans la définition suggère, d'une part, qu'il n'y a pas forcément une solution parfaite, et d'autre part, qu'il peut exister plusieurs solutions (Baume et Belaud, 2005).

Enfin, la détection concerne également toutes les inversions de Modèles pour définir des entrées difficiles, ou impossibles, à mesurer. Des inversions de Modèles permettent, par exemple, d'estimer les échanges entre les eaux superficielles et souterraines à partir d'observations des piézométries, des débits des cours d'eau et des précipitations (Pinault et Schomburgk, 2006).

4.2.2 Sources d'incertitudes des modèles

En modélisation des hydrosystèmes, la différence entre modèle et réalité met en évidence, la connaissance incomplète du modélisateur (Nascimento, 1995). La question qui s'impose est plutôt de savoir qu'elles sont les origines, les ordres de grandeurs et les conséquences de cette connaissance incomplète sur la modélisation. Qu'elle que soit l'approche de modélisation, elle va se traduire par des incertitudes sur les valeurs calculées par les modèles (différence entre les valeurs calculées et les valeurs mesurées). La connaissance incomplète s'assimile ainsi à l'erreur du modèle. Les sources d'incertitudes associées à la modélisation (O'Donnell et Canedo, 1980) sont :

- Les données avec notamment (1) les erreurs d'enregistrement des données brutes, (2) la description par moyenne dans l'espace de variables mesurées ponctuellement (précipitations, infiltration dans un sol), (3) la description par moyenne dans le temps de variables mesurées en continu (température) et, (4) l'estimation de variables non mesurées directement (débits à partir des hauteurs d'eau dans les cours d'eau ou évaporation),
- La structure du modèle conceptuel avec (1) la connaissance imparfaite des processus, (2) les approximations pour arriver à une représentation des processus qui puisse être traitée d'un point de vue mathématique, (3) le traitement global de processus distribués dans l'espace (capacité d'infiltration) et, (4) le traitement séquentiel de processus concomitants ou l'omission de processus considérés comme moins importants par rapport à certains objectifs de modélisation,
- Le calage du Modèle avec (1) la subjectivité du choix de la fonction critère (notamment le critère des moindres carré face à des modèles non-linéaires), (2) la taille de l'échantillon des données utilisées pour le calage, (3) la variabilité du calage par rapport à différents échantillons, et (4) les critères de convergence dans l'optimisation et l'occurrence de minima locaux.

De nombreuses études ont récemment établi que la plupart du temps une augmentation du nombre de paramètres ne rendait pas forcément un modèle plus efficace (Perrin *et al.*, 2001) tout en augmentant considérablement les temps de calcul. L'augmentation des paramètres peut donc rendre le modèle moins robuste et moins opérationnel (Beven, 1989). Les problèmes liés à un grand nombre de paramètres (Payraudeau, 2002) sont :

- Le surcalage qui survient lorsque le Modèle s'adapte trop spécifiquement à une série chronologique, en phase de calibration, diminuant ainsi ses performances en phase de contrôle ou de validation.
- L'équifinalité, qui réside dans la capacité du Modèle à trouver différents optimums équivalents dans l'espace des paramètres durant la phase de calage, de sorte qu'il est ensuite difficile de choisir un jeu particulier pour la validation (Liden *et al.*, 1999).

En outre, lors de la calibration, le modélisateur fait une hypothèse d'indépendance des paramètres du modèle vis-à-vis des variables de forçage. Dans certain cas, elle ne peut être vérifiée. En effet, affirmer que les paramètres du modèle sont indépendants des variables de forçage équivaut à dire qu'ils représentent dans le modèle seulement des caractéristiques physiques du bassin versant, telles que types de sols, couverture végétale, occupation du sols, ... (Nascimento, 1995). Cependant, ces caractéristiques physiques ne sont pas indépendantes de l'histoire et notamment du climat du bassin versant. Donc, cette hypothèse doit être nuancée pour des variables associées au climat telles que les modules pluriannuels de précipitation qui peuvent être corrélées à certains paramètres du modèle.

De nombreux auteurs (Michel, 1983; Konikow et Bredehoeft, 1992; Jakeman et Hornberger, 1993; Kelson *et al.*, 2002) pensent donc maintenant qu'il faut faire preuve de parcimonie et chercher à limiter le nombre de paramètres.

4.3 Typologie des modèles mathématiques

Les modèles mathématiques occupent la place prépondérante dans le domaine de la modélisation dans les Sciences de l'Eau (hydrologie, hydraulique de surface et souterraine). Ils se composent d'une ou plusieurs équations, dont l'origine, le degré de complexité et de réalisme multiplient les possibilités de construction d'un modèle conceptuel, de code ou de Modèle appliqué sur un hydrosystème particulier.

Lorsque des typologies sont décrites dans la littérature (Hubert, 1998 ; Musy, 1998 ; Singh *et al.*, 2006), le terme de modèle est utilisé indifféremment pour parler des modèles conceptuels, codes ou Modèles appliqués à des sites d'étude. En conséquence, il est parfois difficile d'identifier à quels niveaux sont faites les distinctions entre les différentes classes et donc de comprendre les typologies proposées. A partir des termes définis précédemment au paragraphe 4.1, l'objectif de ce paragraphe est de reprendre les typologies étudiées pour les modèles mathématiques ou numériques afin d'identifier si les distinctions interviennent au niveau des modèles conceptuels, des codes ou des Modèles.

La représentation du fonctionnement des hydrosystèmes dans les modèles fait principalement appel à deux niveaux : la représentation des processus physiques et celle de la géométrie du l'hydrosystème (Hubert, 1998; Musy, 1998). Cependant, ils ne sont pas les seules façon de distinguer les différents types de modèles que se soit au niveau des modèles conceptuels, des codes ou des Modèles (Singh et Woolhiser, 2002). Ainsi, d'autres classes peuvent être distinguées en fonction de la nature des données (Refsgaard et Knudsen, 1996; CRCCH, 2006), de la linéarité entre les données d'entrées et les sorties (Walter et Pronzato, 1994) et, enfin, du traitement du temps et de l'espace (Refsgaard et Henriksen, 2004).

4.3.1 Traitement du temps et de l'espace dans les modèles

Le traitement du temps se décompose en deux éléments (Nascimento, 1995) : le pas de temps, i.e. le niveau de discrétisation temporelle des variables, et le comportement des paramètres par rapport au temps (constants ou variables). Le traitement de l'espace précise si le Modèle traite l'hydrosystème comme une unité ponctuelle ou comme une agrégation de régions homogènes.

4.3.1.1 Le traitement du temps

Deux types de modèles conceptuels sont définis en fonction du comportement des variables par rapport au temps : les modèles transitoires et les modèles permanents (Hubert, 1998). Un modèle transitoire est un modèle où le temps, et donc l'évolution des variables au cours du temps, sont explicitement pris en compte. Les processus sont naturellement transitoires sur les hydrosystèmes. Mais, si l'on s'intéresse à l'équilibre vers lequel ils tendent, ils peuvent être stables ou moyennés à l'échelle de temps de l'étude. Il est alors plus simple de décrire le fonctionnement de l'hydrosystème par des équations où la variable temps est absente. Le modèle conceptuel obtenu est alors dénommé permanent (ou statique) (Hubert, 1998). Un exemple de modèle transitoire est un modèle de simulation d'une crue.

Selon les objectifs de modélisation, le comportement de l'hydrosystème peut être reproduit au niveau du modèle conceptuel uniquement pour des événements particuliers (épisodes de crues) ou en continu sur une période plus ou moins longue. On distingue ainsi les modèles événementiels et les modèles en continu (Payraudeau, 2002). Les modèles conceptuels événementiels reproduisent, en hydrologie, sur un pas de temps court, la réponse d'un bassin versant soumis à un épisode pluvieux en termes de débits, de flux de polluants, etc. La programmation de ces différents modèles conceptuels a donné naissance aux codes Orage (Musy, 1998), Answer (Beasley *et al.*, 1980), Daisy (Hansen *et al.*, 1990) ou le *Storm Water Management Model* (Metcalf *et al.*, 1971). Néanmoins, ce type de modèle nécessite de pouvoir préciser l'état initial du système avant de commencer la simulation. En effet, la réponse à un épisode de pluie en termes de débits est fortement conditionnée par l'état hydrique initial du bassin. Comme les conditions initiales sont souvent difficilement quantifiables, il apparaît souhaitable de simuler non seulement des

événements spécifiques courts (crues), mais également des événements plus longs, en particulier lorsqu'il ne pleut pas (Musy, 1998). Ces modèles sont, en hydrologie pour la prévision des débits, dits *en continu*. Ils permettent de suivre l'évolution des paramètres, des variables d'état et de sorties sur le long terme (mois, années, ...).

La principale différence entre les modèles événementiels et les modèles continus réside dans la représentation du cycle de l'eau et des flux associés (Payraudeau, 2002).

Ainsi, certains processus ne peuvent plus être négligés dans les modèles en continu comme par exemple l'évaporation dans les modèles hydrologiques. Ils requièrent donc des variables de forçage supplémentaires par rapport aux modèles événementiels.

En effet, les précipitations, la température, le rayonnement solaire et le vent sont des facteurs importants pour expliquer l'évolution des stocks d'eau sur un bassin versant pour une ou plusieurs années hydrologiques (Singh et Woolhiser, 2002).

Des exemples de traduction de ces modèles conceptuels continus en codes sont les modèles SHE (Abbott *et al.*, 1986), GR (Perrin, 2000; Mathevet, 2005) et SWAT (Arnold *et al.*, 1994). Les avantages des modèles en continu sont pour les modèles hydrologiques de prévisions des débits :

- Que les conditions initiales sont secondaires, car elles n'interviennent plus pour le calcul des débits après un certain temps,
- Leur utilisation est moins restreinte que les modèles événementiels. Ils peuvent servir à déterminer des étiages, des crues ou à générer des séries synthétiques de valeurs caractéristiques (intensités des précipitations, côtes ou débits des cours d'eau) traitées par la suite par des modèles statistiques. Ils peuvent également intervenir dans des problématiques de bilan hydrologique.

Leurs inconvénients majeurs résident, comme indiqué précédemment, dans l'apport de nouvelles variables par rapport aux modèles événementiels (évapotranspiration, humidité, etc.). Mais leurs avantages sont tels que leur utilisation est actuellement très répandue.

Une dernière notion intervient dans le traitement du temps en modélisation : le pas de temps, i.e. l'intervalle de discrétisation temporelle des variables. Il doit être défini pour plusieurs choses : le pas de temps des données d'entrée et de sortie dans le modèle conceptuel ou bien le pas de temps de résolution des équations mathématiques dans le code. Pour ce dernier cas, on parlera de discrétisation du temps. Ainsi, dans la plupart des modèles, les valeurs des variables sont estimées ou calculées à chaque pas de temps.

Par exemple dans le cas d'un modèle hydraulique à surface libre, le code SIC par exemple, le pas de temps de calcul est dépendant des caractéristiques de l'hydrosystème, des dynamiques à étudier mais aussi de la nature du schéma numérique utilisé pour la résolution des équations de Saint-Venant.

4.3.1.2 Le traitement de l'espace

Pour représenter le cadre géographique dans un modèle conceptuel, deux options sont possibles. On peut estimer que les variations spatiales des paramètres (coefficient d'échange nappe-rivière) et des variables d'entrées (précipitations) au sein de l'hydrosystème sont négligeables. L'hydrosystème (la réalité) est donc considéré comme une entité unique et un modèle conceptuel global peut être réalisé. La prise en compte de la variabilité des caractéristiques physiques du bassin se limite à des moyennes pondérées des différentes données d'entrée. Prenons l'exemple du modèle global Nitrate (Ma, 1991) et le calcul d'une variable d'entrée du modèle : l'apport moyen de nitrate en fonction de l'occupation du sol (figure 4.5). Le croisement entre l'importance relative de l'occupation du sol et la production de nitrate en fonction des différentes pratiques culturales permet de calculer un apport moyen en nitrate sur ce bassin versant comme entrée du modèle.

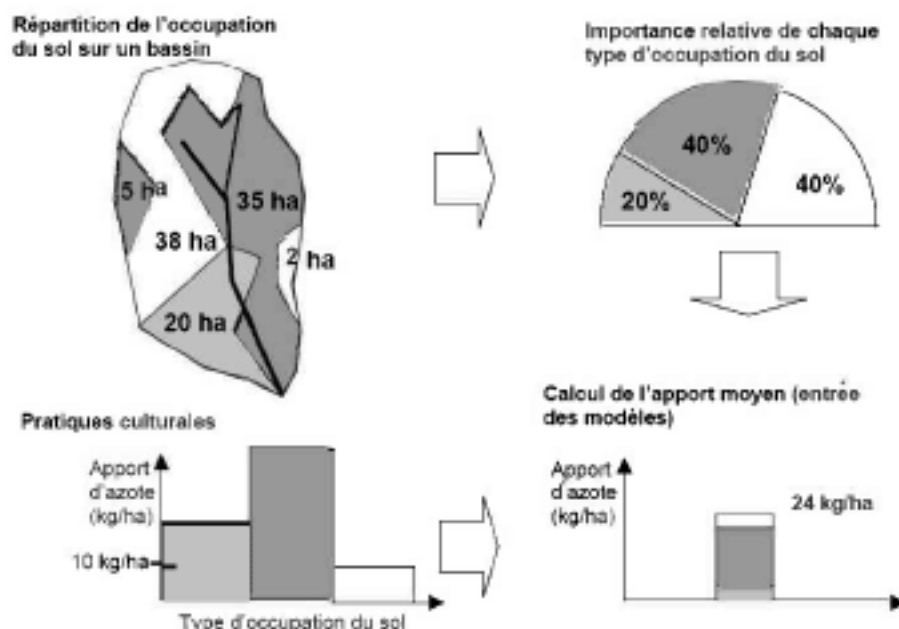


Figure 4.5 - Prise en compte de l'occupation du sol pour le calcul des apports d'azote dans le modèle Nitrate (Payraudeau, 2002)

L'étendue ou l'hétérogénéité de l'hydrosystème peut conduire à une partition de l'espace étudié en unités plus petites à l'intérieur desquelles les variations spatiales des entrées et des paramètres seront, comme pour le modèle conceptuel global, négligées. On parle alors de modèle conceptuel distribué ou spatialisé (Hubert, 1998). Le maillage peut être arbitraire, mailles carrées comme par exemple dans les codes SHE en hydrologie (Abbott *et al.*, 1986) ou MODFLOW en hydrogéologie (MacDonald et Harbaugh, 1988).

Le développement de ces modèles conceptuels distribués correspond à la volonté d'améliorer la modélisation du fonctionnement des hydrosystèmes en prenant en compte la variabilité spatiale et temporelle des processus. La discrétisation du système en unités fonctionnelles avec un maillage 3D ou 2D (figure 4.6) implique toutefois une étape de globalisation des données mesurées ponctuellement pour obtenir des paramètres moyens sur chaque unité (Grayson et Blöschl, 2000). Les équations du modèle conceptuel sont

résolues sur chacune des unités spatiales en incluant les échanges, ou le transfert, d'information ou de matière entre chacune des unités.

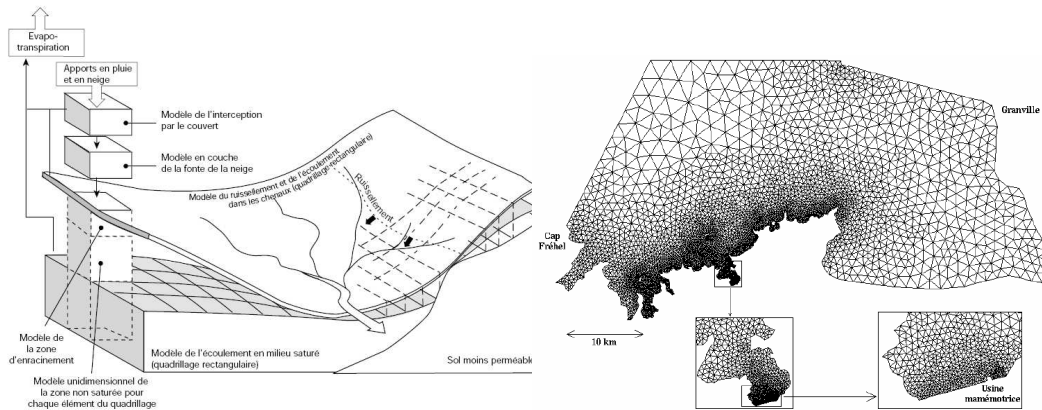


Figure 4.6 – (a) maille cubique 3D du modèle hydrologique SHE (Abbott et al., 1986) et (b) maille triangulaire 2D du modèle hydraulique Telemac (Hervouet, 1999)

Plutôt qu'un modèle conceptuel distribué de façon arbitraire, la solution se situe pour certains dans un modèle conceptuel fondé sur des divisions naturelles avec des sous-bassins versants homogènes. Ces modèles sont appelés semi-distribués. Ils essaient de tenir compte des principales particularités du bassin versant, comme dans les codes SWAT (Arnold *et al.*, 1994), ORAGE (Musy, 1998) et TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979). L'obtention des différentes unités spatiales du modèle repose sur le concept d'unités homogènes (HRU - Hydrologic Response Unit) supposées avoir les mêmes propriétés. Ces unités sont obtenues par croisement de différentes observations : caractéristiques topographiques (pente, orientation, etc ...), occupation du sol, pédologie et géologie (figure 4.7). Même si des études ont tenté de trouver la taille *idéale* de ces unités (Becker et Braun, 1999 ; Xu et Singh, 2004), elles sont le plus souvent déterminées de façon intuitive sans analyser les processus dominants pour guider la segmentation. Leurs tailles restent donc arbitraires et, finalement, leur nombre est donc largement contraint par les capacités de calcul (Ambroise, 1999).

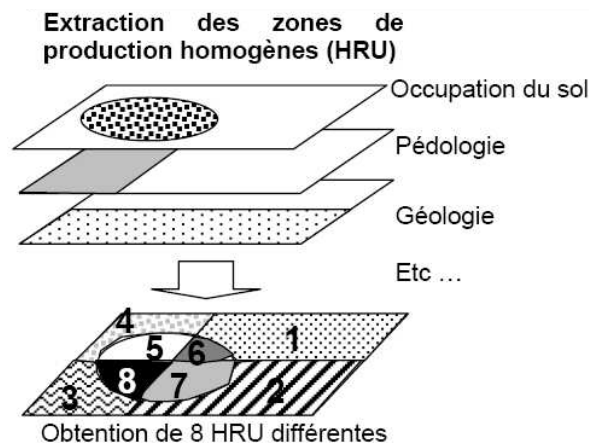


Figure 4.7 - Extraction des zones de productions homogènes de ruissellement à la surface du sols (Payraudeau, 2002)

Malgré les difficultés supplémentaires, les approches spatialisées peuvent apporter un plus dans le domaine de la gestion de l'eau car elles permettent de simuler l'évolution de l'occupation du sol et des aménagements au sein des hydrosystèmes étudiés. Toutefois, les discrétisations, celle du temps ou bien celle de l'espace, conduit nécessairement à amortir les valeurs extrêmes des grandeurs considérées puisque l'on s'intéresse à leur moyenne sur un pas de temps ou d'espace. Un choix judicieux, adaptés aux phénomènes étudiés, doit donc être effectué (Hubert, 1998).

4.3.2 Modèles phénoménologiques, comportementaux ou simplifiés

La distinction entre modèles phénoménologiques (à base physique) et modèles comportementaux (boîte noire) renvoie à la formalisation mathématique des processus de l'hydrosystème dans le modèle conceptuel (Walter et Pronzato, 1994). Les modèles phénoménologiques s'attachent à la compréhension du fonctionnement de l'hydrosystème et de ses sous-systèmes. Ils permettent de reproduire des processus physiques, chimiques, biologiques, clairement identifiés au sein de l'hydrosystème (réalité) par des équations. Dans les modèles comportementaux, l'unique objectif est d'établir une relation entre des variables d'entrées et de sorties sans se soucier des processus ou du fonctionnement de l'hydrosystème. Entre les modèles phénoménologiques et comportementaux, une troisième notion quant à la représentation des processus existe : les modèles simplifiés. Ils sont présents principalement en hydrologie pour la prévision des débits.

4.3.2.1 Les modèles comportementaux ou « boîtes noires »

Les modèles comportementaux se bornent à reproduire des comportements observés sans requérir aucune connaissance *a priori* sur les processus ayant générés les sorties (Walter et Pronzato, 1994). La modélisation doit être basée sur de nombreuses séries chronologiques enregistrées sur de longues périodes. La structure du modèle conceptuel ne prétend donc en rien correspondre à la réalité. Il n'est donc même pas nécessaire de savoir ce que représente la sortie ni en quelle unité elle est exprimée. Ses paramètres ne sont donc pas réifiables. Ils sont seulement estimés d'après les propriétés statistiques des séries chronologiques d'observations (OMM, 1994).

Ces modèles boîtes noires restent en général simples à mettre en place et sont de plusieurs types : fonction de transfert, méthodes de propagations, schéma markoviens, autorégressifs, bruit gaussien fractionnel, etc. Ils se distinguent à partir de différents concepts :

- La forme de la boîte noire (régression, équation basée sur les statistiques, etc.),
- La manière d'ajuster les paramètres (manuelle ou automatisée).

Par exemple, un grand nombre de modèles de simulation des écoulements mensuels, saisonniers ou annuels s'appuient sur un modèle conceptuel de Markov de premier ordre, i.e. que l'écoulement pour tout intervalle est déterminé par celui de l'intervalle précédent

plus une impulsion aléatoire (Roesner et Yevjevich, 1966). Un modèle de ce type appliqué à l'écoulement mensuel peut s'exprimer comme (Thomas et Fiering, 1962) :

$$Q_i = \bar{Q}_j + \rho_j \frac{\sigma_j}{\sigma_{j-1}} (Q_{i-1} - \bar{Q}_{j-1}) + \varepsilon_i \sigma_j \sqrt{1 - \rho_j^2}$$

Avec : Q_i Ecoulement du $i^{\text{ème}}$ terme de la chronique dont les termes sont numérotés consécutivement à partir du premier quels que soient le mois ou l'année,
 j Mois dans lequel tombe le $i^{\text{ème}}$ terme de la chronique,
 \bar{Q}_j Ecoulement moyen pour le mois j ,
 σ_j Ecart type pour le mois j ,
 ρ_j Coefficient d'autocorrélation entre Q_j et Q_{j-1} ,
 ε_i Variable aléatoire tirée d'une distribution appropriée, de moyenne zéro, de variance unité et non autocorrélée.

Les valeurs de \bar{Q} , σ et ρ , estimées à partir des relevés historiques, sont supposées applicables à l'objectif visé, et il suffit de choisir une valeur initiale de Q_{i-1} pour simuler une chronique de la longueur voulue. Pour la variable aléatoire ε_i , un grand nombre de tirage peuvent être réalisés parmi la distribution appropriée (méthode de Monte-Carlo) afin de déterminer la probabilité d'occurrence de chacun des résultats.

En principe, la mise au point et l'exploitation des modèles conceptuels décrits par ces équations sont relativement simples et directes. Plusieurs aspects doivent néanmoins faire l'objet d'un examen soigné, et certaines décisions peuvent être critiques, notamment, la distribution de la variable aléatoire (ε_i) (Linsley *et al.*, 1975), l'éventuelle correction de la variance (σ_j^2) par l'effet d'autocorrélation (Burgess, 1970), et enfin, l'exactitude de la valeur calculée de l'autocorrélation (ρ_j) (Anderson, 1962).

4.3.2.2 Les modèles phénoménologiques ou à base physique

Les modèles phénoménologiques (ou à base physique) ont pour but de décrire la réalité en se fondant sur des lois de la mécanique, de la physique (conservation de la masse, de l'énergie, de la quantité de mouvement), de la chimie (équilibres chimiques et thermodynamiques, cinétiques chimiques) ou de la biologie (lois de comportement et de croissance). Dès lors, il se prête bien à la prise en compte des informations *a priori* disponibles et au contrôle *a posteriori* des résultats obtenus. En effet, ces modèles sont sensés minimiser au maximum le besoin de calibration car ils utilisent des relations dont les paramètres sont réifiables. Néanmoins, en pratique, ces paramètres peuvent s'avérer difficiles à mesurer, surtout en chaque point où le modèle en a besoin. Les lois des modèles conceptuels à base physique correspondent aux équations de Saint-Venant, pour l'écoulement à surface libre, de Darcy, pour l'écoulement en milieu saturé et de Richards, pour les écoulements en milieu non saturé. Toutes ces équations sont obtenues à partir d'une simplification de l'équation de Navier-Stokes fondée sur les principes de la mécanique des fluides.

Afin de réaliser l'intégration numérique des équations de conservation de la quantité de mouvement et de la masse décrivant les processus physiques dans les bassins, les

modèles phénoménologiques sont basés sur une discrétisation spatiale et temporelle fine des hydrosystèmes. Le SHE en hydrologie (Système Hydrologique Européen) (Abbott *et al.*, 1986), Telemac en hydraulique (Hervouet, 1999) dans la figure 4.8, ainsi que MODFLOW en hydrogéologie (MacDonald et Harbaugh, 1988) sont des exemples de codes des modèles conceptuels à base physique.

Le SHE est un code avec des paramètres et des variables distribués qui a été mis au point d'après les équations décrivant les processus hydrologiques à l'échelle d'un bassin versant : interception, évapotranspiration, ruissellement et écoulement dans les cours d'eau, déplacement de l'eau dans les zones saturées et non saturées et fonte de la neige.

Toutefois, les modèles à base physique nécessitent trois éléments complexes à obtenir pour fonctionner (Musy, 1998) :

- Une description détaillée de l'hydrosystème d'étude par un maillage fin bi ou tridimensionnel pour l'application du Modèle,
- Des valeurs des paramètres pour chaque maille et dans chaque direction, également pour l'application du Modèle, et,
- Des schémas numériques robustes (et si possible rapides) pour le code.

Ces trois difficultés majeures expliquent le nombre restreint d'application de ce type de modèle conceptuel surtout dans un objectif opérationnel. La difficulté la plus sévère concerne néanmoins la détermination des paramètres. En effet, tous les paramètres ayant un sens physique (paramètres de friction, conductivité hydraulique, ...), ils devraient être mesurables in situ. La pratique montre que les mesures de ces paramètres et leurs répartitions spatiales compromettent souvent l'utilisation rigoureuse des modèles conceptuels à base physique (Musy, 1998). En plus de ces problèmes, le recours à la calibration des paramètres fait apparaître des distorsions dans les Modèles (figure 4.8).

Les n paramètres réels ne peuvent tous être pris en compte au sein du modèle conceptuel. Des simplifications inévitables impliquent que certains processus ne peuvent être représentés. Les simulations issues du code et du Modèle ne sont alors pas correctes. Dès lors pour retrouver un débit observé à l'exutoire d'un bassin versant, les paramètres doivent endosser les incertitudes liées aux simplifications dans le modèle conceptuel. De plus, certains processus inconnus dans l'hydrosystème ne permettent pas une simulation *semblable* à la réalité. Le modèle est donc par la suite calé et une erreur ϵ , qui contient l'information sur les paramètres non pris en compte, ou erronés, permet de corriger la simulation. En conséquence, les paramètres des modèles conceptuels n'ont plus leurs sens physique exacts.

Il faut toutefois préciser que les distorsions transparaissent dans la plupart des modèles déterministes. Ainsi, le modèle de l'onde cinématique utilise les équations de friction de Manning-Strickler ou Chézy dont les paramètres ont été déterminés de façon empirique (OMM, 1994).

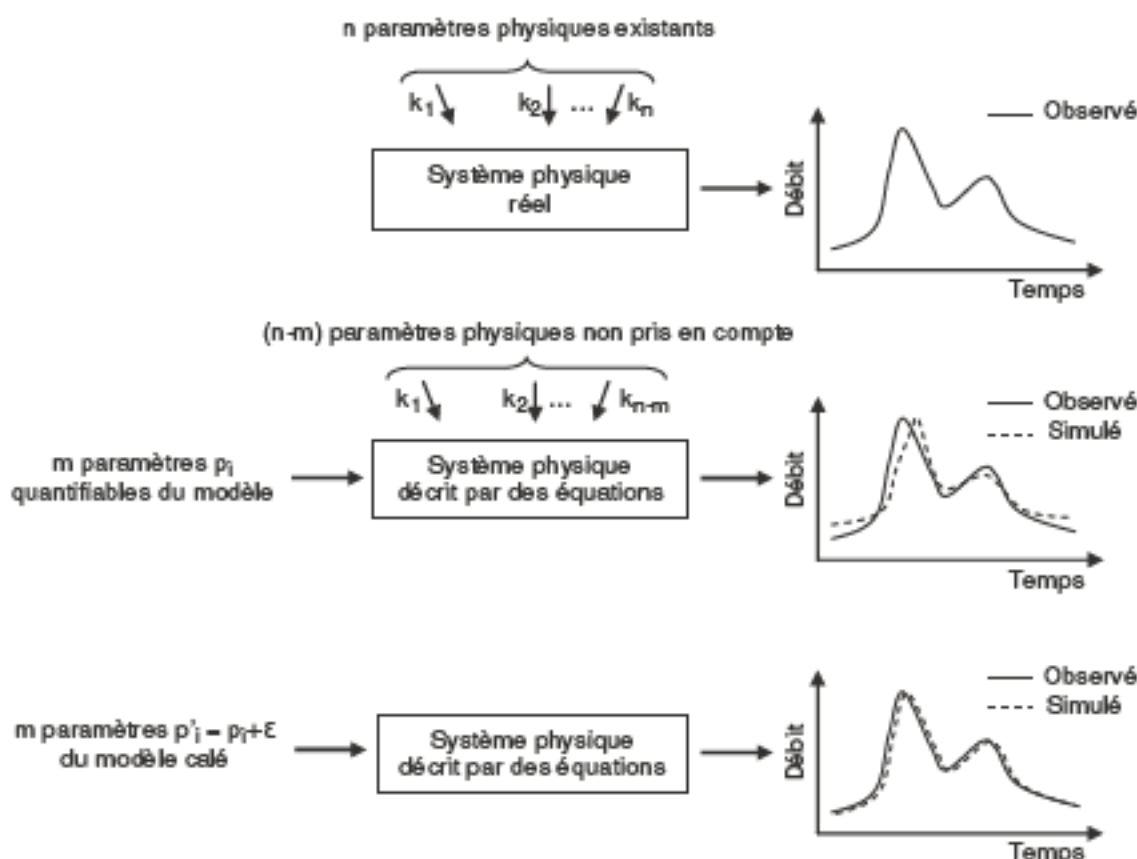


Figure 4.8 – Distorsion d'un modèle conceptuel à base physique (Musy, 1998)

4.3.2.3 Les modèles simplifiés

Les modèles *boîtes noires* ne permettent de simuler que des concepts très généraux comme la transformation des entrées en hydrogramme à l'exutoire du bassin. Cette approche peut s'avérer inadéquate dans certaines situations. La modélisation des transformations pluie-débit dans les bassins versants n'est habituellement pas bien abordée par ce type d'analyse car elle est trop complexe. De plus, les effets de modifications de l'utilisation des terres, des conditions météorologiques et d'autres activités humaines ne peuvent être prise en compte (OMM, 1994). Les modèles à base physique ne permettent, quant à eux, pas une utilisation simple et rapide dans la plupart des cas.

En conséquence, une approche parallèle a été mise au point : les *modèles simplifiés*. Ce sont des modèles déductifs qui sont principalement basés sur un aspect perceptible du comportement de l'eau dans les hydrosystèmes (Valiron, 1988). Ils ne possèdent qu'un caractère prédictif limité à une situation où l'on cherche à obtenir une réponse spécifique à un objectif précis (Bloschl et Sivapalan, 1995). Dans le cas où les objectifs, ou l'hydrosystème, subissent des changements, le modèle simplifié ne pourra s'adapter et devra être modifié ou reconstruit.

La *simplification* des modèles utilisés se justifie pour plusieurs raisons (Nascimento, 1995) :

- a. L'information disponible, en quantité et en qualité, n'est souvent pas suffisante pour justifier la description de sous-processus qui ne sont pas observés et dont les formulations, dans le modèle conceptuel, ne peuvent être validées,
- b. Quand le modèle conceptuel est complexe, des redondances peuvent apparaître entre les paramètres. Leur identification ainsi que l'analyse de sensibilité est alors difficile,
- c. L'explication des paramètres par des variables géomorphologiques est impossible quand le nombre de paramètres est élevé,
- d. L'explication et la prévision des effets anthropiques sur l'hydrosystème sont également irréalisables pour des modèles conceptuels ayant trop de paramètres.

Les modèles simplifiés intègrent des processus qui essayent de décrire le comportement du système étudié par une représentation plus simple. Bien que dépourvu de réalité physique, ils manifestent une volonté de lien avec l'objet réel (Nascimento, 1995). Dans ce type de modélisation, on essaye de combiner des formulations physiques et empiriques à des outils mathématiques originaires de la théorie des systèmes dynamiques, pour bâtir des structures censées reproduire les sorties de l'hydrosystème (la pluie, l'évapotranspiration, la couverture végétale, certaines pratiques agricoles, le comportement des nappes souterraines, ...). Les modèles simplifiés mettent donc l'accent sur la reproduction du comportement de l'hydrosystème plutôt qu'ils n'avancent des explications sur la dynamique interne du système. Dans cette approche, on ignore les détails qui sont trop complexes, ceux qui sont inconnus ou tout simplement peu importants, il est juste nécessaire que le comportement général soit reproduit (Kundzewicz et Duckstein, 1990).

Un des aspects les plus difficiles de l'application des modèles simplifiés est la calibration/validation du Modèle pour un hydrosystème particulier. La plupart des paramètres sont déterminés par des processus itératifs faisant intervenir les données historiques sur les entrées et les sorties (OMM, 1994; Payraudeau, 2002). En raison du nombre limité de données, des imperfections des modèles conceptuels et des relations entre les paramètres, un faible accroissement du nombre de paramètres a un effet majeur sur les difficultés de la calibration/validation. Il faut donc que le nombre de paramètres soit compatible avec la fiabilité des données (Beven et O'Connell, 1982 ; Musy, 1998). Certains modèles simplifiés sont présentés ci-dessous mais une revue plus complète est disponible dans la littérature (OMM, 1987; Villeneuve *et al.*, 1998; Perrin, 2000).

➤ **Modèle du Centre hydrométéorologique de l'ex-URSS**

Ce modèle hydrologique fait intervenir une formulation simplifiée pour établir les pertes sur un bassin, après quoi les volumes ruisselés sont propagés jusqu'à l'exutoire. Le débit, sous forme de ruissellement, est calculé à partir de l'équation (Koren et Kuchment, 1969) :

$$P = h - E - I$$

où h est l'intensité moyenne des précipitations pendant l'intervalle de temps choisi (6 heures, 24 heures, etc.), E l'évapotranspiration réelle correspondante et I l'intensité

moyenne de l'infiltration. L'évapotranspiration réelle moyenne sur le bassin est calculée au moyen de la formule :

$$E = (k_1 D + k_2 D_u) \cdot e^{-d/W}$$

où D est le déficit de saturation de l'air, u est la vitesse du vent, k_1 , k_2 et W sont des coefficients empiriques, et d , le déficit de saturation du sol, est calculé par l'équation du bilan hydrologique :

$$d = W - \int_{t_0}^t (E + Q + I - h) d\tau$$

où Q est le débit à l'exutoire et t_0 le temps correspondant à $d = 0$. L'intensité moyenne de l'infiltration est calculée par l'équation :

$$I = \frac{d}{k_3} + i_0$$

où k_3 et i_0 sont des paramètres empiriques. Le ruissellement est calculé à partir de l'apport en eau par l'équation :

$$P_s = P_R \left[1 - e^{-m} \int_{t_n}^t P dt \right]$$

où t_n est le temps au début du ruissellement, et r et m des paramètres empiriques.

L'écoulement sub-superficiel est calculé par l'équation :

$$P_i = i_0 \cdot e^{-k_4 d}$$

où k_4 est un coefficient empirique. Le ruissellement et l'écoulement sub-superficiel, considérés comme entrées, sont transformés séparément, de sorte que l'hydrogramme à l'exutoire s'exprime par l'équation :

$$Q(t) = \int_0^t h_1(t - \tau) P_s(\tau) d\tau + \int_0^t h_2(t - \tau) P_i(\tau) d\tau$$

dans laquelle $h_1(t)$ et $h_2(t)$ sont les fonctions d'influence. L'examen des équations montre que le modèle comporte 12 paramètres empiriques k_1 , k_2 , k_3 , k_4 , i_0 , m , r , W et les quatre paramètres des fonctions d'influence.

➤ Modèle à réservoirs

Les modèles conceptuels à réservoirs représentent l'hydrosystème à modéliser comme un assemblage de réservoirs interconnectés censés représenter plusieurs niveaux de stockage de l'eau. Ils reposent sur une relation de conservation de bilan qui relie les variations de niveau de chaque réservoir aux flux entrants et sortants. Une relation de flux, du type loi de vidange, caractérise chaque réservoir et détermine la dynamique des flux sortants (Payraudeau, 2002). Il est supposé que toute l'eau de pluie entre dans le réservoir supérieur. Chaque réservoir possède un orifice à sa partie inférieure et, parfois, un ou deux autres sur le côté à une certaine distance au-dessus du fond. La vidange de ces réservoirs peut être de différentes formes (linéaire, quadratique, ...). L'eau qui quitte un réservoir par son orifice du fond passe soit dans le réservoir inférieur suivant, soit dans le réseau hydrographique, sauf dans le cas du réservoir le plus bas dont toutes les sorties par le bas

sont perdues pour le système. Le nombre de réservoirs, la taille et la position des orifices de sorties constituent les paramètres du modèle simplifiés à réservoirs.

Beaucoup de modèles à réservoirs existent (1) en hydrologie avec le Stanford Watershed Model (Crawford et Linsley, 1963), le modèle TANK (Sugawara, 1995), la famille des modèles GR (Michel, 1983; Edijatno *et al.*, 1999; Perrin, 2000), (2) en hydraulique avec le modèle d'Hayami et le modèle de muskingum (Moussa et Bocquillon, 1996b) ; et, enfin, (3) en hydrogéologie avec Gardenia (Thiery, 1988).

Seul le fonctionnement du modèle GR4J (Nascimento, 1995) est présentée dans la figure 4.9. Le modèle GR4J modélise la relation pluie-débit avec peu de paramètres en vue de l'utilisation sur des bassins versants non jaugés. Il fonctionne à l'échelle du bassin, au pas de temps journalier avec 4 paramètres. Les principaux processus sont :

- Neutralisation. La pluie brute subit l'évapotranspiration potentielle ETP . La pluie nette P_n et l'évapotranspiration potentielle E_n sont alors déterminées par :
 - si $P \geq E$ alors $P_n = P - E$ et $E_n = 0$
 - si $P < E$ alors $P_n = 0$ et $E_n = E - P$
- Réservoir de production. Lorsqu'il reste une pluie dP_n , la partie allant dans le réservoir sol est dP_s et l'autre partie de dP_s transite vers l'exutoire :

$$dP_r = \left(\frac{S}{A}\right)^2 \cdot dP_n \qquad dP_s = \left[1 - \left(\frac{S}{A}\right)^2\right] \cdot dP_n$$

où S est le niveau dans le réservoir sol et A la capacité maximale de ce réservoir. La variation du niveau du réservoir sol est $dS = dP_s$ et le niveau est mis à jour suivant :

$$S_{k+1} = \frac{S_k + A \cdot \tanh(P_n / A)}{1 + (S_k / A) \cdot \tanh(P_n / A)}$$

Dans le cas où toute la pluie est consommée lors de l'interception, le restant d' ETP sert à faire évaporer l'eau contenue dans le réservoir sol, à un taux commandé par une fonction du niveau dans le réservoir sol. La variation du niveau est :

$$dS = -dE_s \qquad \text{avec} \qquad dE_s = (S/A) \cdot [2 - (S/A)] \cdot dE_n$$

Le niveau du réservoir est mis à jour suivant :

$$S_{k+1} = S_k \frac{1 - \tanh(E_n / A)}{1 + [1 - S_k / A] \cdot \tanh(E_n / A)}$$

- Séparation des composantes de l'écoulement - La pluie est séparée en deux composantes. Un écoulement pseudo-direct est routé par un hydrogramme unitaire et représente 10 % de la pluie efficace. L'autre partie de la pluie efficace (90 %) est routée par un hydrogramme unitaire et un réservoir de routage.
- Hydrogramme unitaire - Les deux composantes de l'écoulement subissent tout d'abord un retard progressif par action d'un hydrogramme unitaire qui permet de simuler le temps de montée de l'hydrogramme. Ces hydrogrammes sont caractérisés par un temps de base C . L'écoulement transitant par le réservoir de routage est retardé par une fonction $UH1$ de la forme :

$$q(t) = \left(\frac{t}{C}\right)^3 \quad \text{pour } 0 \leq t \leq C$$

et $q(t) = 1$ pour $t > C$

où t est le temps. L'écoulement pseudo-direct est retardé par un hydrogramme *UH2* du type :

$$q(t) = \frac{1}{2} \left(\frac{t}{C}\right)^3 \quad \text{pour } 0 \leq t \leq C$$

$$q(t) = 1 - \frac{1}{2} \left(2 - \frac{t}{C}\right)^3 \quad \text{pour } C < t \leq 2C$$

et $q(t) = 1$ pour $t > 2C$

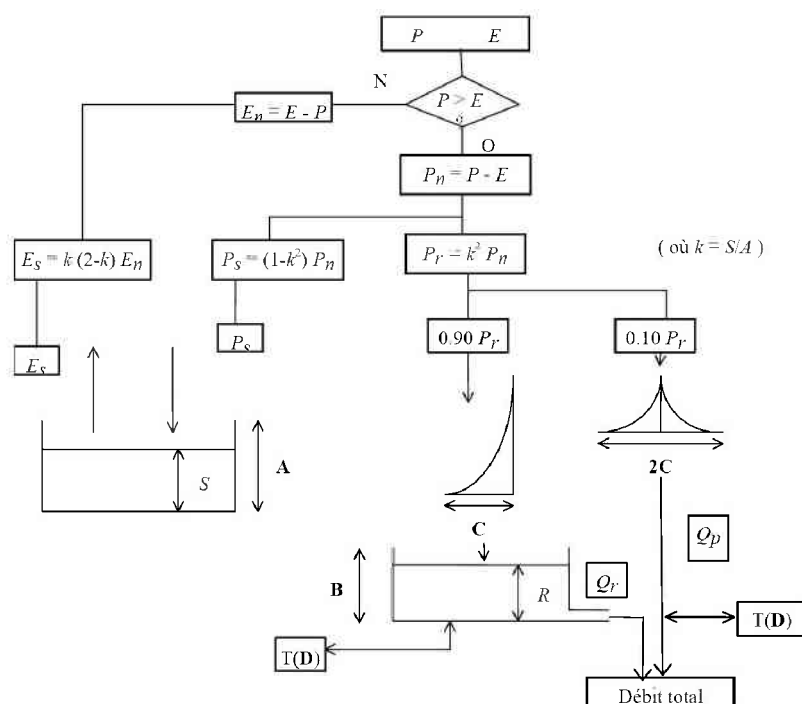


Figure 4.9 – Schéma structurel du modèle GR4J (Perrin, 2000)

- Réservoir de routage - Après avoir été retardé par l'hydrogramme unitaire, la principale composante d'écoulement transite par un réservoir de routage non linéaire qui se vidange suivant une loi :

$$Q_r(t) = K.R(t)^5$$

où K est une constante et R le niveau dans le réservoir de routage. Le niveau du réservoir de routage est donc mis à jour d'après :

$$\frac{1}{R_{k+1}^4} = \frac{1}{R_k^4} + \frac{1}{B^4}$$

où B est la capacité maximale du réservoir de routage. On a posé $\frac{1}{B^4} = 4.K.\Delta t$, avec

$\Delta t = 1$ jour, pas de temps de fonctionnement. Le débit du réservoir est alors :

$$Q_r = R_{k-1} - R_k$$

- Écoulement pseudo direct - Après le retard induit par l'hydrogramme unitaire, l'écoulement pseudo-direct arrive directement à l'exutoire.
- Terme d'échanges souterrains - Un terme T permet de tenir compte des infiltrations profondes ou des échanges d'eau souterrains. Il dépend d'un paramètre D (négatif ou positif). Si D est négatif, T est exprimé par :

$$T = D \cdot \frac{S}{A}$$

Il est soustrait à l'écoulement direct Q_p et au niveau du réservoir de routage (gain en eau pour le système) suivant :

$$Q_p = \max(0, Q_p - T)$$

et $R = \max(\varepsilon, R - T)$ où ε a une valeur faible

Si D est positif, on a alors :

$$T = D \cdot \frac{R}{B}$$

qui est appliqué aux deux composantes de l'écoulement comme précédemment (pertes en eau pour le système).

Comme nous venons de le montrer, les modèles phénoménologiques (ou boîte noire) et les modèles comportementaux (à base physique) ne constituent pas des classes hermétiques, les modèles conceptuels à réservoirs sont par exemple une classe intermédiaire. Afin de synthétiser les principaux éléments de ces modèles, les particularités des modèles boîte noire, simplifié et à base physique sont présentées dans la figure 4.10 (les flèches indiquent la meilleure réponse au critère).

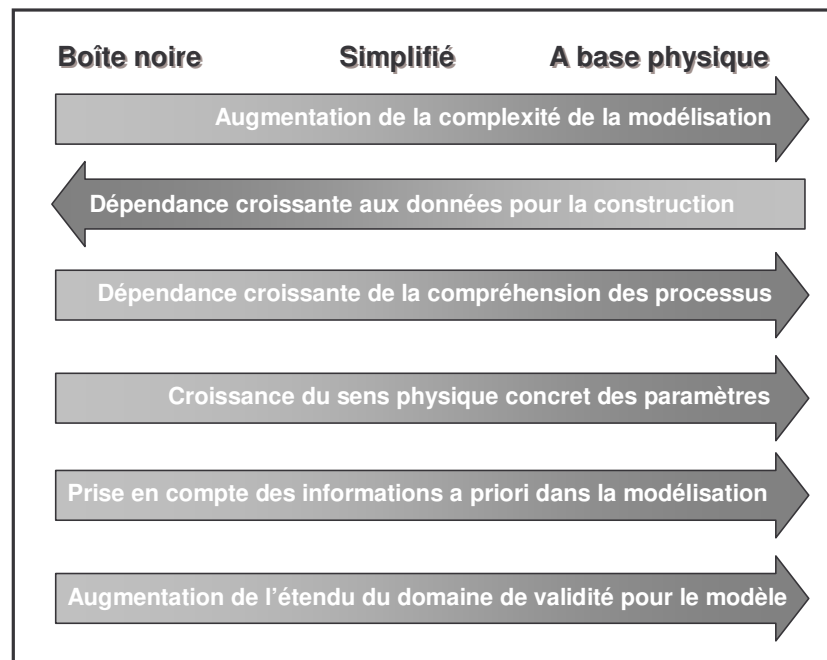


Figure 4.10 - Comparaisons des modèles boîte noire, simplifiés et à base physiques

4.3.3 Modèles stochastiques ou déterministes

Si certaines des grandeurs impliquées dans un modèle mathématique sont considérées comme des grandeurs aléatoires, se distribuant selon une loi de probabilité, le modèle est dit stochastique. Si aucune de ces grandeurs n'est considérée comme une grandeur aléatoire, le modèle est à l'inverse dit déterministe (Hubert, 1998).

La problématique du déterminisme peut s'énoncer comme suit : l'état d'un système au temps t_1 détermine son état au temps t_2 ultérieurement. Il existe une et une seule sortie pour chaque entrée et pour une même entrée, la même sortie sera calculée. La grande majorité des modèles sont déterministes (figure 4.11).

Au contraire, les modèles stochastiques simulent des processus qui dépendent en partie ou totalement du hasard. Les exemples des modèles stochastiques les plus simples sont les séries temporelles où la variable en un instant donné est fonction des valeurs aux instants précédents et d'une erreur aléatoire (Musy, 1998). Dans ce cas des modèles de type chaîne de Markov, la fonction qui relie les valeurs de la variable en différents temps est déterministe, et l'erreur est stochastique.

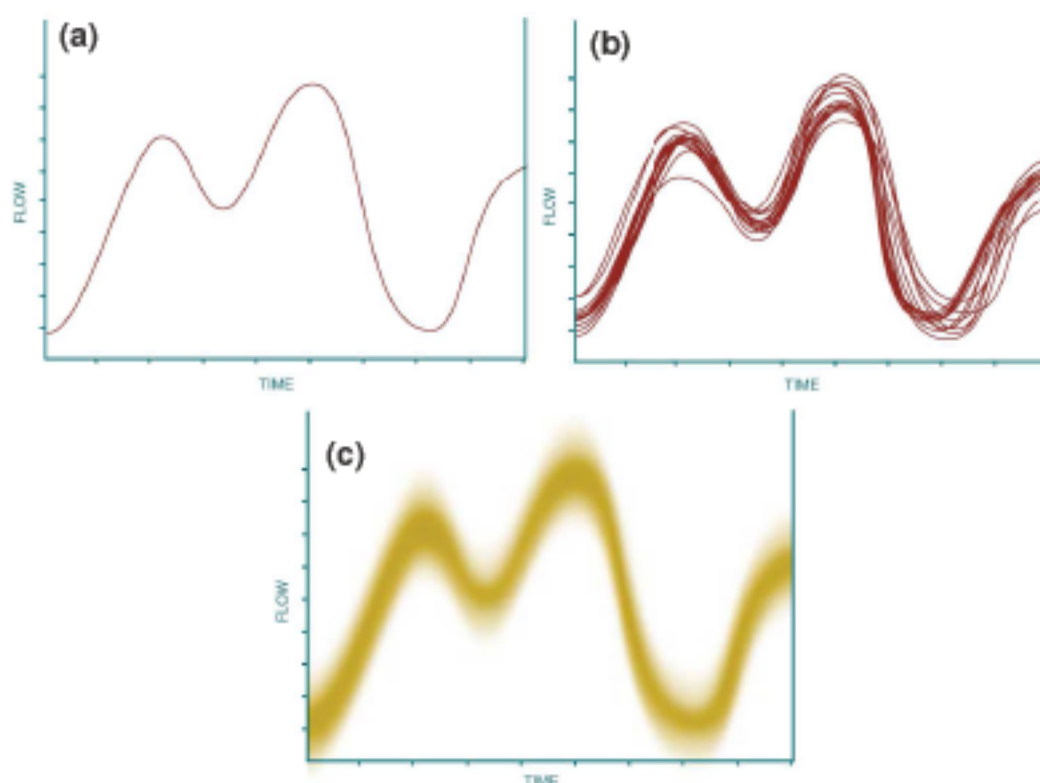


Figure 4.11 – Différents types de sorties de modèles : (a) une exécution unique à partir d'un modèle déterministe, (b) 15 exécutions avec des valeurs de paramètres choisies parmi une distribution statistique, et (c) des milliers d'exécutions où l'ombre représente la probabilité d'une valeur particulière de débit à un temps donné.

Le caractère aléatoire d'une grandeur peut s'appliquer aussi bien à des données qu'à des paramètres et il peut également provenir du caractère aléatoire des phénomènes étudiés (pluies, débits par exemple) ou de l'incertitude s'attachant à leur détermination (paramètres).

Actuellement, les modèles déterministes et stochastiques sont de plus en plus souvent utilisés conjointement. L'aspect déterministe permet de simuler les phénomènes physiques identifiables, et l'aspect stochastique prend en compte les phénomènes à caractère aléatoire prédominant ou les incertitudes inhérentes à l'estimation des paramètres.

La modélisation stochastique requiert toutefois de refaire l'exécution du modèle à de nombreuses reprises, chaque fois avec une combinaison de paramètres ou de données d'entrée *possibles*. Ils sont donc très consommateurs en temps.

4.3.4 Modèles linéaires et non linéaires

Un modèle linéaire propose une relation linéaire entre les entrées du modèle et les sorties (voir encadré 4.1). Les modèles non linéaires correspondent aux modèles à base physique et à une partie importante des modèles simplifiés, notamment les modèles à réservoirs qui se servent souvent de relations entre le stockage et le débit du type $S = aQ^c$.

En réalité, le comportement des hydrosystèmes est fortement non linéaire (Payraudeau, 2002), notamment les écoulements. Les mouvements de fluides sont décrits par les relations non linéaires de Reynolds qui tiennent compte des phénomènes dynamiques et de la turbulence (Musy, 1998). Dans le cas d'un bassin versant en crue, on pourra noter :

- Une variation de temps de parcours en fonction du débit d'écoulement,
- Une variation des effets de stockage, qui diminuent avec l'augmentation de la crue. Le temps de réponse est réduit et le débit augmente plus que proportionnellement,
- Des variations de débit de pointe avec le volume de la crue,
- Des variations de paramètres pendant l'averse lors des simulations hydrologiques : intensité maximale de l'averse ou le coefficient de ruissellement.

Encadré 4.1 : Modèle linéaire au sens de la théorie des systèmes (Nascimento, 1995)

Un modèle est linéaire, dans le sens de la théorie des systèmes, si le principe de superposition est respecté. Le principe de superposition affirme que si $y_1(t)$ et $y_2(t)$ sont les sorties d'un système correspondant, respectivement, aux entrées $u_1(t)$ et $u_2(t)$, la réponse du système à une entrée $u_1(t) + u_2(t)$ sera $y_1(t) + y_2(t)$.

Dans le sens statistique, qui est le propos de ce paragraphe, un modèle est dit linéaire si une variable de sortie, y , est liée à une variable de forçage, x , par une équation du type $y = a + b.f(x)$. Le modèle est linéaire au sens statistique mais le principe de la superposition ne s'applique pas car $y_1 + y_2$ est différent de $a + b.f(x_1 + x_2)$.

Pour représenter les hydrosystèmes, les modèles devraient ainsi prendre en considération des relations non linéaires. Cependant dans le cas où certaines hypothèses sont vérifiées, les modèles linéaires sont parfaitement applicables sans trop de perte de précision. En effet, l'influence du bassin est telle que des effets d'atténuation, de lissage et de globalisation entrent en jeu rendant la relation non linéaire moins pertinente. Ainsi, la méthode linéaire de l'hydrogramme unitaire peut être appliquée en toute confiance pour

simuler des évènements de crues sur des bassins versants suffisamment grands et homogènes. Cette méthode est d'autant plus utilisable qu'il est reconnu que la non-linéarité agit principalement sur les régimes de basses eaux et s'atténue dans les régimes de crues.

Actuellement, les modèles linéaires bénéficient d'une grande disponibilité d'outils mathématiques. Cela les rend très attractifs et explique en partie la concentration des efforts dans leur développement (Nascimento, 1995). Cependant, les concepts hydrologiques employés restent sommaires, et, à part quelques cas, comme le C.L.S (Todini et Wallis, 1977), l'utilisation de tels modèles ne contribue pas à la compréhension du fonctionnement de l'hydrosystème. Néanmoins, dans le cadre d'une utilisation opérationnelle, où la connaissance des processus ne constitue pas l'objectif principal, les modèles linéaires sont une solution intéressante pour leurs simplicités.

En conclusion de ce paragraphe, la classification générale présentée peut être utile pour donner une indication sur la structure du modèle conceptuel et sa complexité. Certaines informations sont importantes pour effectuer, préalablement, un choix de la structure du modèle en fonction du niveau d'exigence demandé par les utilisateurs.

Néanmoins, aucune de ces classifications n'est totalement satisfaisante. Elles sont toutes complémentaires. En effet, si on prend l'exemple des modèles GR du Cemagref, ce sont des modèles *simplifiés à réservoir* du fait de leurs représentations des processus, mais aussi globaux du fait de prise en compte de l'espace (bassin versant), non-linéaires quant aux relations entrées-sorties, et enfin, ils sont déterministes ou stochastiques selon la nature des paramètres et des variables d'entrée choisis.

4.4 Les modèles pour la gestion quantitative des ressources en eau

L'intervention du modélisateur doit permettre la mise en place d'une approche holistique permettant à partir de données sur les hydrosystèmes et des outils à même d'éclairer les gestionnaires sur l'impact de leurs décisions et/ou de présenter des alternatives de gestion en fonction d'objectifs prédéfinis.

Mais plus que l'outil, c'est la démarche de modélisation qui reste importante pour saisir les objectifs des gestionnaires dans les différents domaines (irrigation, AEP, industrie, ...). En effet, les systèmes d'information mis en place sont parfois sous-utilisés, obsolètes, ou encore ne permettent pas l'intégration de nouvelles fonctionnalités. Ce constat résulte souvent de la démarche adoptée pour mettre en place un tel système, qui est souvent plus orientée vers l'outil que vers les besoins de l'utilisateur (modèles trop complexes, absence d'interface graphique facilitant l'utilisation, etc.).

4.4.1 Pour la science ou à des fins opérationnelles ...

Dans le contexte de la science, les modèles permettent une meilleure compréhension du comportement des hydrosystèmes. A l'inverse, dans le contexte de la technologie, les

modèles sont utilisées pour leurs capacités à d'aider les utilisateurs ou les gestionnaires à évaluer divers scénarios de gestion.

L'objectif de la science peut être défini comme l'amélioration ou la croissance continue de la connaissance en formulant les généralisations qui régissent son comportement (Dooge, 1986; Klemes, 1988; Chalmers, 1991). Les scientifiques doivent donc mener une stratégie qui exige de réaliser conjointement : (1) la proposition d'hypothèses et de théories, et (2) la réalisation d'expérimentations planifiées (Nascimento, 1995). En Sciences de l'Eau, les objectifs sont de chercher les meilleures solutions à l'équation du bilan de l'eau : sa dynamique et la complexité des forces mises en jeu (Dooge, 1988), ses aspects quantitatifs et qualitatifs, dans le temps et dans l'espace, la métamorphose d'un état à l'autre, la complexité structurelle des environnements pour le cheminement de l'eau (Klemes, 1988).

Selon Bunge (1961), l'utilisation des modèles à des fins opérationnelles permet de contrôler ou gérer des processus, qu'ils soient naturels ou sociaux. Il affirme qu'en technologie, on utilise un concept opportuniste de la vérité. On recherche un niveau de description ou d'explication de la réalité juste suffisant pour rendre compte des objectifs technologiques. Des critères différents du contenu de la vérité des théories scientifiques doivent être considérés, tels que le rapport efficacité/complexité, des critères économiques, des critères liés à la précision et aux risques technologiques de différentes natures, entre autres.

En extrapolant cette réflexion, on pourrait affirmer que si un modèle fonctionne avec une bonne exactitude, sans que nous comprenions pourquoi, il n'y a aucune raison de renoncer à s'en servir (Thom, 1979). Dans le contexte de la technologie, le critère universel permettant d'évaluer les mérites relatifs des modèles est donc de résoudre des problèmes. Toutefois, certains gestionnaires cherchent aussi, comme dans le contexte scientifique, à savoir comment fonctionne l'hydrosystème à gérer (Piquereau et Villocel, 1982; Trouvat, 1991; Hurand, 2003; EPTB Charente, 2004) et affirment qu'il ne suffit pas que le modèle marche bien, il faut encore qu'il marche pour de bonnes raisons.

4.4.2 Utilité d'un modèle pour la gestion des ressources en eau

L'utilité des modèles pour la gestion quantitative des ressources en eau découle de leur capacité de simulation (Viessman, 1989). La simulation concerne le calcul de la réponse d'un hydrosystème à une série d'évènements (variables de forçages, variables de décision ou perturbations), pendant un intervalle de temps préalablement établi.

La gestion du système S comprend 3 actions : prévoir, agir et contrôler (cf. paragraphe 2.2). Les décisions, comme les lâchers de barrages, les restrictions (action *agir*) sont prises en comparant les sorties d'intérêts y et les indicateurs d'état des ressources en eau (*partie haute* de la figure 4.12).

De la même manière, l'utilisation du modèle doit comparer des sorties objectifs à des mesures afin d'évaluer si le modèle est *assimilable* au système. Ils doivent être exprimés de façon précise sous forme de critères mesurés par des chiffres (Valiron, 1988), comme un coût, un volume ou un paramètre de qualité (e_s dans la partie centrale de la figure 4.12). Pour que le modèle M puisse être utilisé afin de gérer le système S , le critère e_s , différence entre les sorties modélisée y_m et mesurée y , doit être minimisée. Dans l'affirmative, les

gestionnaires peuvent, à partir du modèle M , évaluer divers scénarios et prendre des décisions sur les actions à entreprendre sur l'hydrosystème. L'avantage le plus important du modèle est de pouvoir simuler des variables qui ne sont pas mesurées sur le système.

Les problèmes typiques de la gestion quantitative des ressources en eau auxquels les modèles peuvent donner des réponses satisfaisantes sont :

- *L'extension de séries chronologiques*

Lorsque les séries chronologiques sont trop courtes pour permettre un traitement statistique des données ou lorsque des données sont manquantes, les modèles peuvent générer de longues séries de données, notamment de débits, nécessaires à certaines méthodes de calcul de structures hydrauliques (Valiron, 1988), et à l'analyse de risque, par exemple. L'évaluation des ressources en eau pour différentes applications (irrigation, approvisionnement en eau, énergie, ...) est aussi possible (Hurand, 2003),

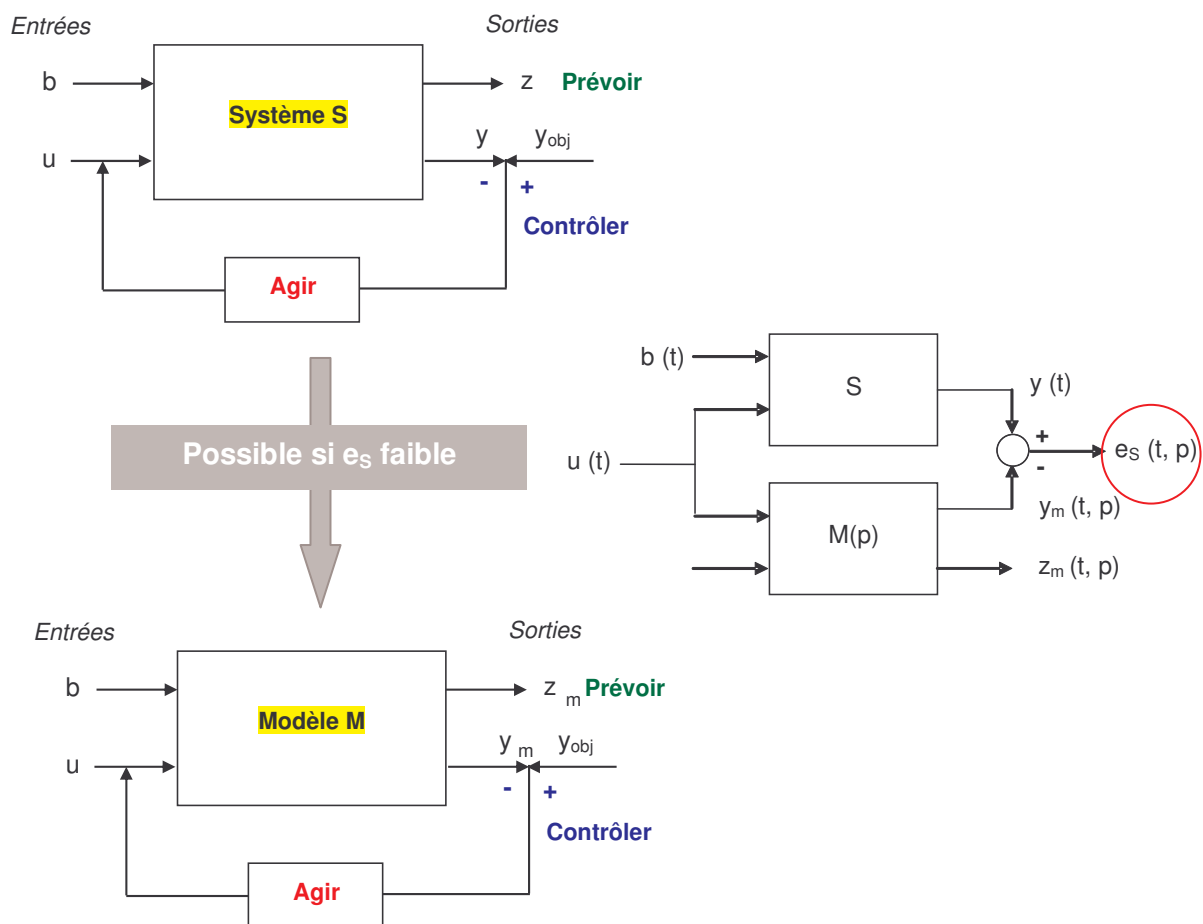


Figure 4.12 – Modalités d'utilisation d'un modèle pour la gestion

- *Le diagnostic*

Les modèles peuvent être utilisés pour aider les gestionnaire à faire le diagnostic du fonctionnement d'une structure hydraulique de contrôle ou d'un aménagement, de l'efficacité des règles de gestion d'un aménagement (Bader *et al.*, 2003), ainsi que pour

évaluer la pertinence de critères d'efficacité de différents types d'aménagement, ou tout autres études de diagnostic (Kholghi, 1997 ; Pouget et Cudennec, 2003).

- *L'évaluation d'alternatives*

L'intérêt des modèles concerne la possibilité de simulation de différentes alternatives de gestion à un problème particulier. Par exemple, le choix entre plusieurs techniques alternatives d'assainissement ou l'évaluation de la combinaison la plus efficace de ces techniques, la décision entre la construction d'un nouveau barrage ou le changement de système d'irrigation (Loubier *et al.*, 2008b), en adoptant des techniques plus économes par rapport à la demande en eau, l'option entre différentes solutions structurelles ou non structurelles pour la protection des crues.

- *La prévision*

La prévision des débits, surtout, mais aussi d'autres variables hydrologiques, telles que les variables d'état d'humidité du sol, ouvre aux modèles hydrologiques un champ important d'applications (Fortin *et al.*, 1997) : évaluation des ressources en eau ou prévision de la demande pour la gestion des systèmes d'irrigation (Coulbaly *et al.*, 1999 ; Perrin *et al.*, 2001), gestion d'un système de protection des crues (Mathevet, 2005).

Toutefois, l'efficacité des modèles dans le cas des bassins non jaugés, et la prévision des effets anthropiques peut être limitée par un certain nombre de facteurs intrinsèques et extrinsèques aux modèles. Ces questions seront discutées dans les prochains paragraphes.

4.4.3 Modèles dits de « gestion » et dits « d'optimisation »

La simulation et l'optimisation se distinguent par le statut de leurs variables mais surtout par le rôle dévolu au critère de performance en optimisation (Valiron, 1988). Comme nous venons de la voir, un modèle utilisé en simulation est destiné à reproduire des phénomènes ou à prévoir le comportement d'un système soumis à des entrées (perturbations, variables d'entrée et variables de décision). Eventuellement, un ou plusieurs critères de performances peuvent être calculés, mais a posteriori. On peut donc dire que la simulation ignore les objectifs de la gestion (Hubert, 1998). Elle indique seulement les conséquences d'un choix donné, en répondant à une question que l'on peut formuler comme *que se passe-t-il si tel ensemble de décisions est pris ?*

Dans un modèle utilisé en optimisation au contraire, l'objectif de gestion est primordial. Le critère de performances devient explicitement un critère de choix (fonction *objectif*). De plus, il devient possible d'imposer des contraintes aux variables (entrées et décisions). L'optimisation permettra donc de rechercher quelles sont les variables de décision permettant d'obtenir la meilleure performance possible du système compte tenu du critère retenu. Les paramètres et les entrées sont alors les données du problème, les sorties et les variables de décision étant inconnues (Hubert, 1998). L'optimisation permet de répondre à une question que l'on peut formuler comme *quelles décisions faut-il prendre pour maximiser (ou minimiser) tel ou tel critère de performance ?*

L'optimisation semble, a priori, très séduisante pour l'aménagement et la gestion, puisqu'elle permet de déterminer la solution *idéale* (Duan et al., 1992; Belaineh et al., 1999). Son utilisation se heurte cependant à deux difficultés (Hubert, 1998). La première est technique. Selon la forme du problème d'optimisation et les contraintes auxquelles sont soumises les solutions, il peut y avoir une ou plusieurs solutions maximisant la fonction *objectif*. Dans des problèmes très simples, le problème peut être résolu analytiquement. Néanmoins, dans la plupart des cas réels, il faut envisager une résolution numérique qui peut nécessiter des temps de calcul importants, voire prohibitifs. Tous les algorithmes d'optimisation procèdent en effet par itérations successives à partir d'une solution initiale, chaque itération devant améliorer la valeur de la fonction *objectif*.

La seconde difficulté est beaucoup plus fondamentale, car elle concerne la définition même de la fonction *objectif*. Idéalement, ce critère devrait rendre compte de tous les aspects économiques, sociaux, écologiques et autres, relatifs à un hydrosystème. Mais ces différents aspects sont hétérogènes, ne se mesurent pas dans les mêmes unités, quand ils peuvent se mesurer. Les méthodes classiques d'optimisation ne peuvent prendre en compte qu'une seule fonction *objectif*. Celle-ci aura donc souvent un caractère réducteur car il y a en général plusieurs points de vue, s'exprimant selon plusieurs critères, relatifs à un même ensemble hydrologique. Ces points de vue peuvent refléter diverses préoccupations d'un même acteur social ou refléter les intérêts, souvent contradictoires, de plusieurs acteurs sociaux. Les méthodes prenant en compte plusieurs objectifs permettent seulement de limiter l'éventail des choix possibles.

Généralement, le gestionnaire recherche la meilleure solution selon son point de vue. Les techniques de simulation lui permettent de la déterminer aisément si le nombre de solutions est limité. Mais si le champ des solutions possibles est très vaste il devient préférable d'utiliser une technique d'optimisation. Ces techniques permettent d'atteindre la meilleure solution par une recherche directe, pour autant que les préférences du gestionnaire puissent se traduire selon une fonction des variables d'état et des variables de décision du système considéré, éventuellement complétée par des contraintes appliquées à ces variables [*Objectifs = f(volume barrages, indicateurs, précipitations, etc.)*]. Néanmoins, tous les modèles mathématiques ne permettent pas d'appliquer aisément des techniques d'optimisation.

4.4.4 Les apports de la prévision en gestion des ressources en eau

Avant tout, il est important de ne pas confondre la prédiction et la prévision. La prévision est définie comme l'estimation des conditions futures pour une période donnée, à partir des observations passées et actuelles (OMM, 1994). Son objectif est donc de fournir les meilleures estimations de ce qui peut arriver en un point donné à une date future précise (Hipel et McLeod, 1994). A l'inverse, la prédiction conduit à l'estimation des conditions futures sans référence à un temps spécifique (Lettenmaier et Wood, 1993). Ainsi, on fait une prévision du débit du Rhône à Avignon pour le lendemain 16 h, mais on ne fera qu'une prédiction du débit centennale (de période de retour 100 ans) sur le même site.

Selon Fortin (1997), la prévision des débits horaires, journaliers, hebdomadaires et mensuels d'un cours d'eau est une tâche nécessaire pour une gestion efficace des ressources en eaux de surface, et pour permettre une réaction adéquate et rapide face aux situations de crises (inondations, sécheresses, ...).

4.4.4.1 La prévision : formulation du problème

La prévision peut être appliquée à l'ensemble des domaines de la gestion des ressources en eau (eaux de surface et souterraines) au travers des modèles hydrologiques, hydraulique et hydrogéologiques. Afin de présenter la formulation du problème, prenons l'exemple d'un modèle hydrologique pour la prévision des débits.

Si t désigne le temps d'origine, le calcul de la prévision du débit Q d'une rivière au temps $(t + L)$ est de la forme suivante (Fortin *et al.*, 1997; Coulibaly *et al.*, 1999) :

$$Q_{t+L} = \hat{Q}_t(L) + \hat{e}_t(L) = G(Q_{t+L-1}, X_{t+L-1}, e_{t+L})$$

où $\hat{Q}_t(L)$ est la prévision du pas de temps suivant. Elle correspond à l'estimation de Q_{t+L} faite au temps t , $\hat{e}_t(L)$ est l'estimation de l'erreur de prévision e_{t+L} , G est la fonction caractéristique du type de modèle utilisé pour l'estimation de Q_{t+L} , et X_{t+L-1} est la matrice des variables explicatives au temps $(t + L - 1)$ telles que les précipitations, les températures, les hauteurs de neige. La méthode classique pour obtenir les meilleures prévisions consiste à minimiser l'erreur de prévision $\hat{e}_t(L)$:

$$\hat{e}_t(L) = Q_{t+L} - \hat{Q}_t(L)$$

Cela peut se faire de plusieurs façons : soit en minimisant l'erreur moyenne, l'erreur moyenne absolue, ou plus généralement l'erreur quadratique moyenne. Ce dernier critère est le plus utilisé parce qu'il amplifie les plus grandes erreurs de prévision.

Finalement, Les prévisions hydrologiques se composent de six éléments principaux (OMM, 1994; Coulibaly *et al.*, 1999) :

- Les variables à prévoir et les variables explicatives, i.e. l'ensemble des données disponibles sur l'hydrosystème,
- L'horizon ou le délai de prévision (par exemple $L = 1, 2, \dots, k$ pas de temps),
- Les méthodes de calcul ou d'estimation, i.e. la nature de la fonction G ,
- L'objectif de la prévision (alerte de crue, planification de l'opération des réservoirs, des projets d'irrigation ou de navigation, respect du DOE, etc.),
- La forme sous laquelle la prévision est désirée, par exemple une valeur isolée, tout l'hydrogramme, une distribution de probabilité (valeurs numériques, graphiques, ou distribution de probabilités),
- Les moyens de diffusion de la prévision.

La prise en compte de tous ces éléments dans la résolution de l'équation de prévision constitue *la problématique de la prévision* pour la gestion quantitative des ressources en eau.

4.4.4.2 Caractéristiques des prévisions

Comme indiqué dans le paragraphe précédent, l'horizon de la prévision est un élément important. Les délais pour la prévision doivent sensiblement être les mêmes que ceux de la gestion. Toutefois, les définitions pour désigner la portée des prévisions sont plus détaillées puisque les termes sont normalisées (OMM, 1994) :

- a. La prévision à courte échéance – Prévision de la valeur future d'un élément du régime d'une masse d'eau (cours d'eau, nappes souterraines, etc.) couvrant une période inférieure ou égale à deux jours à compter de la date d'émission,
- b. La prévision à moyenne échéance – Prévision de la valeur future d'un élément du régime d'une masse d'eau couvrant une période allant du troisième au dixième jour suivant la date d'émission,
- c. La prévision à longue échéance – Prévision de la valeur future d'un élément du régime d'une masse d'eau au-delà du dixième jour suivant la date d'émission,
- d. La prévision saisonnière – Prévision de la valeur future d'un élément du régime d'une masse d'eau pour une saison (couvrant généralement une période de plusieurs mois).

Le deuxième élément important dans la prévision correspond aux composantes de l'hydrosystème dont la prévision présente un intérêt pratique (tableau 4.3) et, notamment, (i) pour les eaux de surface, les hydrogrammes et les débits des crues, (ii) pour les eaux souterraines, les points d'abaissement extrême et tarissement des sources, et, enfin (iii) pour des hydrosystèmes particuliers, le niveau des lacs et la date de prise de la glace.

Tableau 4.3 – Eléments importants à prévoir dans la gestion des ressources en eau

Eaux Superficielles	Eaux Souterraines
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Volumes ruisselés en hautes/basses eaux pour différents intervalles de temps (jour, semaine, mois et année) ▪ Débit de pointe ▪ Débit d'étiage ▪ Niveaux dans les barrages et les réserves collinaires ▪ Temps de transfert entre les aménagements et les points de consigne de débit (DOE et DCR) ▪ Nature des relations nappes-rivières ▪ Influences des pompages dans l'espace et le temps sur les eaux superficielles 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nature des aquifères ▪ Transmissivités des aquifères ▪ Date de tarissement des sources ▪ Piézométrie minimale et maximale des nappes ▪ Nature des relations nappes-rivières ▪ Influences des pompages dans l'espace et le temps sur les eaux souterraines

Les méthodes de prévision vont de l'utilisation de formules empiriques simples ou de corrélations à celles des modèles mathématiques complexes simulant toutes les phases du bilan hydrologique d'un bassin. Dans un prochain paragraphe, les détails de quelques modèles de prévision pour la gestion des eaux de surfaces et souterraines seront exposés. De plus, il est très important qu'un modèle de prévision comporte une composante de mise

à jour des variables d'état en fonction des conditions hydrométéorologiques afin de s'adapter aux conditions actuelles de l'hydrosystème pour reproduire son comportement.

4.4.5 Les modèles de prévisions et leurs utilisations en gestion

L'objectif est de détailler les caractéristiques des modèles susceptibles d'aider les gestionnaires à gérer, à partir de prévisions de variables de l'hydrosystème, les ressources en eaux qu'elles soient souterraines ou de surface. En se référant aux objectifs de gestion, les modèles peuvent être répartis en sept classes différentes (Singh et Woolhiser, 2002) :

1. Les modèles hydrologiques ou de bassin versant,
2. Les modèles hydrauliques de rivières et de fleuves,
3. Les modèles de qualité de l'eau dans les rivières et les réservoirs,
4. Les modèles opérationnels de gestion des systèmes barrages/rivières,
5. Les modèles des eaux souterraines,
6. Les modèles hydrauliques de distribution de l'eau,
7. Les modèles de prévision de la demande en eau.

Dans ce paragraphe, seuls les modèles hydrologiques et hydrauliques pour la gestion des ressources en eaux de surface, les modèles pour la gestion des ressources en eaux souterraines et, enfin, les modèles couplés pour la gestion conjointe des ressources en eaux de surface et souterraines seront abordés.

4.4.5.1 Les modèles de prévisions des débits dans les bassins versants

La gestion des eaux superficielles à l'échelle des bassins versants est basée sur des indicateurs, des niveaux objectifs ou de crises sur les débits dans les cours d'eau, comme en France, le Débit Objectif d'Etiage (DOE) présenté dans le Chapitre 2. Les modèles de prévisions qui pourront être utilisés par les gestionnaires doivent donc simuler les débits à partir des processus les influençant. A partir de ces prévisions, le gestionnaire décidera des actions à entreprendre : *statu quo* ou modifications des variables de décisions afin de respecter les objectifs et d'éviter ou de limiter les crises. L'ensemble des classes de modèles décrites dans le paragraphe 4.3 peuvent être appliquées pour les prévisions des débits dans les bassins versants.

Les modèles à base physique sont développés comme une alternative aux autres classes de modèles, essentiellement boîte-noire et simplifié (Nascimento, 1995). Ils sont censés rendre compte des problèmes pour lesquels les autres modèles sont, *a priori*, jugés inadéquats tel que la prévision des effets des changements naturels ou anthropiques des caractéristiques physiques du bassin versant, la variabilité spatiale des entrées et des sorties, le mouvement des polluants et des sédiments à l'intérieur des hydrosystèmes, les prévisions pour des bassins non jaugés (Beven et O'Connell, 1982; Bathurst et O'Connell, 1993). De plus, comme les modèles hydrodynamiques sont basés sur les lois de la

physique régissant les processus, ils permettent davantage que les modèles simplifiés l'extrapolation au-delà des plages de calibration (Musy, 1998). Toutefois pour les modèles à base physique, le calage des valeurs des paramètres reste très lourd.

De la même manière, le développement d'un modèle boîte-noire ou simplifié peut venir du constat d'une insuffisance de connaissance des processus physiques et des moyens technologiques ou financiers pour adopter une approche de modélisation fondée physiquement (Beven, 1989).

Finalement, le choix entre ces différents modèles conceptuel n'est pas simple. Il pourrait être plus simple si une classe de modèle permettait d'avoir une meilleure capacité de prévision que les autres en fonction d'objectifs prédéfinis. Dans cette optique, plusieurs études ont été réalisées afin de comparer les résultats des modèles comportementaux et phénoménologiques (Franchini et Pacciani, 1991 ; Chiew *et al.*, 1993 ; Michaud et Sorooshian, 1994 ; Refsgaard et Knudsen, 1996 ; Fortin *et al.*, 1997 ; Ribeiro *et al.*, 1998 ; Smith *et al.*, 2004), des modèles différents par leurs traitements des échelles de temps et d'espace (Refsgaard et Knudsen, 1996 ; Mouelhi, 2003 ; El-Nasr *et al.*, 2005 ; Mathevet, 2005), et enfin, des modèles de même type (phénoménologiques ou comportementaux) mais dont les structures sont différentes (OMM, 1987 ; Zhang et Lindstrom, 1996 ; Fortin *et al.*, 1997 ; Coulibaly *et al.*, 1999 ; Lauzon *et al.*, 2000 ; Perrin, 2000 ; Yang *et al.*, 2000 ; Kumar *et al.*, 2005). Seuls les principaux résultats sont résumés ci-après.

- *Comparaison des modèles en fonction de la formalisation mathématique des processus de l'hydrosystème et des horizons de prévisions*

Plusieurs études ont permis de comparer des modèles comportementaux comme les modèles autorégressifs de type ARMAX ou réseau de neurones avec des modèles phénoménologiques ou des modèles à réservoirs. Compte tenu des objectifs de ces modèles, la correspondance entre les valeurs modélisées et les valeurs mesurées sur l'hydrosystème a souvent été évaluée par le critère de Nash. Ce critère d'erreur quadratique relie les débits observés, les débits observés moyens et les débits calculés suivant la formulation suivante (Nash et Sutcliffe, 1970) :

$$NASH = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{cal})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})^2}$$

Ribeiro (1998) et Lauzon (2000) ont comparé les modèles en fonction de la représentation mathématique des processus et de la qualité des résultats pour différents horizons de prévision. Leurs études rassemblent un modèle ARMAX, un modèle diffusif et un réseau de neurones pour les modèles comportementaux et un modèle à réservoir PREVIS. La figure 4.13 présente les critères de Nash correspondant à ces différentes modélisations.

Les résultats démontrent que le réseau de neurones produit des simulations plus satisfaisantes que les autres modèles comportementaux (diffusif et ARMAX). Ce type de modèle constitue donc une approche intéressante pour la prévision des débits car ils sont

plus flexibles que les approches linéaires pour reproduire les processus hydriques souvent non-linéaires au niveau des bassins versants. Toutefois ces modèles nécessitent une plus grande quantité de données et leur calibration est complexe.

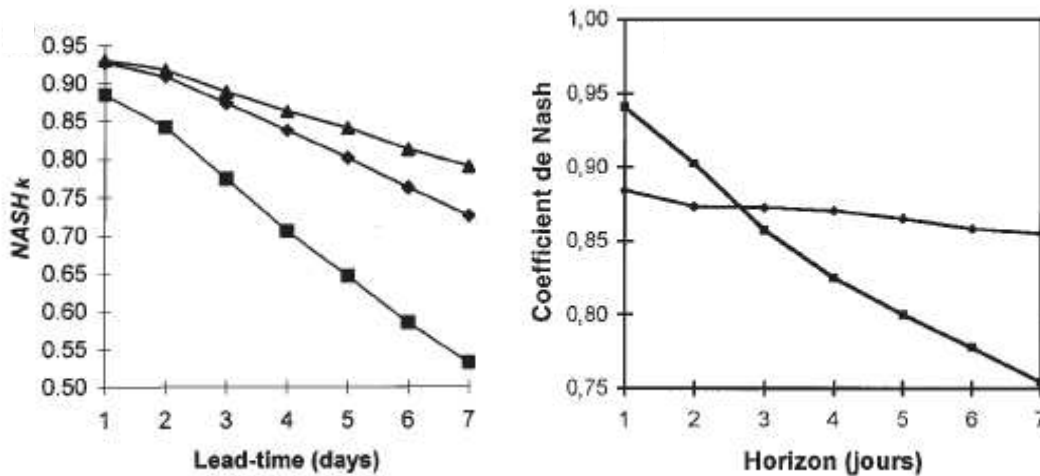


Figure 4.13 – Comparaisons de modèles : (à gauche) réseau de neurones (triangle), modèle diffusif (carré) et ARMAX (losange) (Lauzon *et al.*, 2000) et (à droite) ARMAX (rond) et PREVIS (carré) modèle conceptuel à réservoir (Ribeiro *et al.*, 1998)

Dans le cadre de la comparaison sur plusieurs bassins versants et saisons différentes, des modèles ARMAX et PREVIS (Ribeiro *et al.*, 1998), plusieurs points sont à souligner :

- La structure du modèle ARMAX, qui est linéaire, est très simple par rapport à celle du modèle PREVIS,
- Le modèle ARMAX, qui compte 11 à 12 paramètres selon le bassin considéré, est plus parcimonieux que PREVIS avec 16 paramètres actifs,
- Le modèle ARMAX a été désavantagé, car le modèle de fonte de neige qu'il utilise pour calculer les lames d'eau est plutôt sommaire (ce calcul est plus fiable avec PREVIS).

Sur l'ensemble des saisons et des bassins, le modèle ARMAX est supérieur au modèle PREVIS pour la prévision journalière en temps réel jusqu'à un horizon de 2 jours (figure 4.13 à droite). Pour un horizon de 3 jours, les deux modèles sont relativement équivalents. Au-delà, pour un horizon de 4 jours ou plus, le modèle PREVIS est supérieur au modèle ARMAX. La faiblesse du modèle ARMAX est liée à sa nature, car en utilisant les phénomènes passés pour ses prévisions, il n'anticipe pas suffisamment l'évolution de l'hydrogramme. La généralisation des modèles linéaires que représentent les modèles ARMAX semble donc constituer une approche de modélisation relativement simple et efficace pour les prévisions journalières à court terme des débits d'un cours d'eau.

- *Comparaison des modèles en fonction de la formalisation mathématique des processus de l'hydrosystème et du traitement du temps et de l'espace*

Dans une étude de Refsgaard *et al.* (1996), l'objectif était d'étudier la capacité des modèles à la prévision des débits sur plusieurs bassins versants au Zimbabwe. Les trois classes de modèles pour la prévision des débits sont :

- NAM, un modèle global à réservoir (Nielsen et Hansen, 1973),
- MIKE SHE, un modèle distribué à base physique (Abbott *et al.*, 1986),

▪ WATBAL, un modèle distribué à réservoir (Knudsen *et al.*, 1986) dont l'approche est intermédiaire tant sur le plan de la prise en compte des processus sur l'hydrosystème que du traitement de l'espace.

L'étude a finalement révélé, en accord avec la plupart des études précédentes, notamment celle de Michaud et Sorooshian (1994), que tous les modèles ont des performances comparables pour les prévisions des débits à l'exutoire des bassins versant lors de la phase de calibration, sans que les performances diminuent beaucoup pendant la phase de validation si, au moins, une à trois années de données sont disponibles (figure 4.14.a).

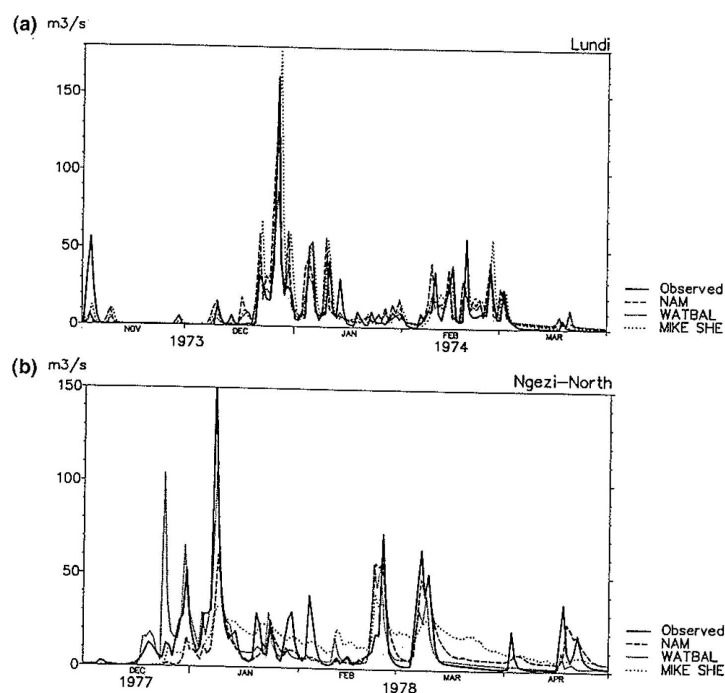


Figure 4.14 – Débits observés et simulés avec les modèles NAM, WATBAL et Mike-SHE (a) pour le bassin versant jaugé du Lundi en 1973/1974 et (b) pour le bassin versant non jaugé du Ngezi-North pour 1977/1978 (Refsgaard et Knudsen, 1996)

Compte tenu de la simplicité et des économies de mise en œuvre du modèle NAM face à ses *concurrents*, les modèles globaux à réservoirs peuvent s'avérer une solution *idéale*, pour les gestionnaires, pour la prévision des débits en un point donné et donc pour la gestion des ressources en eau basée sur des indicateurs de débits (DOE et DCR). En ce qui concerne, la capacité des modèles à simuler les débits pour un bassin versant non jaugé, le modèle physique devrait fournir de meilleurs résultats. Cependant, les résultats du modèle MIKE SHE ne le montrent pas clairement (figure 4.15.b). Les modèles produisent des résultats similaires avec un avantage pour le modèle spatialisé à réservoirs WATBAL.

- *Comparaison intra-classe en fonction de la variabilité des structures*

Une étude de Franchini et Pacciani (1991) a comparé différents modèles globaux à réservoirs. Malgré une grande variabilité de structures possibles (nombres de réservoirs, orifices de vidanges, etc.), les qualités de prévisions ne montrent pas de différences significatives. L'Organisation Météorologique Mondiale (OMM), dans son étude de 1975 menée sur plusieurs dizaines de modèles, arrive à la même conclusion.

En se focalisant sur la structure des modèles, les modèles simples et complexes produisent des résultats équivalents. Les temps de calibration nécessaires et les difficultés de calages des paramètres sont, par contre, fonction de la complexité des modèles (Perrin, 2000 ; Mathevet, 2005). Toutefois, le modèle ne doit pas être trop simple afin de ne pas perdre de l'information sur le fonctionnement hydrodynamique du bassin versant. D'autres comparaisons ont été faites à partir de l'analyse des modèles boîtes noires et des modèles à réservoirs (Naef, 1981 ; Wilcox *et al.*, 1990) et ont encore abouti à des résultats similaires. La différence se fait donc plus sur la manière dont les modèles sont utilisés que sur leurs structures.

4.4.5.2 Les modèles de prévisions des débits et des piézométries

Pour la gestion des ressources en eau, la prise en compte globale des eaux superficielles et souterraines dans des modèles à réservoir, comme les modèles GR (Edijatno *et al.*, 1999) ou HBV (Zhang et Lindstrom, 1996) n'est parfois pas suffisante. Des informations explicites concernant les piézométries des nappes constituent des indicateurs de l'état des ressources en eau souterraine. Le gestionnaire disposerait alors d'informations importantes pour prévoir les échanges nappes-rivières et les réserves encore disponibles dans les aquifères.

Les modèles hydrologiques sont destinés à répondre aux problèmes de gestion eaux superficielles (essentiellement débits) sans traiter dans le détail les problèmes concernant les eaux souterraines. De la même manière, les modèles hydrogéologiques sont destinés aux problèmes de gestion des aquifères (essentiellement niveaux piézométriques) sans traiter les problèmes des eaux de surface. Pour obtenir ces deux informations, il faut donc soit (i) utiliser des modèles qui intègrent explicitement la totalité des processus liés aux eaux souterraines et superficielles, souvent dans un environnement 3D, comme le SHE (Abbott *et al.*, 1986) et MODCOU (Gomez *et al.*, 2002), soit (ii) développer un module *eaux souterraines* comme ceux existant dans SWAT (Arnold *et al.*, 1994) ou SWIM (Hattermann *et al.*, 2004), ou encore, (iii) coupler des modèles hydrologiques et hydrogéologiques. Ce couplage entre modèles s'effectue généralement entre des modèles préexistants et se déroule comme dans la figure 4.15.

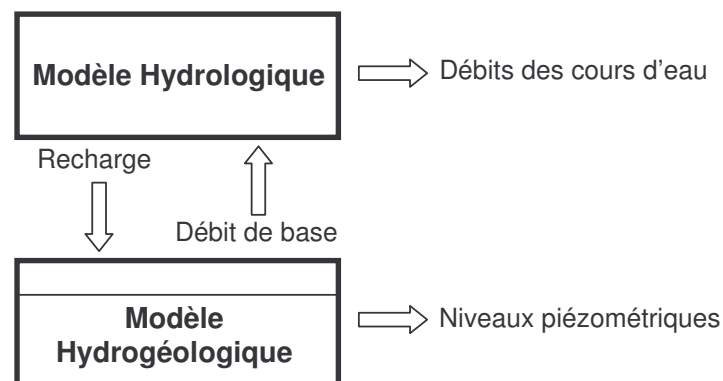


Figure 4.15 – Schématisation du modèle couplé eaux superficielles – eaux souterraines (Barthel, 2006)

Le modèle hydrologique permet de déterminer la variable de sortie correspondant à la recharge de l'aquifère, qui, au pas de temps suivant, sera une variable d'entrée dans le modèle hydrogéologique. Ce dernier calculera alors les niveaux piézométriques dans les nappes et le débit de base, qui sera la contribution de la nappe aux débits des cours d'eau. Ce débit de base, qui peut être positif ou négatif en fonction du sens d'échange nappes-rivières, s'ajoute aux ruissellements superficiels calculés par le modèle hydrologique afin de définir les débits à l'exutoire du bassin versant. Plusieurs études récentes ont réalisé des couplages avec les modèles SWAT-MODFLOW (Sophocleous et Perkins, 2000), SVAT-MODFLOW (Facchi *et al.*, 2004) et PTYLDR-MODFLOW (Ramireddygar *et al.*, 2000).

La mise en œuvre et l'utilisation de ces modèles couplés restent lourdes et difficiles pour des gestionnaires sans appui technique, pour des résultats qui, pour chacune des variables de sortie prise séparément (débit ou piézométrie), ne sont pas forcément de meilleure qualité qu'avec un modèle simple (hydrologique ou hydrogéologique). La figure 4.16 illustre que sur le bassin versant du Stepenitz, la période d'étiage de mai à septembre 1998, périodes caractéristiques d'apports des eaux souterraines aux eaux superficielles, présente un décalage de plusieurs mètres cubes entre les débits observés et simulés. L'utilisation de ces modèles pour la gestion des ressources en eau et l'évaluation des scénarios reste donc difficile à cause du manque de précision de la prévision des modèles.

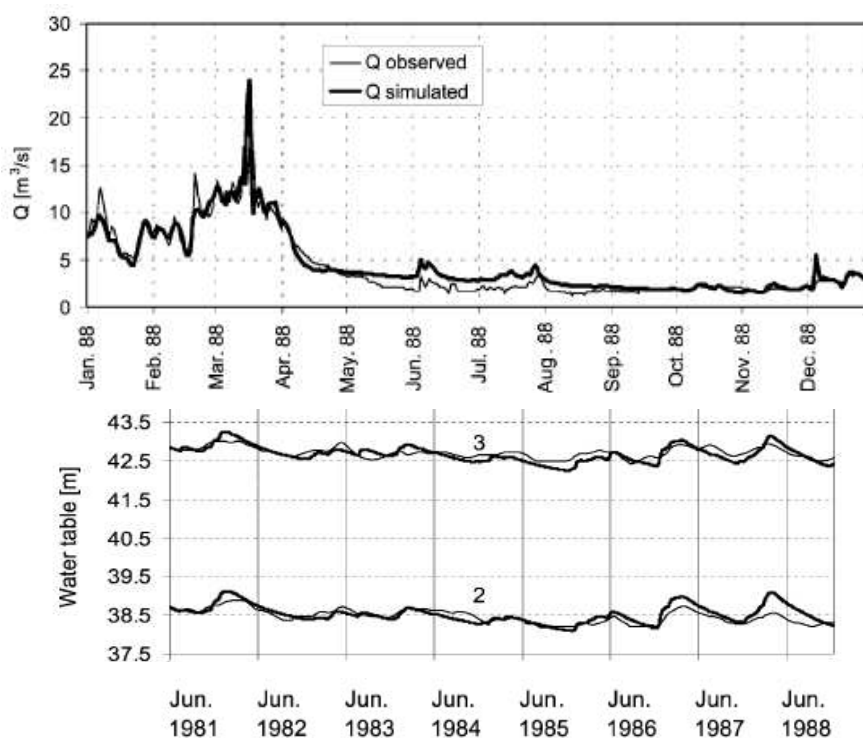


Figure 4.16 – Débits observés et simulés (gauche) et piézométries observés et simulés pour le bassin Stepenitz à un pas de temps journalier (Hattermann *et al.*, 2004)

En outre, l'utilisation d'un modèle couplé surface-souterrain sur un hydrosystème correspond à la volonté d'utiliser conjointement en gestion des piézométries et des mesures

de débits. Or actuellement, même si ces deux indicateurs sont des grandeurs couramment mesurées sur les hydrosystèmes, peu de gestionnaires utilisent conjointement les deux pour la gestion. Cependant, ils jugent primordial, actuellement, de relier ces deux éléments. Précédemment, ils ne considéraient comme nécessaire de modéliser les échanges surface-souterrain que lorsque la modélisation de l'un ou l'autre des compartiments présente des résultats qui ne sont pas suffisamment satisfaisant.

4.4.6 Bilan de l'aptitude des modèles en gestion de l'eau

Les domaines d'applications où la modélisation intervient démontrent bien qu'elle est omniprésente en gestion de l'eau et, cela, à toutes les échelles d'espace et de temps. Ainsi il convient, pour chaque type de problème posé, de rechercher la modélisation adaptée.

Durant cette étape, les choix du modélisateur pour les objectifs de gestion, la représentation des processus et les échelles de temps et d'espace adaptées sont alors essentiels. Dès lors, il est difficile de proposer un classement des modèles de prévisions pour la gestion quantitative des ressources. En réalité, tous les modèles comportementaux, phénoménologiques ou simplifiés, présentés dans ce travail, peuvent être appliqués à la prévision. Cependant chacun a ses forces et ses faiblesses, qui sont résumées dans le tableau 4.4. Plusieurs critères de comparaison des modèles, modifiés à partir de ceux de Fortin (1997), ont été utilisés dans notre étude comparative :

1. La validité : les hypothèses sous-jacentes des modèles sont-elles raisonnables ?
2. La facilité d'utilisation : peut-on aisément concevoir un tel modèle et le calibrer ?
3. La complexité des calculs : peut-on calculer rapidement les prévisions ?
4. La modélisation de l'incertitude : peut-on évaluer la précision des prévisions ?
5. Les besoins en information : quel type de données faut-il, combien en faut-il ?
6. L'adaptabilité : est-il facile de mettre à jour le modèle ?
7. Quelles sont les variables d'intérêt simulées ?
8. Quel est le nombre de paramètres ?
9. Comment sont traitées les échelles de temps et de l'espace ?
10. Quels sont les objectifs et les horizons de la prévision adaptés au type de modèle ?
11. Exemples d'applications.

Tableau 4.4 : Synthèse sur les modèles hydrologiques, hydrogéologiques et couplés pour la prévision et la gestion des ressources en eau

Classe	Q	Caractéristiques
Modèles comportementaux	1	Dans le cas d'un modèle linéaire (ARMAX, régression), la validité du modèle peut s'avérer insuffisante, en particulier pour une prévision mensuelle. Le système doit être stationnaire (pas de changements climatiques ou anthropiques), ou alors il faut appliquer une transformation pour rendre les séries stationnaires. Certains modèles, plus complexes, sont non linéaires et peuvent solutionner ces problèmes de validité (Réseaux de neurones qui sont une généralisation de la méthode Box et Jenkins).
	2	Excellentes méthodes existantes (Jenkins et Watts, 1968; Box <i>et al.</i> , 1994), parfois complexes pour le réseau de neurones.
	3	Assez simple pour la plupart des modèles comportementaux sauf pour les réseaux de neurones.
	4	Intervalle de confiance disponible (sauf réseau de neurones).
	5	On doit disposer de suffisamment de données pour pouvoir valider les hypothèses a posteriori. Possibilité d'utilisation de plusieurs variables d'entrées (pluie, débits, piézométrie, etc.) pour un modèle de type ARMAX.
	6	Il existe des méthodes pour modifier les coefficients d'ajustement de façon continue sauf réseau de neurones.
	7	Débits essentiellement.
	8	Nombre variable mais en général les paramètres sont nombreux mais facile à déterminer à partir des caractéristiques des séries chronologiques.
	9	Modélisation globale de l'hydrosystème (boîte noire) au pas de temps horaires, journaliers, mensuel, annuel, etc.
	10	Les hypothèses permettent des applications aux prévisions à court (horaire, journalier) et moyen terme (hebdomadaire et mensuel).
	11	<ul style="list-style-type: none"> - Présentation des modèles autorégressifs (Box <i>et al.</i>, 1994), modèle ARMAX pour la prévision des débits journaliers sur le bassin versant Cheffia, Algérie (Ali et Dechemi, 2004). - Modèle ARMAX et filtre de Kalman pour la prévision des débits journaliers sur le bassin de Han, Corée du Sud (Awwad <i>et al.</i>, 1994) - Tests de modèles des k plus proches voisins (stochastique) : linéaire, non linéaire, perturbations (Shamseldin et O'Connor, 1996). - Etat de l'art des réseaux de neurones (Coulibaly <i>et al.</i>, 1999), comparaisons de types de réseau de neurones (Kumar <i>et al.</i>, 2005) et prévision des débits journalier sur le bassin versant de Geum (10 000 km²), Corée du Sud (Jeong et Kim, 2005).

Tableau 4.4 : Synthèse sur les modèles hydrologiques, hydrogéologiques et couplés pour la prévision et la gestion des ressources en eau (*suite*)

Classe	Q	Caractéristiques
Modèles phénoménologiques	1	Approche basée sur les lois physiques de l'écoulement, principalement la conservation de la masse et de la quantité de mouvement
	2	Conception et calibration sont difficiles.
	3	Calculs des prévisions lourds surtout pour des non-initiés (Gestionnaires).
	4	Pas d'intervalles de confiance pour les prévisions mais des entrées stochastiques peuvent fournir la gamme de variation des sorties modélisées.
	5	En très grande quantité. Connaissance des paramètres physiques du bassin (surface, pente, géologie, etc.), des données météorologiques, débitmétriques, piézométriques complètes sur l'ensemble des données d'entrées nécessaires afin de valider le modèle.
	6	Calibration non obligatoire en changeant de bassin puisque tous les paramètres sont, en principe, accessibles à la mesure.
	7	Débits, piézométries, etc. le plus souvent en même temps.
	8	nombre de paramètres variables en fonction du modèle mais généralement nombreux.
	9	Utilisation des modèles phénoménologiques au pas de temps horaire, journalier, mensuel, etc. Discretisation temporelle pour la résolution des équations variables selon la méthode de résolution et la taille des entités spatiales. Représentation dans l'espace variables : globale avec l'hydrosystème dans sa totalité (rare), discrétisé selon des maillages 2D ou 3D comme dans les modèles SHE (Abbott <i>et al.</i> , 1986) ou MODFLOW (MacDonald et Harbaugh, 1988), et enfin, discrétisé selon des unités homogènes vis-à-vis d'une caractéristique (sol, cultures, conductivité hydraulique, etc.) comme le modèle SWAT (Arnold <i>et al.</i> , 1994).
	10	Applicables selon les objectifs de modélisation sur des bassins versant pour déterminer les débits, sur les aquifères pour connaître l'évolution des nappes, ou bien sur les deux en faisant de la gestion conjointe. Trop coûteux en temps et en matériel pour de la prévision à court terme (horaire ou journalier) des débits à l'échelle d'un bassin versant. Utile pour de la prévision de débits et de côtes dans les cours d'eau. Utile pour des prévisions à moyen terme (hebdomadaire ou mensuel)
	11	<ul style="list-style-type: none"> - Rôle des modèles phénoménologiques en hydrologie (Beven et O'Connell, 1982). - Couplage de modèles physiques hydrologiques et hydrogéologiques : SWAT-MODFLOW (Sophocleous et Perkins, 2000), POTYLDL-MODFLOW (Ramireddygar <i>et al.</i>, 2000). - Prévisions des débits et des côtes pour évaluer les possibilités de remontées des poissons migrateurs dans les cours d'eau aux USA (Anderson <i>et al.</i>, 2004; Fleckenstein <i>et al.</i>, 2004). - Prévisions de niveaux piézométriques et des écoulements dans les nappes souterraines au Tchad (Massuel, 2001).

Tableau 4.4 : Synthèse sur les modèles hydrologiques, hydrogéologiques et couplés pour la prévision et la gestion des ressources en eau (*suite*)

Classe	Q	Caractéristiques
Modèles simplifiés à réservoir	1	Les hypothèses qui permettent de relier un hydrosystème à un ensemble de canaux et de réservoirs sont souvent raisonnables.
	2	La conception et la calibration d'un tel modèle sont en général assez longues et complexes (moins que les modèles phénoménologiques).
	3	Le calcul des prévisions est assez lourd, globalement plus qu'un modèle comportemental et moins qu'un modèle phénoménologique.
	4	En utilisant des entrées stochastiques des données d'entrée, on peut obtenir des intervalles de confiances pour les prévisions.
	5	Quelques années de mesure peuvent suffire pour calibrer le modèle, mais il est essentiel de disposer d'un réseau de mesure dense pour les entrées notamment les précipitations.
	6	Le modèle doit être calibré à nouveau pour ajuster les coefficients.
	7	Débits principalement – parfois piézométrie seule comme dans le modèle GARDENIA (Roche et Thiery, 1984) qui permet de simuler à partir de réservoirs soit des débits, soit des piézométries, jamais les deux en même temps.
	8	nombre de paramètres variables en fonction du modèle choisi, du nombre de réservoirs, du nombre de vidange. Souvent moins que les modèles phénoménologiques. Toutefois pour des modèles qui possèdent beaucoup de paramètres, la dépendance est très forte entre les paramètres.
	9	Utilisation des modèles à réservoirs au pas de temps horaire, journalier, mensuel, annuel (Mouelhi, 2003 ; Mathevet, 2005). Représentations dans l'espace variables : globale avec l'hydrosystème dans sa totalité (le plus souvent) comme dans les modèles GR (Perrin, 2000) ou HBV (Ouachani <i>et al.</i> , 2007) ou discrétisé selon des unités homogènes vis-à-vis d'une caractéristique (sol, cultures, conductivité hydraulique, etc.) en répliquant le modèle sur chacune des unités homogènes (Michaud et Sorooshian, 1994 ; Christin, 2004).
	10	Applicable pour déterminer les débits sur des bassins versants ou des niveaux de nappes dans des aquifères. Utile pour les prévisions à court et moyen terme car la mise en place et les demandes en données restent modérées.
	11	<ul style="list-style-type: none"> - Comparaisons des modèles hydrologiques à réservoirs (OMM, 1987 ; Chiew <i>et al.</i>, 1993; Perrin, 2000). - Prévisions de débits à l'exutoire des bassins versants (Zhang et Lindstrom, 1996 ; Perrin, 2000). - Prévisions des débits ou des piézométries dans un bassin versant (Thiery, 1988).

4.5 Les modèles : une question de choix

Lors de la modélisation, la représentation de l'hydrosystème (modèle conceptuel) permet de définir les processus importants ainsi que les objectifs de gestion. Par la suite, la difficulté réside dans le choix d'un modèle informatique donné (code) pour obtenir des réponses satisfaisantes face aux problèmes de gestion de l'hydrosystème. La démarche serait de développer un nouveau modèle adapté à nos objectifs et à l'hydrosystème en choisissant sa structure, ses équations puis en développant le code correspondant. Mais étant donné le grand nombre de modèles disponibles et en considérant que le développement d'un modèle est un long et difficile parcours, cette option ne doit être choisie que si aucun modèle ne permet de traiter d'une manière satisfaisante le cas spécifique d'étude (Beven, 2001). Bien qu'il n'y ait aucune solution idéale pour faire un choix entre les modèles, les étapes suivantes peuvent être proposées au moins pour le rejet d'un modèle :

- Préparer une liste de modèles disponibles,
- Préparez une liste des variables prédites par chaque modèle et celles requises pour notre cas d'étude, ainsi que si besoin, les considérations sur les échelles spatiales et temporelles,
- Faire une liste des données d'entrées requises,
- Identifier si, après ces différentes étapes, le choix d'un modèle est encore possible. Si non, retourner au deuxième point et baisser le niveau des critères, notamment les variables ou les échelles spatio-temporelles requises.

Le choix d'un modèle sera donc un compromis à trouver entre différents critères : les données disponibles, la complexité et les performances prédictives (figure 4.17). Ainsi, pour une quantité de données disponibles (figure 4.17 a), il y a toujours une *complexité optimale du modèle* au delà de laquelle, les problèmes pour définir correctement les valeurs des paramètres du modèle deviennent très importants et réduisent la performance de prédiction du modèle. De la même manière, pour une complexité donnée (figure 4.17 b), une plus grande quantité de données permettra d'améliorer les performances jusqu'à un certain point qui est fonction de la complexité choisie. Toute la difficulté sera de bien positionner notre modélisation dans ce diagramme.

4.5.1 Les critères importants pour le choix d'un modèle

Certains des facteurs et des critères à prendre en considération lors du choix d'un modèle sont énumérés ci-après (Serban, 1986). La liste ne se veut pas exhaustive mais a seulement pour objectif de lister les critères pour le choix d'un modèle pour la gestion des ressources en eau.

- Les objectifs et les avantages attendus des sorties du modèle, par exemple des hydrogrammes continus, des prévisions de crues ou d'étiages, la qualité de l'eau, gestion des ressources en eau, etc.) ou encore l'influences anthropiques sur le régime hydrologique naturel (débits, niveaux piézométriques),
- Le type d'hydrosystème modélisé : petit bassin versant, couche aquifère, bief de cours d'eau, réservoir ou grand bassin hydrographique,

- Les processus à modéliser : infiltration, pertes de charges, frottement, échanges nappes-rivières, etc.,
- Les caractéristiques climatiques et morphologiques du bassin versant,
- Les données nécessaires pour l'étalonnage et l'exploitation : types, longueurs des relevés et qualité, à la fois dans le temps et dans l'espace,
- La simplicité de mise en place du modèle,
- La disponibilité et la puissance des ordinateurs utilisés pour la mise au point et l'exploitation du modèle,

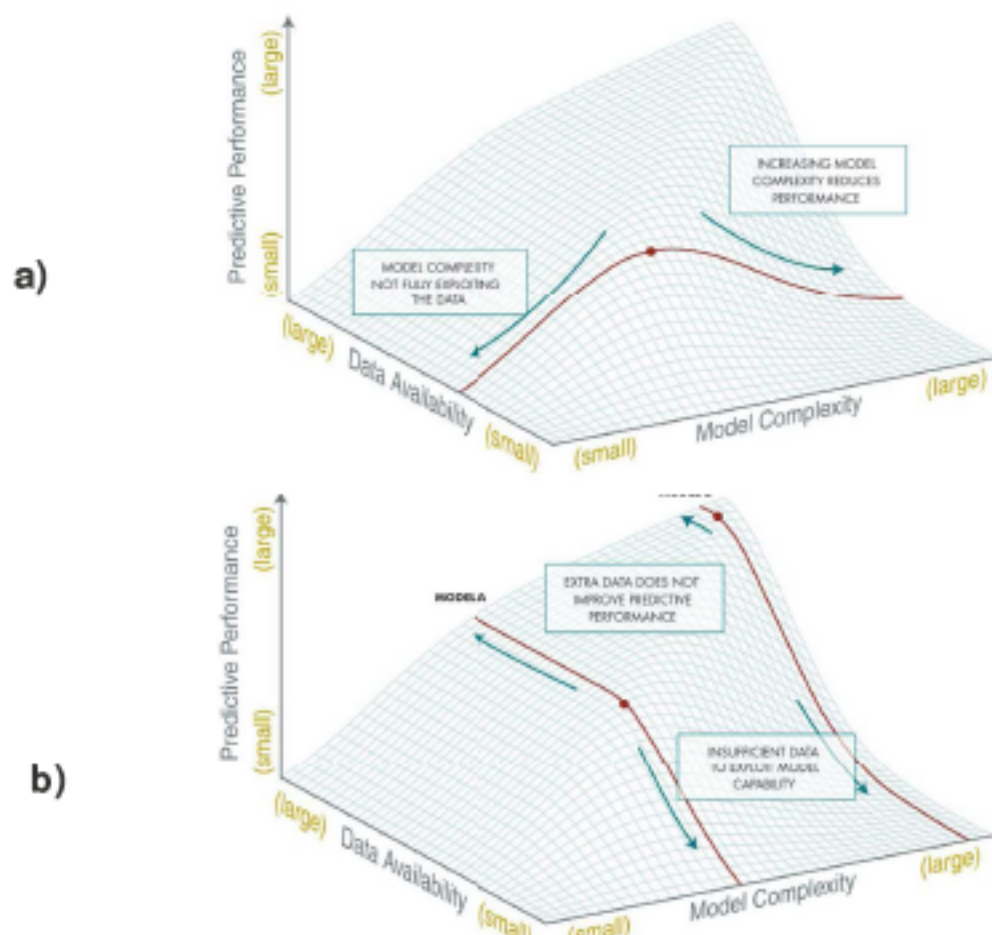


Figure 4.17 – Diagramme reliant la complexité du modèle, la quantité de donnée disponible et le caractère prédictif d'un modèle (Grayson et Blöschl, 2000)

4.5.1.1 Accès aux données

Le manque de données est la plus grande contrainte pour le choix d'un modèle et la confiance à donner aux résultats (CRCCH, 2006). Tout peut être simulé, mais le rapprochement entre les résultats du modèle et la réalité sur l'hydrosystème dépend souvent de la disponibilité en données :

- Les données à la bonne résolution spatiale et temporelle sont-elles disponibles ?
- Y a-t-il une bonne confiance dans la qualité des données ?
- Avez-vous la possibilité et le temps d'acquérir de nouvelles données ?

- Combien de temps est nécessaire pour rendre les données utilisables dans un modèle ? (temps de prétraitement etc ...)

Si les données ne sont pas disponibles, ou ne peuvent pas être rassemblées, les objectifs de la modélisation devront être révisés (Adams, 2002). Ne pas se poser ces questions, peut mener à des résultats difficilement exploitables pour l'aide à la décision car considérés comme peu fiables par les utilisateurs et les gestionnaires (Chery et Filali, 2004).

4.5.1.2 Influences entre les échelles d'espace et de temps

Les résolutions temporelles et spatiales appropriées pour la modélisation d'un hydrosystème doivent être choisies de manières conjointes. Le choix de l'échelle spatiale est habituellement influencé par la résolution temporelle et vice-versa. En effet, les principaux processus des hydrosystèmes apparaissent prépondérant pour un pas de temps et d'espace donné comme le montre la figure 4.18 (Bloschl et Sivapalan, 1995). Par exemple, les ruissellements de surface (*overland flow*) se produisent à des échelles d'espace de 10 m à 1 km et pour des échelles de temps de la minute à l'heure. Rarement des ruissellements sur la surface du sol sont constatés sur plusieurs jours. Par contre, les processus ayant lieu dans les aquifères ont des échelles de temps de 1 h à plusieurs centaines d'années et des échelles d'espace de 10 m à plusieurs centaines de kilomètres. Les modèles devront, en fonction des processus qu'ils doivent intégrer, adapter leurs échelles d'espace et de temps de fonctionnement.

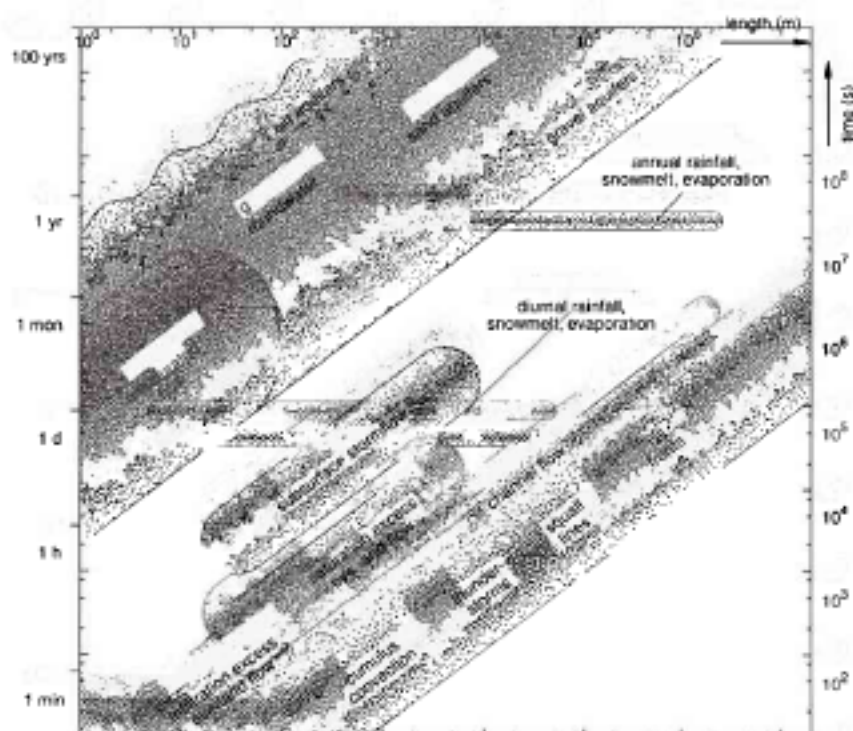


Figure 4.18 – Relation schématique entre les échelles d'espace et de temps des principaux processus hydrologiques (Bloschl et Sivapalan, 1995)

Figure 14. Schematic relationship between spatial and temporal process scales for a number of hydrological processes. (From Blöschl and Sivapalan, 1995; reproduced with permission.)

De plus, en augmentant la résolution spatiale et temporelle, il est généralement nécessaire d'augmenter la complexité du modèle : augmentation du nombre de paramètres ou passage d'un modèle boîte noire à un modèle à base physique (Jothityangkoon *et al.*, 2001). La figure 4.19 présente les simplifications des équations en fonction des simplifications de la représentation spatiale de la géométrie du bassin versant. Les modèles physiques spatialisés sont, par exemple, utilisés lorsque le gestionnaire désire une représentation *fidèle* du bassin versant.

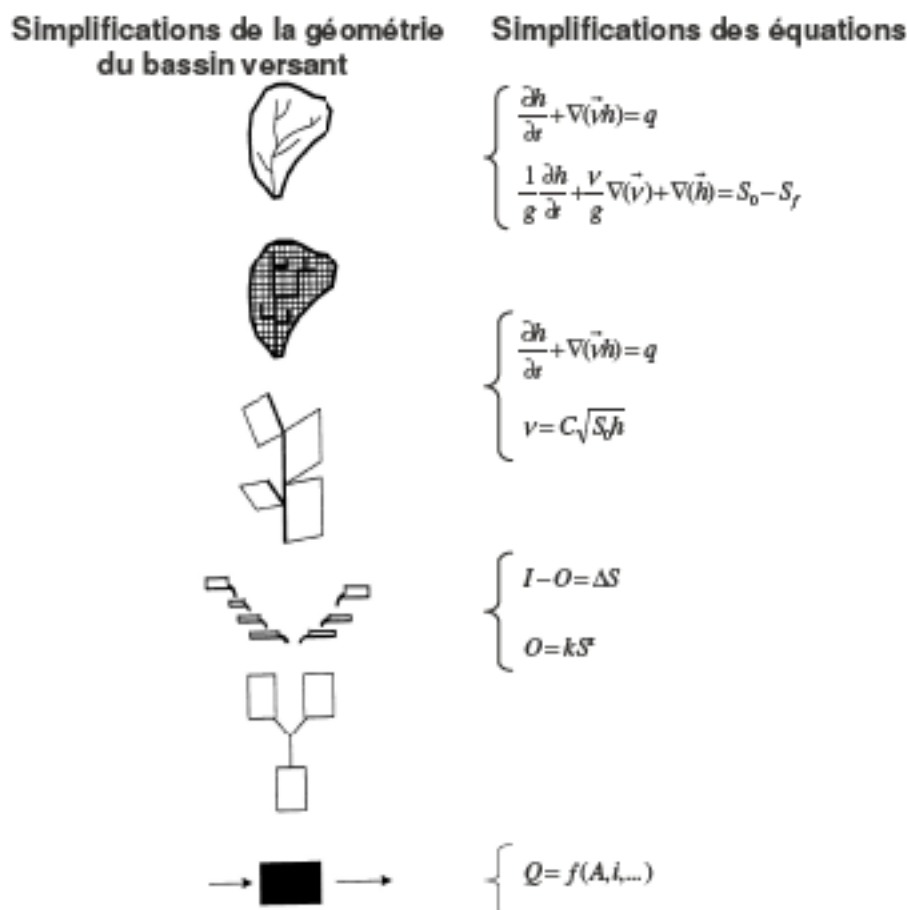


Figure 4.19 – Simplifications de la géométrie du bassin versant et des équations dans un modèle hydrologique (Musy, 1998)

Lorsque l'on décide de l'échelle spatiale et temporelle à utiliser, deux choses sont à considérer : (1) plus la résolution sera fine, plus le temps de calcul sera long et souvent la préparation des données fastidieuse, et, (2) il est probable que plus la résolution est fine, plus l'incertitude sur les résultats sera grande (Grayson et Blöschl, 2000). De plus, comme pour la complexité des modèles d'ailleurs, il n'y a aucune garantie que la résolution la plus fine soit la meilleure (Becker et Braun, 1999).

4.5.1.3 En fonction de l'objectif de la modélisation

Définir les objectifs de la modélisation paraît être simple, mais cela reste particulièrement difficile à faire pour les modélisateurs et les gestionnaires. Pourtant, cette question est centrale pour réussir l'étude et la modélisation. Les questions principales à se poser sont :

- Le contexte de l'étude est-il clair ?
- Comment les résultats de la modélisation vont-ils être employés ?
- Quels résultats spécifiques seront nécessaires ?
- Où le modèle sera-t-il appliqué ?
- Quelles sont les processus que l'on a besoins de représentés ?
- Qui interprétera les résultats et quels types de décisions seront pris ?

Les réponses à ces questions fournissent un contour des éléments exigés aux modèles. Définir les résultats spécifiques vous indique ce que le modèle doit pouvoir calculer, et ceci à des pas de temps et d'espace appropriés. En effet, même si les utilisateurs portent, essentiellement, de l'intérêt à la précision et à la facilité d'utilisation des modèles, et beaucoup moins aux concepts biologique, chimique, hydrologique et hydraulique sur lesquels les modèles sont basés (Singh et Woolhiser, 2002), la complexité du modèle doit être compatible avec les objectifs de la modélisation. Ainsi pour chaque problème posé, il convient de rechercher la modélisation la mieux adaptée. Prenons un exemple donné par Valiron (1988) pour illustrer cela : comparons la prévision des crues en temps réel sur un tronçon et la modélisation de l'écoulement pour tester l'influence d'un aménagement :

1. Pour l'étude d'aménagement, on cherche le maximum de précision sur la pointe de débit et les volumes totaux écoulés. En prévision, on a besoin de mettre l'accent sur le déroulement temporel de la crue et les dates de franchissement des niveaux critiques (seuils d'alerte, de dommages, etc.) en séparant les différentes phases de croissances, de palier ou de décroissance du phénomène.
2. De plus, le modèle pour une étude d'aménagement doit fournir des résultats de qualité homogène sur l'ensemble du tronçon représenté, y compris dans les zones d'écoulements complexes.
3. Pour une prévision de crues, les résultats intermédiaires entre les indicateurs amont et les points d'impact à l'aval sont souvent de peu d'intérêt.

Ces différences d'objectifs conduisent à des outils radicalement différents, alors que l'hydrosystème modélisé reste le même. Pour une étude d'aménagement, le gestionnaire, ou le modélisateur, pourra effectuer un calcul complet avec un modèle à base physique, de Barré Saint-Venant par exemple, sur une ou quelques crues. Il lui faudra alors une information détaillée (profil en long et profils en travers tous x m) et l'étude représentera parfois plusieurs semaines de travail. A l'inverse pour une étude de prévision des crues, il se contentera, peut être, d'une simple régression linéaire entre les débits d'entrée, les pluies et les débits observés à l'aval. Il aura alors besoin de longues séries chronologiques, mais l'étude sera terminée en quelques jours.

4.5.2 Benchmarks en modélisation des ressources en eau

Dans la littérature, il est possible de trouver beaucoup d'applications de modèles faites dans des conditions inadaptés (conditions aux limites, conditions initiales, hypothèses des équations mathématiques, etc.) donnant des simulations de *mauvaises* qualités (Refsgaard, 2002). Les raisons principales de ces échecs sont liées au non respect des critères importants pour le choix d'un modèle :

- Un manque de données ou une mauvaise qualité des données,
- Une connaissance insuffisante des processus du système à modéliser,
- Une modélisation mal réalisée avec une mise en place du modèle sur le site d'étude insatisfaisante ou des erreurs de calibration et de validation,
- Une mauvaise compréhension par le modélisateur des objectifs ou des finalités du modèle ou inversement une mauvaise compréhension par l'utilisateur des capacités réelles du modèle face à ses problèmes de gestion, et enfin,
- Une approche pas assez intégrée des différents domaines (naturels, politiques, économiques, sociaux) ne permettant pas au modèle de jouer pleinement son rôle d'aide à la décision en gestion de l'eau.

Comme l'activité de construction des modèles est très dynamique et évolue dans le temps pour un même modèle et dans l'espace avec des modèles *rivaux*, une demande a émergé pour des repères (benchmarks) ou des lignes de conduite (guidelines) pour aider à mettre en place une modélisation pour la gestion des ressources en eau sur les hydrosystèmes (Wasson *et al.*, 2003). Les besoins exprimés dans ces guidelines sont de plusieurs natures : (1) confiance à donner dans les possibilités prédictives des modèles, (2) mettre en avant le respect des conditions aux limites et des simplifications des équations, (3) maintenir ou faire naître auprès des utilisateurs une confiance dans les modèles en faisant connaître les principes de la modélisation, l'importance des données, et enfin, (4) apporter la preuve aux gestionnaires que le modèle est fiable et qu'il peut être utile pour réduire l'incertitude autour d'une prise de décision (Middlemis, 2004).

De plus, ces benchmarks doivent être réalisés par type d'application pour que les utilisateurs puissent faire leur choix en fonction des objectifs et du rapport coût de modélisation/précision requise. Toutefois, ces benchmarks ne permettent pas d'établir des règles méthodologiques claires pour guider les choix et les décisions, mais seulement de définir des règles pour évaluer le degré de succès que les modèles peuvent atteindre en fonction de leurs objectifs (figure 4.20).

Plusieurs auteurs (Nascimento, 1995; Refsgaard, 2002; Middlemis, 2004) ont proposé des étapes pour ces benchmarks afin d'aboutir à la validation des modèles :

1. Collecter et traiter les données,
2. Définir les critères qualitatifs et quantitatifs les plus pertinents (critère de performance) en fonction des domaines, du type d'application et de ses objectifs,
3. Définir les méthodes les plus pertinentes pour l'analyse des incertitudes,

4. Mettre à disposition des jeux de données, des informations, des codes informatiques de modèles, des algorithmes de calage et des résultats antérieurs de modélisation qui puissent être utilisés par les modélisateurs et les gestionnaires pour valider des modèles sur leurs hydrosystèmes, et,
5. Conclure sur les réponses apportées par le modèle en fonction des types d'applications et des objectifs des gestionnaires

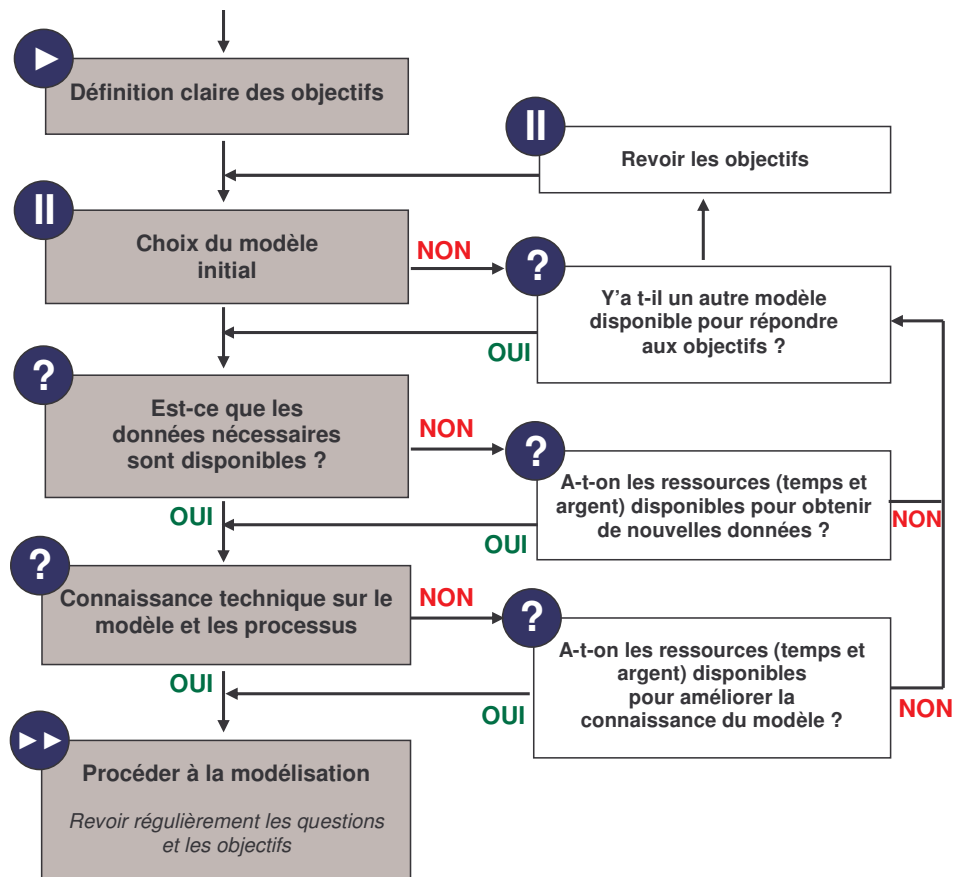


Figure 4.20 – Organigramme récapitulant les questions essentielles pour choisir un modèle dans le cadre d'une application pratique (modifié à partir de CRCCH, 2006)

Le fait que beaucoup de benchmarks se soient mis en place durant la dernière décennie est une évidence de la demande pour ce type de réflexion sur la modélisation. L'ensemble des domaines sont touchés avec la modélisation des eaux souterraines (ECRC, 2000; Middlemis, 2004), la modélisation hydraulique (ADWR, 2002; US Army Corps of Engineers, 2002), la modélisation hydrologique (USDI, 1991), etc. Certains projets se veulent mêmes, parfois, transversaux et multidisciplinaires comme le projet HarmoniQuA (Refsgaard, 2002) qui a développé un programme d'aide au développement et à l'application de logiciel : Most, Modelling support tool (Refsgaard, 2002; Old *et al.*, 2005).

4.5.3 Et dans la réalité ...

A partir de ces considérations, que se produit-il en réalité pour le choix d'un modèle ? Actuellement, aucune solution ne permet de relier clairement des objectifs à un modèle en particulier. Tout d'abord, les objectifs ne sont pas suffisamment clairs. Ensuite, le choix d'un modèle s'oriente souvent vers celui qui est le plus facilement disponible, celui que l'on a déjà employé ultérieurement, sans se reposer de questions sur sa capacité à répondre aux problèmes posés par cette nouvelle étude. Parfois, on choisit même celui qui pourrait le plus impressionner le client ou la communauté scientifique (Valiron, 1988).

Dans cette optique et sans vouloir remettre en cause le travail de Refsgaard *et al* (1996) sur la comparaison de modèle (paragraphe 4.4.5.1), il est intéressant de noter que les trois modèles qu'ils utilisent dans cette étude (NAM, WATBAL et MIKE SHE) sont des logiciels du Danish Hydraulic Institute (DHI). Evidemment, ces modèles ont été choisis pour leurs propriétés (global à réservoir, distribué à réservoir et distribué à base physique) mais aussi car les auteurs ont de l'expérience avec ces modèles. L'utilisation des mêmes logiciels par des utilisateurs moins avertis pourrait conduire à des résultats sensiblement différents.

En reprenant le diagramme entre les données disponibles, la complexité du modèle et les capacités de prédiction, la modélisation et les réponses qu'elle peut apporter pour la gestion des ressources en eau peuvent encore être améliorées. En effet, la situation la plus commune actuellement dans la modélisation des hydrosystèmes est présentée dans la figure 4.21 (trait rouge). Les modèles utilisés actuellement sont trop complexes compte tenu des données dont disposent les gestionnaires. La calibration du modèle (détermination des valeurs des paramètres) est délicate et ne permet pas d'obtenir des capacités prédictives suffisantes pour satisfaire les objectifs de gestion.

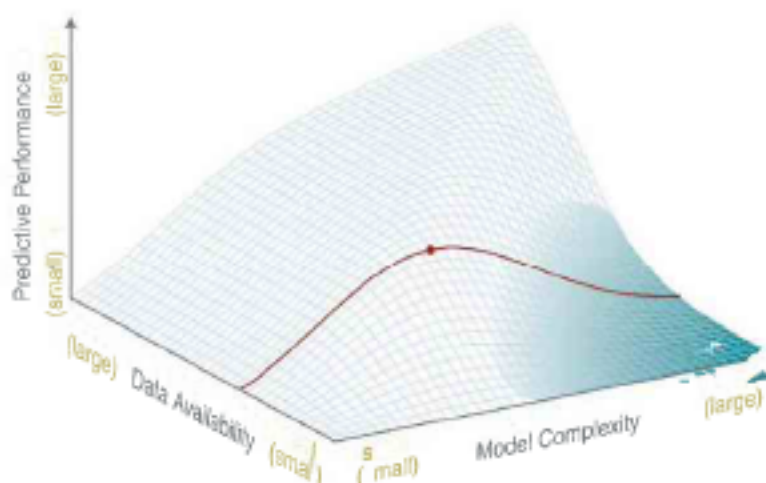


Figure 4.21 – Diagramme reliant la complexité du modèle, la quantité de données disponibles et le caractère prédictif d'un modèle (Grayson et Blöschl, 2000)

En résumé, les approches maladroites, ou ne respectant pas les hypothèses des modèles, peuvent mener à des résultats décevants. Elles ont été la cause d'une mauvaise réputation, ou du manque de confiance des gestionnaires envers la modélisation (Refsgaard, 2002). La

confiance à porter dans un modèle est parfois difficile à déterminer, mais elle sera moindre si les éléments inclus dans les benchmarks ne sont suivis de façon rigoureuse.

Toutefois, ce cadre pour effectuer un choix entre modèles (benchmark et guidelines) ne doit pas occulter que le choix entre différents modèles pour la gestion des ressources en eau reste encore largement intuitif. En effet, aucune des solutions proposées n'oriente le choix des modèles en fonction de critères descriptifs du système (nombres adimensionnels, échelle de temps ou d'espace en minute, heure, mois, km ou km², niveaux de nappe ou débits objectifs) et non plus subjectifs. Toutefois, cette remarque est à nuancer en fonction des avancés de plusieurs projets dont le projet Européen HarmoniQuA (Refsgaard, 2002).

A partir de la grille d'analyse, qui vient d'être présentée, sur les structures, les objectifs et l'utilisation des modèles pour la gestion des ressources en eau, les outils de modélisation disponibles sur la Charente ont pu être analysés lors de cette étude. L'objectif est de définir si les modèles utilisés sont pertinents vis-à-vis des objectifs de gestion de l'hydrosystème de la Charente amont présentés dans le chapitre 2. Dans le cas contraire, une nouvelle approche pour la modélisation et la gestion pourra être proposée.

4.6 Le Tableau de Bord de la Ressource en eau : outil d'aide à la gestion du bassin versant de la Charente Amont

4.6.1 Objectifs du Tableau de Bord de la Ressource en eau

Le bassin versant de la Charente a naturellement des étiages sévères avec des assèchements de nombreux cours d'eau. Cette situation est aggravée par les prélèvements des différents utilisateurs de l'eau sur les ressources en eau superficielles et souterraines (cf. paragraphe 1.3.6). En effet, agriculture, conchyliculture, eau potable ou industrie sont des sources de consommations importantes et simultanées d'eau entre les mois de juin et septembre. D'autres activités, comme le tourisme fluvial, les loisirs d'eau ou la pêche sont aussi partis prenantes. Pour y remédier, des mesures de gestion concertée de la ressource en eau ont été prises à l'échelle du bassin, notamment la préservation de débits minimums pour permettre aux milieux naturels de continuer à fonctionner.

En 1995, pour améliorer la gestion des ressources en eau et satisfaire les différents usages de l'eau sur le bassin, le Tableau de Bord de la Ressource en eau (TBR) a été mis en place (Gouy, 1996; Gouy, 1997; de Roux *et al.*, 2002). Pendant la période d'étiage (juin à septembre), il met à la disposition des différents utilisateurs un référentiel commun, objectif et partagé, de données, d'indicateurs et d'informations sur l'eau mis à jour quotidiennement. Le TBR utilise des indicateurs (débits, piézométries, volumes disponibles dans les barrages) et permet, à partir de modèles mathématiques, d'établir des prévisions à court ou moyen terme. Ces modèles assurent une fonction de contrôle entre des valeurs simulées et des objectifs fixés par les gestionnaires : les indicateurs comme les DOE, DCR, POE et PCR. Le TBR permet ainsi de réaliser un suivi et de piloter des actions (restrictions des usages de

4.6.2 Représentation du système et grandeurs à modéliser

Devant la complexité de l'hydrosystème, un découpage du bassin versant de la Charente en différentes entités géographiques, Région Agricole (RA) et Bassin Versant (BV), a été effectué. Une Région Agricole (RA) est une surface homogène au niveau des cultures, des sols et des pratiques d'irrigation et regroupe un ensemble de points de prélèvements. Un Bassin Versant (BV) définit une surface dont le débit à l'exutoire est contrôlé par une station hydrométrique. En ce point, un DOE et un DCR ont été fixés par les gestionnaires et l'administration. Chaque BV peut contenir une ou plusieurs RA.

La prévision des débits sur le fleuve Charente est opérationnelle dans le TBR uniquement pour les stations de Luxé et de Vindelle à l'amont d'Angoulême (figure 4.22). Cette station constitue le point nodal du SDAGE Adour-Garonne dans le bassin versant de la Charente avec un DOE fixé à 3 m³/s. Les outils de gestion des ressources en eau, comme le TBR, se sont concentrés sur le bassin versant de la Charente amont car cette zone représente le plus grand déséquilibre entre les ressources et les usages. En effet, les régions agricoles RA2 entre Rochemaux et Luxé (*en vert* dans la figure 4.22) et RA23 entre Luxé et Vindelle (*en jaune* dans la figure 4.22) sont celles où les prélèvements sont les plus importants.

Les grandeurs à modéliser par le TBR sont les débits du fleuve Charente à Luxé (BV2) et à Vindelle (BV3). En effet, en comparant les valeurs des indicateurs aux stations de mesures et des prévisions de débits, le gestionnaire doit mettre en place toutes les mesures nécessaires (lâchers de barrages, restrictions, etc.) afin de respecter les DOE et DCR.

Le modèle TBR fait appel à plusieurs modèles mathématiques : un modèle hydrologique (MORDOR) qui concerne les BV, un modèle de demande en eau et des prélèvements agricoles (IRRIG) qui concerne les RA et un modèle de transfert pour évaluer l'influence retardée sur les débits à Vindelle des contributions naturelles, des prélèvements et des lâchers des barrages de Mas-Chaban et Lavaud. Ces modèles peuvent être considérés comme des modèles globaux vis-à-vis de la prise en compte de l'échelle spatiale. Les modèles s'appliquent sur la totalité d'une entité géographique (BV ou RA), et seulement les valeurs des paramètres diffèrent entre deux entités géographiques distinctes (BV 2 et BV 3).

Ainsi, sachant que la RA2 est contenue dans le BV2, les débits du fleuve Charente à Luxé (BV2), correspondent à la somme algébrique des débits naturels obtenus sur le BV2 par le modèle MORDOR (ruissellements, apports des nappes, etc.), plus les apports des barrages par le modèle de transfert sur le BV2, moins les prélèvements obtenus par le modèle IRRIG sur la RA2 (figure 4.23). De la même manière, le débit à Vindelle peut être calculé sachant que la RA23 est entièrement contenue dans le BV3. De plus, les modèles MORDOR et IRRIG, qui sont détaillés par la suite, possèdent des fonctions de mise à jour pour leurs principales variables d'état afin d'éviter toutes dérives des modèles et permettre que les modèles gardent toutes leurs capacités prédictives. Les principales caractéristiques des modèles sont résumées dans le tableau 4.5.

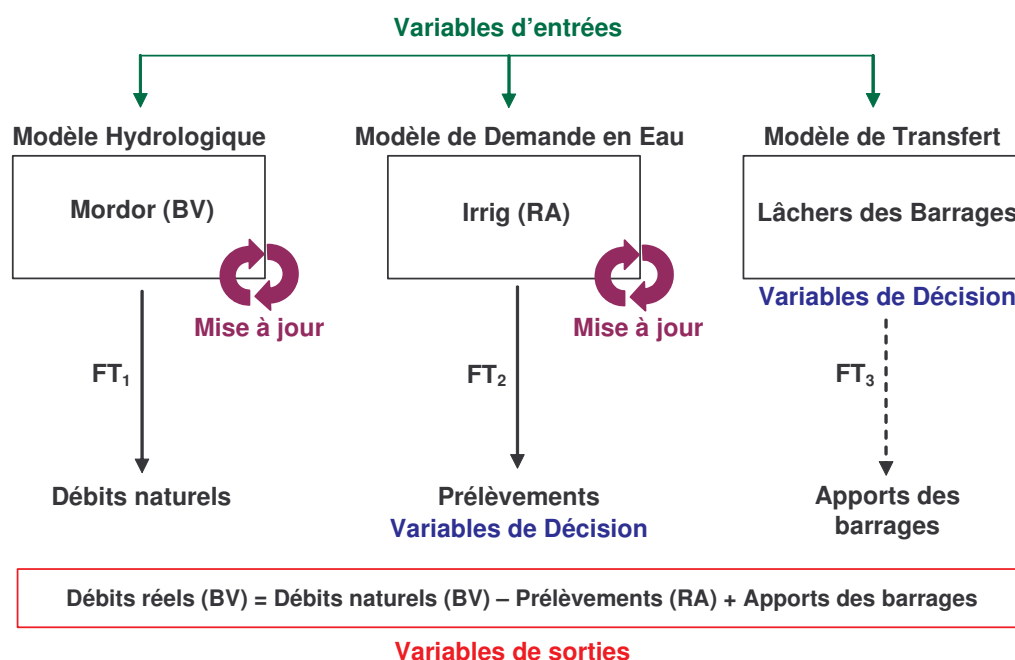


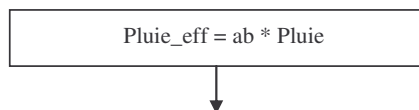
Figure 4.23 – Schématisation du fonctionnement du modèle TBR

Tableau 4.5 – Liste des modèles du TBR et de leurs points d'application

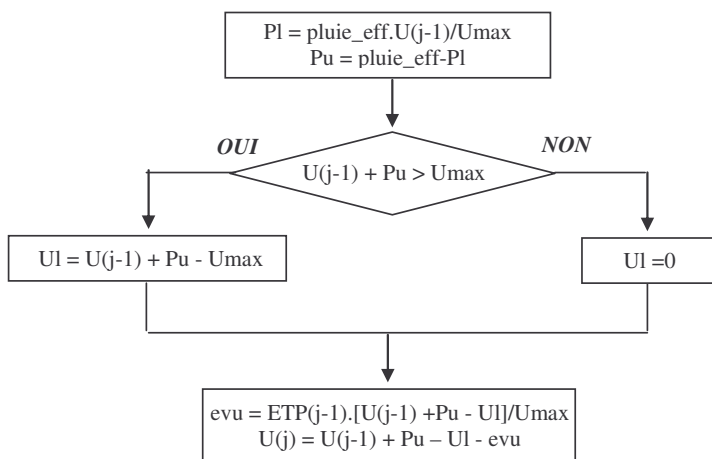
	MORDOR	IRRIG	Modèle Transfert
Objectifs	Débits naturels	Prélèvements	Influences des lâchers
Echelle d'espace	BV 2 (Luxé) BV 3 (Vindelle)	RA 2 RA 23 (RA 2 + RA 3)	Lavaud - Mas Chaban à Luxé Lavaud - Mas Chaban à Vindelle
Echelle de Temps	journalière	journalière	journalière
Effets retard (Paramètres de la fonction de transfert)	FT1 – 1 à 4 jours	FT2 – 0 à 4 jours	FT3 – 2 à 5 jours

Afin de pouvoir se forger une opinion sur la pertinence de l'utilisation du modèle TBR pour la gestion des ressources en eau sur la Charente et de comparer, éventuellement, différentes approches de modélisation, il est important de disposer des codes sources des modèles. Toutefois, ni EDF, pour la partie hydrologique et agronomique (Gouy, 1997), ni Coliane – Comoë pour la partie informatique et base de données (Coliane, 2001), n'ont été en mesure de les fournir au gestionnaire du TBR, l'Institution Charente. L'ensemble du TBR a donc été réécrit lors de mon travail à partir de la plateforme logicielle Scilab[®], disponible gratuitement, afin que le gestionnaire puisse éventuellement réutiliser d'éventuels nouveaux outils développés. Pour des raisons de confidentialité vis-à-vis de mes partenaires en Charente, l'Institution Charente, l'Agence de l'eau, EDF et Coliane – Comoë, les détails du code informatique des modèles réécrits ne peuvent être présentés ici.

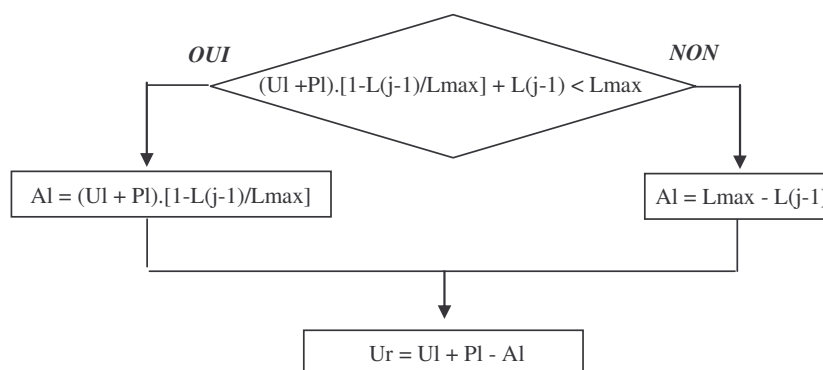
Les détails de la procédure de calcul du modèle MORDOR sont donnés par les algorithmes ci-dessous. La première étape concerne le calcul de la pluie efficace (pluie infiltrée) à partir des pluies mesurées auxquelles a été appliqué un paramètre ab .



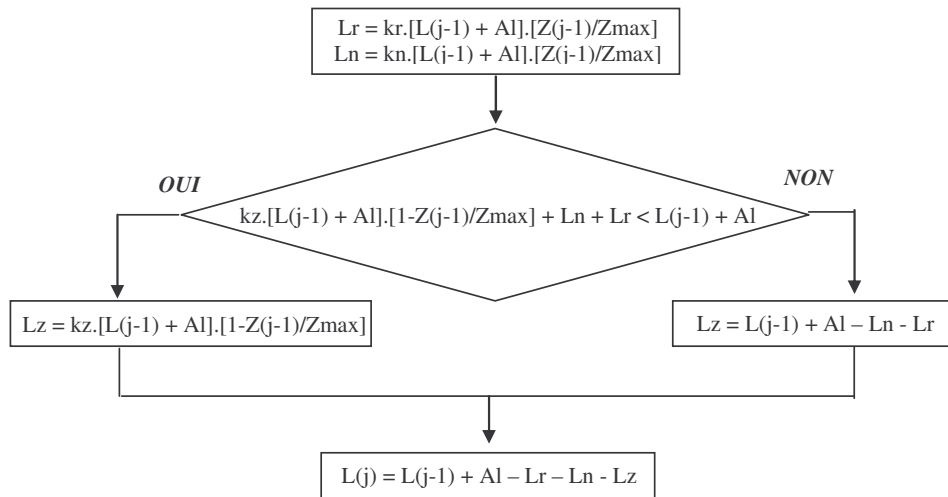
La deuxième étape concerne la gestion du réservoir de la couche superficielle du sol (U) avec à partir des pluies efficaces, du niveau maximal du réservoir U et du niveau de la veille, le calcul du niveau dans le réservoir pour le jour j (U_j), de l'évaporation (evu) et du refus d'infiltration à partir du réservoir U (U_I).



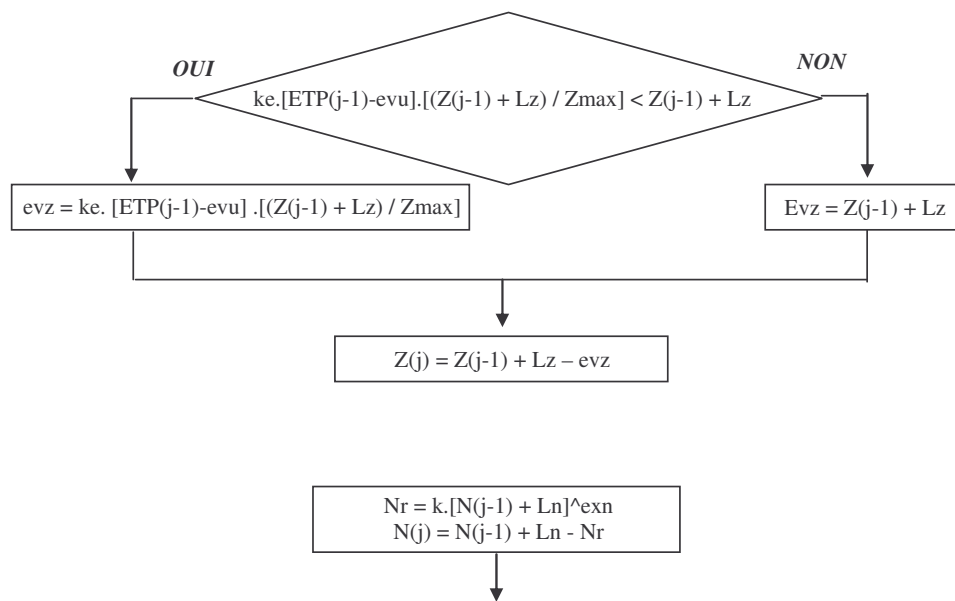
La troisième étape permet de calculer la contribution au ruissellement provenant du réservoir L (U_r par refus d'entrée dans le réservoir L et L_r par vidange du réservoir L) et de gérer les niveaux dans le réservoir L. A partir du niveau dans le réservoir L au pas de temps $j-1$, on détermine, en fonction du niveau maximal du réservoir L, le remplissage du réservoir et le refus d'entrée dans le réservoir L qui constitue la contribution au ruissellement U_r .



Par la suite, les niveaux dans les réservoirs Z et L au pas de temps $j-1$ et la capacité maximale du réservoir Z permettent de définir l'infiltration profonde vers le réservoir N (L_n), les apports au réservoir Z (L_z) et la contribution du réservoir L au ruissellement (L_r). A partir des vidanges multiples, le niveau du réservoir L pour le pas de temps j peut être calculé.



La quatrième étape se consacre à la gestion des réservoirs Z et N. A partir des apports et du niveau dans le réservoir Z au pas de temps $j-1$, l'évaporation provenant du réservoir Z (evz) et le niveau du réservoir au pas de temps j sont calculés. Puis, à partir du niveau du réservoir N au pas de temps $j-1$, la contribution du réservoir N au ruissellement (Nr) est évaluée, ainsi que le niveau du réservoir N au pas de temps j .



La contribution naturelle du bassin versant est alors calculée en faisant la somme des contributions des réservoirs U, L et N.

$$\text{Contribution}(j) = U_r + L_r + N_r$$

Enfin, le calcul du débit naturel (QN) découle de l'application d'une fonction de transfert sur les contributions calculées précédemment. Ce transfert résulte d'une convolution de la somme des contributions à l'écoulement avec une fonction de transfert (FT_1) décrite par son noyau de convolution à sept coefficients a_k . Les fonctions FT possèdent des caractéristiques temporelles de *retard*, de *pointe* et de *durée*, qui définissent sa partie *active*

à savoir la période [*durée ; retard*] (figure 4.25). Ainsi, si p est la durée de FT_1 et la contribution $Cn = Ur + Lr + Nr$ alors :

$$QN(j) = \sum_{i=1}^p a_i \cdot Cn(j-i)$$

Où $Cn(j-k)$ est la contribution naturelle à l'écoulement du jour $j-k$ des réservoirs U, L et N. Le principe de la fonction de transfert utilisé dans le modèle MORDOR avec la FT_1 est le même que dans les modèles IRRIG et des lâchers de barrages avec les fonctions FT_2 et FT_3 . Entre ces trois FT, seules les caractéristiques temporelles (retard et durée), ainsi que les valeurs des paramètres (forme de la FT) changent.

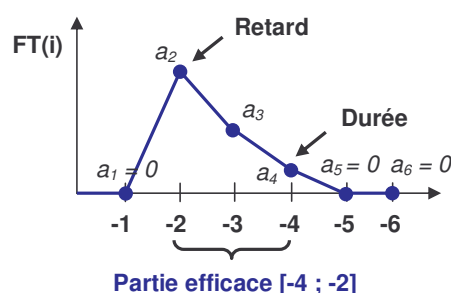


Figure 4.25 – Exemple de fonction de transfert temporelle avec sa partie active ou efficace

Le modèle MORDOR possède une fonction de recalage des débits naturels (QN) sur les débits naturels reconstitués (QNR) à partir des débits observés et des influences anthropiques (prélèvements et lâchers de barrages). Afin d'obtenir la mise à jour d'un modèle en fonction des conditions actuelles sur un hydrosystème, certaines variables d'état sont modifiées. Dans le cas du modèle MORDOR, les niveaux dans les réservoirs traduisent a priori l'état du système, mais les éléments d'état ont été étendus aux précipitations des 6 jours précédents car elles sont considérées comme un estimateur de la lame d'eau écoulée du bassin versant (BV).

4.6.3.2 La modélisation des prélèvements agricoles à partir du modèle IRRIG

Le modèle IRRIG, initié par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne et développé par EDF, fournit une estimation des prélèvements pour une RA à partir des recensements de la DDAF et des déclarations PAC¹. L'objectif d'IRRIG est donc de :

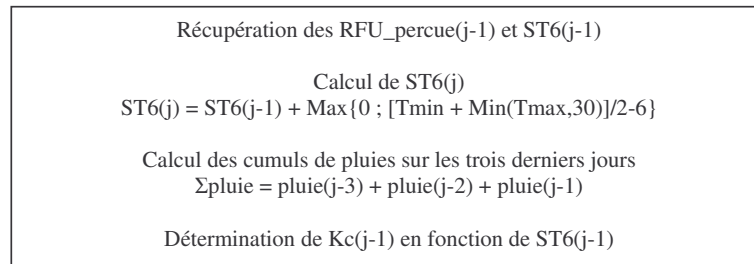
- Représenter l'irrigation induite sur chaque RA par le comportement des irrigants et non l'irrigation idéale qui pourrait être déduite d'un bilan hydrique,
- De dégager des éléments d'état recalables sur des grandeurs mesurées ou estimées,
- De répondre à la question : irriguer quand et combien sur une RA ?

Pour cela, il a donc fallu prendre en compte, sur chaque RA, la perception par l'irrigant du besoin en eau des plantes, de la réserve hydrique utile du sol (RU) et du risque de perte de rendement. A partir de cela, une intention d'irrigation recalable sur des prélèvements

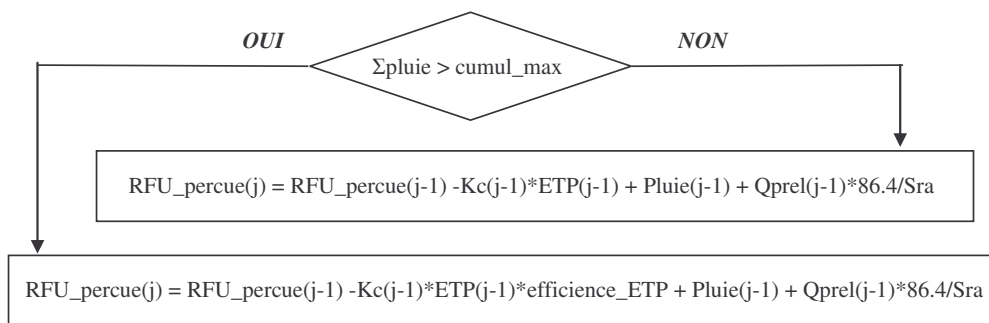
¹ PAC : Politique Agricole Commune.

observés a été modélisée. Elle intègre l'évolution constatée du stade végétatif, les arrêts et reprises d'irrigation et les restrictions agricoles.

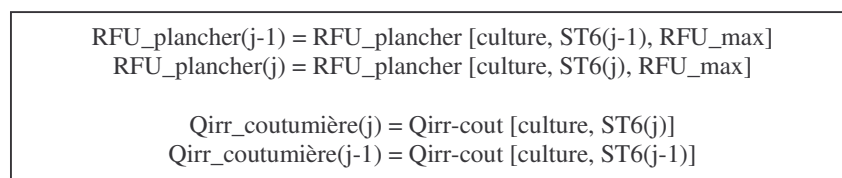
La première étape du modèle IRRIG est de définir certaines variables d'entrées du modèle. Ainsi, le cumul des degrés au dessus de 6°C depuis la date du semis (*ST6*, analogue au degré jour), la somme des pluies sur les trois derniers jours et un coefficient cultural (*Kc*) dépendant du stage végétatif des plantes doivent être calculés ou déduit à partir d'observations sur le terrain.



Par la suite, l'état hydrique perçu de la ressource en eau pour l'alimentation de la plante (*RFU_percue*) est déduit, en fonction du cumul de pluie sur les trois derniers jours, à partir de l'évapotranspiration (*ETP*), des précipitations (*Pluies*) et des prélèvements (*Qprel*).

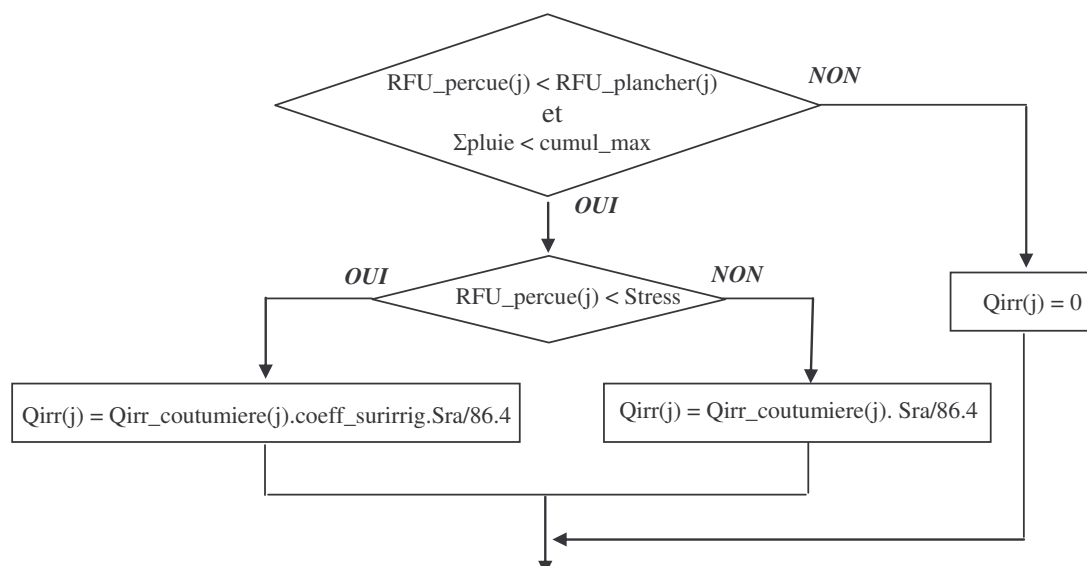


La fonction risque (*RFU_plancher*) représente la prise en compte de la gravité d'un stress du maïs. Il est variable dans le temps en fonction de la nature de la culture, du sol (*RFU_max*), du stade végétatif (*ST6*). L'irrigation coutumière (*Qirr_coutumière*) est déduite de la nature de la culture, du stage végétatif (*ST6*) et des comportements des irrigants qui apportent une dose de 30 à 35 mm par semaine sur une parcelle. Ainsi, l'irrigation coutumière est de l'ordre de 2 à 5 mm/jour.



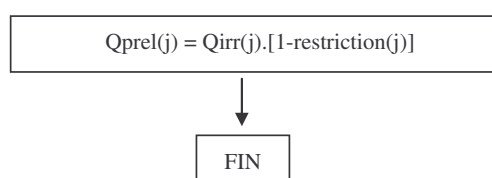
L'intention d'irrigation (*Qirr*), est le résultat d'une confrontation quotidienne entre la *RFU_percue*, calculée à partir d'un bilan hydrique classique puis corrigée par les perceptions des irrigants, et la *RFU_plancher*, fonction risque. Le comportement des irrigants s'est traduit par plusieurs paramètres : l'arrêt d'irrigation si les pluies des 3 derniers jours sont supérieures à un cumul maximum (*cumul_max*), l'ignorance de l'effet d'une pluie de la veille inférieure à un minimum (*cumul_min*).

Pour une RFU_{percue} supérieure à la $RFU_{plancher}$ et un cumul des pluies sur trois jours supérieurs au cumul maximum, l'intention d'irrigation (Q_{irr}) est nulle. L'intention d'irrigation (Q_{irr}) est en définitive soit nulle, soit égale à l'irrigation coutumière ($Q_{irr_coutumiere}$). Elle peut être majorée par un coefficient de surirrigation ($coeff_surirrig$) pour traduire la perception d'un risque de perte de rendement (stress hydrique ou restrictions d'usages).



L'intention d'irrigation calculée chaque jour sur la période de prévision est ensuite lissée lors des reprises d'irrigation afin d'éviter des reprises trop brutales à la capacité maximum qui, même si elles se justifient dans l'esprit du modèle, se retrouvent atténuées en réalité par des décalages inévitables entre les différents irrigants.

Enfin, à partir de l'intention d'irrigation (Q_{irr}) et du niveau de restriction actuelle, le débit de prélèvement (Q_{prel}) pour le jour j est calculé.



Cette modélisation est appliquée dans le TBR dans un souci de globalité sur la totalité d'une RA. Certains prélèvements sont mesurés sur des sites représentatifs afin de valider les résultats obtenus par le modèle IRRIG. La figure 4.26 montre l'évolution du calcul de l'intention d'irrigation en fonction de la climatologie de l'été 2002.

Comme dans le cas du modèle MORDOR, l'ajustement des variables d'état permet l'adéquation entre l'état du système et la modélisation. Dans le modèle IRRIG, deux variables ont été retenues, le $ST6$ et la RFU_{percue} , qui sont recalées sur des observations.

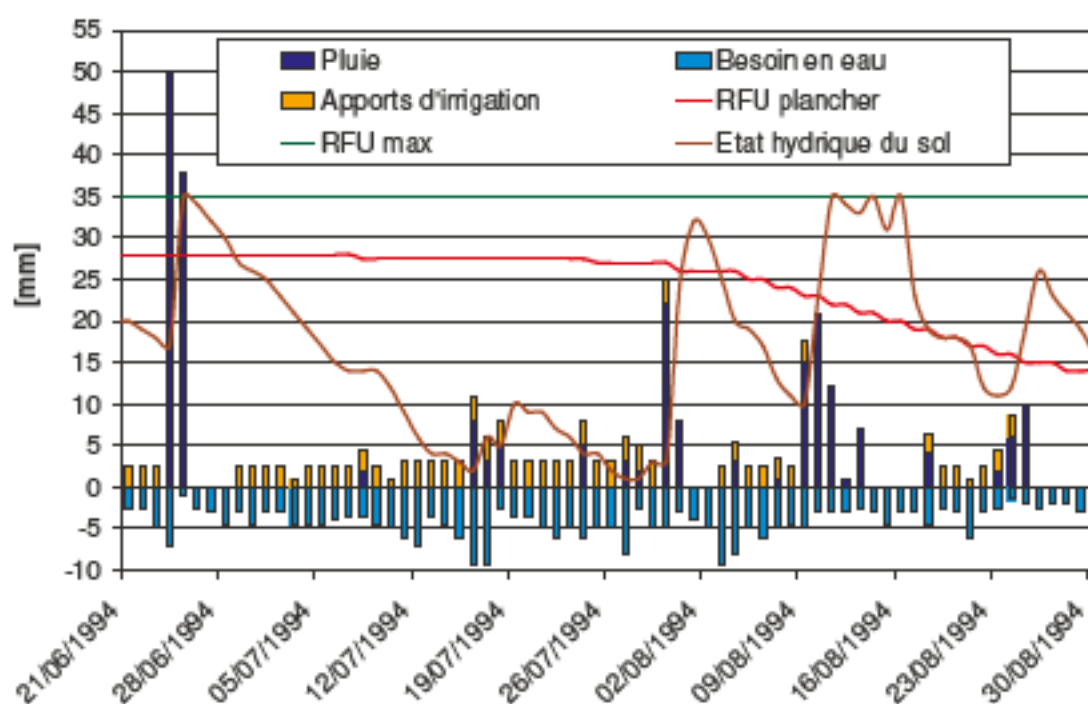


Figure 4.26 – Calcul des apports d'irrigation en phase avec le besoin en eau, les précipitations, le bilan hydrique et la RFU_plancher

4.6.3.3 Les fonctions de transfert et les modèles de bilans associés

Les fonctions de transfert interviennent à divers moments dans le TBR (cf tableau 4.5 et figure 4.23). Le principe des fonctions de transfert a été abordé dans le modèle MORDOR avec le calcul des débits naturels par la fonction de transfert FT_1 et les contributions des réservoirs (figure 4.25), mais il existe deux autres fonctions de transfert dans le TBR :

- L'influence des prélèvements d'une RA sur le débit à l'exutoire d'un BV à partir de la fonction de transfert FT_2 ,
- L'influence des lâchers de soutiens d'étiage sur le débit à l'exutoire d'un BV à partir de la fonction de transfert FT_3 .

Les coefficients des fonctions de transfert ont été approchés grâce à quelques enregistrements et à des corrélations entre les débits de prélèvements et les débits sur le fleuve pour FT_2 et les débits entre l'amont et l'aval du fleuve Charente pour FT_3 . Une incertitude persiste toutefois sur les coefficients de ces fonctions. Ainsi, les effets des lâchers de barrage de Lavaud et Mas-Chaban se font sentir à Vindelle en 60 heures et s'étalent sur 120 heures. Les effets des prélèvements agricoles sur la RA23 sont ressentis en moins de 24 heures à Vindelle et leur influence peut s'étaler sur plus de 72 h.

A partir des fonctions de transfert, on peut utiliser les modèles de bilan à l'exutoire d'un bassin versant afin de calculer les débits réels (QR) et les débits naturels reconstitués (QNR) qui correspondent aux débits desinfluencés de toutes les activités anthropiques (lâchers de barrages, prélèvements agricoles ou AEP).

Le débit réel à l'exutoire (QR) est calculable au jour j à partir des différentes contributions propagées, de $j - 6$ à j , des trois composantes du débit réel, à savoir : les débits naturels (QN) provenant de MORDOR et de la fonction FT_1 , les influences des prélèvements ($Q_{Prél}$) provenant du modèle IRRIG et de la fonction FT_2 , et enfin, les influences des lâchers de soutien d'étiage ($Q_{Barrage}$) et de la fonction FT_3 .

$$QR(j) = QN(j) - \sum_{i=1}^k FT2_k \cdot Q_{Prél}(j-k) + \sum_{i=1}^k FT3_k \cdot Q_{Barrage}(j-k) - Q_{AEP}$$

Où Q_{aep} est une constante qui représente les prélèvements à usage domestique.

En parallèle, les débits naturels reconstitués (QNR) peuvent être calculés à partir des débits mesurés (Q_{obs}), et non des débits naturels (QN), en plus des termes utilisés pour le calcul des débits réels (QR).

$$QNR(j) = Q_{obs}(j) + \sum_{i=1}^k FT2_k \cdot Q_{Prél}(j-k) - \sum_{i=1}^k FT3_k \cdot Q_{Barrage}(j-k) + Q_{AEP}$$

Le QNR , en le comparant avec les valeurs de QN , est utilisé pour le recalage des variables d'état du modèle MORDOR (précipitations, niveaux des réservoirs N et L).

4.6.4 Mise en œuvre opérationnelle du TBR en prévision

Un modèle de simulation ne suffit pas pour faire de la prévision en temps réel. Pour être opérationnel et apte à la prévision, il faut un modèle correctement calibré sur des données et des variables d'état initialisées au début de la campagne de prévision (15 juin), puis recalées chaque jour sur l'état observé ou mesuré de l'hydrosystème. Cela suppose :

- De disposer chaque jour des données validées de la veille,
- D'avoir réduit au mieux les écarts qui peuvent provenir de la schématisation, de la conceptualisation des influences ou des mesures imprécises,
- De disposer, durant le fonctionnement du modèle, de procédures de recalage des variables d'état des modèles, robustes et exhaustives pour faire face aux aléas de la confrontation entre débits mesurés et débits modélisés,
- D'intégrer, chaque année, l'évolution des paramètres et assurer l'initialisation de l'état du système modélisé.

4.6.4.1 Initialisation des variables d'états des modèles

Pour démarrer le TBR à la mi-juin au début de la saison d'irrigation, il faut disposer chaque année des paramètres liés aux régions agricoles (superficie irriguée, type de culture, degrés jour, ST6 et les stades végétatifs). Ils doivent être mis à jours tous les ans pour tenir compte de l'évolution des pratiques agricoles qui influencent les prélèvements.

Il faut ensuite initialiser, pour chaque bassin versant et chaque région agricole (BV2, BV3, RA2 et RA23 étant les seuls opérationnels), les variables d'états des modèles. Pour MORDOR, des valeurs arbitraires des variables d'état (niveaux dans les réservoirs U, L, Z

et N) sont introduites au 01 janvier. Le fonctionnement du modèle du 01 janvier au 15 juin, en intégrant la climatologie (précipitations et évapotranspiration) de l'année en cours, permet d'obtenir des estimations satisfaisantes des débits réels (QR). En conséquence, les niveaux des réservoirs U, L, Z et N sont alors satisfaisants pour démarrer le TBR. Pour IRRIG, les degrés jour ($ST6$) sont calculés depuis la date du semis et la RFU_percue est initialisée à la RFU maximum en début de campagne.

4.6.4.2 Calibration des modèles

La calibration des modèles a été effectuée avec des jeux de données provenant de différents fournisseurs (cf. chapitre 2, paragraphe 2.8.2.5). Les données concernant les prélèvements sur les zones agricoles RA2 et RA23 (8 500 ha) ont été acquises sur trois sites à l'amont d'Angoulême (ASA de Chenon, Chenonnet et Marsac). Par leurs tailles (~ 50 ha chacune), les pratiques agricoles et les modes d'irrigation présents (pivots, enrouleurs et couverture intégrale), elles sont considérées comme représentatives par les gestionnaires des comportements des irrigants en Charente. Une analyse de ces données sera réalisée ultérieurement (cf. paragraphe 4.6.5.1).

La calibration des modèles a été réalisée par une procédure d'essai-erreur car l'interprétation des écarts avait autant d'importance que l'identification d'un optimum pour chacun des paramètres (Gouy, 1997).

Dans le modèle IRRIG, les prélèvements modélisés sont confrontés à l'estimation des prélèvements faite sur chaque RA, à partir des prélèvements mesurés pondérés par la superficie de l'exploitation qu'ils représentent. Une validation plus globale intervient au travers de la modélisation du débit réel (QR), les variations des prélèvements se répercutant sur le débit réel calculé, lui-même confronté à la réalité des débits observés.

Dans les deux cas, cette validation reste globale et les écarts constatés peuvent autant être dus à l'insuffisance des données pour le calage (nombres de sites de mesures insuffisants), qu'à une mauvaise estimation du prélèvement global par RA à partir des stations témoins. Mais au-delà des écarts quantitatifs, la structure des prélèvements modélisés se doit de respecter les arrêts et les reprises d'irrigation, pour confirmer une bonne prise en compte des comportements des irrigants.

Le modèle hydrologique MORDOR a été calibré sur la Charente à l'amont d'Angoulême sur les années récentes où les débits et les influences sont relativement bien connus et sur quelques années avant l'explosion de l'irrigation (début des années 1970). La calibration a concerné la modélisation des contributions issues des réservoirs (Ur , Lr et Nr) ainsi que les paramètres de la fonction de transfert FT_1 . Les fonctions de transfert (FT_1 pour les contributions, FT_2 pour les prélèvements et FT_3 pour les lâchers de barrages) ont été calibrées à partir des formes des hydrogrammes ou des intensités de prélèvements enregistrés sur les stations de mesures de la Charente à l'amont d'Angoulême.

L'absence de données fiables de débit étiage avant 1992, ainsi que l'évolution des prélèvements agricoles de 1976 à 1993 et la mise en service de Lavaud et Mas-Chaban font que les périodes de calibration des modèles ont été courtes. Gouy (1996) lors de la mise en place du TBR prédisait que les années à venir apporteraient des données plus fiables afin de valider les paramètres des différents modèles. Cependant, aucune nouvelle calibration des paramètres n'a été réalisée depuis, même après la mise en place du barrage de Mas-Chaban. L'Institution Charente et la société Coliane, qui gèrent l'aspect informatique du TBR, se sont contentés de réinitialiser le TBR en début de période d'étiage (15 juin) afin de le rendre opérationnel pour la saison à venir.

4.6.4.3 Recalage des variables d'états des modèles

Durant le fonctionnement du modèle, les écarts constatés entre débits réels (QR) et débits observés (Q_{Obs}) paraissent parfois aléatoires, liés aux perturbations engendrées par des mouvements de biefs sur la Charente (stockages temporaires dans des moulins, etc.), à la fluctuation de la représentativité des stations témoins de prélèvements agricoles, à une reprise ou un arrêt d'irrigation mal cerné, ou bien, aux décalages engendrés par la répartition des restrictions agricoles. D'autres écarts peuvent avoir un caractère persistant, témoin d'un biais provenant soit d'une dérive de l'estimation de l'état du système modélisé (évolution différente du stade végétatif du maïs), soit de dérive d'une station hydrométrique, ou encore du tarissement plus prononcé d'un sous bassin. Le recalage des variables d'état vise donc graduellement :

- A prendre en compte les dernières données mesurées qui valident l'état du système modélisé (IRRIG),
- A assurer la continuité des débits pour fournir l'aptitude à la prévision à court terme (MORDOR).

En ce qui concerne le modèle IRRIG, la procédure de recalage est simple puisqu'elle se base sur des observations directes des stades végétatifs du maïs ($ST6$) qui ultérieurement influencent les demandes en eau comme $Q_{or_Coutumière}$ et Q_{Prel} (cf. paragraphe 4.6.3.2). Si une différence existe entre les dates observées et modélisées pour le franchissement des stades végétatifs, la valeur modélisée du $ST6$ est corrigée manuellement à la valeur mesurée du $ST6$ afin d'ajuster les demandes en eau d'irrigation au stade végétatif réel.

En ce qui concerne le modèle MORDOR, les procédures de calages ne sont faites, comme indiqué au paragraphe 4.6.3.3 qu'entre les débits naturels modélisés (QN) et les débits naturels reconstitués (QNR). En effet, si l'écart entre QN et QNR (ΔQ) est supérieur en valeur absolue à 0.001, plusieurs solutions de recalage peuvent être envisagées :

- Si $\Delta Q > 0$ et il a plu, la contribution naturelle (QN) du bassin versant est trop importante, on recale alors les pluies à la baisse dans un premier temps et, si nécessaire, N à la baisse,
- Si $\Delta Q > 0$ et il n'a pas plu, la contribution naturelle (QN) du bassin versant est encore trop importante et on doit recaler N à la baisse,

- Si $\Delta Q < 0$ et il a plu, la contribution naturelle (QN) n'est pas assez importante à court terme à cause d'une mauvaise prise en compte des précipitations et on recale alors L, le réservoir des écoulements rapides, à la hausse,
- Si $\Delta Q < 0$ et il n'a pas plu, la contribution naturelle (QN) n'est pas assez importante à long terme et on recale alors N, le réservoir de vidange lent, à la hausse.

Dans les procédures de recalage des modèle IRRIG et MORDOR, on distingue les corrections qui ont un effet à court terme de celles à moyen terme. Le niveau du réservoir L, les pluies récentes dans MORDOR participent aux recalages à court terme, à faible mémoire. A l'inverse, le niveau du réservoir N dans MORDOR et ST6 dans IRRIG sont des variables à mémoire longue dont la modification induit des effets à long terme sur les résultats de la modélisation.

Dans le manuscrit, les procédures de recalage des modèles IRRIG et MORDOR n'ont pas pu être autant détaillées, que celles des modèles IRRIG, MORDOR et des fonctions de transfert, à la demande de l'Institution du fleuve Charente et de EDF qui sont, respectivement, les propriétaires et les concepteurs de ces différents modèles.

Tableau 4.6 – Descriptions des variables et des paramètres du modèle TBR

Modèle TBR			
Modèle de surface	Modèle hydrologique MORDOR (Paquet, EDF)	Appliqué sur	Bassin versant (BV 2 pour Luxé et BV 3 pour Vindelle)
		Pas de temps	journalier
		Entrées	Précipitations et évapotranspirations
		Type de représentation	La pluie est décomposée en : - Evaporation directe, - Ruissellement direct, - Ecoulements en couche superficielle (réservoir U), - Ecoulements en couche sub-superficielle (réservoir L), - Stockage en zone racinaire (réservoir Z), - Ecoulements en nappes profondes (réservoir N). Le produit de convolution entre la somme des contributions des réservoirs et la fonction de transfert FT_1 permet de déterminer les débits naturels (QN) en sortie des BV.
		Paramètres	Surface BV, Niveau maximum des réservoirs U, Z, L max, Paramètres du modèle Mordor pour la séparation des différents écoulements entre les réservoirs ($ab, kr, kn, kz, k, exn, ke$), a_x paramètres de la fonction de transfert (FT_1)
		Variables initialisées	Niveaux des réservoirs en début de simulation (U, L, Z, N)
		Variables recalées	Pluies du bassin versant pour $j - 1$ à $j - 6$ Niveaux des réservoirs L et N ($j-1$)
		Sorties	Débits naturels (QN) à la date j

Modèle de demande en eau IRRIG (EDF, Agence de l'Eau Adour Garonne)	Remarques	Bonne performance du modèle MORDOR au pas de temps horaire et journalier (Mathevet, 2005), Temps de calage très long avec problèmes d'optima locaux en raison du trop grand nombre de paramètres
	Appliqué sur	RA 2 correspondant aux zones agricoles dans le BV 2 RA 23 correspondant aux zones agricoles dans le BV 3
	Pas de temps	Journalier
	Entrées	Pluies, températures minimales et maximales journalières, et enfin, évapotranspirations (Météo France) Niveau de restriction d'usage de l'eau sur les zones agricoles
	Type de représentation	Modèle de prévisions de la demande à partir des besoins des plantes (modèle IRRIG) (stade végétatif) Modèle de prise en compte du comportement des irrigants avec notamment la RFU perçue (Perception de la sécheresse du sol par les agriculteurs : ce critère est calculé)
	Paramètres	Surface des RA, <i>RFU_max</i> pour chacun des sols considérés, Seuil minimum de pluie pour arrêt d'irrigation (<i>cumul_max</i>) Minimum pluie (<i>min_pluie</i>) pour ignorer l'effet d'une pluie de la veille inférieure à 5 mm, Niveau stress de la plante (<i>stress</i>) à ne pas entamer sans générer de stress hydrique, Identification de l'irrigation coutumière, du coefficient cultural <i>Kc</i> en fonction de la valeur du <i>ST6(j)</i> Coefficient de forme (<i>a, b, c</i>) de la fonction risque <i>RFU_plancher</i>
	Variables initialisées	<i>RFU_percue</i> initialisée à la RFU max en début de simulation <i>ST6</i> à partir du calcul depuis la date de semis des cultures sur la RA
	Variables recalées	<i>ST6</i> (cumul des degrés au dessus de 6°C depuis la date du semis) permet le réajustement du besoin en eau de la plante et de la fonction de risque, <i>RFU_percue</i> (état hydrique perçu de la ressource du sol pour l'alimentation de la plante).
	Sorties	Q_{PreI} Débits de prélèvements par RA pour le jour j
Modèle hydraulique – Fonctions de transfert (EDF, Gouy 1997)	Appliqué sur	Bassin versant BV 2 et BV 3
	Pas de temps	Journalier
	Entrées	Débits des barrages, sorties des modèles MORDOR (Q_M) et IRRIG (Q_{PreI}) pour les jours antérieurs Débits observés (Q_{Obs}) à Luxé et Vindelle pour le calcul de Q_{NR} Q_{AEP} est une constante donnant les prélèvements pour l'eau potable
	Type de représentation	Fonction de convolution entre les entrées et une fonction de transfert <ul style="list-style-type: none"> - Q_{PreI} et FT_2 pour le calcul de l'influence des prélèvements sur les débits naturels (Q_M) - $Q_{Barrages}$ et FT_3 pour le calcul des apports des barrages afin de soutenir les débits naturels (Q_M)
Paramètres	Paramètres de FT_2 et FT_3 , fonction de transfert des débits de prélèvements et des débits de lâchers de barrages dans le bassin	

		Sorties	Débits réels (<i>QR</i>) et débits naturels reconstitués (<i>QNR</i>) à la date <i>j</i> pour les bassins versant BV2 et BV3
Modèle souterrain		Absent	Pas de prise en compte de données issues des eaux souterraines de façon explicite. Le fonctionnement du compartiment souterrain est pris en compte de façon implicite dans le fonctionnement du modèle MORDOR (notamment le réservoir N)
Modèle de gestion		Absent	Les résultats issus du TBR servent de référence et de base de discussions pour la gestion. Le modèle ne génère pas lui-même des scénarios de gestion. Les gestionnaires doivent utiliser la fonction <i>simulation</i> du TBR. Aucune évaluation de l'infiltration ou de l'évaporation au niveau des barrages. La gestion des stocks est réalisée à partir d'une courbe de vidange prévisionnelle, conçue en début de saison, et discutée par les gestionnaires et les usagers.
		Interface	Conviviale, accès au T.B.R. par le Web, pas de lien avec un SIG, mais des cartes et des graphiques en support
		Exemples d'utilisation	Prévision : calcul des débits réels (<i>QR</i>) à un horizon de 14 jours Simulation : scénario à définir par le gestionnaire afin de tester des opportunités de gestion
		Limites	Fonctionne correctement seulement autour du DOE, pas de module de nappe, de gestion et d'optimisation
		Développements prévus)	Intégrer les apports du karst de La Rochefoucault, relations nappes-rivières

4.6.5 Analyses des résultats du TBR Charente

L'ensemble des modèles, qui viennent d'être présentés, sont utilisés dans les deux fonctions du TBR : prévision à court terme (horizon de 14 jours) des débits réels et simulation (tests de scénarios) toujours avec le même horizon. A partir de la version du TBR retranscrite sous Scilab[®], le fonctionnement des différents modèles composant le TBR ont pu être vérifiées. Les résultats de ce travail permettront de confirmer les informations du gestionnaire, qui annoncent des dérives du TBR pour les prévisions des débits de la Charente.

4.6.5.1 La prévision à court terme

La fonction de prévision est disponible uniquement sur des bassins versants identifiés par un contrôle hydrométrique, pouvant contenir une ou plusieurs régions agricoles. Actuellement, les tronçons de la Charente disponibles pour la prévision à court terme sont les axes Lavaud – Luxé et Lavaud – Vindelle. Le déroulement de la procédure de prévision se déroule selon les points suivant (Gouy, 1996) :

- Vérification de la base de données, notamment les données mesurées sur les différents BV et RA (surface, température, etc.) et les données nécessaires à la prévision (précipitations, évapotranspiration, lâchers de barrages et restrictions),
- Recalage des variables d'état d'IRRIG,

- Prévisions des prélèvements avec une hypothèse de pluie future nulle et la prise en compte des prévisions agricoles fournies aux gestionnaires une fois par semaine,
- Recalage des variables d'état de MORDOR afin d'assurer que l'état initial du modèle correspond à celui du système,
- Prévisions des débits réels (QR) à partir des prélèvements agricoles et des lâchers de soutien d'étiage.

Le TBR Charente constitue donc un outil opérationnel d'aide à la décision pour la gestion des ressources en eau sur le bassin versant de la Charente. Les résultats de la fonction de prévision du TBR à 14 jours pour la station de Vindelle sont présentés dans la figure 4.27 pour deux périodes en 2004 : du 07/07 au 20/07 (en haut) et du 23/07 au 05/08 (en bas). La première constatation est que le TBR fournit des prévisions qui, comme lors de la simulation pour le 07/07, ne respectent pas les tendances des débits observés.

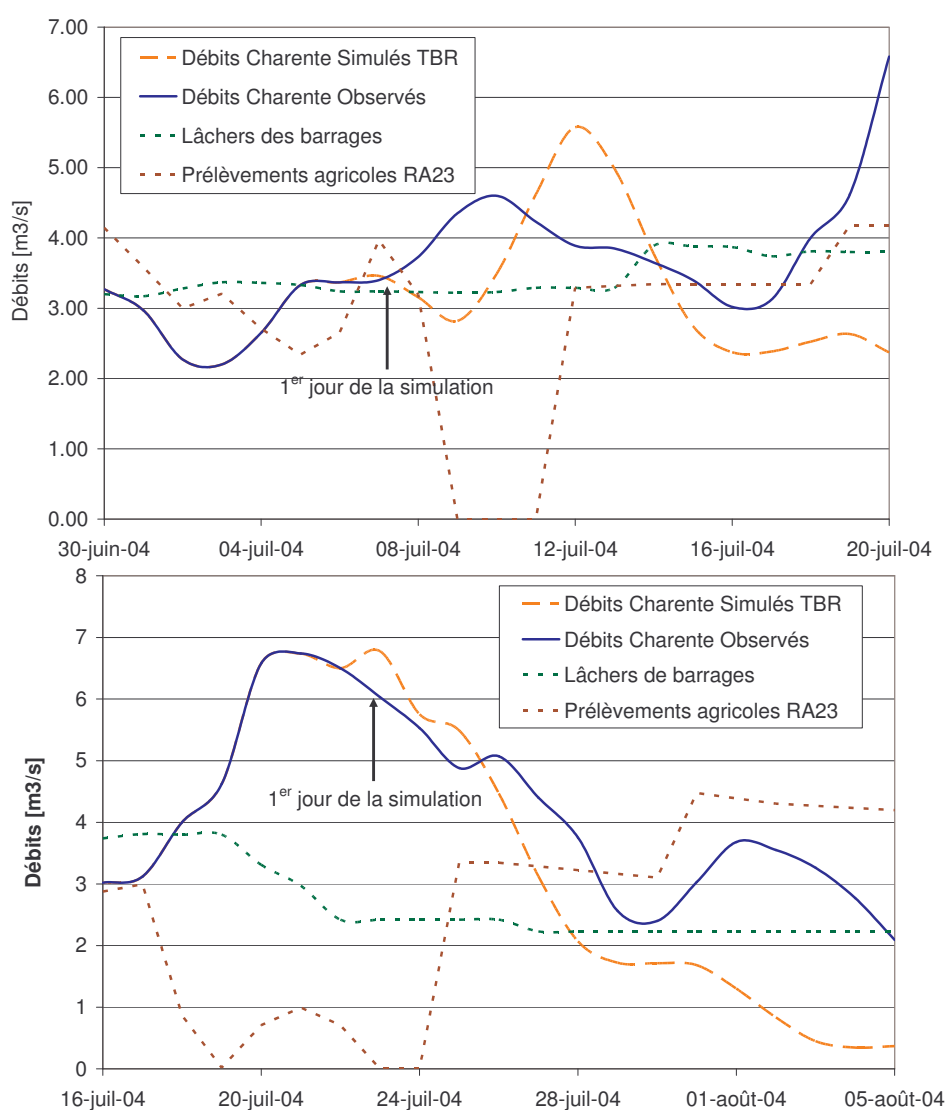


Figure 4.27 – Prédiction à 14 jours des débits réels (QR) de la Charente à Vindelle pour les dates 07/07/2004 (en haut) et du 23/07/2004 (en bas)

Sachant que les variables utilisées (Q_N , Q_{Prel} , $Q_{Barrage}$) pour le calcul des débits sur le fleuve Charente (Q_R) dans le modèle TBR ont le même ordre de grandeurs (figure 4.27), mais que les résultats sont très différents entre les débits observés (Q_{obs}) et les débits modélisés (Q_R), une ou plusieurs d'entre elles ne doivent pas correspondre à la réalité de l'hydrosystème.

La figure 4.28 indique les valeurs du critère de Nash en fonction des horizons de prévisions du modèle TBR sur la saison d'été 2004. Les simulations réalisées à partir du TBR ne sont pas satisfaisantes selon ce critère de Nash (< 0.7). Au mieux, les prévisions sur les 2 premiers jours peuvent être considérées comme *acceptables*.

Les situations sont donc très contrastées avec des simulations où seulement les tendances sont bien reproduites comme celle du 23/07/2004 (figure 4.27) et des simulations où même la tendance générale des débits n'est pas respectée comme dans la simulation du 07/07/2004 (figure 4.27). Plusieurs solutions sont envisageables pour expliquer que les résultats du TBR soient inférieurs aux résultats moyens des modèles conceptuels à réservoir (cf. paragraphe 4.7.5.1) (Ribeiro *et al.*, 1998 ; Perrin, 2000) :

- Une mauvaise prise en compte des lâchers de barrages ($Q_{Barrages}$),
- Une mauvaise estimation des contributions des réservoirs qui sont utilisées pour le calcul des débits naturels sur le bassin versant (Q_N), ou bien,
- Une mauvaise prise en compte des prélèvements agricoles par le modèle IRRIG (Q_{Prel}).

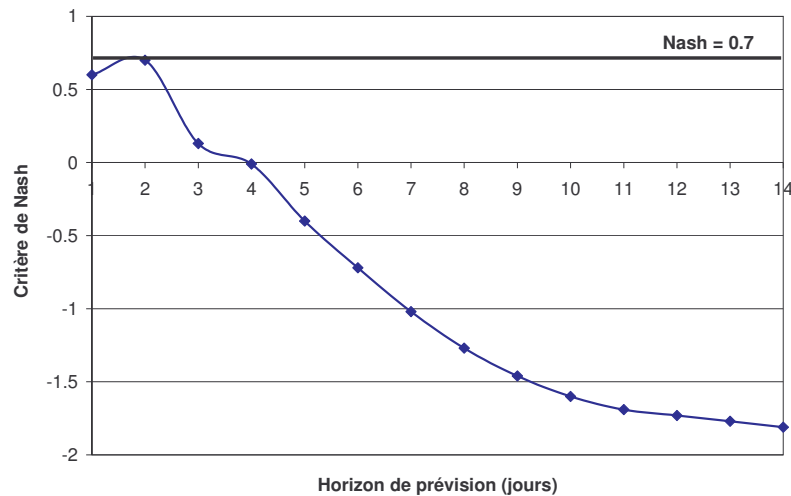


Figure 4.28 – Evolution du critère de Nash du TBR en fonction de l'horizon prévisionnel pour l'année 2004

➤ *Lâchers de barrages et fonction de transferts FT_3*

Toute la difficulté de la gestion de l'hydrosystème Charente réside dans le caractère prévisionnel des lâchers et des débits. Les lâchers effectués au niveau des barrages *arrivent* à Vindelle seulement trois à six jours plus tard. Ce temps de latence important oblige les acteurs à anticiper les manques d'eau et les diminutions de débit à Vindelle. Parallèlement, les lâchers effectifs ne doivent pas être trop éloignés de ceux prévus par les courbes de déstockage, sous peine de risquer un manque d'eau dans les barrages pour la

fin de l'étiage. De plus, les augmentations et les diminutions des débits de lâchers sont limitées respectivement au maximum à 50 % et 20 % par rapport au jour précédent.

Les barrages de Lavaud et Mas-Chaban ont des capacités (22.4 Mm³) qui peuvent, en théorie, permettre de sécuriser les ressources en eau 4 années sur 5 (déficit de 17 Mm³). Cependant, les quantités lâchées ne peuvent pas être fortement modulées par les gestionnaires (gamme de 0 à 4 m³/s) et ne permettent pas de sécuriser les débits à l'aval, notamment au niveau de Vindelle, le point nodal du SDAGE, et encore moins à l'exutoire du bassin versant de la Charente. Ainsi, les gestionnaires, afin d'éviter toute pénurie en fin de saison (octobre, novembre) ne déstockent que rarement au maximum des capacités des barrages (sauf périodes critiques pour l'agriculture comme la floraison du maïs). Les décisions sur les consignes d'ouvertures des vannes des barrages sont prises par avance lors des réunions hebdomadaires sur la gestion de l'eau (cf. paragraphe 2.8.2.4) et ne sont pas forcément modifiées pas tous les jours. Sur les périodes de simulation, les lâchers de barrages évoluent donc globalement très peu. Seule une erreur sur les paramètres de la fonction de transfert peut donc expliquer une mauvaise prise en compte des influences provenant des lâchers de barrages, ce qui reste peu probable.

➤ *Contributions des réservoirs du modèle MORDOR*

Les dérives du TBR dans la prévision des débits peuvent donc être dues aux sorties modélisées des modèles MORDOR (débits naturels, QN) et/ou IRRIG (les prélèvements agricoles, Q_{Pre}). La figure 4.29 a été réalisée à partir de l'affichage graphique d'un utilitaire fourni par EDF (*E. Paquet*) mais à partir de simulations effectuées à partir de notre modèle MORDOR réécrit sous Scilab[®]. Elle représente la contribution naturelle à l'écoulement (QN , en mm) de chacun des réservoirs de MORDOR au niveau de Vindelle. Les débits à l'exutoire du bassin versant peuvent être obtenus à partir de ces résultats en réalisant la convolution avec la fonction de transfert FT_1 et en multipliant par la surface du bassin versant.

A partir des paramètres a et b , la vidange, Nr , du réservoir N est égale à $Nr = a \cdot N(j-1)^b$. La plus grandes parties des écoulements, en dehors des épisodes de crues, correspondent donc à la contribution du réservoir N selon une loi de vidange exponentielle.

Lors de la période d'étiage 2004, la contribution du réservoir N (Nr) est la plus importante de tous les réservoirs avec près de 85 %. Sur la période 1989 – 2005, la contribution de ce réservoir représentait environ 60 % de la contribution totale. Les débits à l'étiage lors des simulations de la figure 4.29 ont donc été en majorité influencés par la vidange du réservoir N . En dehors de précipitations importantes, il n'y a pas de recharge du réservoir N qui puisse expliquer une augmentation des débits QR pour la période du 10 au 12/07/2004 comme dans la figure 4.29. Le modèle MORDOR n'est donc pas responsable, a priori, des mauvaises prévisions des débits au sein du TBR en tout cas pour la période étudiée ici.

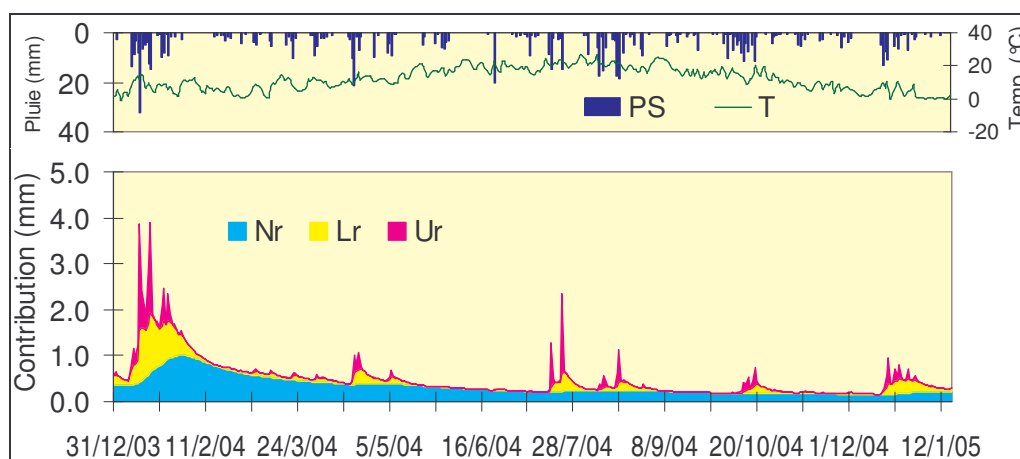


Figure 4.29 – Contribution des différents réservoirs U, L et N, respectivement, Ur, Lr et Nr aux écoulements sur le bassin versant de la Charente à Vindelle pour l'année 2004

➤ *Prise en compte des prélèvements agricoles dans le modèle IRRIG*

Par élimination, les dérives du modèle TBR en prévision sont donc vraisemblablement liées à la prise en compte des prélèvements. En observant, la figure 4.27, on peut s'apercevoir que l'évolution des débits simulés semble étroitement liée à celles des débits simulés des prélèvements agricoles. Ainsi, lorsque les débits des prélèvements agricoles simulés baissent ou augmentent, les débits modélisés suivent avec un retard correspondant au retard de la fonction de transfert FT_2 . La baisse des prélèvements le 09/07 entraîne une augmentation des débits le 12/07, et inversement jusqu'au 28/07. En conséquence, les difficultés d'estimations des prélèvements agricoles se répercutent rapidement sur les prévisions de débits.

La figure 4.30 présente les débits des prélèvements simulés par IRRIG et reconstitués à partir des mesures sur les trois ASA à partir du 20/06/2004. En considérant les quelques 9 000 ha irrigués sur le bassin versant de la Charente amont et les écarts entre les débits de prélèvements simulés et reconstitués (2 mm/jour), ils peuvent représenter plus de 2 m³/s de différence. Cet écart pour l'estimation des prélèvements est directement répercuté sur les débits réels (QR) à Vindelle. Dans ces conditions, la gestion des ressources en eau sur un hydrosystème, où le débit moyen en étiage n'est que de 4 à 5 m³/s, est difficile.

L'écart de prévisions des prélèvements agricoles est probablement dû à deux éléments : les relations mathématiques du modèle IRRIG en elles-mêmes et le manque de données permettant de valider les résultats du modèle. Afin de simplifier mon raisonnement, la période de prévision présentée dans la figure 4.30 n'a pas fait l'objet de restrictions d'usage. Premièrement, lors de l'analyse des algorithmes du modèle IRRIG, un élément important nous est apparu. Le modèle, en simplifiant, ne possède que deux niveaux pour la prévision des prélèvements (cf. paragraphe 4.9.3.2) :

- Une irrigation à l'évapotranspiration maximale de la plante, qui est seulement dépendante du stade végétatif de la plante. Elle varie entre 2.5 et 5 mm/jour/ha pour du maïs sur le bassin versant de la Charente, et,

- Une irrigation nulle car la teneur hydrique du sol (RFU_percue) est supérieure au seuil déclenchant l'irrigation ($RFU_plancher$).

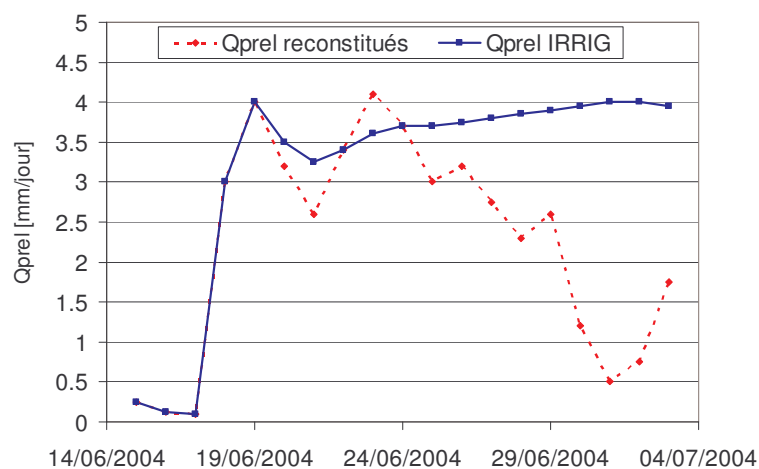


Figure 4.30 – Débits de prélèvements reconstitués à partir de mesures et simulés à partir d'IRRIG sur la RA23 à partir du 20/06/2004

La différence entre les prélèvements observés et simulés peut donc provenir d'une mauvaise estimation de la RFU_percue . Cette dernière n'a pas dépassé la $RFU_plancher$ ce qui n'a pas permis l'arrêt de l'irrigation comme dans les observations de la figure 4.30.

Un deuxième élément peut également expliquer ces écarts entre les prévisions et les observations. En effet, les prélèvements du bassin versant de la Charente amont sont reconstitués à partir de seulement trois stations de mesures. De plus, ces stations sont situées dans des ASA, qui en regroupant plusieurs irrigants, moyennent les valeurs des débits prélevés. A l'inverse de la première impression des gestionnaires, ces stations ne sont donc peut être pas représentatives du comportement des irrigants isolés, qui sont majoritaires sur le bassin versant, notamment au travers de la rapidité des arrêts et des reprises des irrigations face à des interdictions, des sacrifices de culture lorsque les ressources sont insuffisantes, etc.

4.6.5.2 Les tests de scénarios de gestion

Afin de pouvoir identifier les probabilités d'une défaillance et les solutions éventuelles pour la préservation des ressources en eau, les gestionnaires peuvent chercher à connaître l'évolution des débits suivant des règles de gestion et une climatologie qu'ils auront eux-mêmes définies pour les 14 prochains jours. Avant de vouloir simuler un scénario, il faut que l'utilisateur vérifie que le TBR a correctement pu être recalé (variables d'état des modèles MORDOR et IRRIG). A partir de là, l'utilisateur peut définir des pluies, des évapotranspirations, des restrictions et des lâchers et obtenir la réponse du système modélisé. Il peut également choisir d'utiliser, pour certaines des grandeurs climatologiques, une année historique stockée dans la base de données. La figure 4.31 présente la comparaison des débits à Vindelle obtenus avec le TBR Scilab® et quatre scénarios réalisés pour la période du 07 au 21/07/2004 :

- Scénario 1 : réduction de 50 % des lâchers de barrages,

- Scénario 2 : réduction de 25 % des lâchers de barrages,
- Scénario 3 : réduction de 50 % des prélèvements agricoles,
- Scénario 4 : réduction de 75 % des prélèvements agricoles.

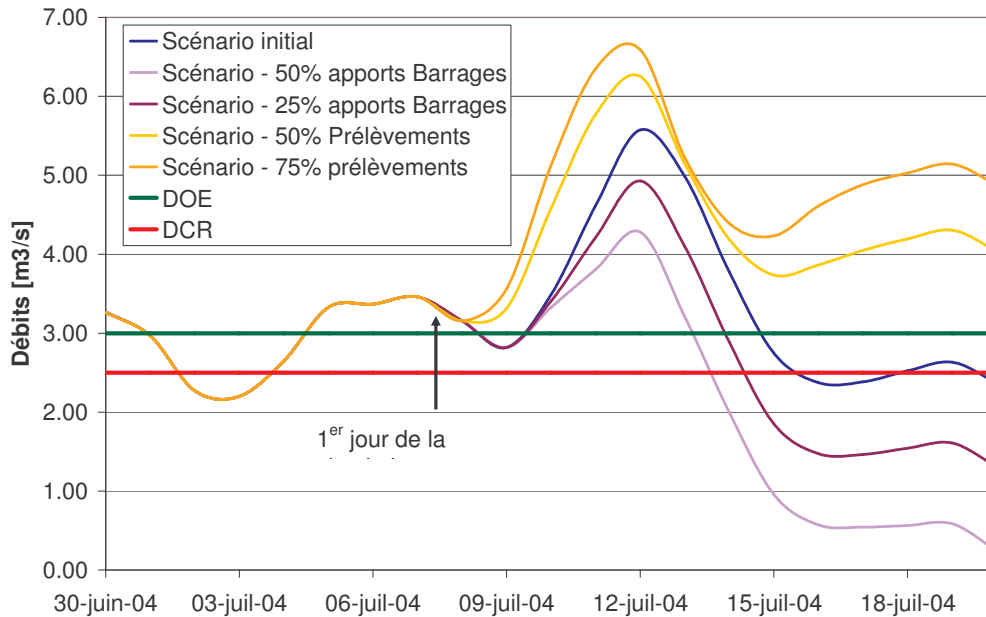


Figure 4.31 – Tests de différents scénarios pour la simulation des débits réels pour la Charente à Vindelle pour la date du 07/07/2004

A partir des résultats des simulations et en fonction des indicateurs des ressources en eau DOE et DCR, les gestionnaires pourront décider si le risque est important que les débits franchissent les seuils sur la période de la simulation. En fonction des possibilités des barrages, les gestionnaires tenteront de déterminer la solution optimale pour préserver les débits à Vindelle. Dans notre cas, la réduction des lâchers de barrages est impossible, il faudrait au contraire l'augmenter. Or, à cette période, selon la figure 4.27, les lâchers de barrages oscillent entre 3.2 et 3.8 m³/s, soit des lâchers à près de 90 % de leurs possibilités. La dernière solution envisageable afin d'empêcher les débits de passer sous le seuil du DOE au 14/07 comme c'est prévu dans le scénario initial (bleu) est de diminuer les prélèvements. Les gestionnaires doivent donc trancher sur le niveau de restriction à mettre en place en collaboration avec le préfet et la profession agricole. Selon les simulations du TBR, le niveau de restrictions devrait être de 25 % si l'on désire assurer au plus juste le DOE, mais il pourrait être de 50 % si les gestionnaires préfèrent être plus conservateurs vis-à-vis du milieu naturel et des ressources en eau.

Les scénarios testés peuvent être stockés dans le TBR afin d'être échangés, ou modifiés, entre les différents acteurs de la gestion des ressources en eau. Ces tests de scénarios tiennent un rôle central dans la concertation entre les différents acteurs et les réunions hebdomadaires où sont prises les décisions concernant notamment les lâchers de barrages et les restrictions des prélèvements agricoles (cf. chapitre 2, paragraphe 2.8.2.4).

4.6.6 Bilan du fonctionnement du TBR sur la Charente

Selon les gestionnaires de l'Institution Charente et la société Coliane, qui gère le actuellement le TBR, l'objectif du TBR n'est pas de déterminer de façon précise les débits de la Charente au niveau des stations stratégiques pour la gestion (Luxé et surtout Vindelle). Le TBR se doit plutôt d'anticiper les crises pour permettre aux gestionnaires de s'organiser, de faire des choix entre l'augmentation des lâchers des barrages, la mise en place de restrictions, etc. Le caractère alarmiste de l'outil, en ne tenant pas compte des précipitations possibles dans la prévision à 14 jours rentre dans cette perspective.

Le TBR en tant qu'outil d'aide à la décision ou plutôt d'aide à la concertation remplit bien son rôle. En effet, il est actuellement un outil fonctionnel dont l'usage au fil du temps est devenu incontournable au sein de l'Institution Charente mais aussi, avec plus ou moins de succès, auprès des autres acteurs de la Charente (Chambre d'Agriculture, Conseil Général, syndicat d'irrigants, usagers de l'eau, pêcheurs, ...).

En pratique toutefois, le modèle TBR ne saisit pas toujours les tendances de l'évolution des débits et n'anticipe pas les phases de crise. La fonction de prévision du TBR est fortement déficiente au-delà de 3 ou 4 jours. Un modèle à réservoir, même si le TBR possède une architecture particulière avec le couplage des trois modèles MORDOR, IRRIG et des fonctions de transfert, devraient pouvoir être plus performant. Les modèles conceptuels à réservoirs ont montrés des critères de Nash satisfaisants (supérieur à 0.7) pour des prévisions à 7 jours (cf. paragraphe 4.7.5 et Ribeiro, 1998). Les gestionnaires ont identifié un certain nombre de limites au modèle TBR : modélisation en continu avec le TBR afin d'observer le fonctionnement du bassin versant sur l'ensemble de l'année hydrologique et la prise en compte de l'hydrodynamique souterraine notamment les niveaux de nappes afin de pouvoir réaliser une gestion couplée des ressources en eau de superficielles et souterraines (de Roux *et al.*, 2002; EPTB Charente, 2004; Coliane, 2007).

➤ *Modélisation en continu du modèle TBR*

Le modèle TBR ne fonctionne que sur la période d'étiage (juin à octobre). L'arrêt du fonctionnement du modèle oblige les gestionnaires à effectuer un nouveau calage toutes les années. Cette période, qui ne dure dans le cas du TBR que 5 à 6 mois (janvier à mai ou juin), ne concerne pas les paramètres des modèles MORDOR, IRRIG ou des fonctions de transferts. Elle ne permet que d'initialiser un certain nombre de variables d'état (niveau des réservoirs, ST6, RFU_percue, cf. tableau 4.6). Dans la littérature pour un modèle conceptuel à réservoir, il est préconisé de disposer de deux à trois années de données pour effectuer la calibration des paramètres et des variables d'état avant de pouvoir utiliser le modèle (Chiew *et al.*, 1993; Michaud et Sorooshian, 1994; Refsgaard et Knudsen, 1996). La période d'ajustement des variables d'état est donc peut être trop courte pour avoir des valeurs satisfaisantes. Toutefois, avant de modéliser en continu le bassin versant de la Charente à partir du TBR, plusieurs nouvelles phases de calibration devraient être nécessaires. En effet, de par la structure de son modèle hydrologique MORDOR (modèle à

réservoir), le TBR ne fonctionne correctement que dans la gamme de débit où le modèle a été calé, à savoir les étiages. Ainsi, le modèle fournira donc des résultats qui ne seront pas satisfaisants pour des débits en dehors de cette gamme.

De plus, compte tenu des aménagements réalisés depuis la mise en place et le calage du TBR sur le fleuve Charente en 1996, de nouvelles phases de calibration auraient dû avoir lieu, notamment en ce qui concerne les fonctions de transfert. En effet, la fonction de transfert FT_3 aurait dû être recalée à cause de l'aménagement du barrage de Mas-Chaban qui a pu modifier les conditions de transferts hydrauliques des eaux de surface entre les barrages et la station de Vindelle. Dans la pratique, l'impact du barrage de Mas-Chaban sur l'hydrodynamique du fleuve Charente est peut être minime mais elle aurait dû être vérifiée.

➤ *Prise en compte du compartiment souterrain dans le modèle TBR*

Les interconnexions entre les écoulements superficiels et souterrains sont relativement importantes en Charente notamment les relations entre les nappes et le fleuve Charente qui souvent constitue son drain principal (cf chapitre 1). Or, le TBR ne possède pas de simulation de la dynamique des eaux souterraines et des niveaux de nappes. La gestion conjointe des ressources en eau à partir des débits et des niveaux dans les nappes qui alimentant ces cours d'eau n'est donc pas possible à partir du TBR. La seule approche permettant d'avoir une relation explicite entre les débits et les piézométries est d'utiliser un modèle phénoménologique pour modéliser l'hydrodynamique des eaux superficielles et souterraines à partir de lois physiques (cf. paragraphe 4.7.5.2 avec les modèles SHE, MODFLOW ou SWAT). Toutefois, l'ensemble des paramètres et des données est parfois difficile à obtenir sur un bassin versant.

En conclusion, le modèle TBR, avec plus de 11 paramètres pour le modèles MORDOR, 10 pour le modèle IRRIG et 7 pour chacune des trois fonctions de transfert, soit 42 paramètres au total, est un modèle trop complexe compte tenu de ses résultats pour être utilisé efficacement en gestion. L'utilisation d'un modèle complexe et l'investissement des gestionnaires, ne peuvent se justifier que si les résultats du modèle améliorent significativement la gestion de l'hydrosystème. La mise en place du TBR, ainsi que les règles du Plan de Gestion des Etiages, ont déjà grandement amélioré la gestion des ressources en eaux sur le bassin versant amont de la Charente. Mais peut être qu'un modèle plus simple, dont le gestionnaire pourrait maîtriser les concepts pourraient donner des résultats satisfaisants. Ce nouveau modèle choisi pour être mis en place pourrait être un modèle de type comportemental qui serait simple à mettre en place, à utiliser et très fiable pour un horizon de quelques jours (cf. paragraphe 4.7.5.1).

4.7 Modélisation du bassin versant de la Charente amont à partir d'un modèle comportemental

L'analyse des séries temporelles a déjà été abordée au début de ce mémoire dans le chapitre 1 afin de caractériser la structure et le fonctionnement de l'hydrosystème du bassin versant de la Charente amont. Lorsque le fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème est complexe, l'établissement de prévision constitue un objectif moins immédiat. Les séries chronologiques vont alors représenter, avant tout, des données fondamentales permettant de le caractériser. Cependant, la prévision constitue la fonction première des modèles d'analyses des séries chronologiques : les modèles comportementaux. L'objectif est donc d'observer l'historique d'une variable, notamment les débits dans le cas de la Charente, afin de détecter certaines régularités pour établir une prévision. Il s'agit de supposer que les mêmes causes produisent les mêmes effets.

Dans cette optique, un nouveau modèle comportemental a été mis en place lors de ce travail afin de prévoir les débits d'étiage sur le bassin versant à Vindelle. Ce type de modèle, dont les paramètres sont nombreux mais facilement identifiables, est simple. Il présentera l'avantage, si il procure la même *efficacité* dans ses prévisions que le TBR, d'être facilement utilisable, et même modifiable, par les gestionnaires si de nouvelles données sont disponibles ou de nouveaux comportements doivent être identifiés

4.7.1 Présentation des modèles autorégressifs

Il existe deux catégories de modèles pour rendre compte d'une série temporelle. Les premiers considèrent que les données sont une fonction du temps $y = f(t)$. La seconde catégorie de modèles cherche à déterminer chaque valeur de la série temporelle en fonction des valeurs qui la précède $y(t) = f [y(t-1), y(t-2), \dots]$. Ces modèles sont des modèles autorégressifs. Ils ont été formalisés par Box et Jenkins (1994) et supposent que chaque variable peut être prédite par la somme pondérée des variables précédentes. L'objectif de ces modèles n'est pas d'expliquer les processus hydrodynamiques se produisant à l'échelle de l'hydrosystème mais seulement d'expliquer l'évolution des séries temporelles (chroniques de débits pour la gestion des ressources superficielles, chroniques de piézométries pour la gestion des eaux souterraines, etc.)

Les modèles autorégressifs, souvent qualifiés de comportementaux ou *boîte noire* sont très divers. Il en existe plusieurs types : les modèles autorégressifs (AR), les modèles à moyenne mobile (MA), les modèles mixtes entre AR et MA (ARMA), et enfin, les modèles à moyenne mobile intégrée autorégressive (ARIMA). Ils sont basés sur l'identification de système ou l'identification paramétrique. Il s'agit de modèle linéaire où il ne doit pas y avoir d'interactions entre les entrées du modèle. Le choix d'un modèle linéaire, bien que les processus hydrodynamiques, notamment la relation Pluie-Débit, soient non linéaires, a été choisi pour des raisons de simplicité de mise en œuvre et car la taille du bassin versant permet de limiter ces effets non linéaires.

Le modèle ARX (Auto Regressive model with eXternal inputs) est un modèle autorégressif. Il présente l'avantage de pouvoir simuler un débit dans une rivière en tenant compte des débits et des pluies des jours précédents (Fortin *et al.*, 1997; Coulibaly *et al.*, 1999). Il s'agit d'un des modèles les plus simples pour l'identification de systèmes. Sa popularité est due à la facilité d'estimer les coefficients par la méthode des moindres carrés. Le modèle ARX, sous sa forme générale avec u les entrées et y les sorties, s'écrit :

$$A(q) \cdot y(t) = B(q) \cdot u(t - \tau) + e(t)$$

Où τ est le temps de retard entre les variables d'entrées et de sorties, e est le bruit et $A(q)$ et $B(q)$ sont des polynômes de la forme :

$$A(q) = 1 + a_1 \cdot q^{-1} + \dots + a_\alpha \cdot q^{-\alpha} \quad B(q) = b_1 + b_2 \cdot q^{-1} + \dots + b_\beta \cdot q^{-\beta+1}$$

Avec α et β l'ordre des polynômes. Ce modèle est donc caractérisé par trois grandeurs : le coefficient d'autorégression α , le coefficient exogène β et le temps de retard du système τ . Plus explicitement, on écrit :

$$y(t) + a_1 \cdot y(t-1) + \dots + a_\alpha \cdot y(t-\alpha) = b_1 \cdot u(t-\tau) + b_2 \cdot u(t-\tau-1) + \dots + b_\beta \cdot u(t-\tau-\beta+1) + e(t)$$

La fonction de transfert s'écrit donc :

$$F(q) = q^{-\tau} \cdot \frac{B(q)}{A(q)}$$

Etant basé sur des séries chronologiques de stations de mesures de débits, de précipitations, etc., les valeurs des paramètres de ces modèles sont difficilement transférables sur d'autres bassins versants ou même en dehors de la gamme de variation des données utilisées pour la calibration.

4.7.2 Méthodologie de mise en place des modèles

La prévision des débits sur l'hydrosystème du bassin versant de la Charente amont à partir d'un modèle autorégressif ARX nécessite la réalisation de plusieurs étapes : (i) le choix de la représentation de l'hydrosystème, (ii) la méthodologie d'identification des paramètres, et enfin, (iii) la validation du modèle et de la représentation du système à partir de données.

4.7.2.1 Choix de la représentation du système choisi

A chaque étape, plusieurs représentations, de plus en plus complexes, de l'hydrosystème de la Charente amont sont testées :

➤ *Système mono-entrée, mono-sortie (SISO pour Single Input – Single Output)*

Le modèle correspondant à la représentation d'un système SISO est le plus simple possible. L'hydrosystème est assimilé à une boîte noire avec une seule entrée et une seule

sortie (figure 4.33). Dans le cas de la Charente, plusieurs types de modèles peuvent être explorés : le modèle débits-débits correspondant au transfert d'eau dans les biefs de la Charente et le modèle pluies-débits correspondant à la transformation des précipitations en débits sur le bassin versant.

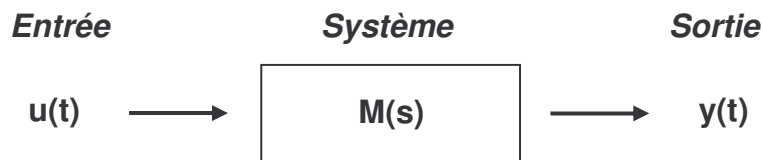


Figure 4.33 – Représentation schématique d'un système SISO

➤ *Système multi-entrées, mono-sortie (MISO pour Multiple Input – Single Output).*

Le modèle MISO est un petit plus évolué que le modèle SISO. Toutefois, il correspond toujours à un système de boîte noire avec plusieurs entrées et une seule sortie (figure 4.34). Il est donc possible d'utiliser conjointement les débits apportés par les barrages, les mesures pluviométriques et les mesures piézométriques ou autres. En sortie, le modèle MISO peut nous renvoyer les débits à l'exutoire du bassin ou les piézométries des nappes dans les aquifères.

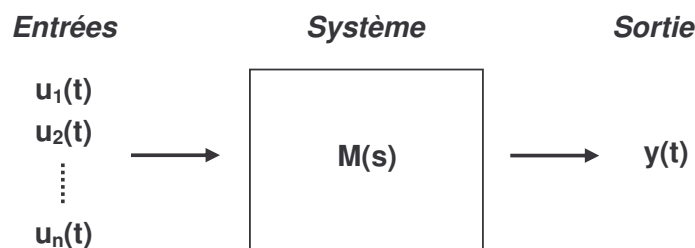


Figure 4.34 – Représentation schématique d'un système MISO

Dans un cas d'un modèle MISO avec deux entrées, u_1 et u_2 , et une sortie y , le modèle serait :

$$A(q) \cdot y(t) = B_1(q) \cdot u_1(t - \tau_1) + B_2(q) \cdot u_2(t - \tau_2) + e(t)$$

Où $B_1(q)$ est le polynôme de l'entrée u_1 , $B_2(q)$ est le polynôme de l'entrée u_2 , et $A(q)$ est le polynôme de la sortie y . Le polynôme $A(q)$ intervient donc dans la construction des deux fonctions de transfert pour les entrées u_1 et u_2 .

$$F_1(q) = q^{-\tau_1} \cdot \frac{B_1(q)}{A(q)} \qquad F_2(q) = q^{-\tau_2} \cdot \frac{B_2(q)}{A(q)}$$

En n'obtenant pas une fonction de transfert différentes pour chacune des entrées, les résultats peuvent quelques peu être faussés.

4.7.2.2 Identification des paramètres et validation des modèles

Pour le calage des modèles MISO et SISO réalisés ici, les données utilisées doivent être caractéristiques des comportements hydrodynamiques que le modèle comportemental doit reproduire. L'objectif des modèles est la prévision des débits lorsque les ressources peuvent être insuffisantes (période d'étiage). Les périodes de modélisation choisies sont donc découpées par période d'étiage et s'étalent donc de début juin à fin octobre. De plus, le début des séries chronologiques doivent, si possible, ne pas présenter de fortes variations (régime quasi-permanent) pour que les paramètres du modèle ne soient pas influencés par les conditions initiales.

L'identification du modèle doit déterminer les valeurs des paramètres des fonctions de transfert afin de minimiser les écarts entre les processus qu'on cherche à identifier et le modèle. La *System Identification Toolbox* du logiciel scientifique Matlab permet d'identifier la structure des modèles autorégressifs (ARX) et leurs paramètres. Les techniques d'estimation incluent le maximum de vraisemblance et les schémas de minimisation d'erreur de prédiction. Pour cette phase de calibration, les valeurs des paramètres du modèle doivent traduire le fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème. Dans cette perspective, l'ensemble des données mesurées sur le bassin versant de la Charente, et disponible dans la base de données du TBR (précipitations, débits, piézométries et prélèvements agricoles), sont utilisées.

Pour la phase de validation, l'horizon choisi pour la prévision dépend de la qualité des modélisations. En effet, la qualité des modèles comportementaux linéaires se dégrade rapidement avec les délais des prévisions (Ribeiro *et al.*, 1998; Lauzon *et al.*, 2000). Cet horizon prévisionnel doit cependant rester compatible avec le fonctionnement hydrodynamique de la Charente notamment les temps de transfert entre les barrages et la station de référence des DOE et DCR à Vindelle et les délais d'influence des prélèvements sur les débits du fleuve Charente (cf. chapitre 1). Dans cette optique, l'obtention, à la fin des tests de structures des modèles ARX présentées ci-après, d'un modèle robuste et fiable à un horizon de 7 jours pourrait constituer un outil de prévision des débits à Vindelle très intéressant pour une utilisation en gestion de l'eau sur le bassin versant de la Charente.

A l'inverse de la phase de calibration, l'objectif de la validation est de tester le modèle dans des conditions opérationnelles. Les données nécessaires au modèle au-delà de la date de début des prévisions ne peuvent être issues de la base de données du TBR. Elles ne sont qu'approchées. Les détails des données utilisées dans les phases de validation et de calibration sont précisés lors de la présentation des modèles testés.

Pour analyser et juger de la pertinence des différents modèles mis en place dans de ce travail, un critère statistique objectif doit être utilisé afin de caractériser globalement la qualité des simulations. Dans notre cas, le critère de Nash sera utilisé (Nash et Sutcliffe, 1970) afin d'estimer la qualité des débits simulés (paragraphe 4.7.5.1). Une valeur supérieure à 0.7 sera considérée globalement comme satisfaisante.

$$NASH = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{Obs} - Q_{Cal})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{Obs} - \bar{Q}_{Obs})^2}$$

Où Q_{Obs} est le débit observé, Q_{Calc} est le débit modélisé et \bar{Q}_{Obs} représente la moyenne des débits simulés.

4.7.3 Identification et Validation de différents modèles autorégressifs

4.7.3.1 Modèle SISO Pluies-Débits (PQ)

Le modèle SISO-PQ ne prend en compte, sur la totalité du bassin versant de la Charente, que les précipitations à la station météorologique de Ruffec en entrée et les débits à Vindelle en sortie. Afin de ne pas donner au modèle une trop grande dépendance à une période, plusieurs phases de calibration sont réalisées avant d'obtenir les paramètres du modèle qui seront utilisés, ultérieurement, lors de la phase de validation. Pour le modèle SISO Pluie-Débit (PQ), les périodes disponibles pour la calibration du modèle s'étalent du 01 juin au 31 octobre pour les années 2001, 2003 et 2004. L'étiage de l'année 2005 est conservé pour la validation du modèle.

Pour les transferts entre les précipitations et les débits, un ordre 3 avec retard est choisi pour le polynôme $B(q)$. Le retard choisi est de 1 afin que les pluies qui influencent les débits à Vindelle soient celles des trois jours précédents la simulation. Ces temps de transfert ont été déduits des fonctions de transfert du TBR. Pour le polynôme $A(q)$, l'ordre sera de 1, ce qui signifie que seul le débit du pas de temps précédent est pris en compte pour la prévision du débit au pas de temps suivant. Cette approximation se justifie dans mon étude car l'hydrosystème de la Charente est très influencé. En effet, les débits antérieurs ne correspondent pas à de simples écoulements ou à une vidange de la nappe mais ils sont sous l'influence de plusieurs facteurs dont les dynamiques sont nettement plus rapides (lâchers de barrages, prélèvements) et qui rendent les débits nettement moins interdépendants d'un jour sur l'autre.

La calibration du modèle SISO-PQ nous a conduit à la fonction de transfert ci-dessous avec des critères tout à fait satisfaisants, à savoir un critère de Nash de 0.94.

$$F(q) = q^{-1} \cdot \frac{0.0323 + 0.0609 \cdot q^{-1} + 0.0295 \cdot q^{-2}}{1 - 0.954 \cdot q^{-1}}$$

Les débits simulés en sorties du modèle MISO-PQ sont donc obtenus à partir de la formule suivante :

$$Q_{Vindelle}(t) = 0.918 \cdot Q_{Vindelle}(t-1) + 0.0323 \cdot P_{Ruffec}(t-1) + 0.0609 \cdot P_{Ruffec}(t-2) + 0.0295 \cdot P_{Ruffec}(t-3) + e(t)$$

Avec $Q_{Vindelle}$, les débits à Vindelle et P_{Ruffec} , les précipitations à la station de Ruffec.

La figure 4.35 présente les débits simulés et observés pour l'été 2001 lors de la phase de calibration.

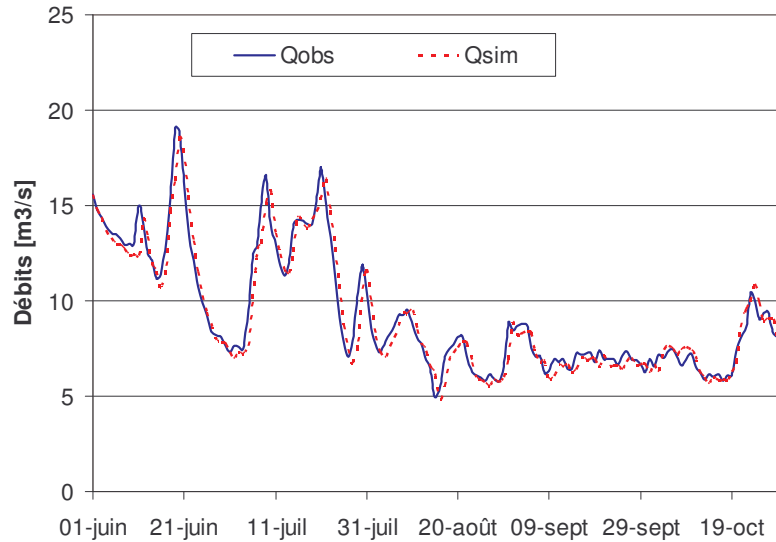


Figure 4.35 – Calibration du modèle SISO-PQ à Vindelle pendant l'été 2001

Une étude temporelle nous a permis de tester la stabilité du modèle ARX et de valider son utilisation. La première étape de l'étude concerne le calcul de la réponse impulsionnelle à partir d'une fonction Matlab (impulse.m). Elle permet de tester expérimentalement la stabilité d'un système linéaire. C'est la réponse temporelle à une impulsion en entrée pour un système linéaire initialement au repos. Le système est stable si la réponse impulsionnelle tend vers 0 lorsque le temps tend vers l'infini. La deuxième étape concerne l'évaluation de la réponse indicielle, qui est la réponse temporelle à un échelon unité pour un système linéaire initialement au repos (fonction step.m dans Matlab).

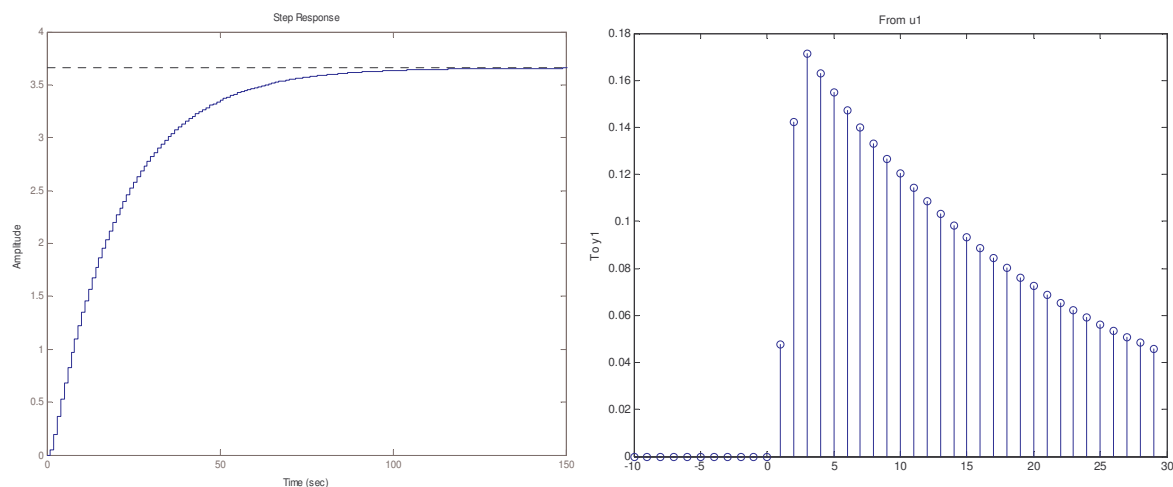


Figure 4.36 – Réponses indicielle et impulsionnelle du modèle SISO-PQ

A la vue de la figure 4.36, on peut conclure que notre système est stable. Néanmoins, la réponse indicielle affiche un gain de plus de 3.5, ce qui démontre que tous les processus ne sont pas pris en compte dans le modèle. Les modèles testés par la suite présenteront tous les mêmes caractéristiques et les réponses indicielle et impulsionnelle ne seront plus présentées.

Après la phase de calage sur les étiages 2001 à 2004, la validation du modèle SISO-PQ se déroule sur l'étiage 2005. Dans un but d'avoir un modèle pessimiste, les pluies antérieures mesurées sont conservées mais celles utilisées pour la prévision sont mises à 0. Ainsi, pour une prévision à 5 jours, les pluies des jours j à $j + 5$ ont été mises à 0. Au pas de temps suivant, la pluie mesurée le jour j est intégré au modèle et la prévision a débuté entre le jour $j + 1$ et le jour $j + 6$. En ce qui concerne les sorties à Vindelle, toujours pour une prévision à 5 jours, la prévision du débit du jour j utilise le débit mesuré à Vindelle le jour $j - 1$, puis celui simulé pour le jour $j + 1$ utilise le débit simulé au jour j , et ainsi de suite jusqu'au pas de temps $j + 5$. Au pas de temps suivant $j + 1$, le débit mesuré le jour j est intégré au modèle afin de calculé le débit du jour $j + 1$, puis le débit simulé au jour $j + 2$ utilise le débit simulé au jour $j + 1$, et ainsi de suite jusqu'au débit simulé au jour $j + 6$.

Les résultats de la simulation sur le bassin versant de la Charente à Vindelle sont présentés dans la figure 4.37 pour des horizons de prévisions de 1 et 3 jours.

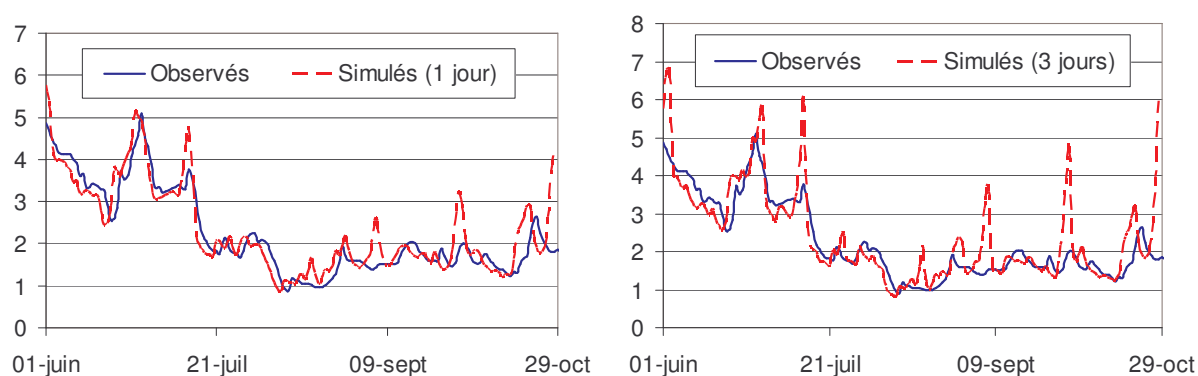


Figure 4.37 – Validation du modèle SISO-PQ pour des horizons de prévisions de 1 jour (à gauche) et de 3 jours (à droite) durant l'étiage 2005

Les résultats obtenus pour la validation sont corrects avec des coefficients de Nash supérieurs à 0.7 pour des horizons de prévisions de 1 à 3 jours (figure 4.38). Lorsque l'on souhaite avoir des prévisions au-delà du quatrième jour, les résultats se dégradent plus rapidement pour finalement chuter à une valeur de Nash de 0.3 pour une prévision à 7 jours (figure 4.38).

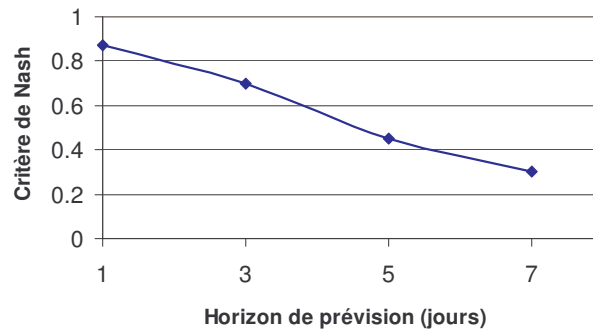


Figure 4.38 – Valeurs du critère de Nash en fonction de l'horizon de la prévision pour le modèle SISO-PQ

Bien que ces premiers résultats soient positifs, ce modèle simple (SISO-PQ) ne permet pas de faire des prévisions fiables à un horizon supérieur à 3 jours. L'hydrosystème de la Charente est un environnement complexe et les précipitations seules ne peuvent expliquer totalement le fonctionnement hydrodynamique du bassin versant.

4.7.3.2 Modèle MISO Pluies-Débits-Débits (P2Q)

Afin d'améliorer les prévisions des modèles comportementaux de type ARX, plusieurs entrées peuvent être ajoutées aux précipitations dans le cas de la Charente, notamment les piézométries des nappes, les débits des lâchers de barrages ou encore les données sur les prélèvements agricoles.

Le premier modèle MISO testé est dénommé MISO-P2Q. Ses données d'entrée sont les précipitations à Ruffec et les débits provenant des lâchers des barrages de Lavaud et Mas-Chaban et les sorties sont les débits à Vindelle. De la même manière que pour le modèle MISO-PQ, plusieurs phases de calibration sont réalisées avant d'obtenir les paramètres du modèle qui seront utilisés lors de la phase de validation. L'ordre des polynômes est déterminé à partir des données recueillis dans le TBR puis lors de l'analyse systémique par les analyses corrélatoires et spectrales (ACS) dans le chapitre 1, puis affiné en utilisant une méthode *essai-erreur* autour des valeurs choisies. Dans le modèle MISO-P2Q, l'ordre du polynôme de la fonction de transfert des précipitations est de 3 avec un temps de retard de 1 (comme pour le modèle SISO-PQ) et l'ordre du polynôme des lâchers de barrages est de 2 avec un temps de retard également de 2 (cf. paragraphe 4.9.3.3).

La calibration du modèle MISO-P2Q sur les années 2001 à 2004 a permis d'obtenir les fonctions de transfert ci-dessous avec des critères tout à fait satisfaisants, à savoir un critère de Nash de 0.94.

$$F_{Barrage}(q) = q^{-2} \cdot \frac{0.4227 - 0.3659 \cdot q^{-1}}{1 - 0.9396 \cdot q^{-1}}$$

$$F_{Pluie}(q) = q^{-1} \cdot \frac{0.03342 + 0.0595 \cdot q^{-1} + 0.0297 \cdot q^{-2}}{1 - 0.9396 \cdot q^{-1}}$$

Les débits simulés en sorties du modèle MISO-P2Q sont donc obtenus à partir de la formule suivante :

$$Q_{Vindelle}(t) = 0.918 \cdot Q_{Vindelle}(t-1) + 0.4227 \cdot Q_{Barrage}(t-1) - 0.3659 \cdot Q_{Barrage}(t-2) + 0.03342 \cdot P_{Ruffec}(t-1) + 0.0595 \cdot P_{Ruffec}(t-2) + 0.0297 \cdot P_{Ruffec}(t-3) + e(t)$$

Avec $Q_{Vindelle}$, les débits à Vindelle, $Q_{Barrage}$, les débits lâchers des barrages de Lavaud et Mas-Chaban et P_{Ruffec} , les précipitations à la station de Ruffec. La figure 4.39 présente les débits simulés et observés pour l'étiage 2003 durant la phase de calibration.

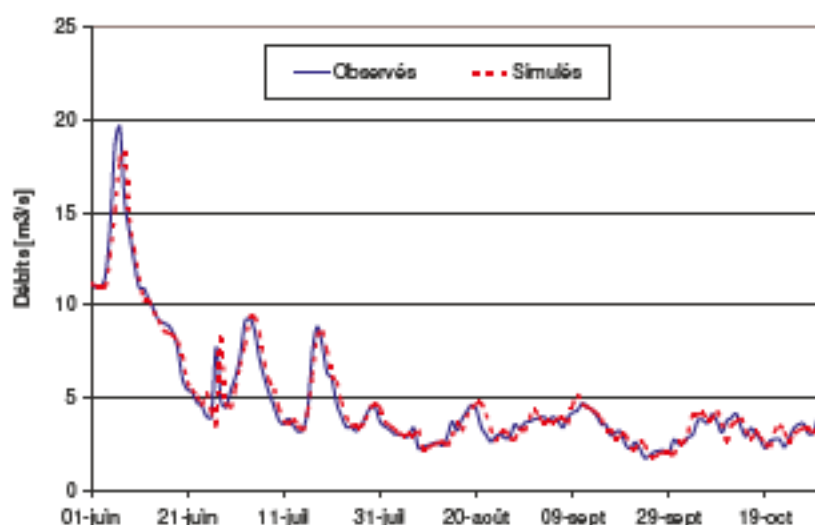


Figure 4.39 – Calibration du modèle MISO-P2Q à Vindelle pour l'étiage 2003

Après la phase de calage, la validation du modèle MISO-P2Q a lieu sur la période de l'étiage 2005. Les précipitations utilisées en entrée du modèle MISO-P2Q sont les mêmes que dans le modèle SISO-PQ, à savoir des précipitations égale à 0 sur la totalité de l'horizon prévisionnel. De même, les débits à la station de Vindelle utilisés pour calculer la sortie du modèle utilisent la même procédure que dans le modèle SISO-PQ. Les débits de lâchers de barrages sont considérés comme des variables de décisions, c'est-à-dire une variable dont les gestionnaires peuvent contrôler les variations. Ainsi, en ce qui concerne les lâchers de barrages utilisés en entrée dans le modèle MISO-P2Q, ils correspondent aux données issues de la base du TBR.

Les valeurs du critère de Nash obtenus pour le modèle MISO-P2Q en fonction de l'horizon des prévisions (figure 4.40) ne permettent pas de valider le modèle et cela quel que soit l'horizon de la prévision des débits à Vindelle.

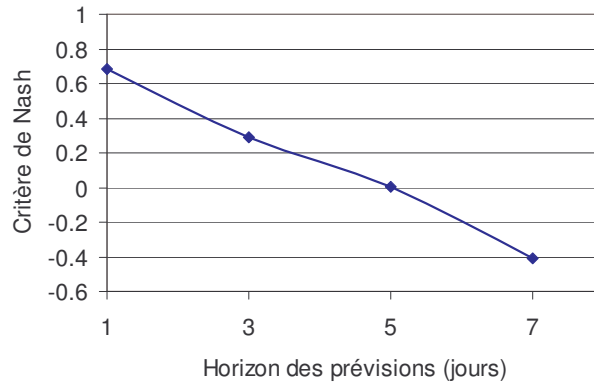


Figure 4.40 – Valeurs du critère de Nash en fonction de l'horizon de la prévision pour le modèle MISO-P2Q

Les informations contenues dans les chroniques de lâchers de barrages sont fortement discontinues et non linéaires avec les manœuvres concernant les vannes des ouvrages. Cette information peut potentiellement expliquer les mauvais résultats du modèle MISO-P2Q. En tenant compte de cette information, les lâchers de barrages ne seront plus utilisés en entrées des modèles MISO qui seront développés par la suite.

Les chroniques de prélèvements agricoles, qui présentent les mêmes caractéristiques, ne seront utilisées que pour le meilleur des modèles choisis afin de déterminer si les prévisions des débits à Vindelle peuvent encore être améliorées avec cette information ou non.

4.7.3.3 Modèle MISO Pluies-Piézométries-Débits (2PQ)

Le modèle MISO Pluies-Piézométries-Débits (MISO-2PQ) comprend les précipitations et les piézométries au niveau de la station de Ruffec comme données d'entrée et les débits à Vindelle comme sortie. De la même manière que pour les autres modèles MISO, plusieurs phases de calibration sont réalisées avant d'obtenir les paramètres du modèle qui ont été utilisés lors de la phase de validation. L'ordre des polynômes de la fonction de transfert des précipitations est toujours de 3 avec un temps de retard de 1 et l'ordre du polynôme des piézométries est de 3 avec un temps de retard de 9. Ils ont été obtenus à partir de l'observation des hydrogrammes et des analyses corrélatoires et spectrales (ACS) réalisées dans le chapitre 1, puis affinés en utilisant une méthode *essai-erreur* autour des valeurs choisies.

La calibration du modèle MISO-2PQ sur les années 2001 à 2004 a permis d'obtenir les fonctions de transfert ci-dessous avec un critère de Nash de 0.98.

$$F_{\text{Piezometrie}}(q) = q^{-9} \cdot \frac{-0.4493 - 0.6434 \cdot q^{-1} + 1.076 \cdot q^{-2}}{1 - 0.905 \cdot q^{-1}}$$

$$F_{\text{Pluie}}(q) = q^{-1} \cdot \frac{0.04005 + 0.05984 \cdot q^{-1} + 0.03694 \cdot q^{-2}}{1 - 0.905 \cdot q^{-1}}$$

Les débits simulés en sorties du modèle MISO-2PQ sont donc obtenus à partir de la formule suivante :

$$Q_{Vindelle}(t) = 0.918 \cdot Q_{Vindelle}(t-1) - 0.5845 \cdot Z_{Ruffec}(t-9) - 0.6574 \cdot Z_{Ruffec}(t-10) + 0.044 \cdot Z_{Ruffec}(t-11) + 0.02224 \cdot P_{Ruffec}(t-1) + 0.02284 \cdot P_{Ruffec}(t-2) + 0.008435 \cdot P_{Ruffec}(t-3) + e(t)$$

Avec $Q_{Vindelle}$, les débits à Vindelle, Z_{Ruffec} , les piézométries à la station de Ruffec et P_{Ruffec} , les précipitations à la station de Ruffec.

Après la phase de calage, la validation du modèle MISO-2PQ a lieu sur la période de l'été 2005. Les précipitations utilisées en entrée du modèle MISO-2PQ sont les mêmes que dans les modèles SISO-PQ et MISO-P2Q, à savoir des précipitations égale à 0 sur la totalité de l'horizon prévisionnel choisi. Les débits à la station de Vindelle utilisés pour calculer la sortie du modèle utilisent une procédure identique à celle des autres modèles. Pour les piézométries, le temps de retard de la fonction de transfert est de 9. Ainsi, les piézométries à Ruffec au temps $t - 9$, $t - 10$ et $t - 11$ servent à calculer les débits à Vindelle pour le temps t .

Dans ces conditions, les piézométries utilisées dans le modèle MISO-2PQ sont celles issues de la base du TBR. Toutefois dans ce cas, les prévisions sont limitées à un horizon de 8 afin de ne pas avoir besoin de valeurs approchées pour les chroniques piézométriques. Cet horizon semble cependant suffisant pour organiser les principales décisions de gestion sur le bassin de la Charente. Si des prévisions à un horizon supérieur à 8 étaient nécessaires, le concept de tarissement des nappes pourrait être utilisé. En effet, le tarissement d'une nappe dépend du niveau initial de la nappe à un temps t et d'un coefficient de tarissement comme le présente la figure 4.41.

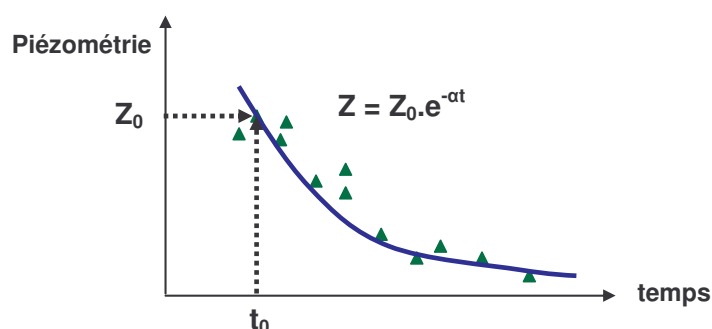


Figure 4.41 – Equation du tarissement d'une nappe à partir d'un temps initial t_0

La figure 4.42 présente les résultats de la phase de validation avec les valeurs du critère de Nash en fonction de l'horizon des prévisions.

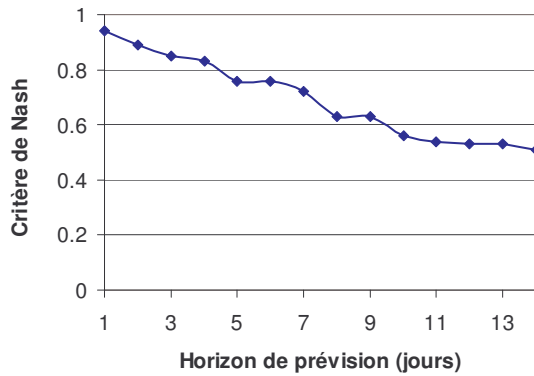


Figure 4.42 – Valeurs du critère de Nash en fonction de l'horizon de la prévision pour le modèle MISO-2PQ

Les résultats du modèle MISO-2PQ sont acceptables, avec un critère de Nash supérieur à 0.7, jusqu'à un horizon prévisionnel de 7 jours avec même notamment un critère de Nash supérieur à 0.8 jusqu'à un horizon compris entre 4 et 5 jours. Le modèle MISO-2PQ présente même des résultats globalement meilleurs que les résultats du modèle SISO-PQ. Les résultats sont identiques à court terme entre 1 et 3 jours (cf. paragraphe 4.9.5.1 et 4.10.3), mais la différence se fait surtout sur les prévisions à moyen terme. En effet, lorsque les prévisions avec les modèles SISO-PQ chute en dessous de la limite acceptable avec le critère de Nash (0.7) au-delà de 3 jours, le modèle MISO-2PQ reste acceptable jusqu'à un horizon prévisionnel de 7 jours (figure 4.43). Au-delà pour un horizon de 8 jours, le Nash passe en dessous de la limite acceptable mais les résultats ne se dégradent pas comme avec le modèle SISO-PQ (figure 4.43).

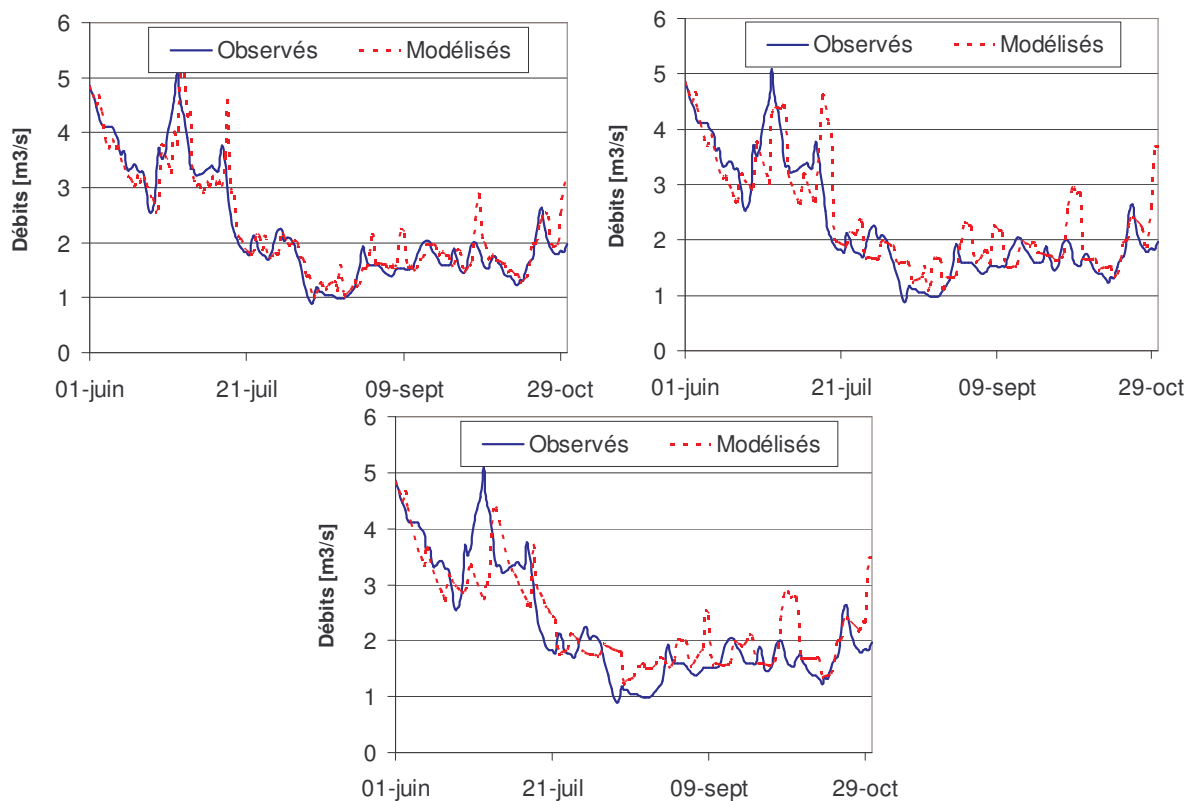


Figure 4.43 – Validation du modèle MISO-2PQ pour des horizons de prévisions de 1, 3, 7 jours (de haut en bas et de gauche à droite) pour l'été 2005

4.7.3.4 Modèle MISO Pluies-Piézométries-Prélèvements-Débits (3PQ)

Le modèle MISO Pluies-Piézométries-Débits (MISO-2PQ) obtenu précédemment était déjà satisfaisant. Toutefois, ce modèle ne prend pas en compte les prélèvements agricoles, un processus très important sur le bassin versant de la Charente (cf. Chapitre 1 et 2). Néanmoins, la connaissance de ces prélèvements en temps réel afin de les intégrer dans les prévisions ne reste qu'approximative. Les seules chroniques qui sont disponibles concernent seulement trois stations de pompages gérées par des Associations Syndicales Autorisées (ASA). Elles ne reflètent donc pas forcément les comportements d'un irrigant mais plutôt des valeurs moyennes à cause du nombre d'irrigants présents dans ces ASA.

Le nouveau modèle mis en place se dénomme MISO-3PQ, pour Pluies, Piézométries, Prélèvements et Débits. Il intègre les précipitations et les piézométries, au niveau de la station de Ruffec, et les prélèvements moyens des stations de Mansle, Chenon et Chenonnet comme données d'entrée et les débits à Vindelle comme sortie. De la même manière que pour les autres modèles MISO, plusieurs phases de calibration sont réalisées avant d'obtenir les paramètres du modèle qui seront utilisés pour la phase de validation. Les ordres des polynômes de la fonction de transfert des précipitations et des piézométries sont toujours respectivement de 3 avec un temps de retard de 1 et de 3 avec un temps de retard de 9. En ce qui concerne le temps de retard et l'ordre du polynôme de la fonction de transfert des prélèvements, ils sont obtenus à partir des valeurs de la FT_3 dans le TBR et des analyses corrélatoires et spectrales (ACS) réalisées dans le chapitre 1, puis affinés en utilisant une méthode *essai-erreur* autour des valeurs choisies. Les valeurs choisies sont de 3 pour l'ordre du polynôme et aucun temps de retard. En effet, dans le paragraphe 4.9.3.3, Gouy (1996) précisait que l'influence des prélèvements sur la RA23 se faisait sentir à Vindelle en moins de 24 heures.

La calibration du modèle MISO-3PQ sur les années 2002 à 2004 a permis d'obtenir les fonctions de transfert ci-dessous avec un critère de Nash de 0.96.

$$F_{Piezometrie}(q) = q^{-9} \cdot \frac{-0.5845 - 0.6574 \cdot q^{-1} + 0.044 \cdot q^{-2}}{1 - 0.918 \cdot q^{-1}}$$

$$F_{Pluie}(q) = q^{-1} \cdot \frac{0.02224 + 0.02284 \cdot q^{-1} + 0.008435 \cdot q^{-2}}{1 - 0.918 \cdot q^{-1}}$$

$$F_{prelevements}(q) = q^{-0} \cdot \frac{-0.0000298 + 0.0001972 \cdot q^{-1} + 0.0002566 \cdot q^{-2}}{1 - 0.918 \cdot q^{-1}}$$

Les débits simulés en sorties du modèle MISO-3PQ sont donc obtenus à partir de la formule suivante :

$$\begin{aligned}
Q_{Vindelle}(t) = & 0.918 \cdot Q_{Vindelle}(t-1) \\
& - 0.5845 \cdot Z_{Ruffec}(t-9) - 0.6574 \cdot Z_{Ruffec}(t-10) + 0.044 \cdot Z_{Ruffec}(t-11) \\
& + 0.02224 \cdot P_{Ruffec}(t-1) + 0.02284 \cdot P_{Ruffec}(t-2) + 0.008435 \cdot P_{Ruffec}(t-3) \\
& - 0.0000298 \cdot Q_{Prel}(t) - 0.0001972 \cdot Q_{Prel}(t-1) + 0.0002566 \cdot Q_{Prel}(t-2) + e(t)
\end{aligned}$$

Avec $Q_{Vindelle}$, les débits à Vindelle, Z_{Ruffec} , les piézométries à la station de Ruffec, P_{Ruffec} , les précipitations à la station de Ruffec, et, Q_{Prel} , les débits de prélèvements moyens sur le bassin versant de la Charente.

Après la phase de calage, la validation du modèle MISO-3PQ se déroule sur la période de l'été 2005. Les précipitations et les piézométries utilisées en entrée du modèle MISO-3PQ sont les mêmes que pour le modèle MISO-2PQ. L'horizon prévisionnel est limité à 8 jours à cause de l'utilisation des mesures piézométriques dans le modèle. Les débits à la station de Vindelle utilisent une procédure identique à celle des autres modèles. En ce qui concerne les prélèvements, le modèle IRRIG simule tous les jours des débits de prélèvements pour les $j + 14$ jours suivants. Les valeurs utilisées dans le modèle MISO-3PQ sont donc extraites, en fonction des horizons de prévision, des simulations du modèle IRRIG dans le TBR pour la période de 2005.

Les résultats en validation du modèle MISO-3PQ sont bons, avec un critère de Nash supérieur à 0.7, jusqu'à un horizon prévisionnel de 5 jours (figure 4.44). Néanmoins, le modèle MISO-3PQ présente des résultats légèrement moins bons que le modèle MISO-2PQ. En effet, en comparant les coefficients de Nash des deux modèles, les valeurs sont moins bonnes pour le modèle MISO-3PQ avec 0.91 contre 0.94 pour un horizon de 1 jour. De plus, les résultats du modèle MISO-3PQ se dégradent plus vite en augmentant l'horizon des prévisions avec un passage du Nash sous la barre des 0.7 à 5 jours contre 7 jours pour le modèle MISO-2PQ.

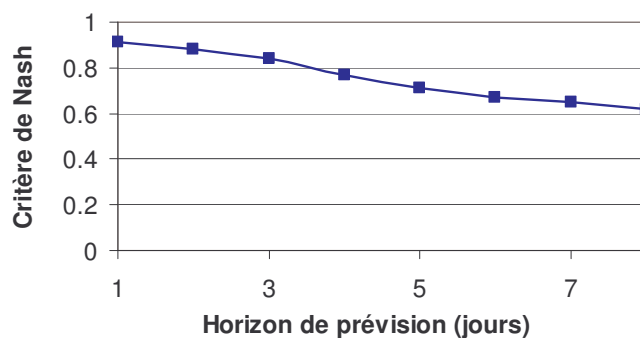


Figure 4.44 – Valeurs du critère de Nash en fonction de l'horizon de la prévision pour le modèle MISO-3PQ

Les comparaisons des hydrogrammes mesurés et simulés illustrent aussi une prévision qui se dégrade avec l'augmentation de l'horizon prévisionnel (figure 4.45). Les simulations restent cependant satisfaisantes jusqu'à un horizon de 5 jours.

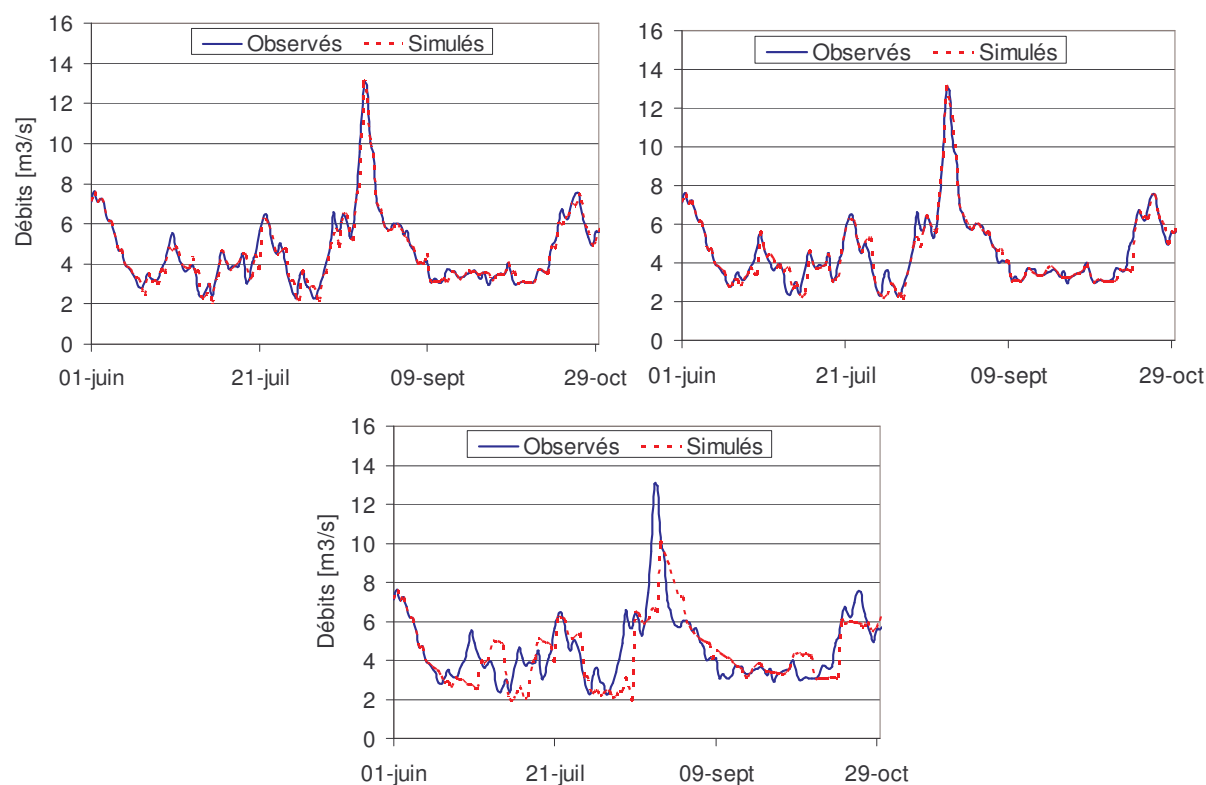


Figure 4.45 – Validation du modèle MISO-3PQ pour des horizons de prévisions de 2, 5 et 8 jours (de haut en bas et de gauche à droite) pour l'étiage 2005

L'introduction des débits des prélèvements, à partir du modèle MISO-2PQ, afin de donner le modèle MISO-3PQ, n'a pas permis d'améliorer ce dernier. Les raisons de cet échec peuvent être diverses mais les deux principales sont :

1. Utilisations multiples du polynôme $A(q)$ dans les fonctions de transfert.

Dans les modèles comportementaux de type ARX, le polynôme $A(q)$ est utilisé pour les fonctions de transfert de chacune des entrées du modèle MISO (cf. paragraphe 4.10.2.1). Par exemple pour le modèle MISO-3PQ, les paramètres du polynôme $A(q)$ ont été identifiés à partir des données de pluies, de piézométries et de prélèvements. Quant à ceux du modèle MISO-2PQ, ils n'ont été identifiés qu'à partir des données de pluies et de piézométries. Dans ces conditions, au plus les données d'entrée sont nombreuses, au plus les valeurs des paramètres de $A(q)$ doivent traduire des influences diverses. Ainsi, pendant la phase de calibration, les valeurs des paramètres de $A(q)$ prennent une valeur moyenne qui rend compte de l'ensemble des séries chronologiques en entrée mais, peut être, plus correctement de l'influence de chacune des séries chronologiques. Le signal de sortie est moyenné à partir de l'information des différents signaux d'entrée. En conséquence, les simulations avec beaucoup d'entrées peuvent alors être moins satisfaisantes que celles avec un nombre d'entrées plus restreintes. Une solution a été avancée afin de solutionner le problème d'identification des paramètres de $A(q)$ dans le cas où un nombre important d'entrées est souhaitable (Hyemes, 2006). Néanmoins, elle ne s'est pas avérée concluante.

2. Mauvaise prise en compte des prélèvements agricoles par le modèle IRRIG

La deuxième solution a déjà été avancée lors de l'étude du modèle TBR. En effet, les débits de prélèvements estimés par le modèle IRRIG apparaissent faussés lorsque l'on compare les débits simulés et les débits mesurés au niveau des ASA (cf. paragraphe 4.9.5.2).

4.7.4 Mise en oeuvre d'un modèle autorégressif pour la gestion opérationnelle des ressources en eau en Charente

4.7.4.1 Comparaison des résultats des modèles TBR et SISO / MISO

Le modèle utilisé actuellement pour la prévision des débits et pour l'aide à la décision sur le bassin versant de la Charente est le TBR. Plusieurs modèles comportementaux de type autorégressifs (ARX) ont été évalués afin de comparer leurs prévisions avec celle du TBR. La comparaison des résultats entre les différents modèles se base sur un critère mathématique, le critère de Nash. La figure 4.46 présente les valeurs de ce critère en fonction des horizons de la prévision (de 1 à 8 jours) pour les différents modèles étudiés.

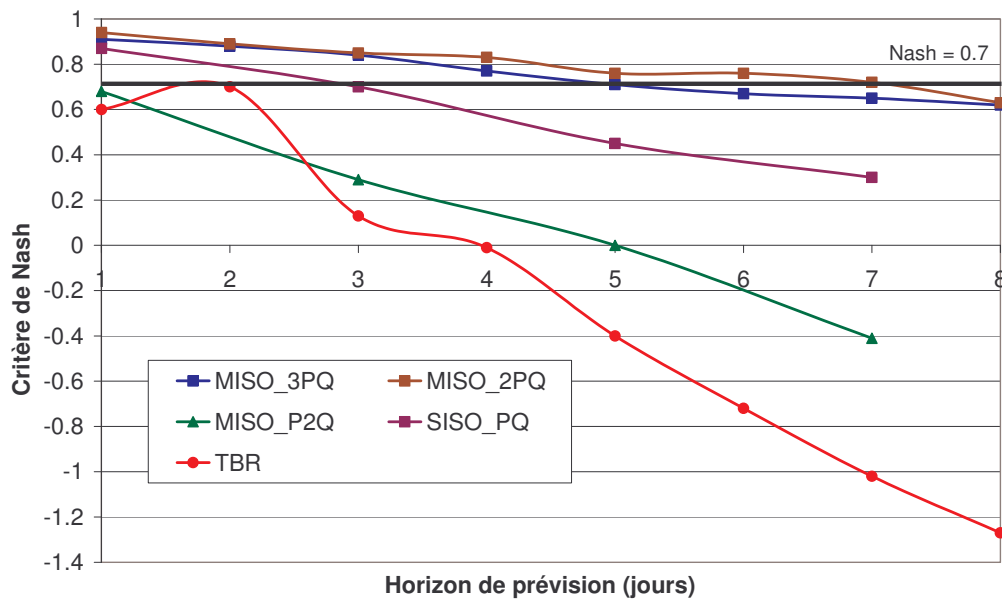


Figure 4.46 – Evolution des coefficients de Nash en fonction des horizons de prévision pour les 4 modèles étudiés (SISO-PQ, MISO-P2Q, MISO-2PQ, MISO-3PQ) et le TBR pour la phase de validation

Le modèle TBR, même si il arrivait à reproduire le comportement général de l'hydrosystème possède un critère de Nash très faible surtout pour des prévisions au-delà de 2 jours. Au sens strict, le modèle reste même inacceptable pour une prévision inférieure à 2 jours puisque le critère de Nash est en dessous de 0.7. En ce qui concerne les prévisions à partir des modèles autorégressifs SISO et MISO, les résultats semblent, globalement, plus concluants que les résultats du TBR. Toutefois, tous les modèles ne donnent pas les mêmes résultats et ils peuvent être répartis en trois classes :

- La première classe est celle des modèles non retenus pour la prévision des débits d'étiage sur le bassin versant de la Charente. Cette classe ne rassemble que le modèle MISO-P2Q dont les entrées sont les précipitations et les débits des lâchers de barrages et la sortie, comme les autres modèles, le débit à Vindelle. Ce modèle n'est pas acceptable quelque soit l'horizon prévisionnel.
- La deuxième classe contient les modèles dont l'utilisation est restreinte pour la prévision des débits d'étiage de la Charente. Cette classe comprend seulement le modèle SISO-PQ avec une seule entrée : les précipitations. Ce modèle fournit des résultats très satisfaisant à court terme (1 à 3 jours) compte tenu de sa grande simplicité et du peu de données requises.
- La dernière classe rassemble les modèles plus performants avec deux modèles. Le modèle MISO-3PQ possède trois entrées avec les précipitations, les piézométries et les débits de prélèvements. Ce modèle est acceptable pour la prévision des débits à 5 jours. Cependant, ses résultats sont légèrement inférieurs à ceux du modèle MISO-2PQ, essentiellement en raison de l'utilisation multiple du polynôme $A(q)$ dans les fonctions de transfert et/ou de la mauvaise prise en compte des prélèvements agricoles dans le modèle IRRIG (paragraphe 4.10.3.4). Le modèle MISO-2PQ, dont les entrées sont les précipitations et les piézométries, correspond donc au modèle le plus performant testé avec des prévisions acceptables jusqu'à un horizon de 7 jours.

Le modèle MISO-2PQ, avec ses 7 paramètres pour ses deux fonctions de transfert (pluies et piézométries) et ses deux paramètres pour les temps de retard, soit au total 9 paramètres, est un modèle comportemental simple. En effet, l'identification des paramètres des modèles comportementaux de type ARX est grandement facilité par les outils de simulation actuels (Matlab, Scilab, etc.). Le modèle MISO-2PQ est donc un modèle plus simple, plus robuste et avec un meilleur pouvoir de prévision que le modèle TBR. Dans ces conditions, ce modèle constitue une alternative intéressante à l'utilisation du modèle TBR afin d'avoir des prévisions plus fiables des débits à Vindelle.

4.7.4.2 Application du modèle MISO-2PQ en gestion tactique

La gestion actuelle des ressources en eau sur le bassin versant de la Charente correspond à un horizon tactique. En effet, les prévisions du TBR sont opérationnelles sur un horizon de 1 à 14 jours. Lors de l'étude de la réactivité des prises de décisions (cf. Chapitre 2), il a été constaté que les interdictions d'irrigation étaient prises avec des temps de retard très importants. Elles arrivaient parfois plus de 10 jours après le constat d'une situation de crise et pouvaient même intervenir à un moment où la situation des ressources en eau ne le justifiait plus. De plus, la réactivité des prises de décisions concernant les lâchers de barrages n'avait pas été clairement évaluée. Toutefois, les observations des chroniques de débits à Lavaud et Mas-Chaban ne semblent pas indiquer des évolutions quotidiennes des lâchers mais plutôt des évolutions hebdomadaires, ou bi- hebdomadaires, cohérentes avec le calendrier des réunions de crise des acteurs de la gestion de l'eau. Néanmoins, une

évolution quotidienne des lâchers de barrages est tout à fait envisageable, voire souhaitable en fonction des situations.

Dans un souci d'efficacité et de clarté vis-à-vis des acteurs et des usagers, la réactivité des prises de décisions (lâchers de barrages et restrictions) et de la mise en place des mesures (applications sur le terrain des restrictions ou de l'ouverture/fermeture des vannes) doivent être prises dans les meilleurs délais. De plus, elles doivent être cohérentes avec la situation observée sur le fleuve, afin de ne pas décourager les acteurs dans les mesures de gestion car ils restent les premiers touchés en cas de restrictions ou de crises. Dans ces conditions, et compte tenu de la variabilité des débits sur le fleuve Charente, un horizon prévisionnel supérieur à la décade (10 jours) ne semble pas être pertinent. Dans notre cas, le modèle MISO-2PQ possède de bonne capacité de prévision pour un horizon allant jusqu'à 7 jours (figure 4.47). Cet horizon semble suffisant pour mettre en œuvre les mesures nécessaires (restrictions des prélèvements, lâchers de barrages). Toutefois, des efforts devront être consentis notamment pour la diffusion des arrêtés de restrictions d'interdiction d'irrigation dans les mairies. De nouvelles méthodes de diffusion pourraient être même établies.

Après avoir défini que le modèle MISO-2PQ pouvait être compatible avec les horizons de prévision nécessaires pour la gestion des ressources en eau sur la Charente, intéressons nous à ses besoins en données. Dans le cas du modèle MISO-2PQ, les données d'entrées sont les précipitations et les piézométries aux stations de Ruffec. Dans le cas des précipitations, le modèle MISO-2PQ utilise les données de la base du TBR jusqu'à la date de la prévision puis, au-delà, il considère toutes les pluies égales à 0. Limiter l'horizon prévisionnel à 7 jours permet, en considérant le temps de retard de 9 pour les piézométries, de ne pas avoir besoin d'estimer les niveaux de nappes mais de simplement utiliser les niveaux de nappes au temps $t - 9$, $t - 10$ et $t - 11$, qui sont déjà disponibles dans la base de données du TBR. Dans ces conditions, le modèle MISO-2PQ n'a pas besoin de données supplémentaires pour fonctionner que celles disponibles dans la base du TBR. Il peut donc rapidement être opérationnel sur le bassin versant de la Charente afin de prévoir les débits d'étiages à un horizon de 7 jours et d'aider les gestionnaires dans leurs prises de décisions.

La figure 4.47 compare les résultats de prévisions de débits à partir du 27/08/2204 pour les modèles TBR et MISO-2PQ. En se basant sur les prévisions du TBR, le gestionnaire observe que les débits de la Charente vont passer en dessous du DOE le 29/08 et même du DCR le 30/08. Il doit alors déployer toutes les mesures possibles (lâchers de barrages et restrictions) afin de limiter la crise qui se profile. En se basant sur les volumes observés, les volumes déstockés des barrages n'auraient pas servi à réduire le déficit par rapport au DOE ou au DCR. Dans le cas de mesures de restrictions, elles auraient été infondées car le débit de la Charente n'a pas franchit le DOE et le DCR.

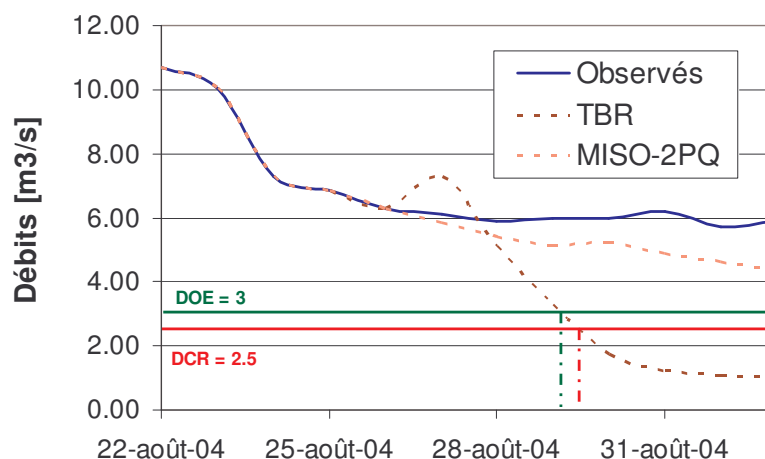


Figure 4.47 – Comparaison des modèles MISO-2PQ et TBR pour les prévisions à 7 jours des débits à Vindelle sur la période du 22/08 au 02/09/2004

En utilisant le modèle MISO-2PQ, où aucune crise n'était à prévoir sur les 7 prochains jours, le gestionnaire n'aurait ni modifié ses consignes de barrages afin de conserver des volumes disponibles pour la fin de la saison d'étiage, ni pris des mesures de restrictions qui induisent des pertes économiques importantes pour les usagers. Dans un premier temps, l'objectif est de trouver un modèle de prévision des débits fiables afin d'initier les règles de gestion. Avec des critères de Nash de 0.95 et 0.54, respectivement, pour le modèle MISO-2PQ et TBR, l'utilité et l'efficacité du modèle MISO-2PQ face au modèle TBR pour la prévision des débits de la Charente sont prouvées.

Sachant que notre étude a maintenant démontrée que le modèle MISO-2PQ possède des horizons de prévision compatible avec la gestion des ressources en eau et que les données nécessaires à son fonctionnement sont disponibles, il pourra être appliqué par les gestionnaires sur le bassin versant de la Charente à l'amont de Vindelle.

Néanmoins, avant que ce modèle puisse être utilisé par des gestionnaires, son ergonomie doit être améliorée. L'identification des paramètres a été réalisée sous Matlab. Mais la validation ou les simulations pourront être réalisées sous plusieurs supports : tableurs, ou bien, codes de calculs possédant des interfaces graphiques et des boîtes de dialogue. Des discussions doivent être entamées avec les gestionnaires, si ils sont intéressés, afin de définir un cahier des charges des fonctionnalités et des facilités désirées. L'objectif est de faciliter le travail des gestionnaires lors de la prise en main et de l'utilisation quotidienne du modèle MISO-2PQ.

Malgré les résultats satisfaisant du modèle MISO-2PQ, deux principaux problèmes peuvent être identifiés pour des gestionnaires d'un hydrosystème :

- *Prise en compte des lâchers de barrages dans le modèle MISO-2PQ*

Le premier problème concerne uniquement les gestionnaires d'un hydrosystème sur lequel des aménagements et des barrages sont utilisées pour le soutien d'étiage comme c'est le cas avec les barrages et Lavaud et Mas-Chaban en Charente. Lorsque des volumes sont

disponibles dans des barrages, il faut être capable à partir de la situation hydrologique d'anticiper les baisses de débits et d'adapter au mieux le soutien d'étiage à la situation hydrologique. En ce qui concerne la prévision des débits, le modèle MISO-2PQ est plus fiable que le modèle TBR. Toutefois, le modèle TBR présente l'avantage d'intégrer directement dans la modélisation les apports des barrages. Néanmoins dans cette situation, il est possible d'imaginer que les débits à Vindelle soient la somme des débits *naturels* provenant du modèle MISO-2PQ et des débits de lâchers de barrages propager par la fonction de transfert FT_3 du TBR. Les débits à Vindelle seraient déterminés par la formule :

$$\begin{aligned}
 Q_{Vindelle}(t) = & 0.918 \cdot Q_{Vindelle}(t-1) \\
 & - 0.5845 \cdot Z_{Ruffec}(t-9) - 0.6574 \cdot Z_{Ruffec}(t-10) + 0.044 \cdot Z_{Ruffec}(t-11) \\
 & + 0.02224 \cdot P_{Ruffec}(t-1) + 0.02284 \cdot P_{Ruffec}(t-2) + 0.008435 \cdot P_{Ruffec}(t-3) + e(t) \\
 & + \sum_{k=1}^k FT3_k \cdot Q_{Barrage}(t-k)
 \end{aligned}$$

Toutefois, cette solution présente le désavantage de retourner vers un modèle de bilan d'écoulements, comme le TBR, qui jusqu'ici n'a pas donné de résultats satisfaisants.

- *Problème d'une probabilité de défaillance et de la gestion stratégique*

Le modèle MISO-2PQ ne propose que la prévision à un horizon à 7 jours sans aucune évaluation d'un risque de défaillance. Ce problème est normal dans le modèle MISO-2PQ puisqu'il n'intègre pas les lâchers des barrages. Le risque de défaillance étant lié à la capacité à garantir pour une probabilité donnée le soutien d'étiage sur l'ensemble de la période. En d'autres termes, il y a lieu de s'assurer que les volumes d'eau présents dans les barrages de Lavaud et Mas-Chaban à un temps t sont suffisants pour garantir pour une probabilité donnée un soutien d'étiage acceptable sur la période entre le temps t et la fin de la période d'étiage. Néanmoins, la non prise en compte de ce risque de défaillance est moins préjudiciable pour le modèle MISO-2PQ comparativement au TBR puisque cette fonctionnalité aussi n'était pas active dans le TBR.

La mise en place d'une fonction permettant d'évaluer la probabilité de défaillance reste néanmoins une étape importante pour les gestionnaires si ils veulent disposer d'un outil d'aide à la décision efficace pour la gestion tactique (moyen terme – 7 jours) et stratégique (long terme – période d'irrigation ou interannuelle).

4.8 Conclusion

Les modèles permettent de représenter la réalité de telle manière que les utilisateurs puissent (i) prédire les effets de changements sur le système à partir d'hypothèses ou de scénarios, (ii) déterminer les causes expliquant certaines observations afin d'analyser ces phénomènes et d'approfondir leurs compréhensions, et enfin, (iii) quantifier certains aspects du système impossibles à mesurer dans la réalité, ou bien encore.

L'ensemble de ces utilisations permet d'apprendre à gérer un système à partir d'un modèle. En effet, les variables utilisées pour la gestion peuvent être mesurées mais, le plus souvent, afin de réaliser des prévisions des états futurs de l'hydrosystème, elles sont simulées par des modèles. Par conséquent, les modèles doivent donc, autant que possible, ressembler à l'hydrosystème qu'ils représentent.

Cependant, sachant que les hydrosystèmes et les objectifs de gestion de ces derniers sont très divers, quels types de modèles sont utiles ? Quelles structures devront-ils avoir ? Afin d'aider les gestionnaires dans leurs prises de décision.

Les modèles peuvent se présenter sous diverses formes en fonction de la prise en compte des échelles de temps et d'espace, de la représentation physique ou non des processus, de la nature des entrées, etc., etc. Le choix entre tous ces modèles est donc une équation difficile à résoudre. Elle est liée à la quantité de données disponibles, la complexité du modèle et les performances désirées. **La réelle différence entre ces modèles n'est pas dans leurs configurations mais plutôt dans la nature des réponses qu'ils apportent.** Ainsi, un hydrosystème où le gestionnaire doit disposer des hauteurs d'eau dans les rivières et dans les nappes afin de traiter précisément des échanges nappes-rivières pour des questions de pollution, ne peut être représenté que par un modèle à base physique. Un modèle plus simple ne pourrait pas intégrer toutes les variables et traiter explicitement des processus utiles.

L'objectif des gestionnaires sur le bassin versant de la Charente à l'amont d'Angoulême est de maintenir les débits au dessus des indicateurs de gestion, à savoir les débits à Vindelle (DOE et DCR). A partir de la grille d'analyse définie pour les modèles, la capacité du Tableau de Bord de la Ressource en eau (TBR), comme d'outil de connaissance, d'aide à la décision et de communication sur la gestion des étiages en Charente, a pu être évalué.

Le TBR est un couplage de trois modèles : le modèle hydrologique MORDOR afin de déterminer des débits naturels, le modèle IRRIG afin d'identifier les quantités de prélèvements des irrigants et un modèle de transfert des prélèvements agricoles et des lâchers de barrages. Le débit à Vindelle est donc la somme des contributions des débits naturels, des prélèvements agricoles et des lâchers de barrages. Les horizons de prévision du TBR se situent au niveau de la gestion tactique avec des prévisions de 1 à 14 jours. Pour une prévision à court ou moyen terme (journalière à la décade), la précision est un élément déterminant pour une gestion optimale. En effet, de telles prévisions sont utilisées uniquement pour une gestion très serrée des ressources, qui demande des données de qualité pour être efficace. Or, malgré le fait que le modèle constitue un outil d'aide à la

décision apprécié des gestionnaires, les analyses de ses prévisions à partir du critère de Nash ont révélé un manque de précision au-delà d'un horizon prévisionnel de 2 jours. Avec de tels résultats, l'utilisation d'un modèle complexe ne se justifie pas d'autant qu'avec des modèles plus simples les prévisions peuvent être acceptables jusqu'à un horizon de 3 à 7 jours (Ribeiro *et al.*, 1998; Lauzon *et al.*, 2000).

Dans cette optique, des modèles plus performants pour les prévisions des débits de la Charente à Vindelle ont alors été mis en place dans ce travail.

La forte corrélation entre les observations successives à une échelle de mesure journalière favorise les méthodes stochastiques pour la prévision des débits et donc les modèles comportementaux, dont le fonctionnement exploite cette persistance. Les modèles autorégressifs choisis sont simples, robustes en prévision des débits, et permettent de représenter un grand nombre de séries temporelles. Les modèles ARX mis en place sont linéaires et de plusieurs types : SISO (Single Input – Single Output) et MISO (Multiple Input – Single Output). Plusieurs données d'entrées ont été utilisées dans ce travail avec les précipitations, les lâchers de barrages, les piézométries et les prélèvements alors qu'ils n'ont utilisé qu'une seule donnée de sortie les débits à Vindelle. Après plusieurs tests de représentations, le modèle MISO-2PQ, avec les précipitations et les piézométries en entrées, a démontré les meilleures capacités de prévisions. En effet, le critère de Nash était supérieur à celui du TBR pour les mêmes horizons de prévision.

En conséquence, le modèle MISO-2PQ est une solution alternative intéressante pour la gestion opérationnelle des étiages sur le bassin versant de la Charente amont car :

- Il possède des horizons de prévisions fiables à 7 jours qui sont compatibles avec la gestion tactique mise en place par les gestionnaires, et,
- Les données qu'il utilise sont déjà mesurées actuellement sur le bassin versant et sont donc disponibles dans la base de données du TBR,

Néanmoins, des limitations à l'utilisation du modèle MISO-2PQ existent :

- Le modèle MISO-2PQ n'intègre pas de probabilité de défaillance dans la gestion et le soutien d'étiage sur la totalité de la saison d'irrigation. Toutefois, l'objectif du modèle MISO-2PQ n'a jamais été d'être, à l'inverse du modèle TBR même si celle-ci n'est pas opérationnelle, un outil d'aide à la décision au niveau stratégique (saison d'irrigation). Le modèle MISO-2PQ n'est qu'un outil de prévision des débits sur un horizon tactique sur lesquels des gestionnaires basent leurs décisions (lâchers de barrages et interdictions d'irrigation). Dans cette optique, le modèle MISO-2PQ fonctionne mieux que le modèle TBR. Cependant, l'intégration de la probabilité de défaillance dans la gestion et le soutien d'étiage est une étape incontournable pour que le modèle MISO-2PQ devienne un outil d'aide à la décision à un horizon stratégique.
- Les lâchers des barrages ne sont pas pris en compte dans le modèle MISO-2PQ. Le gestionnaire ne peut donc pas tester des scénarios de gestion des lâchers afin d'identifier les manœuvres des vannes à effectuer. Une association entre les transferts des lâchers des barrages (FT_3) et le modèle MISO-2PQ est possible mais les résultats du modèle risqueraient de présenter la même instabilité que ceux du TBR. En

considérant, le peu de marge de manœuvre des gestionnaires sur les ouvertures des vannes des barrages (oscillations entre 2 et 4 m³/s), la précision sur la prévision des débits semble plus importante pour le gestionnaire et la gestion des étiages que la connaissance des volumes effectifs à lâcher.

Finalement, lorsque la modélisation est utilisée comme un modèle de prévision d'une variable ou un outil d'aide à la décision sur le bassin versant de la Charente, ce sont les objectifs qui doivent conduire à la création d'un modèle, et non l'inverse. Ainsi, dans le cas d'une prévision des débits à un horizon de 7 jours, un modèle comportemental conduit à des résultats parfois plus satisfaisants que des modèles plus complexes. De la même manière, ce sont les hypothèses posées qui devront restreindre la nature de la modélisation à retenir.

En résumé, face à des objectifs, il convient de rechercher un niveau de description ou d'explication de la réalité juste suffisant pour rendre compte de ces objectifs. De plus, pour choisir des modèles adéquats, on doit considérer des critères importants pour les gestionnaires, tels que le rapport efficacité/complexité, des critères économiques et des critères liés à la précision, entre autres.

Actuellement, notamment dans le cadre de la gestion intégrée des ressources en eau, les modèles devront intégrer des objectifs toujours plus divers : satisfaction des usages, partage des ressources, protection des milieux aquatiques, etc. Les prévisions de grandeurs hydrologiques et l'utilisation d'indicateurs, comme dans les modèles TBR et MISO-2PQ, pour l'aide à la décision ne suffiront plus. Ils vont devoir s'adapter et intégrer de nouvelles variables écologiques, agronomiques et socio-économiques. Les modèles d'optimisation ou les modèles couplés entre hydrodynamique et socio-économie participent à ce processus. Le chapitre 5 présente un exemple virtuel en Charente des améliorations qui peuvent être réalisées en termes de gestion des ressources en eau et de partage des biens économiques entre irrigants en confrontant des outils hydrodynamiques et socio-économiques.

Chapitre 5

APPROCHE SOCIO-ECONOMIQUE POUR
UNE REFORME DE LA GESTION
QUANTITATIVE DES RESSOURCES EN EAU

CHAPITRE 5.

Approche socio-économique pour une réforme de la gestion quantitative des ressources en eau en Charente

5.1. La gestion de l'eau : une équation multivariable.....	301
5.1.1 <i>La concertation des acteurs autour de la gestion de l'eau.....</i>	<i>302</i>
5.1.2 <i>Asymétries d'informations entre usagers et gestionnaires.....</i>	<i>303</i>
5.1.3 <i>Etat des lieux de la gestion de l'eau en Charente.....</i>	<i>304</i>
5.2. Proposition d'une réforme économique des principes de gestion.....	305
5.2.1 <i>Positionnement des outils économiques parmi les outils de gestion par la demande.....</i>	<i>305</i>
5.2.1.1. <i>Les instruments économiques.....</i>	<i>305</i>
5.2.1.2. <i>Les instruments non économiques.....</i>	<i>306</i>
5.2.2 <i>Principes théoriques de la réforme.....</i>	<i>307</i>
5.2.3 <i>Description de la tarification optionnelle (TO).....</i>	<i>307</i>
5.3. Evaluation du seuil de prix de l'eau pour la tarification optionnelle.....	308
5.3.1 <i>Types d'exploitations modélisés.....</i>	<i>308</i>
5.3.2 <i>Principe du pilotage de l'irrigation en Charente.....</i>	<i>309</i>
5.3.3 <i>Utilisation du logiciel PILOTE.....</i>	<i>312</i>
5.3.4 <i>Calcul des marges brutes.....</i>	<i>312</i>
5.3.5 <i>Détermination des hausses du prix applicable pour la tarification optionnelle.....</i>	<i>313</i>
5.4. Méthodologie pour l'application de la tarification optionnelle au bassin versant de la Charente.....	314
5.5. Impacts quantitatifs de la tarification optionnelle sur les ressources en eau.....	316
5.5.1 <i>Bénéfices directs de la tarification optionnelle.....</i>	<i>316</i>
5.5.2 <i>Amélioration des prévisions du modèle TBR.....</i>	<i>317</i>
5.5.2.1. <i>Méthodologie pour intégrer les pratiques d'irrigation dans les TBR.....</i>	<i>318</i>
5.5.2.2. <i>Résultats des prévisions à partir du modèle TBR-TO.....</i>	<i>320</i>
5.5.3 <i>Amélioration de l'efficacité des lâchers des barrages.....</i>	<i>322</i>
5.5.3.1. <i>Méthodologie pour modifier les lâchers des barrages.....</i>	<i>322</i>
5.5.3.2. <i>Modifications des consignes des barrages grâce à la tarification optionnelle.....</i>	<i>323</i>
5.5.3.3. <i>Estimation de l'efficacité des barrages et des défaillances de fourniture.....</i>	<i>327</i>

5.6. Impacts économiques sur les irrigants de la réforme.....	331
5.7. Analyse coût/efficacité de trois mesures de restauration des équilibres quantitatifs	332
5.7.1 <i>Présentation des différentes mesures.....</i>	<i>333</i>
5.7.2 <i>Evaluation du coût des mesures</i>	<i>334</i>
5.8. Conclusion	336

Malgré les efforts des gestionnaires et des acteurs du bassin versant de la Charente (PGE, TBR), la situation des ressources en eau reste difficile à l'étiage sur les dernières années avec de nombreux franchissements des indicateurs (DOE et DCR). Les ressources superficielles, souterraines ou stockées dans les barrages de Lavaud et Mas-Chaban sont insuffisantes pour satisfaire toutes les demandes. De plus, les volumes stockés dans les barrages ne peuvent être utilisés de façon optimale faute de pouvoir se baser sur des prévisions fiables des débits à Vindelle. En conséquence, les décisions concernant les consignes de lâchers de barrages ou les restrictions d'usages sont donc difficiles à prendre sans informations fiables. Elles se traduisent par de faibles efficacités des barrages ou des restrictions d'usage erronées (Hurand, 2003).

En partant du constat que des informations sont manquantes pour une gestion de l'hydrosystème de la Charente (débits des prélèvements agricoles, superficies irriguées, etc.), une nouvelle approche a été proposée. Elle est multidisciplinaire et se fonde sur des outils économiques et le modèle TBR, l'outil d'aide à la gestion des ressources en eau (cf. paragraphe 4.6).

A partir de ces outils, un système alternatif de gestion pourra être proposé à partir d'une tarification optionnelle de l'eau et d'un nouveau système de comptage et de déclaration des prélèvements. La nouvelle tarification de l'eau sera basée sur un système de modulation du prix de l'eau en fonction des informations fournies par les irrigants et devra permettre de mieux prévoir les quantités prélevées (Loubier *et al.*, 2008a). Une évaluation quantitative des impacts de cette proposition de réforme a été réalisée lors de ce travail. A partir des nouvelles informations sur les prélèvements agricoles, incomplète jusque là, les prévisions des débits par le TBR et, par conséquent, l'efficacité des lâchers de barrages peuvent être améliorés. Dans cette configuration, le modèle TBR, convivial et accessible à tous par Internet, n'a pas besoin d'être remis en cause et les gestionnaires peuvent continuer de l'utiliser pour les aider à visualiser la situation des ressources en eau sur le bassin versant (fonction constat) et de tester divers scénarios de gestion (restrictions d'usages et consignes de lâchers de barrages) afin d'ajuster leurs décisions.

De plus, cette approche socio-économique démontrera que ce système peut permettre non seulement d'économiser les ressources en eau mais également de réduire les inégalités sociales au sein même de la profession agricole.

5.1. La gestion de l'eau : une équation multivariable

La gestion des ressources en eau sur le bassin versant de la Charente a été présentée dans le chapitre 2, notamment les aménagements ayant permis la création de ressources supplémentaires (barrages), le PGE et la gestion volumétrique. Toutefois, l'accent n'a pas été mis sur les interactions très fortes entre le milieu naturel et le monde socio-économique.

5.1.1 La concertation des acteurs autour de la gestion de l'eau

La satisfaction des usagers et le respect des indicateurs de débits (DOE et DCR) sur le bassin versant de la Charente amont sont entièrement dépendants des débits du fleuve Charente, faiblement soutenus par les nappes adjacentes, mais surtout des ressources stockées dans les barrages de Lavaud et Mas-Chaban. En effet, ces ressources stockées ($\sim 20 \text{ Mm}^3$) permettent de combler le déficit quinquennal évalué à 19 Mm^3 .

Afin de démontrer l'importance de la concertation entre les acteurs et les difficultés à résoudre l'équation de la gestion de l'eau, prenons l'exemple de la construction du barrage de Mas-Chaban sur le bassin versant de la Charente donné par Montginoul *et al.* (1997).

Le barrage a été construit pour préserver l'environnement. Son but premier est donc le soutien des étiages du fleuve et aucun volume n'a été affecté, de façon effective, à l'augmentation des quotas à l'irrigation dans la gestion volumétrique. En conséquence, les agriculteurs n'ont pas eu à payer pour la construction du barrage. Celle-ci a été financée par les Conseils Généraux (15 %), l'Agence de l'Eau Adour-Garonne (30 %), la Région (20 %) et l'Etat (35 %). Toutefois, le barrage par son rôle de soutien d'étiage :

- Régularise, sur la saison d'étiage, le débit de la Charente et donc l'offre en eau pour les usagers. Officiellement, aucun volume du barrage de Mas-Chaban n'est alloué à l'irrigation mais personne n'interdit aux irrigants de prélever de l'eau quand le débit du fleuve est au-dessus des limites réglementaires. Donc, les irrigants profitent bien des ressources en eau du barrage de Mas-Chaban pour l'irrigation. Les deux barrages de Lavaud et Mas-Chaban ont donc deux fonctions en réalité : soutenir les étiages, qui sont prioritaires la plupart du temps, et satisfaire les demandes agricoles.
- De plus, le barrage limite les interdictions de prélèvements aux sécheresses d'une fréquence décennale.

C'est pourquoi les frais de fonctionnement des deux barrages existant sur la Charente (Lavaud, Mas-Chaban) se doivent d'être partagés entre l'ensemble des usagers. Toutefois, la diversité des acteurs (gestionnaires, usagers, Etat) et de leurs objectifs particuliers rend la négociation de la redevance et le choix des objectifs de gestion assignés aux barrages très complexes (Montginoul *et al.*, 1997). Afin de mieux comprendre l'influence que cela peut avoir sur les barrages (objectifs, redevance, etc.), les objectifs des différents acteurs vont être détaillés.

Dans un premier temps, les deux objectifs affichés de l'Etat pour la construction du nouveau barrage de Mas-Chaban sont :

- Pour le ministère de l'Environnement, le soutien d'étiage par des aides financières à la mobilisation de nouvelles ressources afin de préserver et de restaurer les hydrosystèmes, et,
- Pour le ministère de l'Agriculture, le soutien du revenu des agriculteurs, ce qui se traduit, par le maintien des surfaces irriguées et l'instauration de primes spécifiques.

Dans un deuxième temps, pour l'Institution Charente, émanation des trois conseils généraux intervenant sur le bassin versant, qui a été l'initiatrice du projet de création du nouveau barrage de Mas-Chaban, les objectifs affichés sont :

- Un maintien des surfaces irriguées, pour soutenir le revenu des agriculteurs et accroître la compétitivité des exploitations agricoles,
- Un respect de l'environnement avec l'objectif d'atteindre un débit d'étiage minimal de 3 m³/s (DOE) à Vindelle à l'amont d'Angoulême,
- Un objectif économique avec le soutien aux activités porteuses : conchyliculture, tourisme, qualité de l'environnement, sports nautiques, pêche, etc ...

De plus, l'action de l'Institution Charente est subordonnée au principe de gestion équilibrée¹ de la ressource en eau que souhaite faire respecter le Ministère de l'Environnement.

Enfin, les agriculteurs irrigants, qui prélèvent de l'eau dans le fleuve Charente et qui sont donc concernés par la création du barrage, sont représentés par le Groupement des Irrigants Nord Charentais. Leur objectif principal avec le nouveau barrage est de maximiser leur revenu comme toute entreprise. Il se décline en trois sous objectifs :

- Maintenir leurs surfaces irriguées,
- Obtenir une ressource en eau à bas prix, et,
- Sécuriser l'accès et les quantités des ressources en eau.

Malgré des objectifs affichés divergents en fonction des acteurs, le respect d'un DOE est accepté par tous. Toutefois, un conflit d'usage persiste sur l'allocation des volumes disponibles dans les barrages au-delà du DOE. L'allocation de ce volume au soutien d'étiage conduirait à réduire la pression sur l'environnement alors que son allocation à l'agriculture conduirait à accroître le revenu des irrigants. Dans ces conditions et en fonction des objectifs et des informations disponibles, des décisions collégiales ont été prises dans le cadre du PGE. Ainsi, même si le débit est au-dessus du DOE, un lâcher de barrage exceptionnel peut être réalisé afin de sécuriser les irrigations durant une phase de croissance critique du maïs si les ressources stockées sont suffisantes (*Communication personnelle, Rémi Filaly, Institution Charente*). Les considérations socio-économiques interviennent donc sur les mesures prises et les délais de ces mesures à cause des négociations préalables à toutes décisions (retard des interdictions, cf. chapitre 2).

5.1.2 Asymétries d'informations entre usagers et gestionnaires

Sur le bassin versant de la Charente, les relations nappe-rivière, voire les relations pluies-débits, demeurent relativement méconnues tant d'un point de vue quantitatif que temporel et spatial (Bichot *et al.*, 2005). Mais cette méconnaissance est loin d'expliquer à elle seule les variabilités de débits du fleuve. Depuis la fin des années 1970, l'irrigation a fortement augmenté jusqu'à atteindre près de 9 000 ha irriguées en 2000 sur le bassin versant de la Charente amont (Giry, 2005).

¹ Principe afin de concilier à la fois la préservation des milieux naturels aquatiques et des zones humides, et d'équilibrer les différents usages de l'eau. Loi sur l'Eau (1992). loi sur l'eau du 3 janvier 1992 [n°92-3](#).

Or, à cause de l'absence de données (suréquipement des exploitations en matériel d'irrigation, connaissance des assolements, surfaces réellement irriguées, doses appliquées par hectare), les débits de prélèvements, en temps réel, des agriculteurs restent mal connus (Aubry, 2005). Selon certaines estimations, ils dépasseraient même les débits de réalimentation des barrages (Jeudi de Grissac et Sicard, 1998). En outre, les agriculteurs sont tenus de relever chaque semaine leurs compteurs sur un cahier et d'envoyer ces relevés plusieurs fois pendant la saison d'irrigation (cf. paragraphe 2.9.2.1). Or, en raison de la quasi-absence de contrôle, il est relativement aisé de satisfaire les besoins des cultures, quitte à dépasser les volumes hebdomadaires autorisés, volumes qui seront alors déclarés en juin et août, c'est-à-dire avant et après les besoins les plus importants du maïs (Loubier *et al.*, 2007).

Les incertitudes actuelles sur les prélèvements obligent les gestionnaires à une gestion journalière des lâchers en fonction de l'état des ressources, ce qui compte tenu des temps de retard entre les barrages et la station de Vindelle, ne permet pas d'obtenir une efficacité des lâchers de barrage suffisante. Malgré la prise de conscience de la nécessité de gérer les prélèvements agricoles, le manque de volonté d'une partie des collectivités territoriales et des irrigants, ainsi que l'absence d'études précises des incidences des prélèvements sur les débits des cours d'eau, ralentissent les discussions autour de la mise en place des nouvelles mesures de gestion.

5.1.3 Etat des lieux de la gestion de l'eau en Charente

Deux instruments de gestion ont été mis en œuvre en 2000 sur le bassin versant de la Charente : une tarification de l'eau agricole et un mécanisme de gestion volumétrique (cf. paragraphe 2.9.2.1). La mise en œuvre des mécanismes de gestion volumétrique et de tarification furent largement favorisés par la mise en place progressive de compteurs d'eau à compter de 1992, date à partir de laquelle la loi sur l'eau rendit le comptage des prélèvements obligatoire.

La tarification négociée avec la profession agricole consiste en une partie fixe de 12.2 €/ha irrigué et une partie variable de 0.006 €/m³ consommé. Or, une tarification binôme de l'eau du fleuve et de sa nappe d'accompagnement, n'est incitative qu'au-delà d'un prix du mètre cube supérieur à 0.09 € (Montginoul *et al.*, 1997). Cette tarification n'a donc pas vocation à inciter à l'économie d'eau mais permet seulement d'assurer l'équilibre budgétaire des gestionnaires des barrages. C'est donc la gestion volumétrique qui doit permettre de gérer la pénurie des ressources et non pas la tarification de l'eau agricole.

En partant du constat que la gestion de l'eau en Charente ne remplit pas les principes du SDAGE Adour-Garonne (respect du DOE 4 années sur 5)¹, la principale interrogation porte sur la pertinence de la gestion volumétrique. Quatre années seulement après sa mise en

¹ Le débit objectif d'étiage (DOE) n'est pas respecté au sens du SDAGE Adour-Garonne si débit moyen sur 10 jours consécutifs (VCN₁₀) est inférieur à 80 % du DOE (VCN₁₀ < 0.8 * DOE)

application, cet instrument a dû subir de profondes adaptations (cf. paragraphe 2.9.2). D'un point de vue théorique, la gestion volumétrique est un instrument facile à mettre en œuvre dans des contextes où les prélèvements sont connus et les stocks des ressources prévisibles (Sixt, 2001). Or, dans le cas de la Charente, de nombreuses incertitudes demeurent sur chacune de ces composantes. En l'absence de connaissances fines sur le comportement des agriculteurs, il est impossible d'évaluer l'effort consenti par ces derniers pour résoudre le problème de rareté des ressources (Loubier *et al.*, 2008a).

L'intérêt de la gestion volumétrique est d'avoir jeté les bases d'un premier système de gestion basé sur la concertation. Mais de profondes dissensions demeurent au sein des acteurs de l'eau (Granjou et Garin, 2004). Cette gestion volumétrique apparaît donc insatisfaisante à long terme pour tous les acteurs. Une réforme de ces principes de gestion, qui devra répondre à cette asymétrie d'informations, doit être proposée.

5.2. Proposition d'une réforme économique des principes de gestion

5.2.1 Positionnement des outils économiques parmi les outils de gestion par la demande

Un instrument de gestion par la demande doit être susceptible de modifier la demande de manière directe (autoritaire ou consensuelle) ou indirecte (incitative), pour tendre vers un équilibre offre/demande, ou du moins maîtriser la demande. Présentons maintenant une synthèse des différents outils de gestion classés selon deux grandes catégories : les instruments économiques et les instruments non économiques. La description détaillée des outils de gestion par la demande peut être consultée dans la thèse de Feuillette (2001).

5.2.1.1. Les instruments économiques

Les instruments économiques sont de type indirect : il s'agit d'influencer le comportement des usagers par des incitations fondées sur les mécanismes de marché, comme une mesure de tarification, une redevance ou une taxe. L'utilisation des outils économiques dans l'objectif de réduire la demande en eau revient à faire payer à l'utilisateur le prix de la rareté de l'eau et éventuellement les frais de gestion inhérents (entretien des barrages, des réseaux de mesures, des personnels). Ceci revient à considérer l'eau comme un bien économique.

Le prix, qu'il corresponde à un forfait et/ou variable en fonction des quantités, est théoriquement calculé en fonction de la demande, c'est-à-dire de la capacité des usagers à payer, de leur réaction par rapport au prix, de la valorisation de l'usage et en fonction de l'offre. Pour être efficace, le système tarifaire doit être compréhensible et peu coûteux à mettre en place (Montginoul, 1997).

Toutefois, les cadres technique et institutionnel nécessaires à l'application de ces outils sont difficiles à mettre en place et certaines interventions peuvent avoir des effets contraires à ce qui est attendu *a priori* (Meinzen-Dick et Rosegrant, 1997):

- Une tarification basée sur les volumes consommés implique la présence de compteurs au niveau de l'utilisateur, ce qui n'est pas toujours possible techniquement, cher à installer, et surtout à contrôler.
- Une tarification seulement proportionnelle à la surface irriguée légitime la consommation de l'irriguant et peut entraîner une augmentation de la quantité d'eau extraite.
- Par contre, une tarification basée sur une approximation du volume consommé à partir de l'assolement peut pousser les exploitants à opter pour des cultures moins consommatrices.

5.2.1.2. Les instruments non économiques

Les instruments non économiques permettant de gérer la demande comportent essentiellement l'éducation, les règles et les quotas qui déterminent les droits d'accès, d'usage et de participation à la gestion.

L'éducation et le dialogue peuvent inciter les usagers à l'économie et à une gestion plus efficiente, et leur faire prendre conscience du caractère collectif des ressources en eau. Par exemple, la carte de constat du TBR de la Charente, réinitialisée tous les jours sur le site internet de l'Institution Charente, peut être utilisée pour montrer aux usagers l'évolution des débits et des piézométries vis-à-vis des indicateurs des ressources en eau (DOE/DCR et POE/PCR). A partir de ces informations, une prise de conscience des consommateurs afin qu'ils réduisent, au moins ponctuellement, leurs consommations en eau est possible (choix de cultures ou appareils électroménagers moins consommateurs en eau). L'effet peut, également, être indirect avec une pression des usagers non consommant pour que les usagers consommant réduisent leurs prélèvements. Cette deuxième situation a également été observée en Charente lors des réunions sur la gestion des étiages réunissant les usagers, les gestionnaires et les représentants des collectivités territoriales avec des échanges, parfois vif, entre les irrigants d'une part et les pêcheurs, les écologistes et mêmes les agriculteurs non irrigants d'autre part.

Les quotas définissent un droit d'accès aux ressources en termes quantitatifs lorsque les ressources en eaux sont rares. Un quota peut correspondre à un volume maximum prélevable sur une saison ce qui implique de connaître les capacités des pompes, les profondeurs de pompage et les volumes des prélèvements par des relevés de compteurs (Montginoul, 1998). L'application de quota correspondant à un volume maximum, la gestion volumétrique, est en vigueur sur de nombreux bassins versants ou nappes, comme en Charente ou dans la Beauce, afin de gérer les prélèvements agricoles. Un quota en temps de prélèvement est cependant utilisé dans certains arrêtés préfectoraux en France afin de limiter les irrigations le jour ou sur une période particulièrement critique.

5.2.2 Principes théoriques de la réforme

Dans un contexte d'asymétrie d'informations entre, d'une part, les usagers consommateurs, principalement les irrigants, et, d'autre part, les gestionnaires des ressources, il est nécessaire d'identifier des mécanismes qui permettraient aux seconds d'acquérir des informations sur le comportement des premiers. La *théorie de l'agence* permet de répondre à ce problème (Ross, 1973) : faire en sorte que l'agent agisse dans l'intérêt du principal. Dans le cas présent, l'irrigant (*agent*) agit dans l'intérêt du gestionnaire (*principal*) lorsqu'il ne se sert pas de son suréquipement en matériel d'irrigation qui perturbe rapidement le régime de la Charente et lorsqu'il respecte les mesures de restrictions imposées par le principal (Loubier *et al.*, 2008a). A cette double condition, le nombre de défaillances du système vis-à-vis des indicateurs des ressources en eau DOE/DCR peut être réduit à partir des économies de ressources en eau et en améliorant les gestions tactique et stratégique des barrages avec des modèles de prévisions plus précis grâce aux données supplémentaires.

5.2.3 Description de la tarification optionnelle (TO)

La tarification est un des instruments de gestion de la demande. La tarification optionnelle (TO) du prix de l'eau agricole est largement inspirée des méthodes de tarification en télécommunication (Picard, 1988) ou en électricité. Le principe de la TO est de déterminer deux options pour les irrigants pour le prix de l'eau d'irrigation.

La première option est assortie d'une seule contrainte visant à ne pas dépasser le volume annuel autorisé mais le prix de l'eau est nettement plus élevé qu'actuellement pour pénaliser l'absence de partage d'informations et inciter les irrigants à souscrire à la seconde option. Cette deuxième option propose un prix de l'eau bas en contrepartie d'informations prévisionnelles sur les pratiques d'irrigation, idéalement à 7 jours car cela correspond au pas de temps de la gestion volumétrique et que ce délai est supérieur au temps de transfert entre les barrages et le DOE de référence à Vindelle (cf. paragraphe 1.4.3.7). Ces informations prévisionnelles sont utilisables par les gestionnaires dans les modèles de prévisions (TBR) afin de les aider pour leurs prises de décisions. La différence entre les deux prix de l'eau doit être dissuasive afin que tous les irrigants choisissent la deuxième option. Dans cette dernière, les agriculteurs s'engagent également à respecter les volumes hebdomadaires autorisés et à lisser leurs consommations au cours de la période avec, par exemple, l'interdiction d'utiliser plus du quart du volume hebdomadaire en un jour. Dans cette option, le prix de l'eau reste inchangé par rapport à la situation actuelle.

La difficulté de la réforme de la TO sera de déterminer un prix de l'eau qui permet aux irrigants de changer de comportement. Après la présentation de la méthodologie de la TO appliquée au bassin versant de la Charente, un tarif qui permet d'annuler les avantages financiers que pourraient retirer les irrigants de la première option doit donc être défini.

5.3. Evaluation du seuil de prix de l'eau pour la tarification optionnelle

Avant la mise en œuvre la TO, il faut déterminer un prix de l'eau qui annule le bénéfice possible de la première option pour les irrigants. Pour d'identifier le seuil de tarif entre les deux options, les années 2003 et 2004 ont été choisies car elles ont présenté de nombreuses restrictions.

Afin de déterminer les seuils de prix de la TO, il a fallu calculer les gains de marge brute possibles des irrigants qui ne respectent pas les mesures de gestion par rapport aux autres. Pour arriver à ces gains, une procédure en plusieurs étapes a été conduite : identification des types d'exploitation modélisées, pilotage de l'irrigation, le calcul des rendements des cultures, et enfin, le calcul des marges brutes (Aubry, 2005).

5.3.1 Types d'exploitations modélisés

Dans le bassin versant de la Charente, la culture du maïs et les agriculteurs ayant des sols superficiels représentent respectivement 85 % et 80 % de la superficie irriguée. Afin de ne pas multiplier les types d'exploitations testés, seule la culture du maïs sur sols superficiels a été conservée dans l'étude de Loubier *et al.* (2008a), ce qui représente tout de même 65 % de la superficie irriguée en Charente.

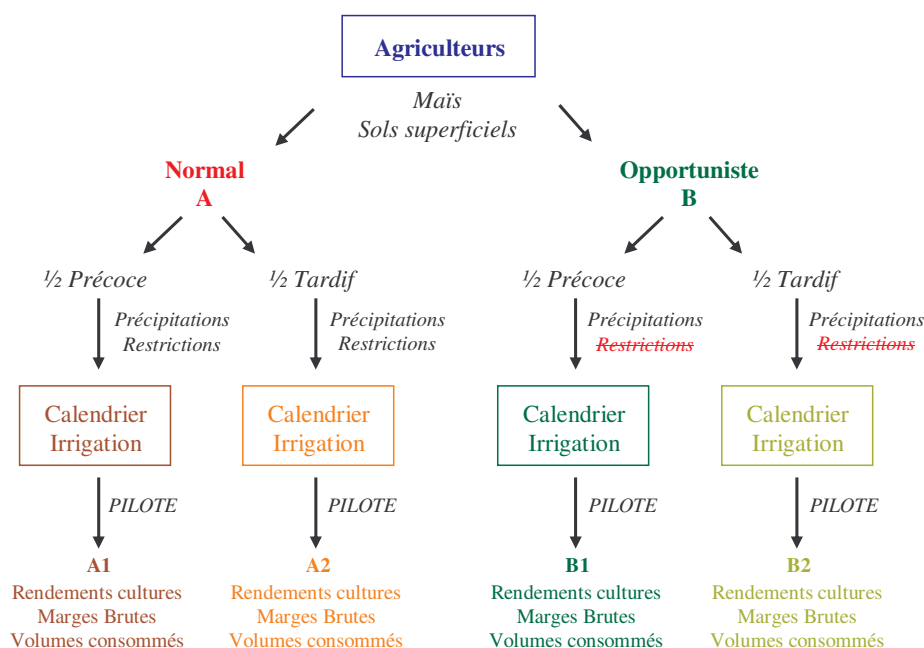


Figure 5.1 – Obtention des quatre classes cultures – comportements pour les irrigants

De plus, parmi les agriculteurs irrigants, seulement deux types de population ont été considérées avec pour moitié des irrigants opportunistes et pour une autre moitié des irrigants *normaux* respectant toutes les contraintes de la gestion volumétrique (restrictions, volumes alloués, déclaration des surfaces réellement irriguées, etc.).

Enfin, la sole irriguée de chaque exploitation est distribuée selon la moyenne départementale de la Charente en variétés de maïs demi-précoce (fin d'irrigation au début du mois de juillet)

et demi-tardif (fin d'irrigation au début du mois de août). Le croisement de ces informations sur le comportement des irrigants, la nature des cultures et des sols a abouti à quatre classes *cultures – comportements* différentes (figure 5.1).

5.3.2 Principe du pilotage de l'irrigation en Charente

Chaque exploitant a son calendrier d'irrigation et ses propres méthodes de conduite de l'irrigation à la parcelle. Néanmoins, l'analyse des diverses études réalisées sur le bassin de la Charente (Hardelin, 2003; Aubry, 2005; Giry, 2005), obtenues à partir d'enquêtes sur le terrain ou par téléphone, a permis de dégager des règles de gestion communes.

➤ *Les volumes périodiques et les restrictions*

Sur le bassin de la Charente Amont restreinte, la pénurie est gérée au travers de la gestion volumétrique. A chaque exploitation est alloué en début de campagne un volume d'eau à ne pas dépasser. Ce volume *de référence* dépend de la superficie que les agriculteurs déclaraient irriguer en 2000 et des besoins théoriques en eau de la culture du maïs sur trois types de sol (cf. paragraphe 2.9.2.1). L'utilisation du volume de référence est toutefois réglementée. Entre mi-juin et mi-septembre, la campagne d'irrigation est subdivisée en périodes où seulement un pourcentage du volume de référence peut être consommé (tableau 5.1). En fonction de l'état ou des prévisions des ressources en eau à Vindelle, les agriculteurs sont tenus de réduire leurs prélèvements sur la période en cours de 15, 30, 50 et 100%, correspondant à une interdiction totale (cf. paragraphe 2.9.2.1).

Tableau 5.1 – Calendriers des pourcentages du volume de référence autorisés en fonction des périodes du calendrier d'irrigation en 2003 et 2004

Période	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
		15/06 au 21/06	22/06 au 28/06	29/06 au 05/07	06/07 au 12/07	13/06 au 19/06	20/07 au 26/07	27/07 au 02/08	03/08 au 09/08	10/08 au 16/08	17/08 au 23/08	24/08 au 30/08	31/08 au 06/09
%	10.3	8.6	10.3	11.4	11.4	10.3	9.6	9	6.6	6.6	5.9	0	0

➤ *La dose apportée et la durée du tour d'eau*

Hors période de restriction, la dose apportée est stable. Elle s'élève à 28 mm par hectare sur la période pour du maïs. La durée du tour d'eau, temps pour que l'agriculteur irrigue toutes ses parcelles, est fixée à une semaine, car c'est ce qui est majoritairement observé sur le bassin versant de la Charente amont (Aubry, 2005). Les pluies entraînent des ajustements dans les calendriers d'irrigation. Seules les pluies supérieures à 10 mm sont prises en compte avec un jour d'arrêt. Un autre jour d'arrêt est ajouté dans le tour d'eau pour chaque 5 mm au delà de ce seuil. Ainsi, une pluie de 22 mm entraînera-t-elle un arrêt de 3 jours dans

l'irrigation. Le tour d'eau est ensuite repris là où il avait été interrompu.

En période de restriction, lorsque les ressources manquent pour l'irrigation, l'ajustement se réalise de deux manières différentes :

- Le tour d'eau est interrompu. L'irrigant apporte dans la mesure du possible la dose moyenne de 28 mm/ha sur le maximum de parcelles de son exploitation mais arrête l'irrigation lorsqu'il a atteint son quota pour la période.
- La dose est étalée sur la totalité du tour d'eau. L'irrigant apporte une dose plus faible, fonction de la quantité d'eau disponible, mais sur la totalité de son exploitation.

Pour la création des calendriers d'irrigation des années 2003 et 2004, l'option du tour d'eau interrompu a été choisie car elle correspond à la réalité du bassin après enquêtes des exploitants agricoles (Hardelin, 2003; Aubry, 2005). Les irrigants, en période de restrictions, préfèrent sacrifier une partie de leurs cultures mais satisfaire le reste normalement. En effet, la perte de rendement serait encore plus forte avec la deuxième option du tour d'eau étalé.

La construction d'un calendrier d'irrigation pour un agriculteur avec un comportement normal pour la période du 06/07 au 17/08/2003 est présentée dans le tableau 5.2. L'objectif est de calculer la dose d'irrigation apportée par hectare ainsi que le débit des prélèvements agricoles pour chaque jour. La construction reprend les points évoqués ci-dessus.

Une pluie de 27 mm, survenue le 12/07, entraîne un arrêt de l'irrigation pendant 4 jours du 13/07 au 16/07/2003. Pour le tour d'eau n°6, le volume normalement disponible représente 10.3 % du volume de référence soit un peu plus de 28 mm (tableau 5.1). Néanmoins, ce tour d'eau subit une restriction d'usage de l'eau agricole de 15 %. Le volume disponible pour l'irrigation est donc de $0.85 * 28$ mm soit 23.8 mm pour ce tour d'eau. En cas de ressources insuffisance pour satisfaire les cultures, les quantités disponibles sont réparties selon le principe du tour d'eau interrompu. Ainsi pour le tour d'eau n°6, l'irrigants dispose de 23.8 mm au lieu de 28 mm, il irrigue alors ses 6 premières parcelles avec la dose optimale de 4 mm et la dernière parcelle ne peut être irriguée puisqu'il a déjà atteint son quota.

Contrairement à l'exemple présenté ici, un agriculteur opportuniste ne respecte aucune interdiction et la dose apportée par hectare est constante sur toute la période avec une dose 4 mm/ha/jour.

Enfin, les débits des prélèvements agricoles sur la totalité du bassin versant de la Charente sont calculés en multipliant les superficies irriguées (9 000 ha) et la dose apportée par hectare pour chaque jour soit, pour une irrigation équivalente de 4 mm/ha (28 mm/ha en une semaine), un débit de prélèvements de 4.2 m³/s pour la totalité du bassin de la Charente amont. Ces débits sont utilisés par la suite dans le logiciel PILOTE pour estimer les rendements des cultures et donc les revenus des agriculteurs opportunistes. Ces données seront également utilisées plus tard dans ce travail pour évaluer l'impact quantitatif de la TO sur les ressources en eau et améliorer les prévisions des débits dans le modèle d'aide à la décision TBR.

Tableau 5.2 – Etapes de la construction du calendrier d'irrigation à l'échelle du bassin versant de la Charente pour un irrigant avec un comportement normal

Date	Période de gestion	Dose disponible % / mm	Restrictions	Pluies (mm)	Tour d'eau / Dose autorisée après restrictions (mm)	Dose moyenne journalière (mm/ha) ¹	Débits de prélèvements totaux (m ³ /s)	
6/7/03	4	11.4 %	0 %	0.0	4	4	4.2	
7/7/03			0 %	0.0		4	4.2	
8/7/03			0 %	0.0		4	4.2	
9/7/03			0 %	0.0		4	4.2	
10/7/03			0 %	0.0		4	4.2	
11/7/03			0 %	0.0		4	4.2	
12/7/03			0 %	27.0		4	4.2	
13/7/03	5	11.4 %	15 %	0.0	Arrêt	0	0	
14/7/03			15 %	0.0		0	0	
15/7/03			15 %	0.0		0	0	
16/7/03			15 %	0.0		0	0	
17/7/03			15 %	0.0	5	4	4.2	
18/7/03			15 %	0.0	28	4	4.2	
19/7/03			15 %	0.0	4	4.2		
20/7/03	6	10.3 %	15 %	1.5	6	4	4.2	
21/7/03			15 %	0.0		4	4.2	
22/7/03			15 %	0.0		4	4.2	
23/7/03			15 %	3.0		4	4.2	
24/7/03			15 %	0.0		23.8	4	4.2
25/7/03			15 %	0.0		4	4.2	
26/7/03			15 %	2.0		0	0	
27/7/03	7	9.6 %	30 %	0.0	7	4	4.2	
28/7/03			30 %	0.0		4	4.2	
29/7/03			30 %	0.5		4	4.2	
30/7/03			30 %	0.0		4	4.2	
31/7/03			30 %	0.0		18.2	2.2	2.3
1/8/03			30 %	0.0		0	0	
2/8/03			30 %	0.0		0	0	
3/8/03	8	9 %	30 %	0.0	8	4	4.2	
4/8/03			30 %	0.0		4	4.2	
5/8/03			30 %	0.0		4	4.2	
6/8/03			30 %	0.0		4	4.2	
7/8/03			30 %	0.0		17	1	1
8/8/03			30 %	0.0		0	0	
9/8/03			30 %	0.0		0	0	
10/8/03	9	6.6 %	100 %	0.0	9	0	0	
11/8/03			100 %	0.0		0	0	
12/8/03			100 %	0.0		0	0	
13/8/03			100 %	0.0		0	0	
14/8/03			100 %	0.0		0	0	
15/8/03			100 %	0.5		0	0	
16/8/03			100 %	0.5		0	0	

¹ Cette colonne représente la dose moyenne journalière par hectare et non pas les apports réels journalier. L'irrigation se fait aux tours d'eau avec une irrigation de la parcelle qu'une fois par semaine.

5.3.3 Utilisation du logiciel PILOTE

Après avoir choisi le type d'exploitation que l'on souhaite modéliser et les calendriers d'irrigation, les rendements de chaque culture peuvent être estimés. Ces rendements sont modélisés par le logiciel PILOTE (Mailhol *et al.*, 2004) à partir des calendriers d'arrosage des deux types de comportement des agriculteurs. Ce modèle a été conçu par Mailhol (Cemagref Montpellier) et s'applique à toutes les cultures présentant un système foliaire. L'intérêt du modèle est de prédire l'évapotranspiration réelle (ETR) et le rendement des cultures. Le modèle permet également de tester des stratégies d'irrigation tels les arrosages à dates fixes ou par rapport à un niveau d'épuisement de la réserve totale (ou mobilisable) du sol sur des séries climatiques.

Les paramètres du modèle PILOTE en Charente étaient déjà disponibles puisque plusieurs études du Cemagref ont été menés sur l'agriculture irriguée (Aubry, 2005 ; Giry, 2005).

5.3.4 Calcul des marges brutes

Après ces différentes étapes, les marges brutes réalisées pour l'exploitation étudiée (50 % maïs ½ précoce ; 50 % maïs ½ tardif) par les deux types d'agriculteurs (comportement normal et opportuniste) doivent être calculées. Le calcul de la marge brute (MB) dégagée par une culture de maïs intègre (Aubry, 2005) :

- Le rendement des cultures en quintaux par hectare (qx/ha),
- Le prix de vente du maïs en euros par hectare (€/qx),
- Les primes PAC en euros par hectare (€/ha),
- Les charges opérationnelles sur les cultures en euros par hectare (€/ha),
- Le prix de l'eau en euros par hectare (€/ha),

Selon la formule suivante :

$$MB \text{ (€/ha)} = \text{Rend (qx/ha)} * \text{Prix (€/qx)} + \text{Primes (€/ha)} - \text{Charges (€/ha)} - \text{Prix_Eau (€/ha)}$$

Les charges opérationnelles sont présentées dans le tableau 5.3. Le coût en énergie lié à l'irrigation correspond aux frais d'électricité pour le pompage. Les données de charges opérationnelles qui ont été utilisées sont celles présentées dans une étude réalisée en 2000 (Morardet et Gleyses, 2000). Le tableau de valeurs des Indices des Prix à la Consommation (IPC) a été utilisé afin d'actualiser ces données (Loubier *et al.*, 2008a).

Les données en 2003 sont ainsi obtenues en appliquant une augmentation de 5.2 % au prix de 2000. De même, les prix de l'année 2004 sont estimés en « euros 2003 » de sorte que les charges opérationnelles soient inchangées pour les deux années testées. Ces modifications sont faites pour que les marges brutes et les autres données économiques soient comparables entre les deux années 2003 et 2004.

Tableau 5.3 – Charges opérationnelles pour une exploitation maïsicole en 2003 (Aubry, 2005)

Semence (€/ha)	Fertilisants (€/ha)	Produits phytosanitaires (€/ha)	Récolte (€/ha)	Séchage (€/ha)	Coût énergie (€/m ³)	Redevance Agence de l'Eau (€/m ³)
136.5	192.7	106.8	96.4	1.78	0.044	0.0051

Le tableau 5.4 présente les données, autres que les charges opérationnelles, utilisées pour le calcul des marges brutes. Les prix en 2004 sont indexés par rapport à l'année 2003 avec une baisse de 1.9 % toujours afin de les rendre comparables. Le prix de l'eau concerne la redevance versée par les irrigants situés à proximité du fleuve Charente aux gestionnaires des barrages de Lavaud et Mas-Chaban. Elle se compose d'une part fixe et d'une part variable. La différence de prix de l'eau entre 2003 et 2004 est très faible, aussi avons nous choisi de considérer pour les deux années seulement les chiffres de l'année 2003.

Tableau 5.4 – Présentation des primes PAC, du prix de l'eau et du prix de vente du maïs pour les années 2003 et 2004

	Primes PAC (€/ha)	Prix de l'eau		Prix de vente du maïs (€/qx)
		Charge fixe (€/ha)	Charge variable (€/m ³)	
2003	513.45	11.32	0.0059	11.59
2004	513.45	11.62	0.0057	8.9

5.3.5 Détermination des hausses du prix applicable pour la tarification optionnelle

Les résultats des simulations du modèle PILOTE à partir des calendriers d'irrigation des années 2003 et 2004, puis les calculs des marges brutes sont reportés dans le tableau 5.5.

Les agriculteurs opportunistes, en ne respectant pas les restrictions, satisfont l'intégralité des besoins en eau en 2003 et 2004 sans dépasser le volume annuel alloué.

En 2003, la consommation d'eau moyenne d'un agriculteur opportuniste est de 2 160 m³/ha, son rendement moyen de 135 qx/ha et sa marge brute de 1 023 €/ha soit respectivement 5, 10 et 5 % de plus qu'un agriculteur respectant les règles de la gestion volumétrique.

En 2004, l'agriculteur opportuniste consomme 2 060 m³/ha, son rendement est de 140 qx/ha et sa marge brute de 1 071 €/ha soit respectivement 16, 33 et 14 % de plus qu'un agriculteur respectant les règles. Tous agriculteurs confondus, en moyenne, la marge brute moyenne dégagée est de l'ordre de 1 000 €/ha en 2003 et 2004.

Tableau 5.5 – Rendements, volumes consommés et estimation de la marge brute pour les années 2003 et 2004 avant l'application de la TO

		Irrigant opportuniste			Irrigant normal		
		Rendement (qx/ha)	Volumes (m ³ /ha)	Marge brute (€/ha)	Rendement (qx/ha)	Volumes (m ³ /ha)	Marge brute (€/ha)
2003	½ Précoce	128	1 880		117	1 542	
	½ tardif	141	2 440		137	2 190	
	Moyenne	135	2 160	1 023	128	1 968	974
2004	½ Précoce	129	2 010		104	1 580	
	½ tardif	150	2 110		137	1 520	
	Moyenne	140	2 060	1 071	121	1 550	936

Les résultats de cette situation de référence pour les années 2003 et 2004 permettent de déterminer la hausse du prix de l'eau applicable à l'option tarifaire actuelle¹ afin d'arriver au prix de l'eau de la réforme tarifaire soit un tarif faible uniquement en échange d'informations sur les pratiques d'irrigation. Pour être incitative pour les irrigants et les conduire à donner des informations aux gestionnaires sur leurs pratiques, la tarification doit annuler le bénéfice associé à l'opportunisme. Ce prix peut être défini en divisant la différence de marge brute entre les deux comportements des irrigants par le volume consommé par les irrigants opportunistes. Il suffit donc, selon les simulations (tableau 5.5) de faire passer le prix du mètre cube d'eau de 0.006 à 0.023 €/m³ en 2003 et 0.066 €/m³ en 2004. Pour s'assurer du changement de comportement, nous retenons la hausse de prix la plus importante sur les deux années, à savoir 0.066 €/m³, soit un peu plus de dix fois le prix actuel (0.006 €/m³). Ce tarif, hors charges de pompage et de matériel, reste néanmoins en dessous du tarif défini comme incitatif pour la réalisation d'économies en eau par Montginoul *et al.* (1997), avec 0.09 €/m³. Ce surcoût permet de supprimer les comportements opportunistes et, en considérant que les volumes ainsi économisés demeurent stockés dans les barrages, d'éviter plusieurs mesures de restrictions au cours de la campagne ce qui est bénéfique pour tous les agriculteurs et le milieu naturel.

Maintenant qu'un seuil de prix de l'eau a été défini pour la TO, il convient de présenter la méthodologie qui permettrait son application sur le bassin versant de la Charente.

5.4. Méthodologie pour l'application de la tarification optionnelle au bassin versant de la Charente

La hausse du prix de l'eau d'un facteur dix est le tarif défini pour annuler le bénéfice des irrigants opportunistes. Ces volumes non prélevés dans la rivière ou les nappes d'accompagnement permettraient d'augmenter les débits d'étiage de la Charente ou d'être conservés dans les barrages afin d'éviter des périodes de restrictions ce qui est bénéfique pour les hydrosystèmes mais aussi économiquement pour les irrigants (cf. paragraphe 5.6).

¹ Tarifs faibles sans contraintes sur les pratiques d'irrigation à l'intérieur d'une période volumétrique

Les irrigants et leurs représentants (associations et chambre d'agriculture) lors des réunions du PGE, se disent prêt à appliquer des nouvelles mesures de gestion. La TO, même si elle présente des contraintes pour l'irrigants (pose de compteurs, surveillance, etc.) a aussi l'avantage de réduire les inéquités sociales entre les différents irrigants en annulant la différence de revenu lié à l'équipement. En conséquence, même si actuellement des négociations doivent être engagées entre les différents acteurs (état, collectivités territoriales et usagers), la tarification pourrait entraîner le changement de comportement des irrigants. De plus, l'adhésion à la TO reste libre pour chacun des irrigants.

Cependant, pour réellement éviter les comportements opportunistes, la gestion des ressources en eau, TO ou pas, doit nécessairement être accompagnée d'un système de contrôle plus fiable que le système actuel.

Lors de notre analyse des données des relevés de compteurs fournis par les irrigants à l'Agence de l'Eau et aux Chambres d'Agricultures, plusieurs anomalies ont été observées. Chez plusieurs irrigants, plusieurs périodes de suite présentaient des consommations en eau strictement équivalentes. Ces résultats sont peu probables étant donné que les demandes en eau des plantes sont variables en fonction des conditions météo. En dehors de fraudes volontaires, qui restent difficilement vérifiables, ces résultats peuvent s'expliquer par des irrigants peu concernés par la gestion volumétrique et qui fournissent seulement les relevés de compteurs quand on les leur demande. Ainsi à la fin juillet par exemple, ils relèvent leurs compteurs et divisent par le nombre de semaines depuis le dernier relevé à la début juin. Il est donc impossible de constater si ils ont dépassé leurs quotas, respecté les restrictions volumétriques sur les périodes, etc., sauf contrôle *in situ* du compteur par la police de l'eau ce qui reste très rare.

Le nouveau système doit permettre un contrôle strict des volumes consommés pour chaque période, même si il est fait a posteriori, notamment les calendriers d'irrigation pour les agriculteurs ayant choisis la TO à partir d'enregistrements automatiques et non plus de lectures manuelles. Il doit impliquer l'ensemble des représentants des agriculteurs (associations d'irrigants, chambres d'agriculture, etc.) et, pour être objectif, ne pas être géré uniquement par eux. L'institution Charente en tant que conseil et gestionnaire pour les ressources en eau sur la Charente pourrait tenir ce rôle de surveillance des consommations et de sanctions si nécessaire.

Techniquement, le principe peut consister en l'installation sur chaque point de pompage d'un système de stockage automatique des consommations à des pas de temps assez fin (au minimum la journée). Ces index de compteurs sont alors relevés informatiquement par un technicien à des périodes données. Plusieurs solutions sont envisageables afin de faciliter la collecte des données à distance avec la télétransmission ou en passant à quelques mètres des émetteurs (Loubier *et al.*, 2008b). Les relevés servent à dresser les factures des consommations et, éventuellement, à sanctionner en cas de dépassement des quotas ou de non respect des calendriers d'irrigation fournis pour la TO. Les sanctions éventuelles doivent être définies de telle sorte que tout écart de comportement ne soit pas avantageux pour l'irrigant : réduction des quotas pour l'année suivante, sanctions financières, etc. Des suivis

précis des consommations et des sanctions dissuasives devraient empêcher tout dépassement de quota par période de gestion ou modifications brutales des calendriers d'irrigation fournis précédemment.

Les propositions conduisant aux principes de la TO, jusqu'alors présentées, sont issues de la collaboration entre l'équipe *Usages* et mon équipe *Transcan* du Cemagref Montpellier et ont donné lieu à plusieurs publications principalement dans le domaine de la gestion et des sciences économiques (Loubier *et al.*, 2005 ; Loubier *et al.*, 2007 ; Loubier *et al.*, 2008a ; Loubier *et al.*, 2008b). A partir des résultats de la TO et afin de démontrer son efficacité lors de prochaines réunions du PGE avec les acteurs en Charente, une évaluation des impacts quantitatifs de la TO, notamment les volumes économisés et les modifications des consignes des lâchers de barrages permises par de meilleures prévisions des débits, a spécifiquement été réalisé lors de ce travail.

5.5. Impacts quantitatifs de la tarification optionnelle sur les ressources en eau

Les impacts quantitatifs de la TO sur les ressources en eau sont de deux types. Des bénéfices directs avec des volumes économisés dans les barrages grâce aux mesures de la TO avec des consommations en baissent et des irrigants qui vont respecter les mesures de restriction des usages. Des bénéfices indirects avec une amélioration de l'efficacité des lâchers de barrages. En effet, avec des informations sur les pratiques d'irrigation fournies par la TO, de meilleures prévisions des débits à partir du modèle TBR sont possibles. Ces prévisions permettent d'ajuster les lâchers pour respecter les indicateurs (DOE et DCR) sans gaspiller les volumes dans les barrages.

Des analyses des impacts quantitatifs, des nouvelles modélisations à partir du modèle TBR et les ajustements des lâchers de barrages ont alors été menés, dans ce travail, à partir des résultats des tests de la TO, pour les années 2003 et 2004, réalisés par Loubier *et al.* (2008a), notamment les débits de prélèvements totaux du tableau 5.2.

5.5.1 Bénéfices directs de la tarification optionnelle

Les volumes d'irrigation utilisés représentent, respectivement pour 2003 et 2004, 2 160 m³/ha et 2 060 m³/ha pour les irrigants *opportunistes* et 1 968 m³/ha et 1 550 m³/ha pour les irrigants *normaux*. En considérant que les irrigants sont pour moitié *opportunistes* et pour moitié *normaux*, la différence entre les volumes consommés si tous les irrigants étaient *normaux* représente, pour les 9 000 ha irrigués du bassin versant de la Charente amont, 0.86 Mm³ pour 2003 et 2.3 Mm³ pour 2004.

Ces volumes non prélevés à la Charente en situation d'étiage auraient pu permettre de maintenir les débits par rapport au DOE/DCR à Vindelle sans avoir recours à des soutiens

d'été. Pour évaluer les économies réalisables sur les ressources stockées, l'écart entre les débits de prélèvements des irrigants *opportunistes* et ceux des irrigants *normaux* sont ajoutés aux volumes des barrages en inversant le fonctionnement de la fonction de transfert FT_3 des lâchers de barrage dans le modèle TBR (figure 5.4). Dans cette configuration, la totalité des volumes prélevés par les irrigants opportunistes provient des lâchers de barrages. Etant donné que pendant les étages, les barrages soutiennent quasiment à eux seuls les débits de la Charente, cette hypothèse reste acceptable. Ainsi, un volume non prélevé le jour j sera rajouté aux volumes disponibles dans les barrages pour la période *active* de la fonction de transfert FT_3 qui couvre les jours $j - 4$ à $j - 2$ (cf. paragraphe 4.6.3.3). Les nouveaux volumes disponibles dans les barrages à partir des économies de la TO (2.3 Mm^3 en 2004), si tous les irrigants avaient un comportement *normal*, sont présentés dans la figure 5.2. Avec l'application de la TO, ces volumes seraient disponibles pour le soutien d'été, et, pour donner un ordre de grandeur, représenteraient une augmentation des débits des barrages de $1 \text{ m}^3/\text{s}$ pendant près de 28 jours.

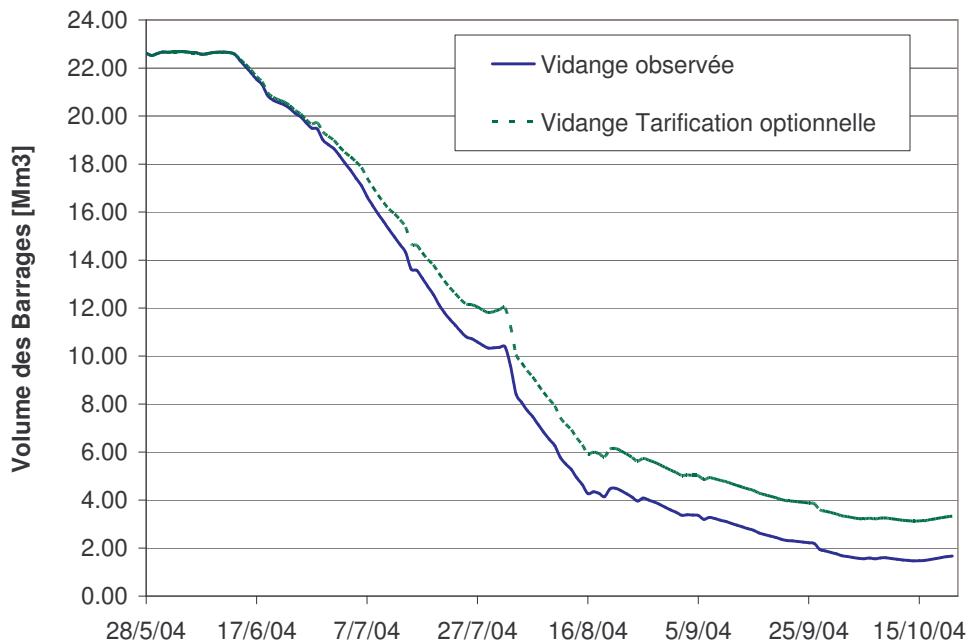


Figure 5.2 – Volumes disponibles pour le soutien d'été dans les barrages de Lavaud et Mas-Chaban à partir des bénéfices directs de la TO pour l'année 2004

5.5.2 Amélioration des prévisions du modèle TBR

Les quantités prélevées par les irrigants sur le bassin versant constituaient jusqu'alors une donnée manquante pour la gestion de l'hydrosystème. Afin d'améliorer la qualité des prévisions des débits de la Charente, elles peuvent être utilisées par les gestionnaires comme des données d'entrée dans le modèle TBR, en remplacement des prévisions du modèle IRRIG.

5.5.2.1. Méthodologie pour intégrer les pratiques d'irrigation dans les TBR

Le modèle TBR d'aide à la décision pour la gestion des ressources en eau sur le bassin versant de la Charente utilise, dans sa configuration initiale donnée par Gouy (1997), plusieurs modèles couplés (cf. paragraphe 4.6.2). Le TBR, pour simuler les débits réels à Vindelle (QR), utilise le modèle MORDOR pour calculer les débits naturels, le modèle IRRIG pour les prélèvements agricoles et un modèle de transfert pour les lâchers de barrages. Or, ce modèle TBR présente, pour des horizons variant entre 1 et 14 jours, une dégradation rapide de la qualité des prévisions à partir du 3^{ème} jour. Il a été démontré précédemment que le manque de précision des prévisions est principalement dû à la mauvaise prise en compte des prélèvements agricoles (cf. paragraphe 4.6.5.1).

Actuellement, les quantités réelles de prélèvements ne sont pas disponibles en temps réel afin de les intégrer dans un modèle. Les seules informations actuellement disponibles pour les prélèvements agricoles sont des solutions approchées : prévisions par le modèle IRRIG du TBR ou débits reconstitués à partir des mesures au niveau de trois ASA (Chenon, Chenonnet et Marsac). Toutefois, si les gestionnaires décidaient d'appliquer la TO, ils disposeraient d'informations à 7 jours sur les quantités de prélèvements grâce aux calendriers prévisionnels d'irrigation.

La comparaison des différents débits de prélèvements modélisés par le TBR à 7 jours (Q_{prel} – IRRIG), reconstitués à partir des mesures sur les ASA équipés (Q_{prel} – Mesures), ou prévisionnels à partir des pratiques des irrigants grâce à la TO (Q_{prel} – Pratiques) pour l'année 2004 est présentée dans la figure 5.3. La modélisation des prélèvements agricoles par IRRIG continue de prédire des prélèvements importants, avec plus de 3.5 m³/s pour le mois d'août et 2.5 m³/s pour septembre, alors que les irrigations mesurées sont très faibles depuis début août. En effet en 2004, le maïs est arrivé à maturité vers la début août en moyenne sur le bassin versant de la Charente et les irrigations ont donc été arrêtées. Les prélèvements obtenus à partir des calendriers d'irrigation sont plus semblables aux mesures que les prélèvements modélisés par IRRIG. Les prélèvements reconstitués à partir des mesures présentent des évolutions beaucoup plus contrastées. Cependant, le comportement global, avec les arrêts et les reprises des irrigations, est mieux reproduit que avec IRRIG tout du moins pour les forts prélèvements (fin juin et juillet).

En résumé, le pilotage des irrigations en Charente semble très éloigné de la formulation du modèle IRRIG même si ce dernier intègre un module simulant le comportement des agriculteurs. Les pratiques observées lors des enquêtes semblent plus liées à l'équipement des agriculteurs (apports des 28 mm sur toute l'exploitation), aux précipitations éventuelles et à la disponibilité de l'eau (niveau de restrictions) qu'à une surveillance précise des besoins du maïs (évapotranspiration, état hydrique du sol avec notamment la RFU comme dans le modèle IRRIG). Dans ce cas, l'obtention d'un calendrier d'irrigation à partir de la TO constitue une meilleure approche des quantités réelles de prélèvements qu'un modèle de demande en eau basé sur des paramètres agronomiques.

Les calendriers d'irrigation fournis par les irrigants 7 jours à l'avance, si la TO était appliquée en Charente, sont donc plus précis que les modélisations des prélèvements par IRRIG. Avec des moyens de contrôle efficaces (compteurs volumétriques horaires, télétransmissions des données) et des sanctions dissuasives (pénalités financières ou volumétriques pour la saison suivante) en cas de non respect des calendriers d'irrigation fournis, les données recueillies concernant les prélèvements agricoles pour les 7 prochains jours pourraient être considérées comme fiables.

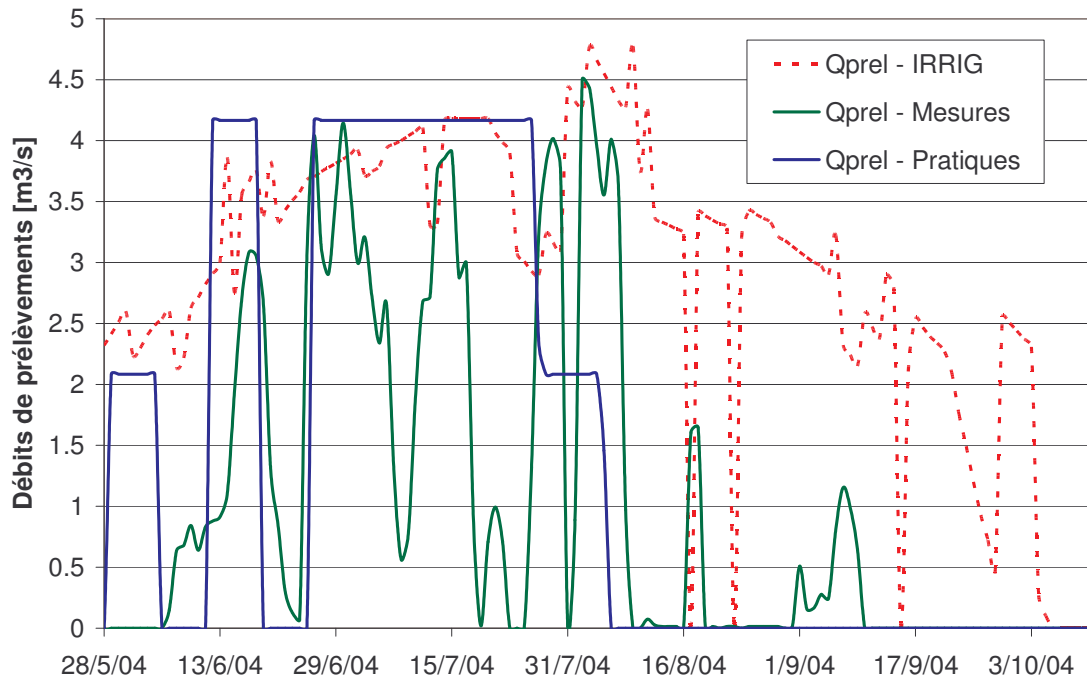
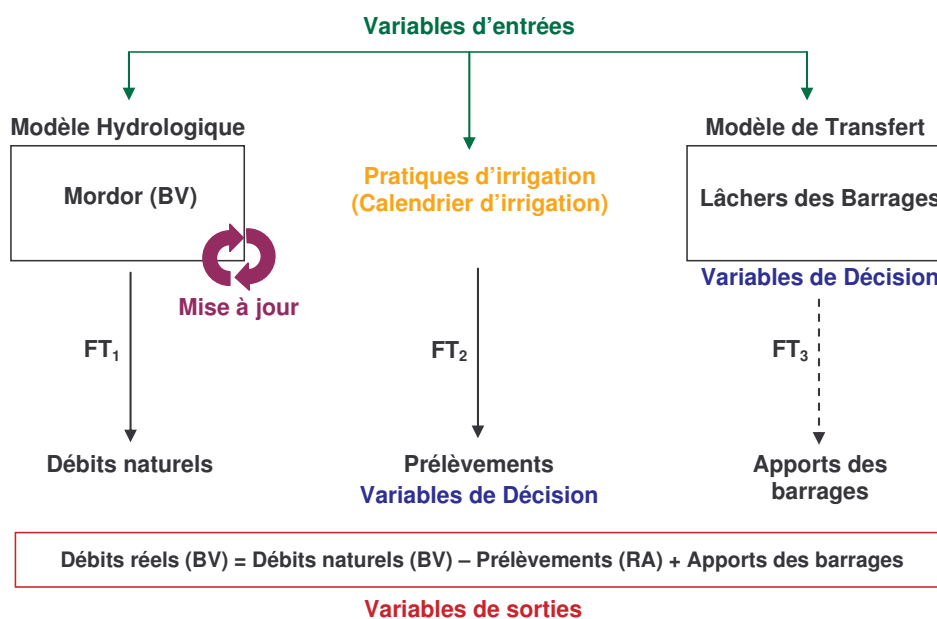


Figure 5.3 – Débits des prélèvements agricoles modélisés par IRRIG (rouge), reconstitués à partir des mesures (vert) ou prévisionnels à partir des calendriers d'irrigation (bleu)

A partir des informations de notre analyse des quantités de prélèvements, une nouvelle configuration du modèle TBR a pu être développée dans ce travail pour améliorer les prévisions des débits de la Charente à Vindelle. La modification du modèle a été réalisée à partir du modèle TBR préalablement réécrit sous la plateforme *open source* de calcul Scilab[®] (cf. paragraphe 4.6.5). Initialement dans la version du TBR de Gouy (1997), les quantités de prélèvements pour les 14 prochains jours étaient simulées par le modèle IRRIG.

Dans le nouveau modèle, les calendriers d'irrigation (débits) pour les 7 prochains jours issus de la TO remplacent les prévisions issues du modèle IRRIG (figure 5.4). Les débits de prélèvements ($Q_{\text{Prel-TO}}$) ne sont donc plus considérés comme des variables de l'hydrosystème mais bien comme des données d'entrées du nouveau modèle : TBR-TO.


 Figure 5.4 – Configuration du modèle TBR-TO¹

Dans le modèle TBR-TO, le débit réel à l'exutoire (QR) est toujours calculable au jour j à partir des différentes contributions propagées, de $j - 6$ à j , à savoir les débits naturels (QN) provenant de MORDOR et de la fonction FT_1 , les quantités de prélèvements totales fournies par les calendriers d'irrigation ($Q_{\text{Prél-TO}}$) et de la fonction FT_2 , et enfin, les influences des lâchers de soutien d'étiage (Q_{Barrages}) et de la fonction FT_3 . Les prélèvements totaux journaliers ($Q_{\text{Prél-TO}}$), issus des calendriers d'irrigation fournis par les irrigants, sont obtenus en multipliant les doses journalières prévues pour l'irrigation (mm/ha/jour) dans les calendriers par les superficies irriguées en Charente (9 000 hectares).

$$QR(j) = QN(j) - \sum_{i=1}^k FT2_k \cdot Q_{\text{Prél-TO}}(j-k) + \sum_{i=1}^k FT3_k \cdot Q_{\text{Barrages}}(j-k) - Q_{\text{AEP}}$$

Où Q_{AEP} est une constante représentant les prélèvements moyens des usages domestiques. Pour le reste des prévisions à partir du modèle TBR-TO, les conditions sont identiques à celles présentées dans le modèle TBR au chapitre 4 (cf. paragraphe 4.6.4) : la pluie est considérée comme nulle à partir de la date de la prévision, les niveaux initiaux des réservoirs du modèle MORDOR et les paramètres des fonctions de transfert FT_1 , FT_2 , FT_3 ont les mêmes valeurs.

5.5.2.2. Résultats des prévisions à partir du modèle TBR-TO

Ne disposant pas des débits réels de prélèvements de chacun des irrigants sur les périodes de prévision, les validations des modèles, TBR et TBR-TO ne peuvent être réalisées que de façon globale en comparant les débits réels modélisés pour la Charente à Vindelle à un horizon de 7 jours à partir des différentes estimations des prélèvements (figure 5.5). Les débits simulés QR-TBR et QR-TO sur l'horizon de prévision ont été obtenus, respectivement

¹ TBR-TO : Tableau de Bord de la Ressource en Eau modifié pour la Tarification Optionnelle

à partir des débits de prélèvements issus du TBR avec le modèle IRRIG et des calendriers d'irrigation fournis par les agriculteurs dans le cadre de la TO. Les prévisions sont comparées aux débits observés (QR-Obs).

En premier lieu, les prévisions à un horizon de 7 jours des débits réels à Vindelle avec les prélèvements qui proviennent de la TO (QR-TO) sont bien plus précises que les simulations avec IRRIG (QR-TBR). En effet, les critères de Nash sont de 0.65 pour les simulations à partir du modèle TBR-TO. Ainsi, même si ces résultats ne sont pas totalement satisfaisants, il améliore de façon notable les prévisions des débits à Vindelle qui, avec le modèle TBR, présentait un critère de Nash négatif pour un horizon de 7 jours (cf. paragraphe 4.6.5.1).

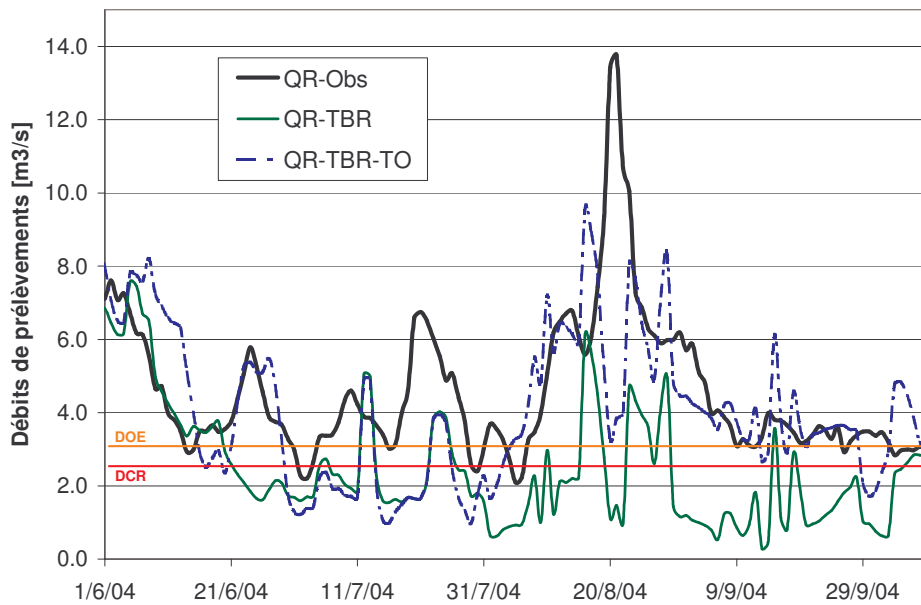


Figure 5.5 – Débits observés (noir) et modélisés par les modèles TBR (rouge) et TBR-TO (bleu) de la Charente à Vindelle pour l'année 2004

Les prévisions du TBR indiquent que le DOE serait franchi durant 106 jours sur la période de simulation (juin à octobre) qui en compte 149 au total. Dans la réalité (QR-Obs), le DOE a été franchi à 26 reprises en 2004. A partir du nouveau modèle TBR-TO développé, les prévisions ne sont que de 41 jours en dessous du DOE soit plus de la moitié moins. Le caractère alarmiste du modèle TBR est une bonne chose pour préserver les ressources en eau mais il peut aussi inciter les gestionnaires à vouloir compenser le déficit affiché. Dans ce cas, les volumes lâchés par les barrages sont trop importants et les réserves manquent en fin d'été. Le modèle TBR-TO, même s'il présente aussi un nombre de franchissements plus élevés que la réalité et des résultats en prévision perfectible, est plus en phase avec les débits observés dans la figure 5.5. Il présenterait donc une solution intéressante pour un outil d'aide à la décision car des mesures de gestion plus efficaces et mieux ciblées permettent d'économiser des ressources et de bénéficier du soutien et de la confiance des usagers.

En résumé, les résultats du modèle TBR-TO confirment l'hypothèse qu'une connaissance plus précise du niveau des prélèvements, à partir des calendriers d'irrigation disponibles grâce à la TO, améliorerait considérablement les prévisions du TBR.

5.5.3 Amélioration de l'efficacité des lâchers des barrages

A partir des volumes économisés grâce à la TO et aux meilleures prévisions des débits avec le modèle TBR-TO, l'efficacité des lâchers de barrages pourrait être augmentée. Avant la réforme, les gestionnaires devaient faire face à une incertitude importante face aux quantités de prélèvements des irrigants. Avec la TO, les irrigants, pour conserver un faible coût de l'eau, doivent fournir leurs calendriers d'irrigation 7 jours à l'avance ce qui permet aux gestionnaires d'avoir une idée plus précise des débits de prélèvements et donc d'améliorer les prévisions des débits de la Charente à Vindelle. Avec ces prévisions qui devaient jusqu'alors intégrer les incertitudes sur les quantités de prélèvements, les lâchers des barrages vont pouvoir être ajustés afin de satisfaire au mieux les usages et les indicateurs à Vindelle (DOE/DCR). En cas d'impossibilité de soutenir suffisamment les étiages avec les barrages (4 m³/s maximums de lâchers), les gestionnaires disposent des 7 jours de l'horizon de prévision pour mettre en place d'autres solutions comme des mesures de restrictions des prélèvements.

L'amélioration de l'efficacité des lâchers de barrages se réalise donc en deux phases : la modification des consignes des lâchers de barrages en fonction des prévisions du modèle TBR-TO, puis, la visualisation de l'effet de ces nouvelles consignes sur les débits observés à Vindelle. Dans notre cas, même si la situation est virtuelle puisqu'on se base sur l'application de la TO sur les années 2003 et 2004, les décisions concernant les consignes sont prises dans les mêmes conditions que celles des gestionnaires des barrages. En effet, les consignes au jour j sont définies uniquement à partir des débits prévisionnels par le modèle TBR-TO et, seulement ensuite, constatation entre $j + 5$ et $j + 2$ de l'effet des lâchers sur les débits (période active de la FT₃).

5.5.3.1. Méthodologie pour modifier les lâchers des barrages

Le modèle TBR modifié sous Scilab[®] pour intégrer les données des prélèvements provenant des irrigants à la place du modèle IRRIG (TBR-TO) peut être utilisé afin d'améliorer l'efficacité des lâchers de barrages. Pour rappel, l'efficacité des lâchers de soutien d'étiage, au cours d'une période donnée, peut être définie comme le pourcentage des volumes lâchés qui vient résorber le déficit en eau par rapport à un objectif de gestion. Les objectifs peuvent être basés sur des aspects très divers aussi bien la préservation du milieu naturel avec le DOE (3 m³/s) ou le DCR (2.5 m³/s) à Vindelle que les niveaux de restrictions des prélèvements agricoles (4, 3.3, 3 et 2.5 m³/s). Pour conserver une marge de sécurité vis-à-vis de modifications des calendriers de prélèvements ou de comportements hydrodynamiques inconnus sur l'hydrosystème comme les échanges nappe-rivière, notre objectif est fixé à 4 m³/s. De plus, cette valeur est souvent utilisée par les gestionnaires des barrages car elle correspond au premier niveau de restriction des usages agricoles, permettant ainsi de limiter le nombre de restrictions, et donc, de maximiser les revenus des agriculteurs sans impacter l'hydrosystème. Les volumes économisés, à partir des

modifications des consignes de 2003 et 2004 suite aux nouvelles prévisions, sont conservés dans les barrages afin d'augmenter le soutien d'étiage plus tard dans la saison. Ces économies de ressources en eau peuvent être considérées comme des bénéfices indirects de la TO en opposition aux bénéfices directs correspondant aux différences des volumes de prélèvements entre la situation actuelle et celle où s'appliquerait la TO.

Pour les prévisions avec le modèle TBR-TO, les conditions sont identiques à celles du modèle TBR avec, afin d'avoir une vision pessimiste de la situation, une pluie toujours considérée comme nulle à partir de la date de la prévision. Le modèle MORDOR ne subit aucune modifications par rapport au modèle TBR avec des niveaux initiaux des réservoirs identiques. De même, les paramètres des fonctions de transfert FT_1 , FT_2 , FT_3 ne sont pas modifiés. Les débits de prélèvements obtenus, dans le cadre de la TO, avec les calendriers d'irrigation remplacent les prévisions des prélèvements du modèle IRRIG dans le TBR (figure 5.4). Seules les consignes des lâchers de barrages, utilisées dans le modèle TBR-TO pour calculer les débits réels (QR) de la Charente à Vindelle par la fonction de transfert FT_3 , sont modifiées pour satisfaire les différents objectifs (DOE, DCR, niveaux de restrictions agricoles, etc...). La fonction de transfert FT_3 étant active de $j - 5$ à $j - 2$, seuls les lâchers de barrages de cette période là influenceront les débits à Vindelle.

Les prévisions obtenues par le modèle TBR-TO, plus performantes que celles du modèle TBR, permettent mieux d'estimer l'état actuel des débits du fleuve vis-à-vis des indicateurs de ressources (DOE/DCR). Par la suite, en se basant sur ces prévisions, les consignes des barrages peuvent être modifiées afin de mieux répartir les volumes disponibles. La modification des consignes ne permet pas forcément, sur la saison d'étiage, d'économiser des volumes dans les barrages comme la TO qui uniformisent les comportements et empêchent toute surconsommation des ressources. Cependant, son rôle n'est pas négligeable car elle permet de mieux allouer les volumes disponibles dans les réservoirs au cours de la saison d'étiage afin de limiter les franchissements des indicateurs de débits (DOE et DCR) et des seuils de restrictions des interdictions de prélèvements agricoles. La satisfaction des objectifs environnementaux reste cependant l'objectif principal des barrages de Lavaud et Mas-Chaban.

5.5.3.2. Modifications des consignes des barrages grâce à la tarification optionnelle

A partir des volumes disponibles dans les barrages, qui comprennent les volumes initiaux et les volumes supplémentaires obtenus par la TO (figure 5.2), et des prévisions des débits à Vindelle par le modèle TBR-TO, des modifications peuvent être apportées sur les consignes de lâchers des barrages. La méthode utilisée ici consiste non pas à avoir un modèle de calcul automatique des lâchers de barrages mais à les répartir d'une façon uniforme sur les périodes de nécessité car les volumes sont suffisants et les ouvertures de vannes limitées à $4 \text{ m}^3/\text{s}$.

Dans une situation où les ressources ne sont pas suffisantes ou afin d'améliorer la situation à l'étiage avec une augmentation des DOE, un outil permettant d'estimer les lâchers des

barrages en fonction de l'état des ressources est envisageable. En effet, les approches de régulation en temps réel des systèmes hydrauliques à surface libre¹, sur les canaux d'irrigation (Goussard, 1989) et les rivières réalimentées par des barrages (Piquereau et Villocel, 1982; Trouvat, 1991; Litrico *et al.*, 1998), peuvent fournir des solutions intéressantes pour l'optimisation de l'utilisation de l'offre et notamment des lâchures de barrages en vue du respect des DOE à Vindelle. Sur les canaux d'irrigation, ces techniques permettent d'améliorer l'efficacité hydraulique de plus de 40 %, en passant de 50 %, voir moins, pour un canal géré traditionnellement à plus de 90 % pour un canal avec une gestion modernisée. Sur les rivières, les gains d'efficacité sont aussi très importants avec près de 25 %, comme le montre une étude sur la Gimone (Gers, France) (Litrico, 1999). En considérant que la réserve utile des barrages pour le soutien d'étiage est de 22.4 Mm³, une augmentation d'efficacité de seulement 10 % permettrait de disposer de 2.2 Mm³ supplémentaire pour le soutien d'étiage. Or, ce volume est supérieur au déficit enregistré en 2003, et 2004, pour satisfaire le DOE à Vindelle pendant toute la saison d'irrigation avec, respectivement, 1.45 Mm³ et 0.46 Mm³ de déficit. Pour les années non déficitaires, cela permettrait d'assurer une gestion interannuelle en assurant un meilleur remplissage en cas d'hiver sec comme ce qui fut en 2004-2005 avec des réservoirs vides à l'automne 2004 et un remplissage des barrages de seulement 30 à 40 % fin avril 2005. Par ailleurs, les techniques de régulation automatique des systèmes à surface libre sont celles qui permettent les gains les plus importants pour des coûts au mètre cube parmi les moins chers de toutes les options possibles (Victorian Government, 2004).

L'option de l'automatisation du système barrage-rivière étant abandonnée, la TO a permis pour l'année 2004 d'économiser près de 2.3 Mm³ soit près de 27 jours de soutien d'étiage où les débits des barrages pourraient être augmentés de 1 m³/s (augmentation de 25 % des capacités de soutien d'étiage). Sachant que compte tenu des étiages sévères sur la Charente et de la mauvaise connaissance des débits des prélèvements, les débits des barrages sont rarement au maximum (4 m³/s), plusieurs épisodes de restrictions pourraient être évités. Ainsi, en utilisant les prévisions² du modèle TBR-TO (en bleu dans la figure 5.6) et les consignes des barrages initialement déterminées par les gestionnaires pour l'année 2004 (en rose dans la figure 5.6), les périodes où les débits franchissent les seuils du DOE et DCR sont identifiés. Sachant que des ressources sont disponibles grâce à la TO (2.3 Mm³) et sous réserve de ne pas atteindre les 4 m³/s maximum de soutien d'étiage, des modifications des consignes des lâchers de barrages (en violet dans la figure 5.6) ont été effectuées arbitrairement en fonction de l'état des débits par rapport au DOE et au DCR. Les nouvelles consignes de barrages remplacent les anciennes dans le modèle TBR-TO et de nouvelles simulations sont réalisées afin d'obtenir de nouvelles prévisions des débits et de vérifier à nouveau l'état des débits par rapport au DOE et au DCR (en vert dans la figure 5.6). Pour obtenir de meilleures consignes de lâchers de barrages, plusieurs itérations entre

¹ Ces techniques sont basées sur l'analyse des systèmes, la modélisation et la mise au point d'algorithmes de régulation permettant de satisfaire les contraintes de gestion

² Les débits de la figure 5.6 sont bien des prévisions des modèles TBR et TBR-TO à Vindelle. Les modifications des consignes des barrages se basent bien sur les prévisions de ces deux modèles et en aucun cas sur des observations des débits à Vindelle.

les consignes définies manuellement par le gestionnaire et le modèle TBR-TO peuvent être nécessaires.

Ainsi, pour les prévisions à 7 jours de l'année 2004 étudiées ici, les consignes des barrages ont été augmentées de $0.7 \text{ m}^3/\text{s}$ en moyenne (en violet dans la figure 5.6), lors des périodes où les débits étaient les plus bas. L'efficacité est de 70 % généralement constatées en Charente (Gouy, 1997; Eaucéa, 2006), soit une augmentation effective des débits à Vindelle de $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$ environ (en vert dans la figure 5.6). A partir des prévisions du modèle TBR-TO et des modifications des consignes des barrages, le nombre des défaillances serait de 19 et 23 vis-à-vis, respectivement, du DOE et du DCR. Le nombre de défaillances est donc bien plus réduit que le nombre de défaillances sans les modifications des consignes avec près de 43 jours sous le DOE et 25 sous le DCR. Les défaillances restantes ne correspondent pas à un manque de ressources disponibles dans les barrages mais aux limitations techniques des ouvertures de vannes des barrages. En effet, lorsque les lâchers de barrages sont au maximum de leurs capacités ($4 \text{ m}^3/\text{s}$) sur l'ensemble de la période active de la fonction de transfert $FT_3(j - 5 \text{ à } j - 2)$, les débits de la Charente ne peuvent plus être augmentés par les consignes des barrages et le dernier recours pour le gestionnaire pour respecter les DOE/DCR est alors de prendre des mesures de restrictions des prélèvements à partir de ces informations.

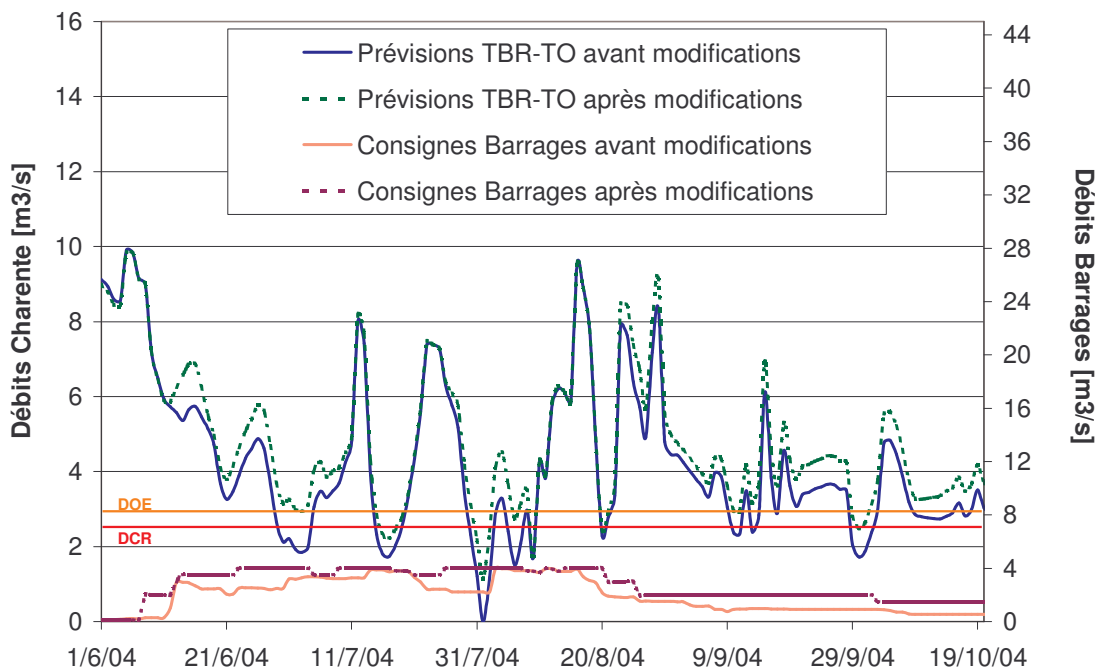


Figure 5.6 – Débits simulés de la Charente à Vindelle par le modèle TBR-TO avant et après modifications des consignes des lâchers des barrages

Les prévisions du modèle TBR-TO grâce aux informations sur les prélèvements permettent aux gestionnaires d'évaluer plusieurs scénarios pour ajuster les consignes des barrages, ou, en dernier recours, si les ressources sont insuffisantes ou les limites du soutien d'étiage atteinte, de prendre des mesures des restrictions qui ont souvent des impacts négatifs sur les activités économiques agricoles.

Les modifications des lâchers des barrages présentées dans la figure 5.6 concernaient uniquement les prévisions des débits à Vindelle. C'est seulement à partir de ces prévisions que les consignes peuvent être définies. Néanmoins, afin d'observer l'effet de ces nouvelles consignes, leurs influences doivent être reportées sur les débits observés sur la Charente au niveau de Vindelle.

Cependant, les débits observés sont déjà influencés par les lâchers des barrages qui avaient été programmés par les gestionnaires avant les modifications. Pour obtenir les débits que l'on observerait avec les nouvelles consignes des barrages, il faut dans un premier temps désinfluencer les débits observés des anciennes consignes de barrages en inversant le fonctionnement de la FT₃ puis appliquer les nouvelles consignes toujours à partir de la FT₃. Les résultats des débits à Vindelle avant et après modifications des consignes des barrages sont présentés dans la figure 5.7.

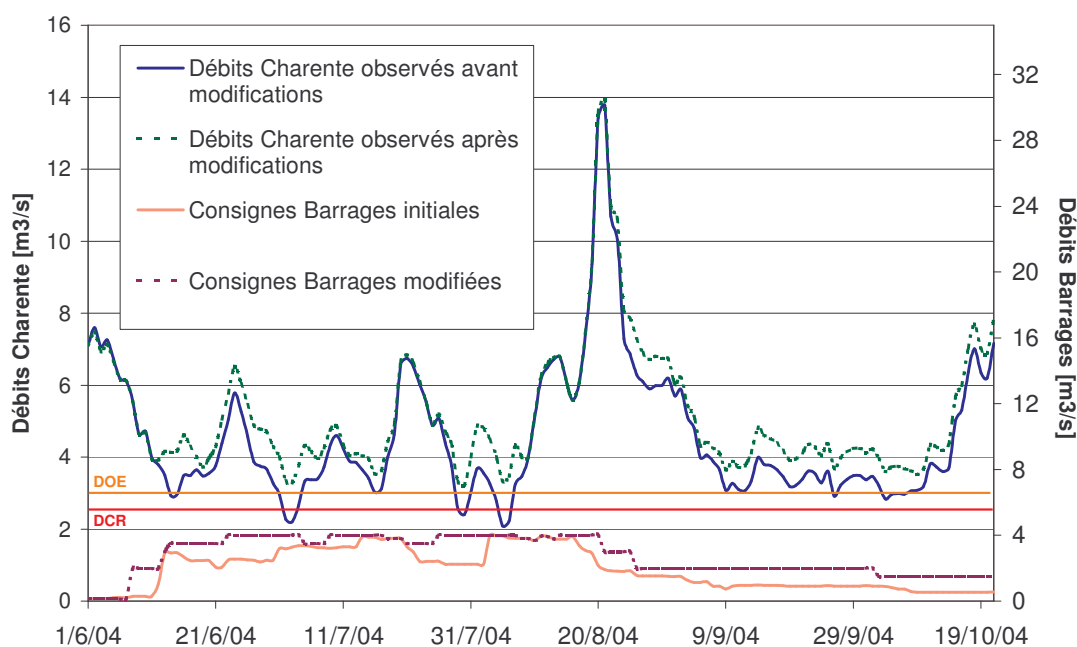


Figure 5.7 – Débits observés de la Charente à Vindelle pour l'été 2004 avant et après modifications des consignes des lâchers de barrage

Les nouvelles consignes des barrages, obtenues grâce aux meilleures prévisions du modèle TBR-TO avec les débits des prélèvements agricoles provenant des calendriers d'irrigation, auraient permis de supprimer la totalité des interdictions, DOE et DCR, pour la saison d'été 2004. De plus, malgré l'augmentation des débits lâchés avec en moyenne 2.6 m³/s pour les nouvelles de consignes de lâchers contre 1.9 m³/s pour les anciennes, la totalité des volumes économisés par la mise en place de la réforme de la TO n'a pas été consommée (figure 5.8). Les volumes restants dans les barrages, qui représentent 4.2 Mm³, pourront servir à soutenir les étiages en cas d'automne très sec. En effet, dans le cadre du PGE du bassin versant de la Charente, les barrages ont pour objectif d'assurer le soutien d'étiage jusqu'à la fin octobre, voire début novembre. Ces situations sont rares mais des réserves économisées en été peuvent éviter des fins d'étiages ou des hivers très difficiles pour les hydrosystèmes comme par exemple l'étiage 2005 qui s'est prolongé jusqu'à fin 2005 avec

plus de 112 jours sous le DOE et 105 jours sous le DCR de juin à décembre 2005 (210 jours au total). Ces volumes économisés constitueront également un résidu pour la prochaine campagne de remplissage des barrages.

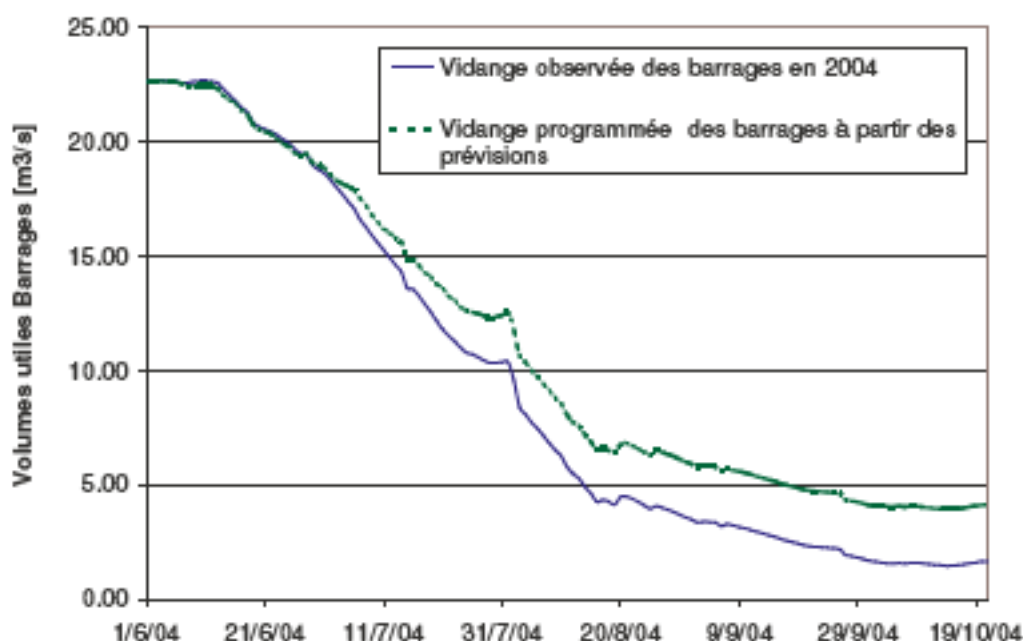


Figure 5.8 – Volumes disponibles en 2004 pour le soutien d'étiage dans les barrages de Lavaud et Mas-Chaban avec la TO et la modification des consignes

L'amélioration des prévisions des débits à Vindelle et les modifications des consignes de lâchers de barrages pour mieux allouer les ressources n'ont pu être obtenus que grâce à la TO dont l'objectif est d'obtenir de l'information sur les pratiques d'irrigation des agriculteurs. La TO, qui actuellement n'est qu'une proposition pour améliorer la gestion en Charente, permettrait d'induire des économies des ressources en eau afin de réallouer ces volumes pour le soutien d'étiage et de limiter le nombre de défaillance de fourniture pour les usagers (niveaux de restrictions des prélèvements agricoles), mais surtout pour le milieu naturel (DOE et DCR).

5.5.3.3. Estimation de l'efficacité des barrages et des défaillances de fourniture

Afin de conclure sur les apports réels des prévisions à partir des calendriers d'irrigation fournis par les irrigants pour le placement des volumes des barrages, la comparaison des efficacités des barrages doit être réalisée. Elles ont été calculées à partir des anciennes consignes déterminées à partir des prévisions du TBR (cas 1) et de celles obtenues à partir du modèle TBR-TO (cas 2). Plusieurs seuils importants pour estimer les défaillances des fournitures aussi bien pour les usagers que pour le milieu naturel (2.5, 3, 4 et 6 m³/s) ont été utilisés pour calculer l'efficacité du soutien d'étiage dans ce travail (tableau 5.6).

Les efficacités obtenues avec les consignes déterminées avec le TBR (cas 1) ou le TBR-TO (cas 2) ne sont pas très différentes pour les fortes valeurs de débits avec environ 80 % des

lâchers de barrages venant résorber des débits en dessous de 6 m³/s à Vindelle. Les différences sont plus notables pour les seuils correspondant au DOE et au DCR avec notamment deux fois plus des volumes lâchers qui viennent résorber des débits en dessous du DCR dans le cas 2 que le cas 1. Les meilleures prévisions des débits grâce au TBR-TO permettent donc de mieux cibler et ajuster les consignes de lâchers de barrages pour limiter les crises importantes. De plus, pour confirmer que ces meilleures efficacités ont bien été obtenues grâce à de meilleures prévisions et non grâce à des volumes de soutien d'étiage supérieurs, les volumes totaux utilisés pour le soutien d'étiage sur la saison sont inférieurs dans le cas 2 (19.9 Mm³) que dans le cas 1 (22.6 Mm³).

Tableau 5.6 – Calculs de l'efficacité du soutien d'étiage à Vindelle pour l'année 2004 à partir de plusieurs objectifs.

	Volumes Lâchés en Mm ³ (01/06 au 31/10)	Volume réduisant le déficit par rapport à l'objectif (Mm ³)				Efficacité (%)			
		6	4	3 (DOE)	2.5 (DCR)	6	4	3 (DOE)	2.5 (DCR)
Cas 1 TBR	22.6	17.7	13.6	3.4	1.5	78	60	15	7
Cas 2 TBR-TO	19.9	18.2	14.8	4.5	2.8	80	63	20	13

Enfin, il est intéressant de constater qu'en comparant la figure 5.2, obtenue en ajoutant les gains de la TO, et la figure 5.8, obtenue avec les gains de la TO et les modifications des consignes des barrages, le volume utile dans les barrages a augmenté de presque 1 Mm³ (3.3 Mm³ pour la TO seule contre 4.2 Mm³). Pour rappel, lors de la saison d'étiage 2004, le volume utile observé dans les barrages était de 1.7 Mm³ en fin de saison d'étiage. La modification simple des lâchers des barrages grâce à de meilleures prévisions des débits à partir du modèle TBR-TO, sans automatisation ni régulation dynamique, a donc permis, même si ce n'était pas son objectif premier, une économie de près de 10 % des volumes utiles des barrages, soit l'équivalent d'un peu de moins de 12 jours de soutien d'étiage avec une augmentation du débit des barrages de 1 m³/s. Ces volumes pourraient être appréciables dans l'optique d'un automne sec ou d'une gestion interannuelle des barrages en Charente. Néanmoins, ces volumes supplémentaires sont utilisables si les débits maximums de lâchers ne sont pas encore atteints.

Afin de confirmer l'hypothèse que les lâchers de barrage sont mieux ciblés sur les périodes de crises, une comparaison des défaillances par durées, intensités et fréquences a été réalisée pour la saison d'étiage 2004 avant et après les modifications des consignes lors de notre étude (tableau 5.7). Les trois éléments descriptifs des défaillances ont été nettement diminués avec des périodes de crise généralement moins longues (5 jours contre 13 au maximum), moins intenses (- 0.8 m³/s contre - 1.9 m³/s au maximum) et moins fréquentes. La figure 5.9 détaille les diminutions des fréquences de défaillances en fonction des seuils choisis (4, 3.3, 3, 2.5 m³/s) avant et après les modifications des consignes de lâchers de

barrages grâce au modèle TBR-TO. Les défaillances de fournitures ont été, en totalité, annulées pour le milieu naturel (DOE et DCR). En ce qui concerne les défaillances de fournitures pour les usagers agricoles, elles ont été diminuées de 45 à 27 % pour le premier niveau de restriction (15 %) et de 27 à 3 % pour le second niveau (30 %). En 2004, les volumes disponibles pour le soutien d'étiage étant suffisants, la totalité des défaillances aurait pu être éliminée si les débits maximums des lâchers des barrages n'avaient pas été pas atteints.

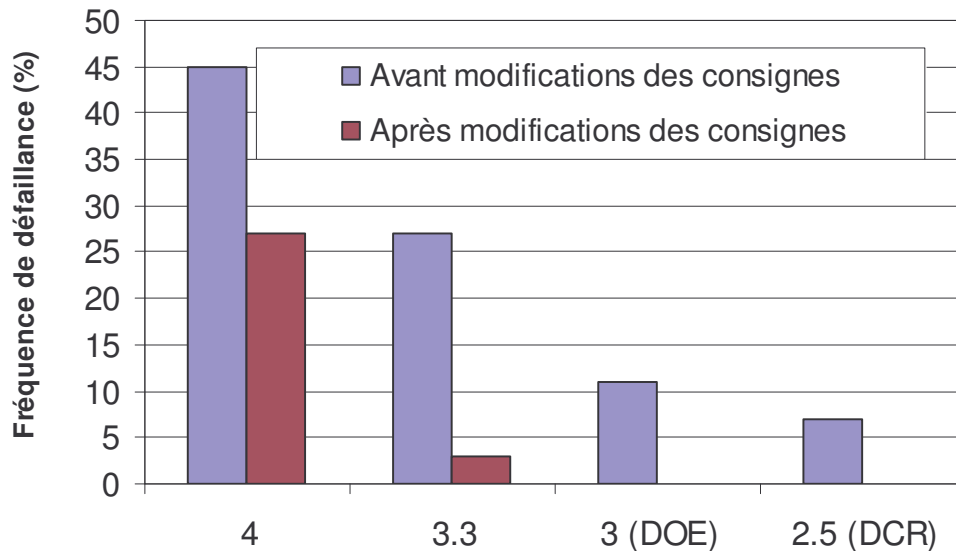


Figure 5.9 – Fréquences de défaillances de fourniture pour les irrigants (4, 3.3, 3 et 2.5) et pour le milieu naturel (DOE et DCR) sur la saison d'étiage 2004

Même si les deux premiers seuils (4 et 3.3 m³/s) sont des niveaux de restrictions des prélèvements agricoles, l'objectif des gestionnaires des barrages est initialement de maintenir le DOE, permettant la satisfaction de tous les usages, et a fortiori le DCR, en dessous duquel la vie aquatique est en danger.

Dans cette optique, en cas de ressources en eau moins abondantes dans les barrages, la baisse des défaillances pour les deux premiers seuils n'est pas primordiale pour les gestionnaires et l'objectif est de consacrer les ressources disponibles à éviter les franchissements des DOE et DCR. Toutefois, les gestionnaires doivent tenir compte que ces situations de crises, avec des restrictions de niveaux 15 et 30 % des prélèvements (niveau 1 de 4 m³/s et 2 de 3.3 m³/s) ne doivent pas durer trop longtemps car elles seraient difficilement supportables pour la profession agricole à cause des importantes pertes économiques.

Tableau 5.7 - Comparatif des défaillances par durées, intensités et fréquences sur l'année 2004 (période 01/06 au 30/09) avant et après la réforme de la TO et l'ajustement des lâchers de barrages.

Année	Seuil	Date de début	Durée (jours)	Intensité ¹ (m ³ /s)	Fréquence ² (%)
2004 avant la modification des consignes des barrages la TO	4 m ³ /s – 15 % restriction	11/06	12	- 1.1	45
		27/06	12	- 1.8	
		12/07	7	- 1.0	
		28/07	13	- 1.9	
		05/09	11	- 1.2	
	3.3 m ³ /s – 30 % restriction	13/06	4	- 0.4	27
		30/06	6	- 1.1	
		29/07	4	- 0.9	
		03/08	5	- 1.2	
		09/09	5	- 0.2	
		19/09	3	- 0.1	
	3 m ³ /s – DOE 50 % restriction	01/07	5	- 0.8	11
		29/07	3	- 0.6	
		04/08	4	- 0.9	
		26/09	1	- 0.1	
	2.5 m ³ /s – DCR 100 % restriction	02/07	3	- 0.3	7
30/07		2	- 0.1		
05/08		3	- 0.4		
2004 après la modification des consignes des barrages la TO	4 m ³ /s – 15 % restriction	11/06	2	- 0.1	27
		20/06	3	- 0.6	
		01/07	5	- 0.7	
		06/07	3	- 0.2	
		15/07	4	- 0.4	
		29/07	3	- 0.8	
		04/08	4	- 0.7	
		09/09	5	- 0.4	
		19/09	2	- 0.1	
		26/09	2	- 0.3	
	3.3 m ³ /s – 30 % restriction	29/07	3	- 0.8	3
		03/07	1	- 0.8	
	3 m ³ /s – DOE 50 % restriction	Aucunes restrictions			
2.5 m ³ /s – DCR 100 % restriction					

La mise en place de la réforme, associant la TO et l'amélioration de l'efficacité des barrages, permettrait, avec la baisse du nombre de défaillances, une gestion plus intégrée des ressources en eau avec la préservation du milieu naturel (DCR) et la coexistence des usages. Cela conduirait vers un développement économique mieux partagé entre les

¹ Différence entre le seuil et le débit minimum observé pendant la période de défaillance

² Rapport entre le nombre de jours de défaillance et la durée totale de la période explorée (01/06 au 30/09, soit au total 122 jours)

usagers (irrigants, ostréiculteurs, professionnels du tertiaire, etc.) notamment en n'exportant plus vers l'aval les problèmes quantitatifs du bassin versant de la Charente amont qui ont des effets sur bien d'autres usages (tourisme, conchyliculture, eau potable) et qui, économiquement, sont bien plus importants que l'agriculture irriguée (de Roux *et al.*, 2002; Eaucéa, 2006).

5.6. Impacts économiques sur les irrigants de la réforme

Le surcoût de l'eau agricole imposé par la TO pour les irrigants ne fournissant pas d'informations et le renforcement des contrôles, devraient permettre la suppression des comportements opportunistes des irrigants qui prélevaient dans le fleuve Charente, soit plus d'eau que les quantités autorisées par période, soit de manière plus intensive (utilisation du quota en 5 jours au lieu de 7). Ce changement de comportement pour bénéficier des ressources en eau à faible coût, entraînerait des économies qui pourraient être conservées sous la forme de volumes utiles dans les barrages pour le soutien d'étiage. Ces volumes permettraient, ultérieurement, d'empêcher les débits de la Charente de passer sous le DOE et le DCR. Ainsi, en 2003 avec la TO, les nouveaux volumes disponibles pour le soutien d'étiage auraient permis la suppression de deux mesures de restriction à 15 %, d'une mesure à 30 % et le passage d'une mesure 30 % à 15 %. En 2004, le DOE n'aurait jamais été franchi et le soutien d'étiage aurait permis l'annulation de deux périodes de restrictions à 15 %, le passage de deux périodes de restrictions à 30 % à des restrictions à 15 % et, enfin, le passage de restrictions de 50 % à 30 % au cours de 4 périodes. Dans notre cas d'étude centré sur les prélèvements pour l'irrigation, la réduction de l'importance ou l'annulation des périodes de restrictions sont bénéfiques sur deux plans : le milieu naturel car l'hydrosystème subit des étiages moins sévères mais aussi au niveau économique par les agriculteurs car ils profitent des périodes sans restrictions pour irriguer correctement leurs cultures et maximiser leurs revenus. Des bénéfices sont également possibles pour les usagers situés à l'aval du bassin versant de la Charente amont (conchyliculteur, pêcheur, industrie, etc.) mais l'estimation n'a pas été réalisée.

Ainsi, pour les nouvelles périodes de restrictions obtenues à partir des nouveaux lâchers de barrages et de l'eau économisée par la TO, le modèle PILOTE a été utilisé par Loubier *et al.* (2008) pour calculer le rendement des cultures de maïs (tableau 5.8). En comparant les rendements, les volumes et les marges brutes avant et après la TO en 2003 et 2004 (tableau 5.5 et 5.8), cette réforme du système de gestion des ressources en eau permettrait :

- Aux agriculteurs qui n'étaient pas opportunistes, d'augmenter leur marge brute moyenne de 2 % en 2003 et 13 % en 2004,
- Aux agriculteurs opportunistes de diminuer leur marge brute moyenne de seulement 3 % en 2003 et 1 % en 2004.

Ainsi, en plus d'être un outil permettant de limiter les inégalités sociales entre des irrigants suréquipés et les autres, la TO permet d'économiser les ressources en eau en limitant le

nombre, ou l'importance, des interdictions d'usage de l'eau. L'absence ou la baisse des restrictions augmentent les rendements des cultures et donc par conséquent les marges brutes des exploitations agricoles. Ainsi, les différences de marges brutes entre les irrigants opportunistes et les autres se réduisent sans que les premiers ne subissent une trop grosse perte de bénéfice grâce aux faibles nombres de restrictions.

Tableau 5.8 – Rendements, volumes consommés et estimations de la marge brute pour les années 2003 et 2004 après l'application de la TO

	2003			2004		
	Rendement (qx/ha)	Volumes (m ³ /ha)	Marge brute (€/ha)	Rendement (qx/ha)	Volumes (m ³ /ha)	Marge brute (€/ha)
Maïs ½ Précoce	117	1556		122	1860	
Maïs ½ tardif	137	2380		149	1820	
Moyenne	128	1968	989	136	1840	1060

En conséquence, compte tenu (i) des faibles différences de marge brute entre les agriculteurs opportunistes et les normaux, (ii) du renforcement des contrôles des quantités de prélèvements par des mesures fiables, et (iii) des tensions actuelles entre les usagers, et même entre agriculteurs irrigants et non irrigants, la réforme de la gestion des ressources en eau constitue une solution intéressante pour les gestionnaire afin de réformer la gestion actuelle des ressources en eau. En effet, en associant la TO et l'amélioration de l'efficacité des barrages grâce aux prévisions, cette réforme pourrait permettre une gestion plus transparente sur les consommations d'eau agricole, un meilleur partage des ressources et des revenus entre les irrigants, une solidarité amont-aval en ne transférant plus les déséquilibres quantitatifs, finalement, une gestion plus intégrée des ressources en eau.

5.7. Analyse coût/efficacité de trois mesures de restauration des équilibres quantitatifs

La DCE stipule que le choix des mesures à mettre en œuvre pour atteindre l'objectif de bon état des masses d'eau à l'horizon 2015 doit reposer sur des analyses de type coût/efficacité (DCE, 2000). Afin de prouver que la réforme proposée dans ce travail est utilisable pour la gestion des ressources en eau, l'évaluation des coûts de deux autres mesures, dont l'efficacité est jugée comparable, est proposée dans la cas du bassin versant de la Charente amont : la création de réserve de substitution et la réduction réglementaire des autorisations de prélèvements sur la totalité du bassin versant. Les deux dernières mesures sont des scénarios qui ont été évalués dans le PGE de la Charente (Institution Charente, 2004).

5.7.1 Présentation des différentes mesures

La première mesure de restauration des équilibres quantitatifs correspond à l'instauration de la TO précédemment décrite. Afin d'être opérationnelle sur le bassin versant de la Charente amont, cette mesure doit être complétée par des systèmes de comptages volumétriques et/ou débitmétriques, au minimum journalier ou horaire, sur chaque point de prélèvement, ceci pour surveiller et punir les irrigants en infraction. Sur le bassin versant de la Charente, les compteurs volumétriques sont déjà en place sur la totalité des points de prélèvements mais le relevé est manuel et une modification est nécessaire pour automatiser l'enregistrement des données. Par la suite, ces données journalières ou horaires devront soit être récupérées par un technicien lors de relevés de compteurs en fin de saison, soit être télétransmises directement à un centre de gestion. La qualité des contrôles des données provenant des comptages volumétriques est la clé de voûte du système de la TO car les irrigants doivent respecter les débits et les informations fournis aux gestionnaires pour la gestion de l'hydrosystème.

L'efficacité de la TO se mesure au regard de l'espérance d'économies des ressources en eau permises par la connaissance du comportement des agriculteurs. A partir des résultats de l'étude présentée au paragraphe 5.5.1, le gain minimal est de l'ordre de 2 Mm³ sur la totalité du bassin.

La deuxième mesure de restauration de l'équilibre offre/demande consiste à créer des réserves de substitution d'un volume équivalent à celui qui serait économisé dans le cadre de la première mesure soit 2 Mm³. Ces retenues de substitution, dont la construction est prévue dans le PGE, ne sont souvent que des réservoirs bâchés dont le remplissage se fait à partir des réseaux superficiels ou des nappes souterraines pendant les périodes excédentaires en eau. Cette mesure a la préférence de la profession agricole (Hardelin, 2003; Eaucéa, 2006) car la gestion des retenues de substitution se fait directement par les irrigants. Toutefois, le remplissage des retenues de substitution n'est permis que si les ressources en eau sont suffisantes en hiver et au printemps et, comme les barrages, il y a donc un risque que la retenue ne soit pas pleine au début de la saison d'irrigation.

La dernière mesure de restauration des équilibres quantitatifs est aussi une mesure du PGE : une réduction réglementaire des autorisations de prélèvements de 15 % en 5 ans (Institution Charente, 2004). Cette mesure correspond à une baisse du volume autorisé de 2.5 Mm³ sur l'intégralité du bassin de la Charente amont. Selon plusieurs experts et acteurs locaux, cette mesure, qui conserve le même fonctionnement actuel de la gestion volumétrique au niveau des calendriers d'irrigation avec des relevés de compteurs à fournir tous les mois sur les consommations en eau, est de nature à accroître le nombre d'irrigants opportunistes (Loubier *et al.*, 2007). En effet sans modification du système de contrôle comme avec la TO, la tentation de ne pas respecter les mesures de restriction sera d'autant plus grande que tous les agriculteurs, indépendamment de leurs comportements initiaux, subiront une perte de rendement à cause de la diminution des volumes disponibles, et donc de revenu, et se retrouveront tous de fait suréquipés par rapport au volume autorisé. De

plus, le gestionnaire des barrages ne disposera pas de plus d'informations sur les pratiques des irrigants pour ajuster les lâchers des barrages.

5.7.2 Evaluation du coût des mesures

Le principe des méthodes de calcul du coût total, du coût moyen et des liens entre les deux grandeurs pour des infrastructures d'irrigation sont traités par Gleyses *et al.* (2003).

Pour estimer le coût de la création des réserves de substitution d'un volume utile de 2 Mm³, les calculs se sont basés sur plusieurs hypothèses : (i) le coût d'investissement est compris entre 2 et 5 €/m³, (ii) la durée de vie de ces infrastructures est comprise entre 25 et 50 ans et (iii) le coût moyen annuel de maintenance et d'exploitation est de l'ordre de 1 % de la valeur des investissements (Gleyses *et al.*, 2003). Ainsi en fonction des différentes hypothèses, le coût total de la mesure *réserve de substitution* pour un volume utile de 2 Mm³ est compris entre 6.9 et 13.2 M€ soit un coût moyen annuel compris entre 277 et 529 K€ (figure 5.10).

En ce qui concerne le coût de la mesure de réduction réglementaire de 15 % des autorisations de pompage, il est évalué sur la base d'un remplacement de 15 % de la superficie en maïs irrigué par des cultures pluviales qui ont une valeur ajoutée inférieure. Là encore, plusieurs hypothèses ont encore dû être posées notamment : les cultures substituées sont le sorgho ou le tournesol dont les marges brutes à l'hectare sont respectivement de 462 et 397 €/ha (Amigues *et al.*, 2006) alors que la marge brute du maïs irrigué est comprise entre 567 et 733 €/ha. Le calcul de la marge brute dans sa fourchette haute suppose un rendement moyen du maïs de 13.95 t/ha, qui représente la moyenne des rendements du maïs demi-précoce et demi-tardifs pour la période de 1991 à 2005, et un besoin moyen en eau de 1 800 m³/ha. Pour l'hypothèse basse, nous retenons 85 % de la valeur de ces paramètres. Les charges opérationnelles, hors irrigation, sont d'environ 500 €/ha (cf. tableau 5.3) et la prime PAC est de 128 €/ha.

Ainsi, pour chaque hectare reconverti en culture pluviale, la perte de marge brute est comprise entre 105 et 336 €/an. Avec la substitution de 15 % des superficies irriguées remplacées en culture pluviale, ce sont au total 1 200 ha qui subissent cette perte de marge brute. Le coût total est alors compris entre 3.2 et 10.1 M€ et le coût moyen annuel est alors compris entre 126 et 403 K€ (figure 5.10). La mesure *réglementaire* est donc moins coûteuse que la mesure *réserve de substitution* et ce, d'autant plus que nous n'avons pas tenu compte dans cette dernière des coûts de transaction, des délais de construction, des risques de non remplissage et des dommages environnementaux.

L'évaluation du coût d'instauration d'un système de TO est incertaine car très peu généralisée en irrigation comparativement à d'autres secteurs (télécommunication et électricité). Pour éviter ces incertitudes, la solution la plus simple est de rechercher le coût d'un système de comptage et de stockage d'information concernant les prélèvements

agricoles horaires ou journaliers en deçà duquel la mesure étudiée est préférable à la moins coûteuse des deux mesures précédentes.

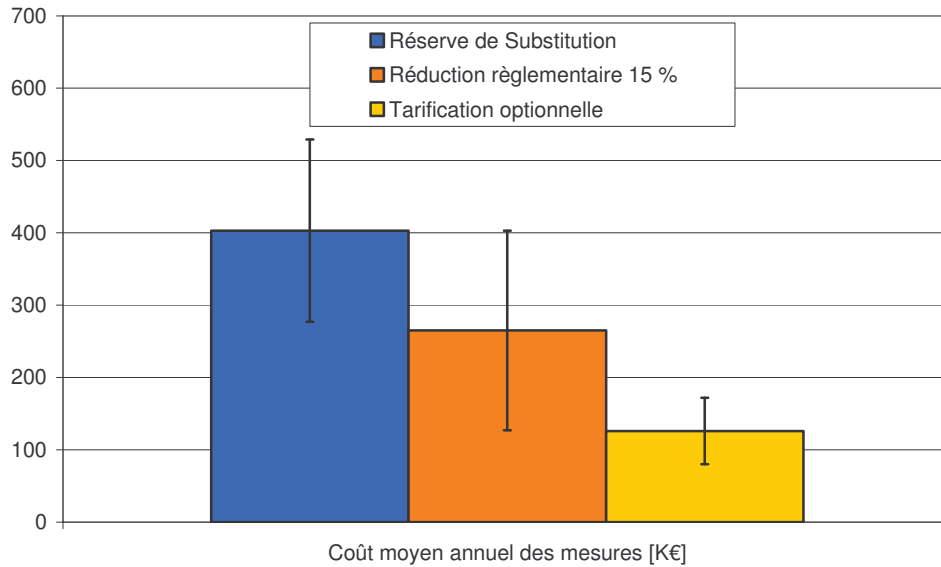


Figure 5.10 – Coûts de différentes mesures afin d'économiser 2 Mm³ de ressources en eau en Charente amont

La mesure la moins onéreuse était la mesure réglementaire de réduction des autorisations de pompages avec pour l'hypothèse basse du coût associé à cette mesure 126 K€/an. En supposant une durée de vie de 10 ans des équipements installés sur les 340 points de prélèvements utilisés en Charente amont pour l'irrigation, le seuil de rentabilité de la TO, pour le montant retenu de 126 K€/an, se situerait à 3 000 € par point de prélèvement. La TO nécessite la mise en place (i) d'un système d'enregistrement automatique des données horaires ou journalières concernant les débits et les volumes d'irrigation et (ii) d'un système de collecte de ces données à des dates précises avec la radio-relève (figure 5.11) ou en temps réel avec de la télégestion. Une étude du Cemagref a conclu que le prix moyen pour mettre en place les systèmes d'enregistrements et de collecte des données avoisinerait plutôt les 2 000 € maximum par points de prélèvements (Loubier *et al.*, 2008b). Ce montant se situe donc en dessous du seuil de rentabilité de la TO ce qui rend la mesure économiquement compétitive par rapport à la construction de retenue de substitution et à la réduction réglementaire de 15 % des volumes alloués à l'agriculture irriguée (figure 5.10).



Figure 5.11 – Principe de fonctionnement d'un système de radio-relève pour un compteur d'eau (Assist - Comptage, 2008)

Les ressources en eau économisées envisageables pour ces différentes mesures sont de l'ordre de 2 Mm³ sur le bassin versant de la Charente amont, ce qui sur les dernières années est largement suffisant en volume pour respecter les mesures du PGE Charente, à savoir satisfaire les déficits par rapport au DCR et au DOE 4 années sur 5 (cf. paragraphe 2.8.3.4). La dernière année devant faire l'objet, non plus des mesures courantes pour la gestion des ressources en eau, mais de mesures exceptionnelles.

Parmi toutes les mesures présentées, l'approche socio-économique basée sur l'application de la TO est la plus économique des solutions envisagées pour restaurer les équilibres quantitatifs. Toutefois, l'équipement des exploitations agricoles ne doit pas dépasser une limite de 3 000 € par point de prélèvement. De plus, l'aspect économique n'est pas le seul avantage de l'application de la TO. En effet, le prix de l'eau est utilisé pour modifier le comportement des irrigants et recueillir des informations sur les pratiques d'irrigation pour les 7 prochains jours à venir (volumes et débits). Ces informations peuvent alors être utilisées dans le modèle TBR afin d'obtenir de meilleures prévisions des débits de la Charente ce qui permet d'ajuster de façon optimale les lâchers des barrages de Lavaud et Mas-Chaban. En cas d'application de la TO, un meilleur placement des volumes utiles des barrages permettrait de soutenir spécifiquement les moments où l'étiage est plus sévère et donc de limiter le nombre de jours de franchissement, en premier lieu, du DOE (3 m³/s) et du DCR (2.5 m³/s), et, par la suite, si les ressources sont suffisantes, les premiers niveaux des restrictions agricoles (4 et 3.3 m³/s).

5.8. Conclusion

Après avoir mis en place une gestion par l'offre qui consiste à jouer sur les volumes et les flux dans le temps et dans l'espace avec la création de ressources (barrages ou retenues collinaires) afin de répondre à des objectifs ; ...

Après plusieurs années de gestion par la demande avec l'application de la gestion volumétrique, de mesures de tarification, les efforts des gestionnaires et des irrigants pour limiter et/ou mieux allouer les prélèvements ; ...

La situation à l'étiage reste, actuellement, encore très difficile et très loin des objectifs du PGE ou du SDAGE avec le respect du DOE 4 années sur 5.

Plusieurs solutions ont été avancées par les différents acteurs de la gestion des ressources en eau afin de restaurer l'équilibre entre les ressources et les usages en Charente amont :

- Poursuivre la gestion par l'offre avec la construction de nouvelles retenues de substitution afin de ne plus impacter les débits du fleuve avec les prélèvements agricoles durant la saison d'étiage, ou,
- Mener une gestion par la demande plus stricte avec une baisse de 15 % des volumes alloués par hectare.

Toutefois, ces mesures ont un coût important pour les usagers et l'Etat. Une solution alternative est possible avec une réforme profonde du mode de gestion qui peut permettre, à moindre coût, de concilier les objectifs de la gestion avec le développement économique. Les difficultés rencontrées jusqu'alors pour la gestion de l'hydrosystème Charente amont sont liées à de trop nombreuses incertitudes sur la dynamique du fleuve, les relations nappe-rivière ou les quantités de prélèvements des irrigants. Or, cette dernière information a été identifiée comme la limitation principale à la qualité des prévisions du TBR (cf. paragraphe 4.6.5.1), modèle qui est utilisé pour aider à la gestion quotidienne des barrages, des restrictions agricoles, etc. Afin de résoudre ces problèmes, une nouvelle approche socio-économique impliquant une TO a été proposée par Loubier *et al.* (2008a). Ce mode particulier de gestion par la demande permet de recueillir, à l'avance, des informations sur les pratiques d'irrigation, qui, utilisées dans cette étude, a permis d'améliorer les prévisions des débits du fleuve à partir du modèle TBR et donc la gestion par l'offre avec l'efficacité des lâchers des barrages.

Ainsi à partir des informations fournies par la TO, l'impact quantitatif de la réforme de la gestion des ressources en eau a été testé virtuellement sur les étiages 2003 et 2004 en Charente. Cette solution est la moins coûteuse et surtout la seule à confier de l'information additionnelle sur les pratiques des irrigants afin de l'utiliser dans le modèle TBR d'aide à la décision pour la gestion des barrages.

La TO a consisté à offrir deux solutions aux irrigants : (i) continuer à disposer de leurs quotas volumétriques par période de gestion comme ils le veulent mais payer l'eau plus cher ou (ii) confier de l'information sur leurs pratiques d'irrigation futures aux gestionnaires en échange de l'eau au prix actuel. Cependant quel que soit la solution choisie, un contrôle plus strict des consommations journalières ou des informations fournies par les irrigants doit être effectué, même à *posteriori*, par un organisme indépendant de la profession agricole. Sachant que les contrôles sont renforcés pour éviter les fraudes et que le seuil de prix différenciant les deux catégories a été calculé pour annuler les bénéfices des irrigants opportunistes, la totalité des irrigants devrait donc appliquer la TO et fournir de l'information et respecte les restrictions d'irrigation au minimum pour assurer une « paix sociale » entre les usagers en faisant preuve de bonne volonté. Les simulations réalisées sur les années 2004 et 2003 auraient permis, grâce à la TO, une économie d'environ 2 Mm³ soit l'objectif d'économie d'eau affiché par le PGE Charente pour restaurer l'équilibre quantitatif ressources/usages sur le bassin versant de la Charente amont à l'horizon 2010 (Institution Charente, 2004).

Les informations fournies par les irrigants grâce à la TO ont été intégrées dans le modèle TBR, en remplacement du modèle de prévision des quantités de prélèvements IRRIG. Les prévisions à 7 jours du modèle ont été notablement améliorées même si le critère de Nash reste parfois insatisfaisant. Les volumes économisés à partir de la TO et l'amélioration des prévisions du modèle TBR ont permis également un meilleur placement des volumes disponibles dans les barrages de Mas-Chaban et Lavaud. Ainsi, même si toutes les restrictions d'usages de l'eau n'ont pas pu être annulées, les premières commençant dès 4 m³/s, tous les franchissements du DOE et du DCR ont, par exemple, été évités sur

l'exemple traité de l'étiage 2004. L'approche socio-économique couplée avec le modèle TBR de prévision des débits a donc permis de réduire la pression sur les ressources en eau et l'hydrosystème.

De plus, les ressources économisées pourraient permettre de relever le niveau du DOE à Vindelle. En effet, la valeur du DOE ($3 \text{ m}^3/\text{s}$) à Vindelle n'est située que $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$ au dessus de la valeur du DCR. En conséquence, les franchissements du DOE et du DCR vont souvent de paire. Les ressources supplémentaires disponibles dans les barrages, en admettant que les lâchers ne soient plus limités à $4 \text{ m}^3/\text{s}$ car ce débit est rapidement atteint, permettraient de respecter un DOE plus important afin de sécuriser le DCR, qui représente, non pas seulement un manque d'eau pour les usagers comme le DOE, mais bien un risque pour la vie et le milieu aquatique.

Malgré les positions actuelles des irrigants sur les mesures de gestion de la demande en eau et un contexte caractérisé par de fortes dissensions entre les usagers, un système de tarification optionnel est de nature, après concertation, à recevoir un écho favorable de la part de nombreux acteurs. Même si les irrigants doivent consentir à donner de l'information sur leurs pratiques d'irrigation, le système proposé permettrait de restaurer l'équilibre entre les ressources et les usages, mais aussi l'équité entre agriculteurs en rendant le suréquipement inefficace. Les économies des ressources et les meilleurs placements des volumes des barrages testés permettraient de réduire le nombre ou l'importance des restrictions d'usages de l'eau pour l'irrigation. La conséquence directe de la simulation a été d'augmenter de façon notable les bénéfices des irrigants qui respectaient les mesures avant la mise en place de la TO et de baisser, seulement légèrement, les bénéfices des irrigants opportunistes. En effet, la réforme a eu un impact limité sur le revenu moyen à l'échelle du bassin avec - 1 % en 2003 et + 6 % en 2004. Ces impacts sont, par exemple, bien inférieurs à la solution du PGE actuellement mise en place en Charente depuis quelques années avec la réduction de 15 % des volumes d'eau alloués par hectare qui représenterait une perte de revenu de - 12 % en 2003 et - 18 % en 2004.

La question du financement du dispositif technique de comptage des volumes et des débits reste cependant posée pour la mise en place de cette réforme. Les solutions sont diverses avec le système de radio-relève comme dans la plupart des services d'eaux potables ou la gestion à distance comme dans les canaux d'irrigation (télégestion). Il ne fait cependant aucun doute que les bénéfices issus de la valorisation agricole (limitation des restrictions, sécurisation de la ressource) ou environnementaux des ressources en eau supplémentaires disponibles (satisfaction du DOE et du DCR 4 années sur 5, limitations des assecs sur les cours d'eau) dépassent largement les coûts d'investissement, d'exploitation et de maintenance du dispositif technique. Le système pourrait alors être mis en place, comme cela a déjà été le cas avec les compteurs volumétriques en Charente, selon un financement mixte entre les agriculteurs, les autres usagers ou les représentants de l'Etat qui sécurisent tous leurs accès aux ressources.

Néanmoins, l'efficacité de la tarification dans la configuration présentée ici pourrait être remise en cause à la suite des modifications importantes des prix des produits agricoles

depuis ces dernières années notamment comparées aux années 2003 et 2004 choisies pour la modélisation. Dans ce cas, les bénéfices des irrigants opportunistes pourraient bien compenser un prix de l'eau plus élevée et rendre la TO inopérante. La solution pour suivre les cours fluctuants des céréales serait de définir un seuil de prix variable pour la TO. Il devrait être modulé afin de suivre les évolutions importantes du marché des céréales.

Finalement à l'interface entre les deux notions de gestion par l'offre et par la demande, la mise en place de la réforme avec la TO associée à une amélioration de l'efficacité des lâchers de barrages correspond à une gestion plus intégrée des ressources en eau sur le bassin versant de la Charente. Nous sommes encore loin de la définition de la gestion intégrée¹ de Jonch-Clausen *et al.* (1996), car l'ensemble des secteurs économiques ne sont pas intégrés dans cette étude mais on s'en rapproche. Seule l'application de cette réforme sur différents bassins versants comme la Charente, qui demandent une concertation de l'ensemble des usagers, des secteurs socio-économiques et des collectivités territoriales, permettra de dire si cette gestion est suffisamment intégrée pour répondre aux objectifs et aux demandes.

¹ Gestion intégrée : processus qui favorise le développement et la gestion coordonnés de l'eau, des terres et des ressources connexes, en vue de maximiser, de manière équitable, le bien-être économique et social en résultant, sans pour autant compromettre la pérennité d'écosystèmes vitaux

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

L'objectif de cette thèse était de définir les principales caractéristiques d'un modèle opérationnel pour aider à la gestion quantitative des ressources en eau au sein des hydrosystèmes aménagés. Notre réflexion a porté sur les compartiments hydrauliques superficiels, souterrains et même socio-économiques.

Depuis 30 ans, il y a une conscience accrue du fait que l'eau est un élément fondamental de l'environnement naturel, également nécessaire à toutes les formes d'activités économiques (agriculture, alimentation, industrie, etc.). Dans le même temps, des modifications radicales dans la gestion de l'eau ont eu lieu. Un partage des ressources entre les usages afin de maximiser leurs utilisations sans compromettre la pérennité du milieu naturel se met en place grâce à la gestion intégrée des ressources en eau.

Gérer un hydrosystème aménagé nécessite donc de connaître ses réactions aussi bien aux actions du gestionnaire qu'aux modifications qu'il subit par des sollicitations internes ou par celles venues de l'extérieur. Cette connaissance sans laquelle on ne peut agir efficacement pour lui faire remplir les *objectifs* de gestion implique l'analyse pertinente des variables de décisions, des perturbations et des réactions auxquelles il est soumis face aux objectifs qu'on lui a fixé.

En premier lieu, la gestion technique s'appuie parfois au départ plus sur l'expérience et la connaissance profonde des gestionnaires de *leur système* que sur des données expérimentales. C'est en particulier le cas des réseaux d'eau potable qui ont été construits pour faire face à une demande supérieure à la demande réelle. L'action du gestionnaire s'analyse alors plus comme celle d'un *surveillant* intervenant en cas de panne ou de casse, cherchant grâce à son expérience à réduire au mieux les frais de pompage et les dépenses de produits chimiques.

Cependant, l'efficacité de cette gestion traditionnelle est limitée lorsque l'hydrosystème a un fonctionnement complexe ou que les ressources ne correspondent plus aux demandes. Dans ce cas, une analyse systémique approfondie de l'hydrosystème est nécessaire afin d'optimiser l'utilisation des ressources. En collaboration avec les gestionnaires, plusieurs phases successives ont été identifiées pour répondre à ces contraintes :

- Schématisation et représentation du système afin de comprendre son fonctionnement, notamment les principaux processus et les échelles de temps et d'espace mises en jeu,
- Définition des objectifs de gestion, identification des indicateurs d'état des ressources en eau, des variables de décisions permettant d'agir sur l'hydrosystème, et enfin, des outils d'aide à la décision pour les gestionnaires,

- Préviation à partir de modèles des grandeurs importantes pour la gestion de l'hydrosystème.

Afin d'étudier l'importance et les éléments de chacune de ces phases successives pour la gestion des ressources en eau, l'hydrosystème de la Charente amont a été choisi. Ce dernier constitue un exemple d'hydrosystème complexe avec notamment un fonctionnement hydrodynamique des eaux superficielles et souterraines mal connu. Il présente naturellement des périodes d'étiage très sévères à cause de faibles pluviométries en été et des faibles ressources souterraines disponibles sur le bassin. De plus, il présente un déséquilibre entre les ressources et les usages avec des prélèvements anthropiques, notamment l'agriculture irriguée, qui viennent ajouter une pression supplémentaire sur l'hydrosystème. En réponse à cette situation difficile, les gestionnaires ont mis en place un Plan de Gestion des Etiages (PGE) qui rassemble des mesures du suivi des ressources en eau, de gestion et un modèle de préviation. A partir des conclusions de cette étude, de nouveaux outils ont été proposés afin d'améliorer la gestion des ressources en eau sur le bassin versant de la Charente amont.

➤ **Approche systémique de l'hydrosystème**

Les hydrosystèmes, bassins versants et/ou aquifères, sont des milieux complexes où des processus naturels se mêlent aux processus anthropiques. Il est parfois difficile d'analyser le fonctionnement et les processus importants en fonction des entrées, des sorties et des propriétés des différents objets du système. Lors de l'analyse d'un hydrosystème, l'accent doit plutôt être porté sur son comportement global, ses conditions aux limites (entrées et sorties) et ses échanges avec l'environnement, plus que sur sa complexité ou sa structure. En conséquence, l'approche systémique pour la représentation et la compréhension du fonctionnement des hydrosystèmes se justifie pleinement car elle offre une grille d'analyse des interactions fonctionnelles, spatiales et temporelles propres aux systèmes.

Ainsi pour le bassin versant de la Charente amont, cette étude préliminaire de l'hydrosystème nous a conduit à la définition des facteurs importants pour la gestion (entrées contrôlables, perturbations et sorties d'intérêt). Durant cette étape et afin d'analyser plus en détail le fonctionnement hydrodynamique du bassin versant, des Analyses Corrélatoires et Spectrales (ACS) sur des séries chronologiques (précipitations, niveaux piézométriques et débits) ont été réalisées. Elles ont permis de caractériser le fonctionnement de l'hydrosystème de la Charente amont en mettant en évidence les dynamiques rapides des transferts dans le réseau hydrographique et les aquifères et l'alimentation du fleuve Charente par les nappes.

En ce sens, l'approche systémique et les ACS sont donc des étapes importantes pour définir les éléments dont les gestionnaires doivent tenir compte pour la gestion d'un hydrosystème. Notamment, elles ont permis d'identifier les processus, les relations entre les eaux superficielles et souterraines et les perturbations (prélèvements, lâchers de barrages, etc.) au sein du bassin versant anthropisé de la Charente. En conséquence, ces deux étapes

doivent être considérées comme des étapes préliminaires indispensables à la modélisation de l'hydrosystème pour sa gestion.

Après avoir étudié le fonctionnement de l'hydrosystème, il convient encore de définir les échelles de temps et d'espace à prendre en compte.

En ce qui concerne les échelles de temps, différents niveaux peuvent être envisagés par les gestionnaires avec l'horizon opérationnel (court terme), tactique (moyen terme) et stratégique (long terme). Lors de cette étude, l'analyse du fonctionnement des hydrosystèmes et la gestion à moyen terme (de la décennie à quelques mois) ont été privilégiés.

Dans le cas des eaux superficielles, l'échelle d'espace du bassin versant est reconnue universellement depuis plusieurs années mais elle reste plus difficile à définir pour les eaux souterraines à cause des échanges d'eaux et de l'extension géographique très importante que peuvent avoir les aquifères. Afin de délimiter l'échelle spatiale qui convient pour l'analyse du fonctionnement et de la gestion d'un hydrosystème, une méthodologie a été proposée et mise sur le bassin versant de la Charente amont.

Les nappes souterraines supportent une bonne part de la pression des prélèvements, et notamment, le tiers des prélèvements agricoles. De plus, une partie d'entre elles sont en relation hydraulique étroite avec les cours d'eau, elles seront alors dénommées nappes subordonnées. Il est donc très important de définir, dans ces cas là, des zones de protection pour les nappes qui sont en relation avec les cours d'eau de surface et de mettre en place une gestion conjointe ou couplée des ressources en eaux superficielles et souterraines.

La classification d'une zone en nappe subordonnée doit à la fois préserver les ressources en eaux souterraines qui participeront à l'alimentation des cours d'eau, mais aussi ne pas imposer des contraintes à des usagers alors que ceux-ci ne sont pas en nappe subordonnée. Ainsi afin d'être comprise et acceptée par tous, usagers et gestionnaires, la délimitation d'une nappe subordonnée se doit d'être faite à une échelle locale (collectivités ou administrations territoriales).

La méthodologie proposée pour la délimitation d'une nappe subordonnée est basée sur les propriétés hydrodynamiques des aquifères, un seuil d'impact (débits prélevés à la rivière par rapport aux débits pompés) et un temps de manifestation (durée des pompages). Après avoir présenté la méthode de délimitation qui avait été précédemment utilisée pour la délimitation de la nappe subordonnée en Charente, les avantages et inconvénients de la nouvelle méthode ont été analysés. Pour la Charente amont, la durée de pompages choisie correspond à 100 jours, soit la durée maximale des prélèvements pour la saison d'irrigation. En ce qui concerne les débits prélevés à la rivière par rapport aux débits pompés, plusieurs seuils d'impact ont été évalués et ont abouti à des nappes subordonnées variant de 2 700, 3 300 et 4 300 m d'extension latérale pour respectivement 1, 5 et 10 %. Ces valeurs sont plus importantes que celles précédemment définies en Charente amont avec une extension latérale homogène à l'échelle du bassin versant de 1 800 m.

La délimitation des nappes subordonnées à partir de la méthodologie basée sur l'impact des prélèvements souterrains est souvent un exercice difficile. Le choix entre les seuils de 1, 5 et 10 %, plus protecteur vis-à-vis de la ressource en eau que celui utilisé actuellement dans le

PGE de la Charente, ne peut être que consensuel de la part des gestionnaires et des usagers. Toutefois, l'extension de la nappe subordonnée préserverait les ressources souterraines qui sont les principaux apports du fleuve Charente en étiage, et permettent donc la préservation du milieu naturel.

➤ **Gestion intégrée des ressources en eau à l'échelle de l'hydrosystème**

A partir de l'analyse systémique de la zone d'étude, qui a permis de comprendre son fonctionnement, les grandeurs importantes à connaître pour la gestion doivent être identifiées. Néanmoins, il convient aussi d'identifier les variables de décisions, qui sont les *bons leviers* à utiliser pour déclencher les actions permettant de gérer un hydrosystème.

En Charente, les leviers identifiés sont les lâchers de barrages et les restrictions d'usage. Les gestionnaires pour actionner ces leviers, et donc prendre des décisions, doivent se baser sur des indicateurs. Ces derniers sont des variables, mesurées ou calculées à partir du modèle TBR dans le cas de la Charente, qui sont positionnées par rapport à une référence. Ainsi pour l'exemple du fleuve Charente, en fonction du positionnement du débit, simulé à partir du TBR, par rapport aux indicateurs de débits (DOE et DCR), les gestionnaires décident des actions à entreprendre : garder le *statu quo*, ou, augmenter/diminuer les lâchers, ou encore, augmenter/diminuer les interdictions d'usages.

Malgré les nombreuses mesures mises en place dans le Plan de Gestion des Etiages (PGE) pour répondre aux déséquilibres ressources/usages en Charente amont (gestion volumétrique, indicateurs de l'état des ressources en eau, un outil d'aide à la décision, le TBR, et la création de ressources supplémentaires), la situation à l'étiage reste, actuellement, encore très difficile et très loin des objectifs du PGE de respecter le DOE 4 années sur 5.

Les difficultés rencontrées en Charente sont essentiellement liées à de trop nombreuses incertitudes sur la dynamique du fleuve Charente, les relations nappes-rivières ou les quantités de prélèvements des irrigants. Elles affectent les résultats du modèle TBR de prévisions des débits, qui est utilisé pour aider dans la gestion quotidienne des barrages et les prises de décisions concernant les restrictions agricoles. Lors de notre étude, le manque de connaissance des quantités de prélèvements a été identifié comme la limitation principale de la qualité des prévisions du modèle TBR.

Pour répondre à ces incertitudes sur les quantités de prélèvements des irrigants, économiser des ressources en eau et donc mettre en place une gestion intégrée en les partageant entre les usagers, une l'approche socio-économique a été testée dans ce travail pour les étiages 2003 et 2004 en Charente.

Dans un premier temps, une tarification optionnelle, qui est la moins coûteuse et surtout la seule à confier de l'information additionnelle sur les pratiques des irrigants afin de l'utiliser dans le modèle TBR pour la gestion des barrages, a été proposée par Loubier *et al.* (2008a). Elle consiste à offrir deux solutions aux irrigants : (i) continuer à disposer de leurs quotas volumétriques par période de gestion comme ils le veulent mais payer l'eau plus cher ou (ii) confier de l'information sur leurs pratiques d'irrigation futures aux gestionnaires en échange d'une eau au prix actuel. Un contrôle, *a posteriori*, permet de vérifier si les irrigants

respectent les informations fournies concernant leurs prélèvements. Les simulations réalisées sur les années 2004 et 2003 auraient permis une économie d'environ 2 Mm³ soit l'objectif d'économie d'eau affiché par le PGE Charente pour restaurer l'équilibre quantitatif ressources/usages sur le bassin versant de la Charente amont à l'horizon 2010 (EPTB Charente, 2004).

Les informations fournies par les irrigants ont pu être intégrées dans le modèle TBR, en remplacement du modèle de prévision des quantités de prélèvements IRRIG. Les prévisions à 7 jours ont ainsi été améliorées grâce à ce travail. De plus, un meilleur placement des volumes disponibles dans les barrages de Mas-Chaban et Lavaud a donc été obtenu. Ainsi, même si toutes les restrictions d'usages de l'eau n'ont pas pu être annulées, les premières commençant dès 4 m³/s, tous les franchissements du DOE et du DCR auraient pu être évités sur l'étiage 2004. L'approche socio-économique a donc permis de réduire la pression sur les ressources en eau et l'hydrosystème.

En ce qui concerne les irrigants, même s'ils doivent consentir à donner de l'information sur leurs pratiques d'irrigation, l'approche socio-économique est le seul des systèmes de restauration des équilibres entre les ressources et les usages qui permet de réduire les inégalités de revenus et sociales avec, à l'échelle du bassin, - 1 % en 2003 et + 6 % en 2004. Pour l'ensemble des acteurs, cette approche testée possède des impacts qui sont bien inférieurs à la solution envisagée actuellement dans le PGE Charente avec la réduction de 15 % des volumes alloués par hectare qui peut représenter une perte de revenu jusqu'à - 12 % en 2003 et - 18 % en 2004.

➤ Utilisation de la modélisation pour la gestion des ressources en eau

Les problèmes typiques de la gestion quantitative des ressources en eau auxquels les modèles peuvent donner des réponses satisfaisantes sont : (i) l'extension de séries chronologiques, (ii) le diagnostic d'un aménagement ou de règles de gestion, (iii) l'évaluation d'alternatives pour la gestion, et enfin, (iv) la prévision de variables hydrologiques. L'ensemble de ces utilisations permet d'appréhender la gestion d'un hydrosystème à partir d'un modèle.

Dans le bassin versant de la Charente amont, les gestionnaires se servent du modèle TBR pour suivre l'évolution des ressources en eau et décider des lâchers de barrages ou des interdictions d'irrigation. Pour une prévision à court ou moyen terme (journalière ou à la décade), la précision est un élément déterminant. Néanmoins, bien que le modèle soit un outil d'aide à la décision apprécié des gestionnaires, les analyses des prévisions à partir du critère de Nash, réalisées au cours de ce travail, ont révélé un manque de précision au-delà d'un horizon prévisionnel de 2 jours. Avec de tels résultats, l'utilisation d'un modèle aussi complexe ne se justifie pas. En effet, des modèles de prévisions plus simples peuvent fournir des résultats acceptables jusqu'à un horizon de 3 à 7 jours (Ribeiro *et al.*, 1998; Lauzon *et al.*, 2000).

A partir de ce constat, des modèles plus performants pour les prévisions des débits de la Charente à Vindelle ont alors été recherchés. Les objectifs relativement simples de maintien des débits en un seul point sur le bassin versant ont orienté notre choix vers un modèle

global, comportemental et au pas de temps journalier. La nature des réponses apportées par ce modèle sera donc adaptée aux objectifs.

Plusieurs configurations, SISO ou MISO, ont été testées lors de cette étude en utilisant en données d'entrées les précipitations, les lâchers de barrages, les piézométries et les prélèvements et en données de sortie les seuls débits à Vindelle. Finalement, le modèle MISO-2PQ, avec les précipitations et les piézométries en entrées, a démontré les meilleures capacités de prévisions. En effet, le critère de Nash était supérieur à celui du TBR pour les mêmes horizons de prévision. Ainsi, grâce à la disponibilité immédiate des données et avec des horizons de prévisions fiables à 7 jours, il constitue une solution alternative intéressante pour la gestion des étiages sur le bassin versant de la Charente amont. Toutefois, le modèle MISO-2PQ n'intègre pas de probabilité de défaillance dans la gestion et le soutien d'étiage sur la totalité de la saison d'irrigation et les lâchers des barrages ne sont pas encore pris en compte dans le modèle.

En outre, lorsque la modélisation est utilisée comme un modèle de prévision d'une variable ou un outil d'aide à la décision sur le bassin versant de la Charente, ce sont les objectifs qui doivent conduire à la création d'un modèle, et non l'inverse. Ainsi, dans le cas d'une prévision des débits à un horizon de 7 jours, un modèle comportemental conduit à des résultats parfois plus satisfaisants que des modèles plus complexes. De la même manière, ce sont les hypothèses posées qui devront restreindre la nature de la modélisation à retenir. En résumé, face à des objectifs, il convient de rechercher un niveau de description ou d'explication de la réalité juste suffisant pour rendre compte de ces objectifs. De plus, pour choisir des modèles adéquats, on doit considérer des critères importants pour les gestionnaires, tels que le rapport efficacité/complexité, des critères économiques et des critères liés à la précision, entre autres.

Au final, à partir de notre étude de la Charente amont, les trois éléments précédents ont été identifiés comme essentiel pour aider les gestionnaires dans leur gestion des ressources en eau à l'échelle de l'hydrosystème. Néanmoins, deux types d'éléments doivent être pris en compte pour les perspectives de ce travail : les limites des outils d'aide à la décision présentées et le fait que la gestion mise en place est encore loin d'une gestion dite intégrée.

La modélisation, proposée dans ce travail, à partir des modèles autorégressifs devait permettre au gestionnaire de décider des lâchers de barrages et des interdictions d'irrigation en comparant les indicateurs de débits (DOE/DCR) aux valeurs journalières des débits à Vindelle. Les résultats et les analyses ont démontré que les modèles testés fonctionnaient mieux que les outils actuellement en place. Toutefois, ce type de modèle est comportemental, non spatialisé et avec des paramètres qui n'ont pas de signification physique. En cas de besoins, les gestionnaires ne pourront pas se servir de ces modèles pour connaître les débits en un point intermédiaire du bassin versant ou l'effet d'une modification de l'occupation du sol. Pour de tels objectifs, de nouveaux modèles devraient être proposés. De la même façon que lors de ce travail, l'intervention du modélisateur doit permettre la mise en place d'une approche holistique permettant à partir des objectifs

prédéfinis et des données sur les hydrosystèmes d'identifier des outils à même d'éclairer les gestionnaires sur l'impact de leurs décisions et/ou de présenter des alternatives de gestion. De plus, les outils d'aide à la décision ne sont disponibles que sur un horizon prévisionnel tactique (du jour à la décennie) alors que les gestionnaires doivent également assurer une gestion sur la totalité de la saison d'irrigation (horizon stratégique), voire plus si l'étiage se poursuit à l'automne. En conséquence, dans l'optique d'une utilisation de ces modèles en Charente, des améliorations devront être apportées au modèle MISO-2PQ afin qu'il intègre un module de gestion des volumes dans les barrages de Lavaud et Mas-Chaban.

En plus des limites ou des perspectives concernant la modélisation, les principes de gestion actuellement en place ou proposés ne permettent pas une gestion intégrée de l'hydrosystème de la Charente amont. En effet au travers des objectifs que sont le partage des ressources et le respect du DOE/DCR à Vindelle, la gestion s'est limitée à une portion du bassin versant. Les réponses apportées dans ce travail n'intègrent donc pas la notion de bassin dans sa globalité. Les usages et les activités situés à l'aval du bassin versant n'ont pas été pris en compte et notre gestion ne peut donc pas être qualifiée d'intégrée. L'analyse du fonctionnement hydrodynamique et les principes de la définition d'une échelle de temps (saison d'étiage) et d'une échelle d'espace, avec la délimitation des nappes subordonnées qui définissent la zone où les écoulements superficiels et souterrains ne constituent qu'une seule et même ressource, doivent être étendus à l'aval d'Angoulême. Ce n'est qu'avec une vision d'ensemble des ressources, des usages, des aspects socio-économiques et, bien sûr, du fonctionnement hydrodynamique de l'hydrosystème, que les gestionnaires pourront définir des objectifs globaux, mais aussi locaux pour chacun des sous-systèmes. Afin d'atteindre ces objectifs, les gestionnaires pourront alors se baser sur des outils et des modèles adaptés.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- Abbott, M. B., J. C. Bathurst, J. A. Cunge, P. E. O'Connell et P. E. Rasmussen (1986). "An introduction to the European hydrological System - Système Hydrologique Européen "SHE"." Journal of Hydrology **87**: 45-77.
- Abi-Zeid, I. et B. Bobée (1999). "The stochastic modeling of low-flows: A literature review." Revue des Sciences de l'Eau **12**(3): 459-484.
- Ackoff, R.-L. (1967). "Management Misinformation Systems." Management Science **14**(4): 147-156.
- Adams, T. E. (2002). "Data and Modeling: The Future of Water Resources Planning and Management." Journal of Water Resources Planning and Management **128**(1): 1-2.
- ADWR (2002). State Standard for Floodplain Hydraulic Modeling, Arizona Department of Water Resources: Dam Safety Section,: 61 p.
- Agence de l'Eau Adour-Garonne (2005). Suivi et évaluation des plans de gestion d'étiage et des volets quantitatifs des SAGE : cahier des charges de la commission planification du bassin Adour-Garonne, Agence de l'Eau Adour-Garonne, Toulouse, France: 20 p.
- Agence de l'Eau Rhin-Meuse (1996). Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Bassin Rhin-Meuse. Document principal: 75 p + annexes.
- Agence de l'Eau Rhône - Méditerranée - Corse (1996). Volume 1. Orientations fondamentales, Mesures opérationnelles et Modalités de mise en oeuvre. Schéma D'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) Rhône - Méditerranée - Corse, Agence de l'Eau Rhône - Méditerranée - Corse: 125 p.
- Ali, T. B. et N. Dechemi (2004). "Daily rainfall-runoff modelling using conceptual and black box models; Testing a neuro-fuzzy model." Hydrological Sciences Journal **49**(5): 919-930.
- Ambroise, B. (1999). La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : Processus, Facteurs, Modèles, *H*G*A, Bucarest, Roumanie.
- Amigues, J.-P., P. Debaeke, B. Itier et G. Lemaire (2006). Sécheresse et agriculture. Réduire la vulnérabilité de l'agriculture à un risque accru de manque d'eau. Expertise scientifique collective, INRA, France: 380 pages + annexes.
- Amoros, C. et G. E. Petts (1993). Hydrosystèmes fluviaux, Masson, Paris.
- Anderson, M. L., Z. Q. Chen et M. L. Kavvas (2004). "Modeling low flows on the Cosumnes River." Journal of Hydrologic Engineering **9**(2): 126-134.
- Anderson, R. L. (1962). "Distribution of the serial correlation coefficient." Annals of Mathematical Statistics **13**: 1-13.

- Andreu, J., J. Capilla et E. Sanchis (1996). "AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management." Journal of Hydrology **177**(3-4): 269-291.
- Anonyme (2005). Tableau de Bord de l'Environnement Poitou-Charentes. Thème Eaux Continentales, Conseil Régional Poitou-Charentes, Poitiers (France): 98 p.
- Anonyme. (2008). "Cycle de l'Eau." from <http://www.trinkwasser.ch/fr>.
- AREHN. (2007). "Tableau de Bord de l'Environnement." Agence Régionale de l'Environnement de Haute-Normandie. from <http://www.arehn.asso.fr/tabord/>.
- Arnold, J. G., J. R. Williams, R. Srinivasan, K. W. King et R. H. Griggs (1994). SWAT (Soil and Water Assessment Tool) User's Manual, USDA, Agricultural Research Service, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Temple, USA.
- AScA (2006). Etude sur l'irrigation agricole et ses évolutions en Poitou-Charentes : Perspectives et Prospectives: 221 p.
- Assist - Comptage. (2008). "Information sur le comptage et la distribution de l'eau dans le secteur immobilier." from <http://membres.lycos.fr/assisteau/Sommaire.htm>.
- Aubry, N. (2005). Evaluation des procédures de gestion volumétrique en Charente - Evaluation économique sur les exploitations irrigantes et analyse du système de gestion, Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du diplôme d'agronomie approfondie, spécialité Gestion de l'Eau, des Milieux cultivés et de l'Environnement, Agrom, Montpellier, France: 107 p.
- Awwad, H. M., J. B. Valdes et P. J. Restrepo (1994). "Streamflow forecasting for Han River Basin, Korea." Journal of Water Resources Planning & Management - ASCE **120**(5): 651-673.
- Bader, J.-C. (2004). "Optimisation de gestion du barrage : le barrage de Manantali sur le fleuve Sénégal." Changement Global - Lettre PIGB - PMRC: 36 - 41.
- Bader, J.-C., J.-P. Lamagat et N. Guiguen (2003). "Gestion du barrage de Manantali sur le fleuve Sénégal : analyse quantitative d'un conflit d'objectifs." Hydrological Sciences - Journal des Sciences Hydrologiques **48**(4): 525-538.
- Banton, O., M. Larocque et M. Cormier (1995). "Modélisation du transport des nitrates dans la zone non saturé pour l'évaluation de la contamination des eaux souterraines." Hydrogéologie **4**: 23-30.
- Barreteau, O., F. Cernesson, P. Garin et G. Belaud (2004). Quels niveaux d'organisation pour la gestion de tensions sur l'eau ? Etudes de cas dans le Sud de la France. Actes de la journée " les territoires de l'eau ", 26 Mars 2004, Université d'Artois, Arras, France.
- Barreteau, O., P. D'Aquino, F. Bousquet et C. Le Page (2002). Le jeu de rôles à l'interface entre systèmes réel et virtuel pour la gestion de ressources renouvelables : exemples d'application au Sénégal. Séminaire international sur la gestion intégrée des ressources naturelles en zones inondables tropicales, Bamako, Mali, IRD.
- Barthel, R. (2006). "Common problematic aspects of coupling hydrological models with groundwater flow models on the river catchment scale." Advances in Geosciences **9**: 63-71.

- Bathurst, J. C. et P. E. O'Connell (1993). Future of Distributed Modelling : the Système Hydrologique Européen. Advances in Hydrological Processes - Terrain Analysis and Distributed Modelling in Hydrology. K. Beven et I. D. Moore, Wiley: 213-225.
- Baume, J.-P. et G. Belaud (2005). Introduction à la Modélisation Hydraulique à Surface Libre. Cours de l'AgroM et de L'ENGREF Montpellier, Cemagref, Montpellier (France): 76 p.
- Baume, J.-P., P.-O. Malaterre, G. Belaud et B. Le Guennec (2006). SIC: a 1D hydrodynamic model for river and irrigation canal modelling and regulation, Cemagref: 81 p.
- Beasley, D. B., L. F. Huggins et E. J. Monke (1980). "ANSWERS: a model for watershed planning." Transactions of the ASAE **23**(4): 938-944.
- Becker, A. et P. Braun (1999). "Disaggregation, aggregation and spatial scaling in hydrological modelling." Journal of Hydrology **217**(3-4): 239-252.
- Belaine, G., R. C. Peralta et T. C. Hughes (1999). "Simulation/Optimization Modeling for Water Resources Management." Journal of Water Resources Planning and Management **125**(3): 154-161.
- Belouze, P. (1996). Un modèle intégré d'un système irrigué par la prise en compte des phénomènes hydrauliques, économiques et hydro-pédologiques : applications sur le périmètre irrigué de Chishtian, Penjab sud, Pakistan., Mémoire de DEA Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental, Cemagref Montpellier ; International Irrigation Management Institute (IIMI) ; Université de Montpellier: 116 p.
- Berkaloff, E. (1966). Formulaire de l'hydrogéologue, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), Service d'hydrogéologie, Orléans, France.
- Berkoff, J. (1994). A strategy for Managing Water in the Middle East and North Africa, The World Bank, Washington, D.C.
- Bertalanffy, L. V. (1954). General System Theory, Braziller, New York.
- Beven, K. (1989). "Changing ideas in hydrology - the case of physically-based models." Journal of Hydrology **105**(1-2): 157-172.
- Beven, K. (2001). "How far can we go in distributed hydrological modelling ?" Hydrology & Earth System Sciences **5**(1): 1-12.
- Beven, K. et M. J. Kirkby (1979). "A physically-based variable contribution area model of catchment hydrology." Hydrology Science Bulletin **24**(1): 43-69.
- Beven, K. et P. E. O'Connell (1982). On the Role of Physically-Based Distributed Modelling in Hydrology. Rep. N°81, Institute of Hydrology, United Kingdom: 36 p.
- Bichot, F. (1995). Délimitation des nappes d'accompagnement des cours d'eau Garonne, Dordogne, Gironde, Dropt, Dronne et Isle pour le département de la Gironde. RR-38431-FR, DIREN Aquitaine, MISE Gironde, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), Poitiers (France): 33 p + annexes.
- Bichot, F., M. Thinon-Larminach, F. Touchard et D. Bailly (2005). Synthèse hydrogéologique par bassins versants de la Région Poitou-Charentes : relations nappes-rivières. BGRM/RP-53767-FR, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM).

- Bloschl, G. et M. Sivapalan (1995). "Scale issues in hydrological modelling: a review." Hydrological Processes **9**(3-4): 251-290.
- Bockstaller, C. et P. Girardin (2003). "How to validate environmental indicators?" Agricultural Systems **76**: 639-653.
- Bonhomme, B. (2005). Recherche bibliographique sur les méthodologies appliquées pour la délimitation des nappes d'accompagnement - Rapport définitif. BRGM/RP-54391-FR, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM): 23 p + annexes.
- Borah, D. K. et M. Bera (2004). "Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications." Transactions of the Asae **47**(3): 789-803.
- Bouanani, A., K. Baba Hamed, J. Mania et M. Bensalah (2005). "The behaviour of a hydrologic system under a Mediterranean climate using correlation and spectral analysis of the water discharge and runoff. Case of three south Mediterranean basins: (Sebdou, Mouilah and Isser wadis - Tafna - Algeria)." Revue des Sciences de l'Eau **18**(2): 215-224.
- Bouleau, G. (2006). "Le débat sur la qualité de l'eau - Comment des données peuvent devenir des indicateurs ?" Ingénieries **47**: 29-35.
- Box, G. E. P., G. M. Jenkins et G. C. Reinsel (1994). Time Series Analysis: Forecasting and Control, Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, Ney Jersey, USA.
- Bredehoeft, J. D. et R. A. Young (1983). "Conjunctive use of groundwater and surface water for irrigated agriculture: risk aversion (South Platte, Colorado)." Water Resources Research **19**(5): 1111-1121.
- Brethes, J.-C. (1998). Practical application of the precautionary approach. working paper, Fisheries Resource Conservation Council: 11 p.
- Brethes, J.-C. (1999). Démarche préventive et gestion des pêches. Compte rendu du quatrième atelier sur les pêches commerciales, Faune et parcs (Direction de la faune et des habitats, Direction de la coordination opérationnelle), Québec.
- Brillinger, D. R. (1975). Time series Analysis: Forecasting and Control, Holden-Day, San Francisco (USA).
- Bunge, M. (1961). The weight of simplicity in the construction and assaying of scientific theories. v. 28, Philosophy of Science: 120 p.
- Burges, S. J. (1970). Use of Stochastic Hydrology to Determine Storage Requirements for Reservoirs: A Critical Analysis. Stanford University Programme on Engineering, Economic Planning Report EEP-34, Stanford University.
- CACG (1999). Évaluation des ressources en eau et des besoins pour l'agriculture en Poitou-Charentes, Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne (CACG).
- Cai, X., D. C. McKinney et L. S. Lasdon (2003). "Integrated Hydrologic-Agronomic-Economic Model for River Basin Management." Journal of Water Resources Planning and Management **129**(1): 4-17.
- Canedo, P. (1989). Hidrologia Superficial. Engenharia Hidrologica. F. Ramos, ABRH/URFJ, Rio de Janeiro (Brazil): p 200-289.

- Carluer, N. et G. de Marsily (2004). "Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management." Journal of Hydrology **285**(1-4): 76-95.
- Casti, J. L. (1989). Alternate Realities - Mathematical models of nature and man, Wiley, New York (USA).
- Cate, F. M. et K. Rohrhofer (2004). Case study of an integrated water management project in lower Austria. INTERVAL - New partnership between water management and agriculture. TRANSCAT.
- Chalmers, A. F. (1988). Qu'est ce que la Science ?, La Découverte, Paris (France).
- Chalmers, A. F. (1991). La Fabrication de la Science, La Découverte, Paris (France).
- Chery, L. et R. Filali (2004). "Data bases and their utility to predict extreme hydrologic events." Houille Blanche - Revue Internationale de l'Eau(5): 35-41.
- Chiew, F. H. S., M. J. Stewardson et T. A. McMahon (1993). "Comparison of 6 Rainfall-Runoff Modeling Approaches." Journal of Hydrology **147**(1-4): 1-36.
- Chorley, R. J. (1962). "Geomorphology and general systems theory." US Geological Survey Water Supply Paper **500**(B): pp 1-10.
- Chow, V. T., D. R. Maidment et L. W. Mays (1965). Applied Hydrology.
- Christin, F. (2004). Développement d'un modèle hydrologique pour l'évaluation de l'impact des pratiques d'entretien des sols à l'échelle du bassin versant ressource, Mémoire de DEA Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental, Université de Montpellier II: 55 p.
- Christin, F., P.-O. Malaterre et P. Le Goulven (2006). Why, when and how we need to apply conjunctive water management of surface and groundwater: The case of the Charente basin, France. Groundwater Hydraulics in Complex Environment: IAHR-GW2006, 12-14 June., Toulouse, FRANCE.
- CLE (2004). Système d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) ILL - NAPPE - RHIN, Commission Locale de l'Eau du SAGE ILL - NAPPE - RHIN: 165 p.
- CNFSH - Commission de Terminologie. (2007). "Dictionnaire Français d'Hydrologie." from <http://www.cig.ensmp.fr/~hubert/glu/indexdic.htm>.
- Colas, H. (1991). Modélisation intégrée - bassin versant - activités humaines - milieux hydriques : applications au bassin versant du Lez et des étangs palavasiens. Thèse de Doctorat de l'Université Montpellier II. Montpellier, France: 392 p.
- Coliane (2001). Tableau de Bord de la Ressource en Eau sur internet "i-TBR" : Initialisation du système. Coliane/TBRI/001 version 1.0. Toulouse, Comoë - Coliane: 12 p.
- Coliane. (2007). "i-TBR." Institution Interdépartementale du Fleuve Charente et de ses affluents (EPTB Charente). from <http://www.fleuve-charente.net/Members/Coliane>.
- Comité de Bassin Adour-Garonne (1996). SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux, Agence de l'Eau Adour-Garonne, Toulouse (France): 113 p.

- Coulibaly, P., F. Anctil, B. Bobee, P. Coulibaly et F. Anctil (1999). "Prévision hydrologique par réseaux de neurones artificiels : Etat de l'art." Canadian Journal of Civil Engineering **26**(3): 293-304.
- Crama, Y. (2003). Eléments de gestion de la production. Note de cours 2002/2003, Ecole administrative des affaires, Université de Liège.: 115 p.
- Crawford, N. H. et R. K. Linsley (1963). "A conceptual model of the hydrologic cycle." IAHS Publication(63): 573-587.
- CRCCH (2006). N°1 - General approaches to modelling and practical issues of model choice. Series on model Choice, Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology: 21 p.
- Cunge, J. A. (2003). "Of data and models." Journal of Hydroinformatics **5**(2): 75-98.
- Dacharry (1993). Hydrosystème. Encyclopédie AXIS, Hachette, Paris (France).
- Daum, J.-R. et F. Durand (1995). Méthodes d'évaluation de l'impact des prélèvements réalisés dans les nappes d'accompagnement sur les eaux superficielles associées. BRGM/RR-38586-FR, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM): 72 p.
- DCE (2000). Directive Cadre Européenne sur l'Eau 2000/60/CE, Union Européenne.
- de Marsily, G. (1968). Généralisation des abaques de Collins - Tableaux des résultats, E.N.S.M.P - Centre d'informatique géologique, Laboratoire d'hydrogéologie mathématique, Paris (France).
- de Marsily, G. (1981). Hydrogéologie quantitative. Paris, Masson.
- de Marsily, G., P. Combes et P. Goblet (1992). "Comment on 'Ground-water models cannot be validated', by L.F. Konikow & J.D. Bredehoeft." Advances in Water Resources **15**(6): 367-369.
- de Rosnay, J. (1975). Le Macroscopie : vers une vision globale, Ed. Du Seuil, Paris.
- de Roux, X., R. Filali et M. Daubas (2002). "Le tableau de bord de la ressource en eau de la Charente : un outil de gestion et d'aide à la décision en période d'étiage." Ressource en eau. Agence de l'Eau Adour-Garonne. **85**(1): 1-4.
- de Wrachien, D. et C. A. Fasso (2002). "Conjunctive use of surface and groundwater: Overview and perspective." Irrigation and Drainage **51**(1): 1-15.
- Delattre, P. (1979). Le problème de la justification des modèles dans le cadre du formalisme des systèmes de transformations. Actes du colloque "Elaboration et Justification des Modèles : Applications en Biologie" - Tome 1, Maloine, Paris (France).
- Deltour, J.-L. et J. Sau (2002). Bénéfices et difficultés d'une amélioration technologique de la gestion et de l'automatisation des canaux d'irrigation. AutoAgro'2003, Colloque Automatique et Agronomie, CNRS, INRA et AgroM, 22-24 janvier 2003, Montpellier, France.
- Direction de l'Eau (2007). Carte Nationale du suivi des effets de la sécheresse sur la ressource en eau, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (France): 1 p.

- Doesken, N. J. et D. Garen (1991). "Drought monitoring in the western United States using a surface water supply index." Seventh Conf. on Applied Climatology: 266-269.
- Doesken, N. J., T. B. McKee et J. Kleist (1991). "Development of a surface water supply index for the Western United States." Climatology Report Number 91-3: 76.
- Donkor, S. M. K. et Y. E. Wolde (1971). Integrated water resources management in Africa: Issues and options. The Ramsar Convention on Wetlands, Ramsar, Iran, United Nations Economic Commission for Africa.
- Dooge, J. C. I. (1973). Linear Theory of Hydrologic Systems. Tech. Bull. N°1468, U.S. Department of Agriculture, Washington, USA: 327 p.
- Dooge, J. C. I. (1986). "Looking for hydrologic laws." Water Resources Research **22**(9): 46-58.
- Dooge, J. C. I. (1988). "Hydrology past and present." Journal of Hydraulic Research **26**(1): 5-26.
- Duan, Q., S. Sorooshian et A. Gupta (1992). "Effective and Efficient Global Optimization for Conceptual Rainfall-Runoff Models." Water Resources Research **28**(4): 1015-1031.
- Duda, A. M. et M. T. E. Ashry (2000). "Addressing the global and water environment crises through integrated approaches to the management of land water and ecological resources." Water International **25**(1): 115-126.
- Dupuy, A. (1997). Simulation de la contamination diffuse des eaux souterraines par les nitrates à l'échelle du bassin versant, Thèse de Doctorat, Université de Poitiers (France): 237 p.
- Eaucéa (2006). Rapport de suivi du PGE Charente : Bilan de l'étiage 2005, EPTB Charente, Institution Interdépartementale pour l'aménagement du fleuve Charente et de ses affluents: 75 p.
- Eckhardt, K. et J. G. Arnold (2001). "Automatic calibration of a distributed catchment model." Journal of Hydrology **251**(1-2): 103-109.
- Eckhardt, K., L. Breuer et H. G. Frede (2003). "Parameter uncertainty and the significance of simulated land use change effects." Journal of Hydrology **273**(1-4): 164-176.
- ECRC (2000). Guidelines for the assessment of groundwater abstraction effects on stream flow. Technical report: Environmental Monitoring group. Pattle Delamore Partners Ltd & Environment Canterbury, Environment Canterbury Regional Council: 114 p.
- Edijatno (1991). Mise au point d'un modèle élémentaire pluie-débit au pas de temps journalier: 627 p.
- Edijatno, N. D. Nascimento, X. Yang, Z. Makhlof et C. Michel (1999). "GR3J: A daily watershed model with three free parameters." Hydrological Sciences Journal **44**(2): 263-277.
- Ejeta, M. Z. (2006). Computer Models for Integrated Hydrosystems Management, Department of Civil and Environmental Engineering, Arizona State University: 45 p.
- Ekeland, I. (1995). Le Chaos, Flammarion - Dominos.

- El-Nasr, A., J. G. Arnold, J. Feyen et J. Berlamont (2005). "Modelling the hydrology of a catchment using a distributed and a semi-distributed model." Hydrological Processes **19**(3): 573-587.
- Eliasson, A., F. M. Rinaldi et N. Linde (2003). "Multicriteria decision aid in supporting decisions related to groundwater protection." Environmental Management **32**(5): 589-601.
- EPTB Charente (2004). Plan de gestion des étiages : bassin de la Charente, EPTB Charente. Institution interdépartementale pour l'aménagement du fleuve Charente et de ses affluents: 58 p + annexes.
- Facchi, A., B. Ortuani, D. Maggi et C. Gandolfi (2004). "Coupled SVAT-groundwater model for water resources simulation in irrigated alluvial plains." Environmental Modelling and Software **19**(11): 1053-1063.
- Faure, J.-B., P. Belleudy, J.-M. Cornet, G. Chevasson, D. Goutx, J.-C. Guillin et V. Laborie (2004). Thème 4 : Choix de la modélisation. Contribution sur le guide méthodologique pour le pilotage des études hydrauliques, Centre d'Etudes Techniques Maritimes et Fluviales (CETMEF), France: 41 p.
- Fernandez, A. (2000). Les nouveaux tableaux de bord des décideurs, Éditions d'organisation.
- Feuillette, S. (2001). Vers une gestion de la demande sur une nappe en accès libre : exploitation des interactions ressources/usages par les systèmes multi-agents. Application à la nappe de Kairouan, Tunisie centrale. Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier II. Montpellier, France: 350 p.
- Fleckenstein, J., M. Anderson, G. Fogg et J. Mount (2004). "Managing surface water-groundwater to restore fall flows in the Cosumnes River." Journal of Water Resources Planning and Management-Asce **130**(4): 301-310.
- Fortin, V., T. B. M. J. Ouarda, P. F. Rasmussen et B. Bobee (1997). "A review of streamflow forecasting methods." Revue des Sciences de l'Eau **10**(4): 461-487.
- Franchini, M. et M. Pacciani (1991). "Comparative Analysis of Several Conceptual Rainfall-Runoff Models." Journal of Hydrology **122**: 161-219.
- Gaillard, O. (1997). Transferts hydriques dans la zone non saturée. Approche expérimentale et modélisation. Site de Chenon (Charente, France), Mémoire de DEA, Université Paris VI (France): 49 p.
- Galea, G., P. Javelle et N. Chaput (2000). "A discharge-duration-frequency model adapted for low flows." Revue des Sciences de l'Eau **13**(4): 421-440.
- Gan, T. Y., E. M. Dlamini et G. F. Biftu (1997). "Effects of model complexity and structure, data quality and objective function on hydrologic modeling." Journal of Hydrology **192**: 81-103.
- Gandolfi, J. M. (1991). Elaboration d'un outil de prévision hydrologique sur les bassins de l'Aume-Couture et du Karst de la Rochefoucauld en Charente (16). R-34017, Conseil Général de la Charente - BRGM, Orléans (France): 78 p.

- Gandolfi, J. M., L. Danneville, V. Petit et F. Tilloloy (1997). Connaissance, évaluation et prospection des aquifères alluviaux de Tarn-et-Garonne. BRGM-R-39543, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM): 63 p.
- Garçon, R. (1999). "Modèle global Pluie-Débit pour la prévision et la prédétermination des crues." Houille Blanche - Revue Internationale de l'Eau **7/8**: 88-95.
- Garen, D. C. (1993). "Revised surface-water supply index for western United States." Journal of Water Resources Planning and Management **119**(4): 437-454.
- Garin, P. (2000). Analyse de différents modes d'allocation des volumes de référence sur le fleuve Charente, à l'amont d'Angoulême. convention n° 99 08 01 50 U, Cemagref – Division irrigation de Montpellier, Conseil Général de Charente: 42 p.
- Gelhar, L. W. (1986). "Stochastic groundwater hydraulics: theory and practice (L'hydraulique souterraine stochastique: de la théorie à la pratique)." Hydrogeologie **2**: 125-139.
- Geronimi, M. (2002). L'entreprise un centre de décision. Note de cours "Economie d'entreprise", Partie 2, BTS PME/PMI, Lycée Gaston Berger, Lille: 4 p.
- Girardin, P., L. Guichard et C. Bockstaller (2005). Indicateurs et tableaux de bord : Guide pratique pour l'évaluation environnementale, Tec & Doc, Lavoisier.
- Giraud, Pamart et Riverain (1974). Les mots dans le vent, Larousse.
- Giraud, F., S. Lanini, J. D. Rinaudo, V. Petit et N. Courtois (2002). An innovative modelling concept for integrated water resources management linking hydrological functioning and socio-economic behaviour - The Hérault catchment case study, south of France. iEMSs : Integrated Assessment and Decision Support, Lugano, Switzerland.
- Giry, E. (2005). Bilan de l'appui technique aux irrigants pour l'adoption de pratiques économes en eau : Étude de cas en Charente. Mémoire de fin d'étude Ingénieur - CNEARC, Cemagref Montpellier: 138 p.
- Gleizes, G. (1977). Les ressources en eau. Paris, Génie rural: p. 25-34.
- Gleyses, G., S. Loubier et J.-P. Terreaux (2003). "Evaluation du coût des infrastructures d'irrigation." Houille Blanche - Revue Internationale de l'Eau **3**: 102-106.
- Gomez, E., E. Ledoux et B. Mary (2002). Principe et fonctionnement du modèle intégré STICS-MODCOU-NEWSAM, Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement de la Seine (PIREN-Seine): 18 p.
- Goussard, J. (1989). L'automatisation des réseaux d'irrigation en canaux, Groupe de travail sur la Construction, la Réhabilitation et la Modernisation des projets d'Irrigation, Commission Internationale des Irrigations et du Drainage (CIID).
- Gouy, D. (1996). Les prévisions et les simulations de débits en période d'étiage : Du modèle au tableau de bord opérationnel, Agence de l'eau Adour-Garonne.
- Gouy, D. (1997). Tableau de bord de la ressource en eau du bassin versant de la Charente : dossier de spécification hydrologique, EDF - Division Technique Générale, service Ressources en Eau.: 45 p.

- Granjou, C. et P. Garin (2004). Pour une juste répartition de l'eau : les apports de la " gestion volumétrique " en Charente. 4^{ème} forum du PCSI. Coordinations hydrauliques et justices sociales, Montpellier, France.
- Gras, R., M. Benoît, J.-P. Deffontaines, M. Duru, M. Lafarge, A. Langlet et P.-L. Osty (1989). Le fait technique en agronomie, INRA - l'Harmattan, Paris (France).
- Grayson, R. et G. Blöschl (2000). Spatial patterns in catchment hydrology: Observations and modelling. Cambridge, United Kingdom, Cambridge University Press.
- Grimble, R. J., G. Gass et B. Adams (1996). "Groundwater resource degradation : a framework for analysis, with examples from China and Palestine." Water Policy: p 97-105.
- Gupta, C. P., S. Ahmed et V. V. S. Gurunadha Rao (1985). "Conjunctive utilization of surface water and groundwater to arrest the water-level decline in an alluvial aquifer." Journal of Hydrology **76**(3-4): 351-361.
- Hansen, S., H. E. Jensen, N. E. Nielsen et H. Svendsen (1990). DAISY : Soil Plant Atmosphere System Model. NPO Report n°A10, The National Agency for Environmental Protection, Copenhagen (Danemark): 272 p.
- Hardelin, J. (2003). Acceptabilité sociale des procédures de gestion volumétrique de l'eau d'irrigation : Etude de cas en Charente, Mémoire de DAA AGER, Institut National Agronomique Paris-Grignon (INA P-G), France: 85 p.
- Harwell, M. A., V. Myers, T. Young et A. Bartuska (1999). "A framework for an ecosystem integrity report card." Bioscience **49**(7): 543-556.
- Hattermann, F., V. Krysanova, F. Wechsung et M. Wattenbach (2004). "Integrating groundwater dynamics in regional hydrological modelling." Environmental Modelling and Software **19**(11): 1039-1051.
- Hervouet, J. M. (1999). "TELEMAC, a hydroinformatic system." Houille Blanche - Revue Internationale de l'Eau **54**(3-4): 21-28.
- Hipel, K. W. et A. I. McLeod (1994). Time series modelling of water resources and environmental systems, Elsevier, Hollande.
- Hubert, P. (1998). Eaupuscule : une introduction à la gestion de l'eau, HGA, Bucureşti, Romania.
- Hughes, D. A. et W. Metzler (1998). "Assessment of three monthly rainfall-runoff models for estimating the water resource yield of semiarid catchments in Namibia." Hydrological Sciences - Journal des Sciences Hydrologiques **43**(2): 283-298.
- Hunt, B. (1999). "Unsteady stream depletion from ground water pumping." Ground Water **37**(1): 98-102.
- Hurand, P. (2003). La gestion opérationnelle d'un système hydrographique complexe : le système Neste, Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne (CACG): 61 p.
- HYDRO-INVEST (1994). Inventaire des ouvrages agricoles et industriels de prélèvement d'eau souterraine sur le territoire des communes concernées par le projet de retenue de Mas-Chaban. Rapport N°94060197, Conseil Général de la Charente.

- Hyemes, J. (2006). Modélisation intégrée et gestion du fleuve Charente. Rapport de Stage de Master professionnel de Mathématiques option Simulation, Traitement du signal, Statistiques, Contrôle (STSC), Cemagref Montpellier: 60 p.
- Hypergeo. (2007). "Encyclopédie en ligne consacrée à l'épistémologie de la géographie." from <http://hypergeo.free.fr>.
- Institution Charente (1992). Protocole relatif à la gestion des eaux du bassin de la Charente, Institution Interdépartementale pour l'aménagement du fleuve Charente et de ses affluents, Etat, Agence de l'Eau Adour-Garonne et les représentants des usagers de l'eau: 8 p.
- Institution Charente (2003). Bassin hydrographique de la Charente : Plan de gestion des étiages. Les Scénarios, Préparation à la rédaction du PGE : cadre, principes retenus et règles du jeu pour l'élaboration des scénarios et la concertation par sous bassin. Document de travail, Institution Interdépartementale pour l'aménagement du fleuve Charente et de ses affluents: 28 p.
- Institution Charente (2003). Le bassin versant de la Charente. Etude monographique des fleuves et grandes rivières de France, Institution Interdépartementale pour l'aménagement du fleuve Charente et de ses affluents: p 29-38.
- Institution Charente. (2004). "Bilan de la campagne 2004 des étiages du bassin de la Charente." from http://www.fleuve-charente.net/decouvrir/etiages/etiage_2004/bilan_etiages_2004.
- Institution Charente (2004). Plan de gestion des étiages : bassin de la Charente, Institution interdépartementale pour l'aménagement du fleuve Charente et de ses affluents: 58 p + annexes.
- Jakeman, A. J. et G. M. Hornberger (1993). "How Much Complexity Is Warranted in a Rainfall-Runoff Model." Water Resources Research **29**(8): 2637-2649.
- Jauffret, D. (1999). Délimitation de la nappe d'accompagnement de l'Ognon à sa traversée du département du Jura. BRGM/RP-50637-FR, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), Franche-Comté (FRANCE).
- Jenkins, G. M. et D. G. Watts (1968). Spectral analysis and its applications, Holden-Day, San Francisco (USA).
- Jeong, D. et Y.-O. Kim (2005). "Rainfall-runoff models using artificial neural networks for ensemble streamflow prediction." Hydrological Processes **19**(19): 3819-3835.
- Jeudi de Grissac, B. et M. Sicard (1998). Le fleuve Charente et sa nappe d'accompagnement. Une gestion volumétrique interdépartementale. Conférence Internationale "Eau et Développement Durable", PARIS, -19-20-21 Mars 1998.
- Jonch-Clausen, T., A. Agarwal, M. S. delos Angeles, R. Bhatia et I. Cheret (1996). La gestion intégrée des ressources en eau. TAC Background Papers n°4, Partenariat mondial pour l'eau, Comité technique consultatif: 80 p.
- Jothityangkoon, C., M. Sivapalan et D. L. Farmer (2001). "Process controls of water balance variability in a large semi-arid catchment: Downward approach to hydrological model development." Journal of Hydrology **254**(1-4): 174-198.

- Kao, C., S. Bouarfa et D. Zimmer (2001). "Steady state analysis of unsaturated flow above a shallow water-table aquifer drained by ditches." Journal of Hydrology **250**(1-4): 122-133.
- Karstens, S. A. M. (2003). Dealing with scale issues in policy support for water management: The case study of the Long Term Vision of the Scheldt Estuary. MTM-IV - Scale Choices in policy support for water management, St Michielsgestel, 15-18 Septembre 2003, The Netherlands.
- Kauark Leite, L. A. (1990). Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Thèse, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris, France: 342 p.
- Kauark Leite, L. A. et D. O. N. Nascimento (1993). Développement, Utilisation et Incertitudes des Modèles Conceptuels en Hydrologie. Séminaires Eaux - Environnement n°3 : "Modélisation du Comportement des Polluants dans les Hydrosystèmes", Paris, (France).
- Kelson, V. A., R. J. Hunt et H. M. Haitjema (2002). "Improving a regional model using reduced complexity and parameter estimation." Ground Water **40**(2): 132-143.
- Kholghi, K. M. (1997). Gestion conjointe des eaux de surface et souterraines : approche par simulation, optimisation et aide à la décision : méthodologie et application. Thèse de doctorat : Hydrogéologie, Université de Poitiers, France: 144 p.
- Klemes, V. (1975). Applications de l'hydrologie à la gestion des ressources en eau (au niveau de la planification et de la conception). Hydrologie opérationnelle Rapport N°4 - OMM N°356, OMM : Organisation Météorologique Mondiale: 121 p.
- Klemes, V. (1982). Empirical and causal models in hydrology. Scientific basis of water resource management, National Academy Press, Washington D. C.: 95-104.
- Klemes, V. (1988). "A Hydrological Perspective." Journal of Hydrology **100**: 3-28.
- Knudsen, J., A. Thomsen et J. C. Refsgaard (1986). "WATBAL: A semi-distributed, physically based hydrological modelling system." Nordic Hydrology **17**: 347-362.
- Konikow, L. F. et J. D. Bredehoeft (1992). "Ground-water models cannot be validated." Advances in Water Resources **15**(1): 75-83.
- Koren, V. I. et L. S. Kuchment (1969). "The use of optimization method in the construction of mathematical models of rainfall-runoff." Meteorology and Hydrology **2**.
- Kumar, A. R. S., K. P. Sudheer, S. K. Jain et P. K. Agarwal (2005). "Rainfall-runoff modelling using artificial neural networks: comparison of network types." Hydrological Processes **19**(6): 1277-1291.
- Kundzewicz, Z. W. et L. Duckstein (1990). "Symbiosis between systems engineering and hydrology." Water Resources Management **4**: 161-173.
- La Jeunesse, I., M. Rounsevell et M. Vanclooster (2003). "Delivering a decision support system tool to a river contract: a way to implement the participatory approach principle at the catchment scale?" Physics and Chemistry of the Earth **28**(12-13): 547-554.

- Lacour, F. (2007). Les indicateurs de gestion intégrée des ressources en eau à l'échelle du bassin versant : Définition, construction et champs d'application. Synthèse technique, AgroParisTech - ENGREF - IRD: 21 p.
- Lanini, S., N. Courtois, F. Giraud, V. Petit et J. D. Rinaudo (2004). "Socio-hydrosystem modelling for integrated water-resources management - The Hérault catchment case study, southern France." Environmental Modelling and Software **19**(11): 1011-1019.
- Larocque, M., A. Mangin, M. Razack et O. Banton (1998). "Contribution of correlation and spectral analyses to the regional study of a large karst aquifer (Charente, France)." Journal of Hydrology **205**(3-4): 217-231.
- Larras, J. (1977). Fleuves et rivières non aménagés. Paris, Eyrolles.
- Lauzon, N., J. Rousselle, S. Birikundavyi et H. T. Trung (2000). "Real-time daily flow forecasting using black-box models, diffusion processes, and neural networks." Canadian Journal of Civil Engineering **27**(4): 671-682.
- Le Goulven, P. (2005). Gestion intégrée des ressources en eau : définitions, allocations de la ressources sur un bassin versant et gestion de la demande en eau. Cours de DEA SEEC, UMII, Montpellier, France.
- Le Moigne, J.-L. (1990). La Théorie du Système Général, Théorie de la Modélisation, Presse Universitaire de France.
- Le Moigne, J.-L. (2002). "Note de cours sur "L'épistémologie de la modélisation"."
- Leconte, J. (2004). Faisabilité d'une approche de modélisation intégrée de l'hydrosystème Crau. Identification des objectifs de gestion et Etat de l'art. Série irrigation "Rapport" 2004-5 ; n° 1138. Montpellier, Programme commun sur les systèmes irrigués. Cemagref - Cirad - IRD: 63 p.
- Lecuret, C. (2007). Indicateurs régionaux d'évaluation des contrats de rivières et des SAGE de Rhône-Alpes. Etudes Techniques et Conseils "Eau - Milieux aquatiques", Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, Région Rhône-Alpes, Agence de l'Eau Loire-Bretagne, DIREN Rhône-Alpes: 125 p + annexes.
- Leenhardt, D. et J.-L. Trouvat (2004). "ADEAUMIS, un outil pour estimer la demande en eau d'irrigation à l'échelle régionale – Exemple d'utilisation en temps de crise." Ingénieries EAT **40**: p 37-49.
- Leonard, J. et P. Andrieux (1998). "Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in Southern France." CATENA **32**(3-4): 209-223.
- Lettenmaier, D. P. et E. F. Wood (1993). Hydrologic forecasting. Handbook of hydrology. D. R. Maidment, McGraw-Hill, New York (USA).
- Liden, R., A. Vasilyev, P. Stalnacke, E. Loigu et H. B. U. Wittgren (1999). "Nitrogen source apportionment--a comparison between a dynamic and a statistical model." Ecological Modelling **114**(2-3): 235-250.
- Linsley, R. K., M. A. Kohler et J. L. H. Paulhus (1975). Hydrology for Engineers, McGraw-Hill, New York.

- Litrico, X. (1999). Modélisation, identification et commande robuste de systèmes hydrauliques à surface libre, Thèse de Doctorat de l'ENGREF, Spécialité Sciences de l'Eau: 204 p.
- Litrico, X., P.-O. Malaterre, D. Georges et J.-L. Trouvat (1998). Commande optimale d'un système barrage-rivière avec points de mesure intermédiaires. Colloque SHF, 25ème Journées de l'Hydraulique, Chambéry, France.
- Loi sur l'Eau (1992). loi sur l'eau du 3 janvier 1992 n° 92-3.
- Loubier, S., F. Christin, N. Aubry, E. Giry, P.-O. Malaterre et P. Garin (2005). How to deal with irrigation demand in a context of water scarcity and water uncertainty: an example of combining tools in the Charente river basin in France. International Conference on Environmental Science and Technology, 12-13 Mai 2005, Limassol (Chypre).
- Loubier, S., G. Gleyses, P. Garin, M. Montginoul, N. Aubry et F. Christin (2007). Evaluation de l'efficacité d'une tarification optionnelle de l'eau d'irrigation en Charente. Congrès Société Hydrotechnique de France (SHF) : "Gestion active des eaux", Paris, 12-13 juin 2007.
- Loubier, S., G. Gleyses, M. Montginoul, P. Garin et F. Christin (2008a). "Entre création de ressource et mesures réglementaires : quelle place pour la gestion de la demande en eau d'irrigation en Charente ?" Houille Blanche - Revue Internationale de l'Eau **3**: 88-96.
- Loubier, S., G. Gleyses, M. Montginoul, P. Garin et F. Christin (2008b). Etude de systèmes alternatifs de tarification de l'eau agricole : application au bassin versant de la Charente amont. Action 1 : DCE et économie, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD).
- Loup, J. (1974). Les eaux terrestres. Hydrologie continentale. Masson, Paris.
- Ma, Z. C. (1991). Modélisation du transfert des nitrates : du bassin de recherche au grand bassin, Thèse de l'Université Louis Pasteur, Strasbourg.: 183 p.
- Maass, A. (1962). Design of water resource systems, Harvard University Press.
- MacDonald, M. G. et A. W. Harbaugh (1988). A modular three-dimensional-finite-difference groundwater model. Technique of water resources investigations of the US Geological Survey. U. G. Survey. **6**: 586 p.
- Mailhol, J. C., A. Zairi, A. Slatni et B. Ben Nouma (2004). "Analysis of irrigation systems and irrigation strategies for durum wheat in Tunisia." Agricultural Water Management **70**(1): 19-37.
- Makhlouf, Z. (1994). Compléments sur le modèle pluie-débit GR4J et essai d'estimation de ses paramètres: 426 p.
- Maknoon, R. et S. J. Burges (1978). "Conjunctive use of ground and surface water." American Water Works Association **August**: 419-424.
- Malaterre, P.-O. (1995). "Irrigation Canals Regulation - Characterization and Classification." Houille Blanche - Revue Internationale de l'Eau **50**(5-6): 17-35.

- Mangin, A. (1984). "Pour une meilleure connaissance des systèmes hydrologiques à partir des analyses corrélatoire et spectrale." Journal of Hydrology **67**(1-4): 25-43.
- Manzanilla, A. (2004). Etude des outils pour la gestion des Systèmes barrage-rivière. Série Irrigation "Mémoire d'études" 2004-01 ; 1022, Mémoire de fin d'études, Génie de l'Environnement ; ENGEES - Strasbourg: 115 p.
- Marchais, E. et F. Bichot (2005). CPER 2000-2006. Référentiels piézométriques. Phase 3. Piézométries de l'aquifère du Dogger. BRGM/RP-53847-FR, BRGM, France: 66 p.
- Margat, J. (1976). Analyse des systèmes aquifères et évaluation des ressources en eau souterraine. 76 SGN 532 AME, BRGM, Orléans (France).
- Margat, J. (1996). Les Ressources en Eau, BRGM, France.
- Margat, J., A. Erhard-Cassegrain et P. Hubert (1979). Quelles ressources en eau peut-on et veut-on utiliser ? 3^{èmes} Journées scientifiques l'Eau, la Recherche, l'Environnement,, Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, Paris, France.
- Massei, N., J. P. Dupont, B. J. Mahler, B. Laignel, M. Fournier, D. Valdes et S. Ogier (2006). "Investigating transport properties and turbidity dynamics of a karst aquifer using correlation, spectral, and wavelet analyses." Journal of Hydrology **329**(1-2): 244-257.
- Massuel, S. (2001). Modélisation hydrodynamique de la nappe phréatique quaternaire du bassin du lac Tchad, Mémoire de stage de DEA de l'Université de Montpellier II et de l'Université d'Avignon et des pays du Vaucluse, France: 85 p.
- Mathevet, T. (2005). Quels modèles pluie-débit globaux au pas de temps horaire ? Développements empiriques et comparaison de modèles sur un large échantillon de bassins versants., Thèse de doctorat de l'ENGREF: 200 p.
- McKinney, D. C. (2003). Regional Cooperation in Shared Water Resources in Central Asia. Panel II: Integrated Water Resources Management in the Context of Aral Sea Basin Management. Third World Water Forum, March 18st, 2003, Kyoto, Japan.
- Meinzen-Dick, R. et M. W. Rosegrant (1997). Water as an economic good : incentives, institutions and infrastructure. Water : Economics, Management and Demand. e. T. F. a. L. S. Melvyn Kay, E & FN Spon: pp. 312-320.
- Metcalf, E., University of Florida et Water Resources Engineers (1971). Storm water management model, volume I - final report. Water Pollution Control Research Series 11024 DOC 07/71, Environmental Protection Agency, Washington D.C. (USA).
- Michaud, J. et S. Sorooshian (1994). "Comparison of Simple Versus Complex Distributed Runoff Models on a Midsized Semiarid Watershed." Water Resources Research **30**(3): 593-605.
- Michel, C. (1983). "Que peut-on faire en hydrologie avec un modèle conceptuel à un seul paramètre ?" Houille Blanche - Revue Internationale de l'Eau **1**: 39-44.
- Middlemis, H. (2004). Benchmarking best practice for groundwater modelling, Churchill Fellow, The Winston Churchill Memorial Trust of Australia: 23 p.
- Miller, J. A. (1965). "Living systems." Behavioral science **10**(3-4): pp 103-411.

- Mitchell, G., A. May et A. McDonald (1995). "PICABUE: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development." International Journal of Sustainable Development of World Ecology 2: 104-123.
- Molle, F. et T. Ruf (1994). Eléments pour une approche systémique du fonctionnement des systèmes irrigués. Symposium International Recherches - Systèmes en Agriculture et Développement Rural, Montpellier (France).
- Monsef, Y. (1996). Modélisation et simulation des systèmes complexes, Lavoisier, Tec & Doc. Paris, France.
- Montginoul, M. (1998). Des instruments économiques pour la gestion de l'eau : concurrence ou complémentarité ? L'irrigation et la gestion collective de la ressource en eau en France et dans le monde, SFER, 19 et 20 novembre 1998, Montpellier.
- Montginoul, M. (1999). Prise en compte des asymétries d'information pour la gestion de la ressource en eau : le cas du fleuve Charente. Journées Economie de l'Environnement (programme PIREE), Strasbourg, 2-3 décembre 1999.
- Montginoul, M., T. Rieu et J.-P. Arrondeau (1997). Approche économique pour concilier irrigation et environnement dans le bassin versant de la Charente. European Regional Conference, 18th, Water - an economics good?, Oxford, UK, September 1997, -, ICID.
- Moore, I. D. et R. G. Mein (1975). An evaluation of three rainfall-runoff models. Hydrological Symposium, Sydney (Australia).
- Morales-Juberias, T., J. J. Cruz-Sanjulian, P. Zafra, M. Olazar et J. M. Arandes (1996). "Etudes des réponses naturelles du système karstique d'Olalde (Pays Basque, France) : Approche de la reconnaissance de sa structure interne." Hydrogeologie(1): 39-51.
- Morardet, S. et G. Gleyses (2000). Impact de la réforme de la PAC sur la demande en eau pour l'irrigation, Cemagref Montpellier: 101 p.
- Morel-Seytoux, H. J. (1975). "A simple case of conjunctive surface-groundwater management." Groundwater 13(6): 505-215.
- Morel-Seytoux, H. J., R. Young et G. E. Radosovich (1973). Systematic Design of legal regulation for optimal surface and groundwater usage - phase 1. Report N°53, Colorado State University (USA): 81 p.
- Mouelhi, S. (2003). Vers une chaîne cohérente de modèles pluie-débit conceptuels globaux aux pas de temps pluriannuel, annuel, mensuel et journalier, Thèse de Doctorat de l'Ecole Nationale du Génie Rural des eaux et des Forêts, ENGREF.: 323 p.
- Moussa, R. et C. Bocquillon (1996b). "Algorithms for solving the diffusive wave flood routing equation." Hydrological Processes 10(1): 105-124.
- Moussavi, M. et J. Feyen (1990). "Comparison of different structures for a monthly water yield model in seasonally snow-covered mountainous watersheds of Iran." Hydrological Sciences - Journal des Sciences Hydrologiques 35(5): 535-546.
- Musy, A. (1998). Hydrologie Appliquée, H*G*A, Bucarest, Roumanie.

- Naef, F. (1981). "Can we model the rainfall-runoff process today?" Hydrological Sciences Bulletin **26**: 281-289.
- Nascimento, D. O. N. (1995). Appréciation à l'aide d'un modèle empirique des effets d'actions anthropiques sur la relation pluie-débit à l'échelle d'un bassin versant. Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, spécialité Sciences et Techniques de l'Environnement: 550 p.
- Nash, J. E. et J. V. Sutcliffe (1970). "River Flow Forecasting Through Conceptual Models - Part 1 : A Discussion of Principles." Journal of Hydrology **10**(3): 282-290.
- Nations Unies (1977). Mar del Plata Action Plan. Conférence des Nations Unies sur l'eau, Mar del Plata, Argentine.
- Nations Unies (1992). Le développement dans la perspective du XXI^e siècle. Conférence internationale sur l'eau et l'environnement (ICWE), 26-31 janvier 1992, Dublin, Irlande.
- Nau, F., D. Payen, J.-Y. Ollivier et A. Roux (2005). Bilan du Plan de Gestion des Etiages de l'Adour et du Plan de Crise Interdépartemental (rapport définitif). Rapport de l'inspection générale de l'environnement, MEDD : Ministère de l'Environnement et du Développement Durable: 109 p.
- Nielsen, S. A. et E. Hansen (1973). "Numerical simulation of the rainfall-runoff process on a daily basis." Nordic Hydrology **4**: 171-190.
- Noël, Y. et C. Lamotte (2005). Définition des limites de la nappe d'accompagnement du Rhône sur les communes de Loriol et de Livron-sur-Drôme (Drôme) - Rapport final. RP-53836-FR, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM): 41 p.
- O'Connell, P. E. et E. Todini (1996). "Modelling of rainfall, flow and mass transport in hydrological systems: An overview." Journal of Hydrology **175**(1-4): 3-16.
- O'Donnell, T. et P. Canedo (1980). The reliability of Conceptual Basin Model Calibration. Proceedings of the Oxford Symposium on Hydrological Forecasting, Oxford (United Kingdom).
- Observatoire Régional de l'Environnement de Poitou-Charentes. (2008). "Le réseau piézométrique de Poitou-Charentes." Région Poitou-Charentes et Direction Régionale de l'Environnement Poitou-Charentes. from <http://www.observatoire-environnement.org/OBSERVATOIRE/piezometre/presentation.html>.
- Observatoire Régional de l'Environnement de Poitou-Charentes. (2008). "Système d'Information Géographique de l'Observatoire Régional de l'Environnement Poitou-Charentes (SIGORE)." Région Poitou-Charentes. from <http://sigore.observatoire-environnement.org/>.
- OCDE (1993). Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour les examens des performances environnementales. Monographie n°83, OCDE, Paris (France): 36 p.
- Office of State Engineer (2007). Colorado Water Supply Conditions Update, Colorado Division of Water Resources, Department of Natural Resources, Denver (USA): 10 p.

- Old, G. H., J. C. Packman et H. Scholten (2005). Supporting the European Water Framework Directive: The HarmoniQuA Modelling Support Tool (MoST). MODSIM 2005, International Congress on Modelling and Simulation, Melbourne, Australie.
- OMM (1975). Intercomparison of Conceptual Models Used in Operational Hydrological Forecasting. Rapport d'hydrologie opérationnelle N° 7, Côte OMM-N° 429, Organisation Mondiale Météorologique (OMM), Genève (Suisse).
- OMM (1986). Intercomparison of models of snowmelt runoff. Operational Hydrology Report n°23, OMM n°646, Organisation Mondiale de Météorologie, Genève (Suisse).
- OMM (1987). Intercomparison of Conceptual Models Used in Operational Hydrological Forecasting. Rapport d'hydrologie opérationnelle N° 7, Côte OMM-N° 429, Organisation Mondiale Météorologique (OMM), Genève (Suisse).
- OMM (1994). Acquisition et Traitement des données, Analyses, Prévision et autres applications. Guides des pratiques Hydrologiques. OMM-N° 168, Organisation Météorologique Mondiale, Genève (Suisse): 829 p.
- Onta, P. R., A. D. Gupta et R. Harboe (1991). "Multistep planning model for conjunctive use of surface and groundwater resources." Journal of Water Resources Planning and Management **117**(6): 662-678.
- Ouachani, R., Z. Bargaoui et T. Ouarda (2007). "Integration of a Kalman filter in the HBV hydrological model for runoff forecasting." Hydrological Sciences Journal **52**(2): 318-337.
- Padilla, A. et A. Pullido-Bosh (1995). "Study of hydrographs of karstic aquifers by means of correlation and cross-spectral analysis." Journal of Hydrology **168**: 73-89.
- Payraudeau, S. (2002). Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants Méditerranéens. Thèse de Doctorat de l'Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêt (ENGREF). Montpellier, France: 436 p.
- Pereira, M. A. (2003). "Les indicateurs, outils de gestion de l'eau en France et au Brésil : au delà des contrastes, un but commun." Annales des Mines - Responsabilité et Environnement **Avril**: 60-82.
- Perrin, C. (2000). Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative. Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Grenoble. Grenoble, France: 530 p.
- Perrin, C., C. Michel et V. Andreassian (2001). "Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments." Journal of Hydrology **242**(3-4): 275-301.
- Perrin, C., C. Michel et V. Andreassian (2001). Long-term low flow forecasting for French rivers by continuous rainfall-runoff modelling. BHS Occasional Paper n° 13, Meeting of the British Hydrological Society on Continuous River Flow Simulation, Wallingford, UK, 5th July 2001.
- Picard, P. (1988). "La tarification optimale des télécommunications : une présentation synthétique." Annales d'économie et de statistiques **12**: 27-62.
- Pinault, J.-L. et S. Schomburgk (2006). "Inverse modeling for characterizing surface water/groundwater exchanges." Water Resources Research **42**(8).

- Piquereau, A. et A. Villocel (1982). Gestion automatique des eaux d'étiage : Cas de la rivière Arrats, ONERA, CERT/DERA Toulouse, CACG.
- Plaud, M. (1990). Systèmes aquifères du bassin charentais : diagnostic et propositions, Agence de l'Eau Adour-Garonne: 65 p.
- Pointet, T. (2004). "Water exchanges between aquifer and river, observations out of some river low water records." Houille Blanche - Revue Internationale de l'Eau(4): 87-91.
- Pouget, J.-C., F. Bellaubi, A. De Sa, Z. Habib et L. G. P. (2003). Un environnement de modélisation pour tester l'allocation des ressources en eau : HyD 2002 et ses applications. Séminaire PCSI "Gestion Intégrée de l'eau au sein d'un bassin versant", 3 Décembre 2003, Montpellier, France.
- Pouget, J.-C. et C. Cudennec (2003). Co-construction d'un outils de gestion intégrée sur le bassin du Merquellil (Tunisie). Séminaire PCSI "Gestion Intégrée de l'eau au sein d'un bassin versant", 2 Décembre 2003, Montpellier, France.
- Press, W. H. (1992). Numerical Recipes in Fortran - The art of scientific computing, Cambridge University Press, Cambridge (USA).
- Querquin, F., T. Ahmed, M. Hua, T. Ikeda, V. Orbilen et M. Schuttelaar (2003). Gestion de l'eau. Les actions pour l'eau dans le monde. Faire jaillir l'eau pour tous. W. W. Council, 3rd World Water Forum, Mars 2003, Kyoto, Japon.
- Quinn, P. F., C. J. M. Hewett et A. Doyle (2004). Scale Appropriate Modelling : From Mechanisms to Management. Scales in Hydrology and Water Management. I. Tchiguirinskaia, M. Bonell et P. Hubert. **IAHS Publication 287**: p 17-38.
- Rambaud, D. (1979). Hydrogéologie du département de la Charente. Principaux systèmes aquifères : essai d'analyse et cartographie. Thèse de Doctorat de l'Université de Bordeaux III. Bordeaux, France: 249 p.
- Ramireddygari, S. R., M. A. Sophocleous, J. K. Koelliker, S. P. Perkins et R. S. Govindaraju (2000). "Development and application of a comprehensive simulation model to evaluate impacts of watershed structures and irrigation water use on streamflow and groundwater: the case of Wet Walnut Creek Watershed, Kansas, USA." Journal of Hydrology **236**(3-4): 223-246.
- Refsgaard, J. C. (2002). State-of-the-Art Report on Quality Assurance in modelling related to river basin management. HarmoniQuA : Harmonising Quality Assurance in model based catchment and river basin management. C. EVK2-CT2001-00097: 183 p.
- Refsgaard, J. C. et H. J. Henriksen (2004). "Modelling guidelines - terminology and guiding principles." Advances in Water Resources **27**(1): 71-82.
- Refsgaard, J. C. et J. Knudsen (1996). "Operational validation and intercomparison of different types of hydrological models." Water Resources Research **32**(7): 2189-2202.
- Reitsma, R. F. (1996). "Structure and support of water-resources management and decision-making." Journal of Hydrology **177**(3-4): 253-268.
- Réménieras, G. (1965). L'hydrologie de l'ingénieur, Eyrolles, Paris.

- Rey, J. (1996). Apports de la gestion industrielle au management des périmètres irrigués : comment mieux piloter la production ? Thèse de Doctorat en Ingénierie et Gestion, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris (ENSMMP). Paris, France: 177 p.
- Riad, S. (2003). Typologie et analyse hydrologique des eaux superficielles à partir de quelques bassins versants représentatifs du Maroc. Thèse en cotutelle Université des Sciences et Technologies de Lille (France) et Université Ibnou Zohr d'Agadir (Maroc): 154 p.
- Ribeiro, J., N. Lauzon, J. Rousselle, H. T. Trung et J. D. Salas (1998). "Comparaison de deux modèles pour la prévision journalière en temps réel des apports naturels." Canadian Journal of Civil Engineering **25**(2): 291-304.
- Riley, J. (2001). "Multidisciplinary indicators of impact and change - Key issues for identification and summary." Agriculture, Ecosystems and Environment **87**: 245-259.
- Rinaudo, J. D. et P. Garin (2003). "Participation of the public and planning of the management of water: New states and elements of method." Houille Blanche - Revue Internationale de l'Eau(2): 96-101.
- Roche, M. (1963). Hydrologie de Surface, Office de Recherche Scientifique et Technique d'Outre-Mer (ORSTOM), Gauthier-Villars, Paris (France).
- Roche, P. A. et D. Thiery (1984). Simulation globale de bassins hydrologiques. Introduction à la modélisation et description du modèle GARDENIA, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM): 97 p.
- Roesner, G. et V. Yevjevich (1966). Mathematical Models for Time Series of Monthly Precipitation and Monthly Runoff. Hydrology Paper N°15, Colorado State University, Fort Collins, Colorado. **15**.
- Ross, S. A. (1973). "The Economic Theory of Agency: The Principal's Problem." American Economic Review **63**(2): 134-139.
- Sahuquillo, A. (1989). "The combined use of surface water and groundwater in the management of water resources." Hydrogéologie **2**: 101-110.
- Schlesinger, S., R. E. Crosbie, R. E. Gagné, G. S. Innis, C. S. Lalwani, J. Loch, J. Sylvester, R. D. Wright, N. Kheir et D. Bartos (1979). "Terminology for model credibility." Simulation **32**(3): 103-104.
- Seguin, J. J. et F. Bichot (2002). Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux "Nappes profondes de Gironde" - Orientations de gestion et propositions d'indicateurs piézométriques pour le tableau de bord du SAGE. RP-51777-FR, BRGM, France: 133 p.
- Serban, P. (1986). Operational Hydrological Models Used in Region VI (Europe). Rapport technique pour la neuvième session de l'AR VI, Organisation Météorologique Mondiale (OMM), Genève (Suisse).
- Severino, J.-M. (2003). Contribution à la session du RIOB "Les progrès réalisés dans le monde dans la gestion intégrée des ressources en eau par bassin". Troisième forum mondial sur l'eau, Mars 2003, Kyoto, Japon.

- Shafer, B. A. et L. E. Dezman (1982). "Development of a Surface Water Supply Index (SWSI) to assess the severity of drought conditions in snowpack runoff areas (Colorado)." Proceedings: Eastern Snow Conference, 39th annual meeting: 164-175.
- Shamseldin, A. Y. et K. M. O'Connor (1996). "A nearest neighbour linear perturbation model for river flow forecasting." Journal of Hydrology **179**(1-4): 353-375.
- Shannon, C. E. et W. Weaver (1949). The Mathematical Theory of Communication, University of Illinois Press, Urbana.
- Shields, D. J., S. V. Solar et W. E. Martin (2002). "The role of values and objectives in communicating indicators of sustainability." Ecological Indicators **2**(1-2): 149-160.
- SIGES. (2008). "Système d'information pour la gestion des eaux souterraines en Poitou-Charente." Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), Poitiers, France. from <http://sigespoc.brgm.fr/SigesPoc.asp>.
- Simonovic, S. (1989). "Application of water resources systems concept to the formulation of a water master plan." Water International **14**(1): 37-50.
- Singh, V. P., D. K. Frevert, J. D. Rieker, V. Levenson, S. Meyer et S. Meyer (2006). "Hydrologic Modeling Inventory: Cooperative Research Effort." Journal of Irrigation and Drainage Engineering **132**(2): 98-103.
- Singh, V. P. et D. A. Woolhiser (2002). "Mathematical modeling of watershed hydrology." Journal of Hydrologic Engineering **7**(4): 270-292.
- Sixt, P. (2001). Gestion volumétrique de l'eau d'irrigation en France. Inventaire et analyse descriptive d'expériences en cours. Série Irrigation "Mémoire de 3° cycle", Cemagref Montpellier
- Smakhtin, V. U. (2001). "Low flow hydrology: a review." Journal of Hydrology **240**(3-4): 147-186.
- Smeets, E. et R. Weterings (1999). Environmental Indicators: Typology and Overview. Technical Report N°25, European Environmental Agency, Copenhagen (Denmark): 19 p.
- Smith, M. B., D. J. Seo, V. I. Koren, S. M. Reed, Z. Zhang, Q. Duan, F. Moreda et S. Cong (2004). "The distributed model intercomparison project (DMIP): motivation and experiment design." Journal of Hydrology **298**(1-4): 4-26.
- SOLEC (2004). Reporting Indicators at Watershed Level. SOLEC 2004 WORKSHOP SESSION: 16 p.
- Sophocleous, M. A. (2002). "Interactions between groundwater and surface water: the state of the science." Hydrogeology Journal **10**(1): 52-67.
- Sophocleous, M. A. et S. P. Perkins (2000). "Methodology and application of combined watershed and ground-water models in Kansas." Journal of Hydrology **236**(3-4): 185-201.
- Sprague, R. H. et E. D. Carlson (1982). Building Effective Decision Support Systems. Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice-Hall, Inc.

- Steinemann, A. C. et L. F. N. Cavalcanti (2006). "Developing multiple indicators and triggers for drought plans." Journal of Water Resources Planning and Management **132**(3): 164-174.
- Sugawara, M. (1995). Tank model (Chapter 7). Computer Models of Watershed Hydrology. V. P. S. (Ed.), Water Resources Publications: 165-214.
- Thiery, D. (1988). "Forecast of changes in piezometric levels by a lumped hydrological model (Picardie, France)." Journal of Hydrology **97**(1-2): 129-148.
- Thinon-Larminach, M. (2000). Approches quantitatives des flux d'eau dans un système sol-nappe-rivière : application au bassin de la Charente, à l'amont de la ville d'Angoulême (16). Thèse de doctorat : Terre solide et enveloppes superficielles, Université de Poitiers, France: 204 p.
- Thinon, M. (1994). Gestion des ressources en eau sur le bassin versant de la Charente : Etude prospective des économies potentielles d'eau agricole. Mémoire de DEA Hydrologie et Hydrogéologie quantitative, ENGREF, Université Pierre et Marie Curie, Ecole des Mines de Paris., Laboratoire d'Hydrogéologie, Université de Poitiers: 66 p.
- Thom, R. (1979). Modélisation et Scientificite. Actes du colloque "Elaboration et Justification des Modèles : Applications en Biologie" - Tome 1, Maloine, Paris (France).
- Thomas, H. A. et M. B. Fiering (1962). Mathematical synthesis of streamflow sequences for the analysis of river basins by simulation (Chapter 12). Design of Water Resources Systems, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Todini, E. (2007). "Hydrological catchment modelling: Past, present and future." Hydrology and Earth System Sciences **11**(1): 468-482.
- Todini, E. et J. R. Wallis (1977). Using C.L.S for Daily or Longuer Periode Rainfall-Runoff Modelling. Mathematical Model for Surface Water Hydrology, Wiley, New York (USA).
- Trouvat, J.-L. (1991). Contribution à une meilleure gestion des rivières de Gascogne, ENGREF, Cemagref, CACG: 61 p.
- US Army Corps of Engineers (2002). Hydraulics final model evaluation report: EAA sotrage reservoirs - Phase 1. Central and southern Floride project comprehensive everglades restoration plan, US Army Corps of Engineers South Florida Water and Jacksonville District Management District: 40 p.
- USDI (1991). Inventory of Hydrologic Models. Global, Climate Change Response Program, United States Department of Interior - Bureau of Reclamation,: 86 p.
- Valiron, F. (1988). Gestion des eaux : automatisation, informatisation, télégestion, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Van der Leeden, F. (1975). Water Resources of the World, Water Info. Cent. Inc., Port Washington, New York.
- Vandewiele, G. L., C. Y. Xu et N. L. Win (1992). "Methodology and comparative study of monthly models in Belgium, China and Burma." Journal of Hydrology **134**: 315-347.
- Verjus, P. (2006). Prise en compte des nappes d'eau souterraines dans le plan sécheresse. International symposium - Aquifers Systems Management, Dijon, France, 30 may-1th june 2006.

- Vernoux, J.-F., Y.-M. Lenindre et J.-C. Martin (2001). Relations nappe-rivière et impact des prélèvements d'eau souterraine sur le débits des cours d'eau dans le bassin de la Juine et de l'Essone. BRGM/RP-50637-FR, Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM): 155 p.
- Victorian Government (2004). Chapter 3 - Restoring our rivers and aquifers for future generations. Our Water Our Future: Securing Our Water Future Together, Victorian Government White Paper: p 48.
- Vidal, A. et P. Belouze (1997). "Gestion de l'eau et intégration de données spatialisées." Ingénieries EAT **10**: p. 65-78.
- Viessman, W. (1989). Introduction to Hydrology, Harper & Row Publications.
- Villeneuve, J.-P. (1975). Méthodologie d'aménagement de la ressource en eau. R. S. N°58, Rédigé pour le compte du Ministère de Richesses Naturelles du Québec par l'INRS-EAU, Université du Québec: 149 p.
- Villeneuve, J. P., G. Girard et E. Ledoux (1982). "Modélisation et simulation intégrées eau de surface-eau souterraine." Eau du Québec **5**(1): p 67-75.
- Villeneuve, J. P., P. Hubert, A. Mailhot et A. N. Rousseau (1998). "Hydrological modeling and water management." Revue des Sciences de l'Eau **11**(SPEC. ISS.): 19-39.
- Wagner, B. J. (1995). "Recent Advances in Simulation Optimization Groundwater-Management Modeling." Reviews of Geophysics **33**: 1021-1028.
- Walmsley, J., M. Carden, C. Revenga, F. Sagona et M. Smith (2001). "Indicators of sustainable development for catchment management in South Africa - Review of indicators from around the world." Water Sa **27**(4): 539-550.
- Walter, E. et L. Pronzato (1994). Identification de modèle paramétrique à partir de données expérimentales, Masson.
- Wasson, J.-G., M.-H. Tusseau-Vuillemin, V. Andréassian, C. Perrin, J.-B. Faure, O. Barreteau, M. Bousquet et B. Chastan (2003). "What kind of water models are needed for the implementation of the European Water Framework Directive? Examples from France." Intl. J. River Basin Management **1**(2): p 125-135.
- Weeks, W. D. et R. H. B. Hebbert (1980). "A comparison of rainfall-runoff models." Nordic Hydrology **11**: 7-24.
- Wiener, N. (1948). Cybernetics, Hermann, Paris.
- Wilcox, B. P., W. J. Rawls, D. L. Brakensiek et J. R. Wright (1990). "Predicting runoff from rangeland catchments: A comparison of two models." Water Resources Research **26**(10): 2401-2410.
- Wildsalmon. (2007). "ReportCard." from http://www.wildsalmon.org/library_files/SOSreportcard.pdf.
- Williams, C. E. (2003). Gestion rationnelle des cours d'eau. WWF International.
- Winckel, A., J. J. Seguin, N. Pedron, P. Dufour et P. Corbier (2005). Gestion des eaux souterraines en Région Aquitaine - Piézométries d'objectif d'étiage et de crise - Module 3 - Année 2. RP-53658-FR, BRGM, France: 127 p.

- Winter, T. C. (1995). "Recent Advances in Understanding the Interaction of Groundwater and Surface-Water." Reviews of Geophysics **33**: 985-994.
- Winter, T. C., J. W. Harvey, O. L. Frank et W. M. Alley (1998). Ground water and Surface water: A single resource. US Geological Survey (USGS), Circular 1139. Denver, Colorado, USA: 87 p.
- Woessner, W. W. (2000). "Stream and fluvial plain ground water interactions: Rescaling hydrogeologic thought." Ground Water **38**(3): 423-429.
- Woillez, M. et E. Rochard (2003). "Tableau de bord, un outil pour le suivi des poissons migrateurs : concepts et méthode pour le choix des indicateurs, exemple de la population de grande alose du bassin versant de la Gironde-Garonne-Dordogne." Ingénieries **35**: 43-59.
- Xu, C. Y. et V. P. Singh (2004). "Review on regional water resources assessment models under stationary and changing climate." Water Resources Management **18**(6): 591-612.
- Yang, D., S. Herath et K. Musiak (2000). "Comparison of different distributed hydrological models for characterization of catchment spatial variability." Hydrological Processes **14**(3): 403-416.
- Ye, W., B. C. Bates, N. R. Viney, M. Sivapalan et A. J. Jakeman (1997). "Performance of conceptual rainfall-runoff models in low-yielding ephemeral catchments." Water Resources Research **33**(1): 153-166.
- Yevjevich, V. (1979). "Conjunctive water use." Water International **4**(3): 17-24.
- Zhang, X. N. et G. Lindstrom (1996). "A comparative study of a Swedish and a Chinese hydrological model." Water Resources Bulletin **32**(5): 985-994.

Résumé

La pression de plus en plus forte exercée sur les ressources en eau pose de nouvelles contraintes aux gestionnaires des hydrosystèmes aménagés tels que les rivières réalimentées par des barrages. Pour les aider dans leurs prises de décisions, ils disposent de modèles mathématiques qui peuvent prédire des changements ou quantifier des aspects impossibles à mesurer. En conséquence, l'objectif de ce travail est d'étudier, à partir de l'étude du bassin versant de la Charente, les principales caractéristiques d'un modèle d'aide à la gestion quantitative des ressources en eau au sein d'un hydrosystème aménagé. Pour gérer cet hydrosystème, il a fallu tout d'abord en connaître les dynamiques et les interactions entre ses parties à partir d'une analyse systémique et d'analyses corrélatoires et spectrales qui ont permis d'avoir une compréhension globale du fonctionnement hydrodynamique (entrées, perturbations, variables de décisions) et de la gestion actuelle.

De plus, des analyses des types de modélisation et des pas d'espace et de temps adaptés pour les différents compartiments (hydrauliques de surface et souterraine, socio-économiques) ont été conduites. Compte tenu des faibles résultats en prévision du modèle actuel sur la Charente, un nouveau type de modélisation *boîte-noire* a été envisagé. Plusieurs configurations ont été réalisées. Le modèle, qui comprend les précipitations et les piézométries en entrées et le débit en sortie, a fourni les meilleurs résultats en validation avec un critère de Nash de 0.7 pour un horizon prévisionnel de 7 jours.

Enfin, pour mettre en place une gestion plus intégrée et un meilleur partage des ressources en eau et économiques, une approche socio-hydro-économique a été testée. A partir d'informations sur les pratiques des irrigants, un meilleur placement des lâchers de barrages a permis de mieux concilier les demandes et la préservation du milieu naturel en évitant plusieurs situations de restrictions des usages ou de dangers pour la vie aquatique.

Finalement malgré l'utilisation d'un cas d'étude particulier, plusieurs éléments importants pour modéliser un hydrosystème quelconque dans le but d'aider à sa gestion ont été identifiés. Ils doivent maintenant être appliqués à d'autres situations afin de confirmer leurs pertinences.

Mots-clés : Gestion des ressources en eau, Hydrosystème aménagé, Modélisation, Analyse systémique, Analyses corrélatoires et spectrales, Charente.

Title: Surface and groundwater modelling to help water management of anthropogenic hydrosystem

Abstract

Increasingly important pressures on water resources impose new constraints on managers of anthropogenic hydrosystems, such as the constraints placed on rivers that are fed by dams. To help these managers to make decisions, they require mathematical models that help to predict evolutions (e.g. stream flows, piezometric levels) or to quantify some aspects that are difficult to measure (e.g. hydraulic conductivity). Consequently, the objective of this study is to identify the main characteristics of model to help quantitative management of water resources in anthropogenic hydrosystem, using the Charente basin as an example.

Before moving to the management of this hydrosystem, a systemic analysis with correlation and spectral analysis needed to be performed to explore processes and interactions between different hydrosystem components, such as surface water and groundwater. These steps permitted a global comprehension of the hydrosystem's hydrodynamics (i.e. inputs, disruption and decisions variables) and present management.

Moreover, investigations were performed on adapted modelling types, space and time steps for each component. Considering the poor results of an existing forecasting model in the Charente, a new type of modelling has been considered (black box models) and several configurations have been tested. The model using precipitation and piezometric levels as inputs and stream flows as outputs had the best results in the validation phase, with a Nash criterion of 0.7 for a forecasting horizon of 7 days.

Furthermore, to install a more integrated management approach leading to a better distribution of water and economics resources, a socio-economic approach was investigated. With irrigators' behavioural information (withdrawals), a better allocation of dam water releases allowed the reconciliation of water resources supply and water demands in order to prevent several situations of water use restrictions and dangers for aquatic life.

From this research, important elements have been identified to model hydrosystems in order to help their integrated management. As these findings were based on a single case example, they now require application in others situations to confirm their pertinence.

Key-Words: Water management, Hydrosystem, Modelling, Systemic analysis, Correlation and spectral analysis, Charente.

Intitulé et adresse du laboratoire : G-EAU, Gestion de l'Eau, des Acteurs, des Usages, UMR 183
Cemagref, 361 rue Jean-François Breton, 34 096 Montpellier