



**HAL**  
open science

# Fonctionnement hydrologique et dynamique des nutriments d'une rivière intermittente méditerranéenne en étiage et en crues. Analyse spatiale et temporelle.

Christine Grillot

► **To cite this version:**

Christine Grillot. Fonctionnement hydrologique et dynamique des nutriments d'une rivière intermittente méditerranéenne en étiage et en crues. Analyse spatiale et temporelle.. Hydrologie. Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, 2006. Français. NNT: . tel-00142396

**HAL Id: tel-00142396**

**<https://theses.hal.science/tel-00142396>**

Submitted on 18 Apr 2007

**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.

**UNIVERSITE MONTPELLIER II  
SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC**

**T H E S E**

pour obtenir le grade de

**DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER II**

*Discipline : Hydrologie, section CNU 60*

*Ecole Doctorale : Terre, Eau, Espace*

présentée et soutenue publiquement

par

Christine  
GRILLOT

le 20 décembre 2006

**Titre**

**Fonctionnement hydrologique et dynamique des nutriments d'une rivière intermittente méditerranéenne en étiage et en crues. Analyse spatiale et temporelle.**

devant le jury composé de

**GALLART-GALLEGO Francesc**  
**BRISSAUD François**  
**DORIOZ Jean-Marcel**  
**VIVILLE Daniel**  
**TOURNOUD Marie-George**  
**PERRIN Jean-Louis**

*Directeur de recherches, CSIC Barcelone*

*Professeur, Université Montpellier II*

*Directeur de recherches, INRA*

*Chargé de recherches, CNRS*

*Maître de Conférence, Université Montpellier II*

*Chargé de recherches, IRD*

Président du Jury  
Directeur de Thèse  
Rapporteur  
Examineur  
Examineur  
Examineur

**UNIVERSITE MONTPELLIER II  
SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC**

**T H E S E**

pour obtenir le grade de

**DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER II**

*Discipline : Hydrologie, section CNU 60*

*Ecole Doctorale : Terre, Eau, Espace*

présentée et soutenue publiquement

par

Christine  
GRILLOT

le 20 décembre 2006

**Titre**

**Fonctionnement hydrologique et dynamique des nutriments d'une rivière intermittente méditerranéenne en étiage et en crues. Analyse spatiale et temporelle.**

devant le jury composé de

<b>GALLART-GALLEGO Francesc</b>	<i>Directeur de recherches, CSIC Barcelone</i>	Président du Jury
<b>BRISSAUD François</b>	<i>Professeur, Université Montpellier II</i>	Directeur de Thèse
<b>DORIOZ Jean-Marcel</b>	<i>Directeur de recherches, INRA</i>	Rapporteur
<b>VIVILLE Daniel</b>	<i>Chargé de recherches, CNRS</i>	Examineur
<b>TOURNOUD Marie-George</b>	<i>Maître de Conférence, Université Montpellier II</i>	Examineur
<b>PERRIN Jean-Louis</b>	<i>Chargé de recherches, IRD</i>	Examineur



# Remerciements

Un travail de recherche au cours d'une thèse, bien qu'il s'effectue souvent avec un peu de solitude, nécessite le concours d'un certain nombre de personnes. Dans mon cas, il s'agit de :

- Marie-Georges Tournoud, maître de conférence à l'université Montpellier II et Jean-Louis Perrin, chargé de recherche à l'IRD, qui ont choisi de me confier cette étude et qui m'ont encadré pendant 4 ans. L'étude assez pluridisciplinaire et diversifiée au niveau des tâches, m'a techniquement beaucoup apporté et le résultat est, il me semble, assez intéressant.
- Bernadette Picot, grâce à qui nous avons pu effectuer les analyses des échantillons collectés en rivière et de ce fait réaliser une étude sur les flux de nutriments qui constitue une partie importante de mon travail.
- François Brissaud, professeur à l'université Montpellier II et directeur de thèse, qui a suivi mon travail d'un peu plus loin, en me prodiguant cependant des conseils avisés.
- Eric Servat, directeur du laboratoire HydroSciences et Marie-Georges Tournoud qui m'ont permis d'obtenir un financement pour la quasi-totalité de la durée de la thèse.
- Claire Rodier, avec qui j'ai souvent effectué des relevés de terrain. Son aide m'a été précieuse tant au point de vue technique, qui allait de la collecte des données à la relecture du manuscrit, qu'au point de vue humain.
- Christian Salles, qui m'a fait bénéficier de ses données collectées sur les pluviographes du bassin versant de la Vène pour l'étude des flux de nutriments.
- Anne Crespy et Christophe Bouvier, qui m'ont apporté une aide technique sur le modèle MERCEDES.

Je remercie, outre les membres du laboratoire Hydrosiences, les personnes qui ont accepté de juger ce volumineux travail et qui m'ont apporté des critiques constructives :

- Francesc Gallart, directeur de recherche au CSIC de Barcelone, membre actif du projet tempQsim.
- Jean-Marcel Dorioz, directeur de recherche à l'INRA, qui a évalué avec beaucoup de soin l'étude des flux de nutriments en rivière.
- Daniel Viville, chargé de recherches au CNRS.

Lors de la finalisation de la thèse, une aide précieuse m'a de plus été apportée par Nanée Chahinian, Fabiola Badrot Nico qui a aidé une fois de plus à résoudre les problèmes pratiques, ma famille au sens large qui a accepté de lire la thèse et qui a participé activement aux réjouissances finales. J'ai également beaucoup apprécié d'effectuer mon étude au sein d'un groupe de doctorants dynamiques et courageux, comme Yin Chu, dont j'ai partagé le bureau pendant 4 ans.



# Table des matières

<b>LISTE DES FIGURES .....</b>	<b>7</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX .....</b>	<b>11</b>
<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>13</b>
<b>CHAPITRE 1.LES RIVIERES INTERMITTENTES.....</b>	<b>15</b>
1. LES RIVIERES INTERMITTENTES : DEFINITION ET LOCALISATION.....	15
2. LE FONCTIONNEMENT DES RIVIERES INTERMITTENTES .....	16
2.1 <i>L'étiage</i> .....	16
2.2 <i>Les crues</i> .....	16
3. SPECIFICITE DES PROCESSUS DE GENERATION DES CRUES.....	17
3.1 <i>Caractères particuliers des précipitations</i> .....	17
3.2 <i>Spécificité de la génération du ruissellement de surface</i> .....	18
3.3 <i>Les autres contributions à l'écoulement de crue</i> .....	19
3.4 <i>Le transfert en rivière</i> .....	20
3.5 <i>Bilan des particularités des rivières intermittentes et de la zone méditerranéenne</i> .....	21
4. ORIGINE ET TRANSFERT DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT.....	22
4.1 <i>Quelques définitions</i> .....	22
4.2 <i>L'origine des nutriments</i> .....	23
4.3 <i>Le transfert des nutriments sur le bassin versant</i> .....	25
4.4 <i>Transformations biogéochimiques et exportation des nutriments dans le réseau hydrographique</i> .....	28
5. CONCLUSION .....	30
<b>CHAPITRE 2. PRESENTATION DE LA VENE.....</b>	<b>31</b>
1. CARACTERISTIQUES GEOGRAPHIQUES .....	31
1.1 <i>Le milieu physique</i> .....	31
1.2 <i>Les activités anthropiques</i> .....	41
1.3 <i>Les composantes du système</i> .....	44
2. CARACTERISTIQUES CLIMATIQUES .....	46
2.1 <i>Réseau d'observation</i> .....	46
2.2 <i>Variabilité temporelle</i> .....	47
2.3 <i>Caractéristiques des événements pluvieux</i> .....	48
3. RESEAU D'OBSERVATIONS .....	52
3.1 <i>Réseau de mesures</i> .....	52
3.2 <i>Grandeurs mesurées</i> .....	55
<b>CHAPITRE 3. FONCTIONNEMENT HYDROLOGIQUE DE LA VENE.....</b>	<b>59</b>
1. CARACTERISTIQUES GENERALES .....	59
1.1 <i>Données disponibles</i> .....	59

1.2	<i>Variabilité temporelle à l'exutoire</i> .....	59
1.3	<i>Conclusion</i> .....	63
2.	<b>DYNAMIQUE DES DIFFERENTS MODES HYDROLOGIQUES</b> .....	63
2.1	<i>Etiage</i> .....	63
2.2	<i>Reprise d'écoulement et crues rapides</i> .....	69
2.3	<i>Hautes eaux et crues karstiques</i> .....	92
2.4	<i>Tarissement</i> .....	100
3.	<b>CYCLICITE DU FONCTIONNEMENT DU SYSTEME</b> .....	105
3.1	<i>Bilan des différents modes de fonctionnement</i> .....	105
3.2	<i>Etude de la cyclicité du fonctionnement hydrologique</i> .....	107
3.3	<i>Evolution des vitesses d'écoulement</i> .....	110
4.	<b>MODELISATION HYDROLOGIQUE</b> .....	111
4.1	<i>Les modèles spatialisés</i> .....	111
4.2	<i>Le traitement des données sur le bassin versant de la Vène</i> .....	117
4.3	<i>La modélisation à l'échelle pluriannuelle : l'existant</i> .....	118
4.4	<i>La modélisation des événements de crues rapides</i> .....	125
4.5	<i>Conclusion</i> .....	137
	<b>CHAPITRE 4. CONTRIBUTION DES DIFFERENTS APPORTS EN AZOTE ET EN PHOSPHORE</b>	<b>139</b>
1.	<b>CARACTERISTIQUES GENERALES</b> .....	139
1.1	<i>Données disponibles</i> .....	139
1.2	<i>Variabilité temporelle des concentrations à l'exutoire</i> .....	140
1.3	<i>Flux annuels à l'exutoire</i> .....	148
1.4	<i>Conclusion</i> .....	152
2.	<b>DYNAMIQUE DE TRANSFERT DES POLLUANTS</b> .....	152
2.1	<i>Le tarissement, l'étiage et la reprise d'écoulement entre les crues</i> .....	152
2.2	<i>Les crues rapides de la reprise d'écoulement</i> .....	167
2.3	<i>Hautes eaux et crues karstiques</i> .....	188
3.	<b>CYCLICITE DU FONCTIONNEMENT DU SYSTEME</b> .....	203
3.1	<i>Bilan des différents modes de fonctionnement</i> .....	203
3.2	<i>Etude de la cyclicité du fonctionnement</i> .....	205
	<b>CONCLUSION ET PERSPECTIVES</b> .....	<b>209</b>
	<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>213</b>
	<b>GLOSSAIRE</b> .....	<b>231</b>
	<b>ANNEXES</b> .....	<b>235</b>
A.	<b>ANNEXES DU CHAPITRE 1</b> .....	235
B.	<b>ANNEXES DU CHAPITRE 2.</b> .....	239
C.	<b>ANNEXES DU CHAPITRE 3.</b> .....	248
D.	<b>ANNEXES DU CHAPITRE 4.</b> .....	270



# Liste des figures

## Chapitre 1

<b>Figure 2.1.a</b> : Nombre de mois secs par an en Europe (Kirkby et al., 2004).	15
<b>Figure 3.1.a</b> : Suivi de l'épisode du 22/09/1993 par le satellite.	18
<b>Figure 3.2.a</b> : Production du ruissellement de surface localisé sur le bassin versant et transfert à la rivière.	19
<b>Figure 3.4.a</b> : Exemple de pertes au cours du transfert sur le bassin versant du Walnut Gulch (Arizona). D'après Cataldo et al., 2005.	21

## Chapitre 2

<b>Figure 1.1.a</b> : Topographie générale et courbe hypsométrique du bassin versant topographique de la Vène.	32
<b>Figure 1.1.b</b> : Carte hydrogéologique simplifiée du système karstique de Thau et du bassin versant réel de la Vène. Source : BRGM, modifiée.	33
<b>Figure 1.1.c</b> : Caractéristiques pédologiques du bassin versant de la Vène.	34
<b>Figure 1.1.d</b> : Variations spatiales et temporelles des profils d'humidité des sols du bassin versant de la Vène.	35
<b>Figure 1.1.e</b> : Teneurs en phosphore des sols du bassin de la Vène (extraction séquentielle selon la méthode de Golterman (1996).	36
<b>Figure 1.1.f</b> : Topologie et profil en long du réseau hydrographique de la Vène.	37
<b>Figure 1.1.g</b> : Représentation schématique des aménagements hydrauliques sur la Vène à Issanka.	38
<b>Figure 1.1.h</b> : Cartographie des sédiments du lit de la Vène (d'après Gimbert, 2003).	39
<b>Figure 1.1.i</b> : Estimation des rugosités des berges et du lit de la Vène par le logiciel hydraulique Isis (d'après Jouret, 2004).	40
<b>Figure 1.2.a</b> : Occupation des sols du bassin versant de la Vène.	42
<b>Figure 1.2.b</b> : Urbanisation et activités associées sur le bassin versant de la Vène.	44
<b>Figure 1.3.a</b> : Les composantes de l'écoulement et du flux de nutriments du système bassin versant.	45
<b>Figure 2.1.a</b> : Localisation des stations météorologiques.	46
<b>Figure 2.2.a</b> : Valeurs moyennes et variations mensuelles des précipitations (P) à Montbazin de 1994 à 2005. Evapotranspiration (ETP Montpellier-Fréjorgues) moyenne mensuelle associée.	48
<b>Figure 2.3.a</b> : Modalité de découpage des épisodes pluvieux.	49
<b>Figure 2.3.b</b> : Courbes Hauteur-Durée-Fréquence (HDF) et Intensité-Durée-Fréquence (IDF) du poste de Montbazin.	50
<b>Figure 3.1.a</b> : Caractéristiques des stations hydrométriques K, S, O et V.	53
<b>Figure 3.1.b</b> : Caractéristiques des points de mesures ponctuelles.	54
<b>Figure 3.2.a</b> : Organigramme des analyses des échantillons d'eau.	57
<b>Figure 3.2.b</b> : Organigramme des analyses des échantillons de sédiments.	58

## Chapitre 3

<b>Figure 1.2.a</b> : Chronique 1994-2005 : précipitations, évapotranspiration et lame écoulée à l'exutoire. Est présentée également la répartition entre les durées d'étiage et d'écoulement.	60
<b>Figure 1.2.b</b> : Variabilités inter et intra mensuelles de l'écoulement à l'exutoire de 1994 à 2005.	61
<b>Figure 1.2.c</b> : Fonctionnement hydrologique de la Vène lors d'une année type, ici 2000-2001. P : précipitations journalières ; ETP : Evapotranspiration Monteith quotidienne ; E : lame écoulée à l'exutoire.	62
<b>Figure 2.1.a</b> : Caractérisation de l'étiage à l'exutoire. Evolution des débits et des conductivités du 01/06/2004 au 31/08/2004.	64
<b>Figure 2.1.b</b> : Evolution de l'importance des biefs en eau lors de l'étiage de l'été 2003.	65

<b>Figure 2.1.c</b> : Caractérisation de l'étiage à la station S. Evolution des débits et des conductivités du 01/06/2004 au 31/08/2004 (des imprécisions de mesures et de la courbe de tarage font que les débits à la station K sont plus élevés qu'à la station S début juin).....	66
<b>Figure 2.1.d</b> : Contributions à l'écoulement de l'étiage.....	69
<b>Figure 2.2.a</b> : Evolution des débits et des conductivités enregistrés aux stations, K, S et V du 15/08/2003 au 12/11/2003.....	70
<b>Figure 2.2.b</b> : Exemple de CRRU : la crue du 08/09/2003. ....	71
<b>Figure 2.2.c</b> : Influence de la hauteur précipitée et de l'intensité maximale sur 5 minutes sur la production d'un écoulement à la station S.....	74
<b>Figure 2.2.d</b> : Remplissage de la rivière par une CRRU après l'étiage.....	75
<b>Figure 2.2.e</b> : Stockage calculé à Issanka en fonction du débit de base à l'exutoire.....	76
<b>Figure 2.2.f</b> : Variations conjointes de conductivité et de débit aux stations K, S et V lors d'une crue rapide mixte CRM. ....	77
<b>Figure 2.2.g</b> : Séparation des CRRU et des CRM de reprise d'écoulement à la station S, en fonction de leur rapport lame écoulee/lame précipitée. ....	78
<b>Figure 2.2.h</b> : Séparation des CRRU et des CRM de reprise d'écoulement à l'exutoire, en fonction de leur rapport lame écoulee/lame précipitée. ....	79
<b>Figure 2.2.i</b> : Evolution conjointe des précipitations et des débits du 10 au 15 octobre 2005. ....	81
<b>Figure 2.2.j</b> : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 02/11/2004.....	83
<b>Figure 2.2.k</b> : Hydrogrammes des CRK de la période 2002-2005, aux stations K, S, V. ....	84
<b>Figure 2.2.l</b> : Découpage des différents types de contribution à l'écoulement à l'exutoire d'après la forme des hydrogrammes des CRK aux stations S et K et V. ....	85
<b>Figure 2.2.m</b> : Rapport entre le volume écoulé à la station K et le volume écoulé à la station S. ....	87
<b>Figure 2.2.n</b> : Rapport entre le volume écoulé à la station K et le volume écoulé à l'exutoire – station V.....	88
<b>Figure 2.2.o</b> : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 20/10/2003.....	89
<b>Figure 2.2.p</b> : Tarissement de la source de Cournonsec - CRK. ....	90
<b>Figure 2.2.q</b> : Contributions à l'écoulement lors des crues rapides. ....	91
<b>Figure 2.3.a</b> : Evolution des débits et des conductivités enregistrés aux stations, K, S et V du 12/11/2003 au 12/02/2004.....	93
<b>Figure 2.3.b</b> : Hydrogrammes des CHK de la période 2002-2005.....	94
<b>Figure 2.3.c</b> : Rapport entre le volume écoulé à la station K et le volume écoulé à la station S lors des CHK.....	96
<b>Figure 2.3.d</b> : Rapport entre le volume écoulé à la station K et le volume écoulé à l'exutoire lors des CHK.....	97
<b>Figure 2.3.e</b> : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 04/03/2003, lors de la décrue d'une CHK. ....	98
<b>Figure 2.3.f</b> : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 02/03/2004 – entre deux CHK.....	98
<b>Figure 2.4.a</b> : Evolution des débits et des conductivités enregistrés aux stations, K, S et V 01/06/2004 au 01/09/2004. ....	100
<b>Figure 2.4.b</b> : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 07/06/2004.....	102
<b>Figure 2.4.c</b> : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 06/07/2004.....	102
<b>Figure 2.4.d</b> : Tarissement de la source karstique de Cournonsec lors des CHK. ....	104
<b>Figure 2.4.e</b> : Contributions à l'écoulement lors du tarissement.....	105
<b>Figure 3.1.a</b> : Synthèse du fonctionnement hydrologique de la Vène au cours d'une année type. ....	107
<b>Figure 3.2.a</b> : Cyclicité des modes hydrologiques. ....	109
<b>Figure 4.1.a</b> : Transformation de la pluie brute en pluie efficace sous MERCEDES.....	115

<b>Figure 4.1.b</b> : Fonctions de transfert utilisées dans le modèle MERCEDES.....	117
<b>Figure 4.3.a</b> : Fonction de production PF1 des zones urbaines.....	119
<b>Figure 4.3.b</b> : Fonction de production PF2 des zones agricoles dans le cas d'une modélisation à l'échelle pluriannuelle.....	120
<b>Figure 4.3.c</b> : Fonction de production PF3 des zones naturelles dans le cas d'une modélisation à l'échelle pluriannuelle destinée à simuler le débit de la source d'Issanka.....	120
<b>Figure 4.3.d</b> : Modélisation du ruissellement sur les zones urbaines à la station S. Exemple des crues du 25/08/2002 et du 09/09/ 2002.....	122
<b>Figure 4.3.e</b> : Calibration et validation des chroniques de débit à la station S et à l'exutoire. Modélisation à l'échelle pluriannuelle.....	124
<b>Figure 4.4.a</b> : Fonction de production PF2' des zones agricoles pour la modélisation des CRM.....	126
<b>Figure 4.4.b</b> : Découpage du bassin versant de la Vène pour la modélisation des crues rapides.....	127
<b>Figure 4.4.c</b> : Discrétisation spatiale du réseau hydrographique principal de la rivière et coefficients de rugosité associés.....	129
<b>Figure 4.4.d</b> : Résultats de la simulation à la station S des CRRU du 22/10/2003 et du 01/12/2002 sur un débit de base à l'exutoire supérieur à $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .....	131
<b>Figure 4.4.e</b> : Résultats des simulations des CRRU à la station S sur un débit de base à l'exutoire inférieur à $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (1).....	132
<b>Figure 4.4.f</b> : Résultats des simulations des CRRU à la station S sur un débit de base à l'exutoire inférieur à $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (2).....	133
<b>Figure 4.4.g</b> : Simulation des CRM à la station S.....	134
<b>Figure 4.4.h</b> : Simulation de la crue du 13/09/2004 : comparaison des résultats obtenus avec une répartition de la pluie de type Thiessen et une répartition de la pluie tenant compte des images radar.....	135
<b>Figure 4.4.i</b> : Résultats de la simulation à l'exutoire des CRRU du 22/10/2003 et du 20/04/2003 sur un débit de base à l'exutoire supérieur à $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . A la suite de la crue du 20/04/2004, le karst alimente la rivière, ce qui explique le décalage entre les débits observés et simulés avec PF1.....	136
<b>Figure 4.4.j</b> : Simulation de la crue du 25/08/2002 à l'exutoire avec un stockage hydraulique à Issanka.....	137

## Chapitre 4

<b>Figure 1.1.a</b> : Les campagnes spatiales au cours de la période 2002-2005.....	140
<b>Figure 1.2.a</b> : Niveau de contamination annuel des eaux de la Vène.....	141
<b>Figure 1.2.b</b> : Evolution des teneurs moyennes annuelles en MES, azote et phosphore.....	142
<b>Figure 1.2.c</b> : Concentrations en MES et nutriments des précipitations, des sources karstiques et des rejets des STEP (échantillons ponctuels).....	145
<b>Figure 1.2.d</b> : Concentrations moyennes en nutriments et MES à l'exutoire au cours des différents modes hydrologiques (échantillons ponctuels).....	147
<b>Figure 1.3.a</b> : Variation des flux instantanés en MES, azote et phosphore à l'échelle annuelle.....	149
<b>Figure 1.3.b</b> : Variations des flux instantanés en nutriments et MES à l'exutoire au cours des différents modes hydrologiques.....	150
<b>Figure 2.1.a</b> : Evolution des débits et des teneurs en MES et nutriments à l'exutoire au cours de l'étiage et du tarissement de l'année hydrologique 1994-1995 (suivi régulier).....	155
<b>Figure 2.1.b</b> : Evolution des concentrations en matières en suspension et nutriments le long de la rivière, du tarissement à la reprise de l'écoulement.....	157
<b>Figure 2.1.c</b> : Evolution des flux en matières en suspension et nutriments le long de la rivière le 10/06/2003.....	160
<b>Figure 2.1.d</b> : Evolution des flux en matières en suspension et nutriments le long de la rivière le 20/10/2003.....	161
<b>Figure 2.1.e</b> : Bilan des apports au cours du tarissement (campagne du 10/06/2003).....	165

<b>Figure 2.1.f :</b> Origine et forme principale des nutriments au cours des périodes d'étiage et de tarissement.....	167
<b>Figure 2.2.a :</b> Dynamique des crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004.....	169
<b>Figure 2.2.b :</b> Dynamique des MES et des nutriments au cours des crues du 22/09/2003. ....	172
<b>Figure 2.2.c :</b> Dynamique des MES et des nutriments au cours des crues du 13/09/2004.....	173
<b>Figure 2.2.d :</b> Hystérésis des concentrations en MES (crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004).....	176
<b>Figure 2.2.e :</b> Hystérésis des concentrations en phosphore (crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004).178	
<b>Figure 2.2.f :</b> Rapports (NO <sub>x</sub> +NH <sub>4</sub> )/PO <sub>4</sub> et PP/MES pour les crues en S et V du 22/09/2003 et du 13/09/2004.....	179
<b>Figure 2.2.g :</b> Hystérésis des concentrations en azote (crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004).....	181
<b>Figure 2.2.h :</b> Concentrations moyennes en MES et nutriments à l'exutoire durant les crues rapides de reprise d'écoulement.....	184
<b>Figure 2.2.i :</b> Masses en MES et nutriments exportées à l'exutoire des crues rapides de reprise d'écoulement. ....	185
<b>Figure 2.2.j :</b> Flux de nutriments et de MES exportés au cours des crues de reprise d'écoulement. .	186
<b>Figure 2.2.k :</b> Origine des exportations à l'exutoire de la Vène au cours des crues rapides.....	187
<b>Figure 2.2.l :</b> Origine et formes principales des nutriments au cours de la reprise de l'écoulement et des crues rapides.....	188
<b>Figure 2.3.a :</b> Evolution des concentrations en matières en suspension et nutriments le long de la rivière lors des campagnes de hautes eaux. ....	190
<b>Figure 2.3.b :</b> Dynamique des crues du 16/11/2003 et du 12/11/1999.....	193
<b>Figure 2.3.c :</b> Dynamique des nutriments au cours des crues du 16/11/2003. ....	195
<b>Figure 2.3.d :</b> Dynamique des nutriments au cours des crues du 12/11/1999.....	196
<b>Figure 2.3.e :</b> Hystérésis à l'exutoire de la crue du 16/11/2003.....	198
<b>Figure 2.3.f :</b> Rapports (NO <sub>x</sub> +NH <sub>4</sub> )/PO <sub>4</sub> et PP/MES pour la crues à l'exutoire du 16/11/2003. ....	198
<b>Figure 2.3.g :</b> Comparaison des flux exportés lors des crues à l'exutoire de la Vène.....	200
<b>Figure 2.3.h :</b> Evolution des flux de MES et nutriments dans la rivière au cours de la campagne du 04/03/2003.....	202
<b>Figure 2.3.i :</b> Origine et formes principales de nutriments au cours des hautes eaux et des CHK.....	203
<b>Figure 3.1.a :</b> Synthèse de la dynamique des nutriments au cours d'une année hydrologique type. .	205
<b>Figure 3.2.a :</b> Dynamique des éléments au cours de l'année hydrologique moyenne 1994-1995. ....	207
<b>Figure 3.2.b :</b> Occurrence et durée des modes hydrologique au cours d'une année humide et d'une année sèche.....	208

# Liste des tableaux

## Chapitre 1

<b>Tableau 4.1.a :</b> Niveaux de concentrations des nutriments dans les rivières non polluées (Cossa et al., 1994).....	23
<b>Tableau 4.1.b :</b> Classes et indices de qualité de l'eau par altération (SEQ-Eau).....	23
<b>Tableau 4.2.a :</b> Variation et moyenne des concentrations des nutriments entre deux dates d'échantillonnage –mai et août 1998, des rejets de 15 STEP de 10000 à 100000 EH ayant un fonctionnement de type boues activées (67%) et lagunages (33%). NH <sub>4</sub> : ammonium ; NO <sub>2</sub> : nitrites ; NO <sub>3</sub> : nitrates ; DIN : formes solubles de l'azote ; PO <sub>4</sub> : phosphates (Marti et al., 2004). LD : limite de détection. ....	24
<b>Tableau 4.3.a :</b> Estimation par hectare des flux annuels de NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , NTK et de phosphore total apportés par le ruissellement urbain pour une zone résidentielle sur différents substrats -parcelles de 7 à 400m <sup>2</sup> (Gilbert et Clausen, 2005).....	26

## Chapitre 2

<b>Tableau 1.1.a :</b> Caractéristiques du lit, des berges et de la ripisylve des 4 types de section de la Vène (d'après Gimbert, 2003). ....	39
<b>Tableau 2.3.a :</b> Variabilité spatiale des précipitations journalières (écarts absolus et relatifs).....	51
<b>Tableau 3.2.a :</b> Disponibilité et précision des mesures aux quatre stations hydrométriques. ....	55

## Chapitre 3

<b>Tableau 2.2.a :</b> Caractéristiques des crues de fin d'été CRRU. Période 1994-2005 (51 crues).....	72
<b>Tableau 2.2.b :</b> Caractéristiques des crues de fin d'été CRRU. Période 2002-2005 (11crues).....	73
<b>Tableau 2.2.c :</b> Caractéristiques des CRM. Période 1994-2005 (26 crues).....	79
<b>Tableau 2.2.d :</b> Caractéristiques des CRM. Période 2002-2005 (15 crues).....	80
<b>Tableau 2.2.e :</b> Caractéristiques des CRK de la période 2002-2005, aux stations V, S et K. ....	86
<b>Tableau 2.3.a :</b> Caractéristiques des CHK de la période 2002-2005. ....	95
<b>Tableau 2.3.b :</b> Contributions à l'écoulement en hautes eaux, en crue et hors crue. ....	99
<b>Tableau 4.2.a :</b> Enregistrements de crues rapides disponibles pour la modélisation. ....	118

## Chapitre 4

<b>Tableau 1.1.a :</b> Durée, localisation et fréquence d'échantillonnage des différents types de suivi sur la Vène.....	139
<b>Tableau 1.2.a :</b> Matrice de corrélation Pearson entre les concentrations moyennes annuelles des nutriments et des MES et les caractéristiques hydro-climatiques. Les valeurs significatives au seuil alpha=0 (test bilatéral) sont en gras. P : précipitations ; E : écoulement. ....	143
<b>Tableau 1.3.a :</b> Flux annuels exportés à l'exutoire. ....	151
<b>Tableau 2.1.a :</b> Flux résiduels accumulés dans la rivière ou perdus (calculés à partir des campagnes spatiales).....	165
<b>Tableau 2.1.b :</b> Taux d'accumulation dans la rivière calculés à l'aide de relevés de campagnes espacées de 3 semaines (d'après David, 2005). Les durées correspondent au temps écoulé depuis la mise en place de collecteurs contenant des sédiments fins prélevés dans le lit de la rivière dans une section non perturbée (cf. Chapitre 2, 3.1.3).....	166
<b>Tableau 2.2.a :</b> Concentrations en MES et nutriments de la rivière avant les crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004.....	168
<b>Tableau 2.2.b :</b> Echantillonnage des crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004.....	171

<b>Tableau 2.2.c</b> : Récapitulatif des caractéristiques des crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004. ....	174
<b>Tableau 2.2.d</b> : Masses exportées au cours des crues du 22/09/2003. ....	183
<b>Tableau 2.2.e</b> : Masses exportées au cours des crues du 13/09/2004.....	183
<b>Tableau 2.3.a</b> : Concentrations en MES et en nutriments de la rivière avant les crues du 16/11/2003 et du 12/11/1999.....	191
<b>Tableau 2.3.b</b> : Caractéristiques des crues du 16/11/2003 et du 12/11/1999.....	194
<b>Tableau 2.3.c</b> : Concentrations moyennes des crues karstiques du 16/11/2003 (stations S et V) et du 12/11/1999.....	199
<b>Tableau 2.3.d</b> : Charges exportées lors des crues karstiques du 16/11/2003 (stations S et V) et du 12/11/1999.....	199
<b>Tableau 2.3.e</b> : Origine des flux de nutriments lors de la décrue d'une CHK, le 04/03/2003. ....	201

# Introduction

En région méditerranéenne, les rivières intermittentes et éphémères sont largement répandues. Leur fonctionnement affecte 180 millions d'habitants et elles jouent un rôle crucial à la fois pour l'alimentation en eau potable et pour l'irrigation agricole. Cependant peu d'études concernant à la fois l'hydrologie et les flux de nutriments n'ont été menées sur ces rivières.

Les rivières intermittentes et éphémères présentent la caractéristique d'avoir des périodes où l'écoulement est réduit, voire nul. Ce fonctionnement hydrologique particulier influence la dynamique des nutriments. En général, deux périodes de fonctionnement hydrologique se succèdent : l'étiage, suivi des crues rapides. Lors des périodes d'étiage, une forte évaporation entraîne une diminution des débits voir un assèchement, qui peut être hétérogène de l'amont à l'aval de la rivière. Pendant ces périodes d'assèchement, les pollutions provenant des rejets anthropiques peuvent s'accumuler dans les cours d'eau. Les premières crues qui succèdent à l'étiage sont rapides, et des pertes de volume sont fréquemment observées au cours de leur transfert. Lors de ces premières crues, le matériel accumulé sur le bassin versant et dans la rivière peut être remobilisé. La durée, la fréquence et la sévérité des périodes d'assèchement des rivières intermittentes ont donc des conséquences critiques pour la quantité et la qualité des ressources en eau à l'aval, incluant les réservoirs, les étangs, ainsi que les espaces côtiers.

La dynamique particulière des rivières intermittentes implique alors d'avoir des outils adaptés pour l'évaluation et la gestion de leurs ressources en eau, ainsi que pour la mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau dans ce contexte particulier.

Dans le but de répondre à ces besoins, le projet européen tempQsim a été initié dans le cadre du 5<sup>ème</sup> PCRD - Programme Cadre de Recherche et Développement. L'objectif général du projet tempQsim est de tester des modèles de qualité des eaux développés dans d'autres contextes et de les adapter aux rivières intermittentes.

De fait, la plupart des modèles de qualité des eaux ont été développés pour les cours d'eau permanents. Dès lors, ces modèles ne prennent pas en compte de manière adéquate les conditions hydrologiques spécifiques et la dynamique des nutriments dans les bassins versants contenant un réseau dense de drains éphémères et temporaires.

Avant d'appliquer les modèles, la première étape de ce projet consiste alors à améliorer la connaissance du fonctionnement des rivières intermittentes. Cependant, les rivières intermittentes ayant été peu étudiées, les données sont rares et doivent être collectées. Les bassins versants de sept rivières ont servi de terrain d'application. Cette thèse synthétise une partie des travaux de recherche réalisés dans le cadre du projet tempQsim au sein de l'Unité Mixte de Recherche HydroSciences de Montpellier, plus particulièrement au sein de l'axe 4, dédié aux risques hydrologiques liés aux aléas extrêmes.

Le travail de thèse a été mené en tenant compte des attentes du projet tempQsim, concernant la compréhension des processus ayant lieu lors des périodes successives d'assèchement et de remise en eau de la rivière. Ce travail a été réalisé dans le cadre de la seconde étape du projet, et a consisté en l'étude détaillée d'une rivière intermittente, la Vène.

La Vène est une rivière située en zone côtière, dont les eaux sont transférées à l'étang de Thau. Les lagunes et les zones côtières sont particulièrement sensibles aux matières en suspension et aux polluants, tels que l'azote et le phosphore, du fait de leur importance dans le comblement et l'eutrophisation des lagunes côtières (Moutin, 1992 ; Mesnage, 1994). L'étude de la qualité de l'eau sur la Vène se focalisera donc sur les matières en suspension et ces nutriments.

D'une part, les objectifs majeurs de l'étude hydrologique sont d'établir des schémas de fonctionnement hydrologique du bassin versant ; d'évaluer la contribution respective des différents apports à la rivière ; puis, au cours des crues, d'étudier la propagation des débits dans le réseau hydrographique. D'autre part, les objectifs de l'analyse des teneurs en nutriments sont d'évaluer le niveau de contamination de la rivière et ses variations au cours du temps ; d'estimer la contribution des différents apports à la rivière en terme de nutriments ainsi que les processus en rivière ; puis, en crue, d'identifier les processus de transfert et de quantifier les exportations. L'étude examinera également comment le fonctionnement hydrologique peut influencer la dynamique des nutriments.

Le travail sera présenté en cinq chapitres.

Un premier chapitre sera consacré à la présentation des caractéristiques particulières des rivières intermittentes, telles qu'elles sont décrites dans la littérature. Le fonctionnement hydrologique des rivières intermittentes sera abordé, ainsi que les processus générateurs d'écoulement sur les versants, et ceux relatifs au transfert en rivière. Nous présenterons ensuite les origines possibles de l'azote et du phosphore, et les processus de transfert de ces nutriments sur le bassin versant. Bien que les nutriments concernent en général les espèces dissoutes, le mot nutriment désignera dans cette étude à la fois les formes solubles et particulières d'azote et de phosphore. Puis, nous nous intéresserons à l'accumulation des nutriments en rivière lors des périodes sans écoulement, et à leur remobilisation par les crues.

Dans le second chapitre nous présenterons les caractéristiques du bassin versant étudié. Cette présentation permettra de mettre en évidence les facteurs physiques et anthropiques pouvant affecter le fonctionnement hydrologique de la rivière, à la fois sur le bassin versant et dans le réseau hydrographique. Les sources potentielles de pollution, diffuses et ponctuelles seront également identifiées. Nous décrirons ensuite les caractéristiques climatiques du bassin. Puis, nous présenterons le réseau de mesures qui a permis l'acquisition des données servant à cette étude

Les troisième et quatrième chapitres présenteront les résultats du travail de thèse.

Le troisième chapitre sera consacré à l'étude du fonctionnement hydrologique de la rivière.

Ce chapitre est divisé en quatre parties :

- Une présentation générale du fonctionnement hydrologique.
- Une analyse du fonctionnement hydrologique au cours de l'année
- Une réflexion sur la cyclicité du fonctionnement hydrologique au cours de plusieurs années hydrologiques.
- Un essai de modélisation hydrologique

Le quatrième chapitre sera relatif à l'étude des variations des concentrations et des flux d'azote et de phosphore dans la rivière.

Ce chapitre est divisé en trois parties :

- Une présentation des caractéristiques générales de ces variations.
- Une analyse de l'accumulation et de la dynamique de transfert de l'azote et du phosphore au cours de l'année hydrologique.
- Une réflexion sur la cyclicité du fonctionnement du système au cours de plusieurs années hydrologiques.

Enfin un cinquième chapitre présentera les conclusions de ce travail et en abordera les perspectives.



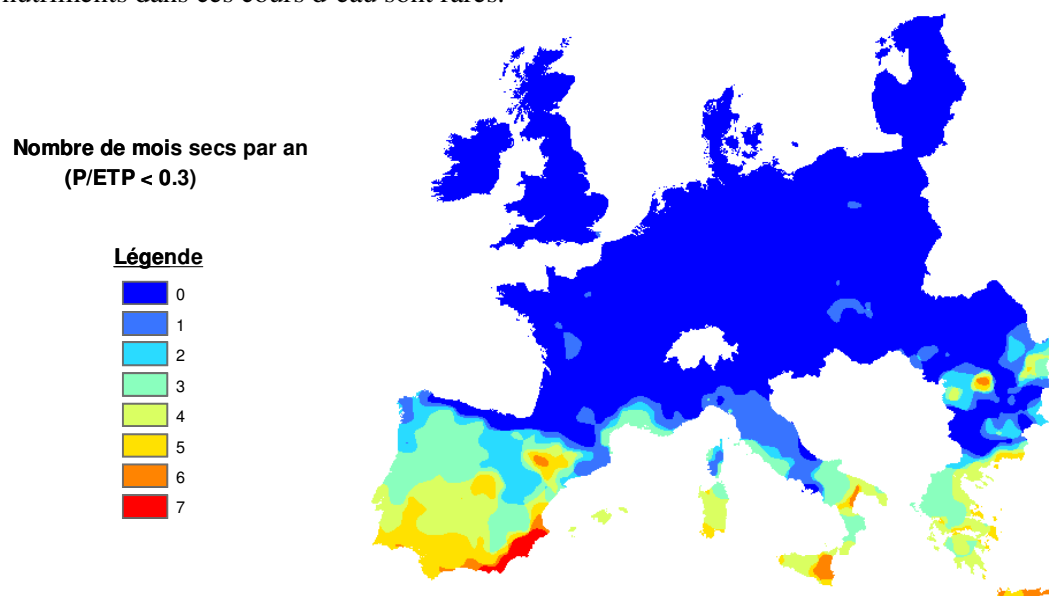
# Chapitre 1. Les rivières intermittentes

## 1. Les rivières intermittentes : définition et localisation

Les cours d'eau intermittents ou éphémères sont caractérisés par des périodes de débit nul. Le pourcentage de temps pendant lequel le débit de la rivière est nul, calculé par les courbes des débits classés illustre le degré d'intermittence du cours d'eau. Si l'écoulement d'un cours d'eau se manifeste pour plus de 80% ou 90% de l'année, il est pérenne (Hedman et Osterkamp, 1982 ; Hewlett, 1982). Si le temps d'écoulement de la rivière est compris entre 10% et 80% de l'année, le cours d'eau est intermittent. Quand un cours d'eau coule moins de 10% de l'année, il est éphémère (Hewlett, 1982). L'USGS (Langbein et Iseri, 1995) propose une définition différente des rivières intermittentes et éphémères en fonction de leur source d'écoulement : un cours d'eau intermittent reçoit de l'eau provenant de précipitations ou de sources, alors qu'un cours d'eau éphémère ne coule qu'en réponse aux précipitations.

La littérature disponible sur les rivières intermittentes est réduite. Souvent, les études traitent à la fois des rivières éphémères et intermittentes, que l'on trouve sous des climats arides, semi-arides à subhumides secs. Ces types de climat affectent 50% des terres émergées, sur lesquelles vit 50% de la population mondiale (UNEP, 1992 ; Middleton et Thomas, 1997, in Bull et Kirkby, 2002).

Des rivières intermittentes et éphémères ont ainsi fait l'objet d'études hydrologiques sur des bassins versants en Australie, en Afrique du sud, aux Etats-Unis et en région méditerranéenne. Citons par exemple le bassin versant du Walnut Gulch en Arizona (Goodrich et al., 1997), le bassin versant du Lehavim en Israël (Yair et Kossovsky, 2002), la Rambla Honda (Nicolau et al., 1996) et les Ramblas de Nogalte et Torrevilla, en Espagne (Bull et al., 1999). Cependant, les études relatives au flux de nutriments dans ces cours d'eau sont rares.



**Figure 2.1.a :** Nombre de mois secs par an en Europe (Kirkby et al., 2004).

La gestion des rivières intermittentes des régions méditerranéennes est primordiale, car elle concerne 180 millions d'habitants. L'importance des rivières intermittentes dans la zone méditerranéenne de l'Europe est illustrée sur la figure 2.1.a, en fonction du nombre de mois secs par an. Un mois est considéré comme sec quand le rapport entre la pluie et l'évapotranspiration potentielle est inférieur à 0.3. Les bassins des rivières intermittentes sont répandus en Espagne, où ils représentent un grand nombre de Ramblas, en Grèce où ils correspondent à plus de 40% de l'ensemble des bassins

versants - d'après Tzoraki et al. (2004) et au sud de la Sardaigne où ils en constituent l'intégralité. En France, ces bassins versants sont localisés sur le pourtour méditerranéen, avec en moyenne 3 mois secs par an.

## 2. Le fonctionnement des rivières intermittentes

Les rivières intermittentes et éphémères sont caractérisées par des périodes présentant un écoulement nul ou faible, qui correspondent à l'étiage du cours d'eau. Les étiages peuvent représenter un pourcentage important de l'année hydrologique. Les périodes d'écoulement correspondent en général à des crues. Les rivières intermittentes ont ainsi deux périodes de fonctionnement hydrologique : l'étiage et les crues. En conséquence, l'étude des processus hydrologiques de ces cours d'eau est dominée par l'analyse des événements de crue (Graf, 1988).

### 2.1 L'étiage

Une rivière est à l'étiage, quand, suite à une diminution des apports à la rivière, le débit diminue jusqu'à être inférieur à un certain seuil. Durant l'étiage, la rivière s'assèche, de manière partielle à complète.

L'assèchement d'un cours d'eau a beaucoup d'influence sur la qualité de son eau. L'écoulement étant réduit, les apports anthropiques, comme les rejets des stations d'épuration et les rejets urbains ne sont pas dilués dans la rivière et ils ont alors plus d'impact sur le niveau de contamination de la rivière. Les vitesses d'écoulement en rivière étant trop faibles pour assurer l'exportation des polluants, la pollution peut alors s'accumuler dans certains biefs de la rivière.

L'assèchement modifie également les conditions physico-chimiques des cours d'eau, qui agissent sur le comportement des organismes vivants (Mitchell et Baldwin, 1998) et l'évolution des concentrations en éléments chimiques, liée à la précipitation et à l'oxydation (Qiu et McComb, 2002). La disponibilité des nutriments dans la rivière est alors modifiée (Baldwin et Mitchell, 2000). Cette disponibilité dépend de l'intensité de l'assèchement, partiel ou total et de sa durée.

Trois aspects sont alors à considérer pour l'étude de l'étiage :

- le pourcentage de temps que représente la période d'étiage pour une année hydrologique
- la répartition de ces périodes de faible écoulement ou d'écoulement nul au cours de l'année hydrologique.
- les variations spatiales de l'assèchement du cours d'eau : certains biefs peuvent présenter un écoulement, alors que d'autres sont déjà secs.

L'analyse de la fréquence des périodes de basses eaux n'est cependant pas simple (Smakhtin, 2001). L'une des difficultés majeures rencontrée lors des analyses statistiques est que les séries temporelles de débit observé contiennent de nombreuses valeurs nulles de débit, correspondant à des débits inférieurs à la limite de précision des courbes de tarage des stations hydrométriques.

### 2.2 Les crues

La particularité des crues des rivières intermittentes est qu'elles peuvent se produire alors que le réseau hydrographique est asséché en certains endroits. A la reprise de l'écoulement, les conditions physico-chimiques de l'eau de la rivière et des sédiments sont modifiées. Des quantités importantes de nutriments, rendues disponibles par l'assèchement, peuvent alors être remobilisées par les fortes vitesses d'écoulement des crues (Qiu et Mc Comb, 1995 ; Baldwin et al., 2000). Toutefois, certains auteurs notent que l'assèchement favoriserait la rétention des nutriments dans la rivière (Mitchell et Baldwin, 1998).

En climats aride et semi-aride, les crues peuvent être produites par des précipitations faibles. Ces précipitations présentent une forte variabilité annuelle. Cette variabilité des précipitations est pour un bassin donné, à l'échelle d'une année, à l'origine de débits de pointe fortement variables (Reid et Frostick, 1997 in Tooth, 2000) et de types de crues assez différents.

Quatre types de crues ont été identifiés par Graf (1988) en climat aride : les crues éclairs, les événements à 1 pic de crue, les événements complexes et les crues saisonnières, comme celles résultant de précipitations apportées par la mousson. Les événements de crues éclairs sont caractéristiques des rivières méditerranéennes intermittentes et de nombreuses études leur sont consacrées (Camasara-Belmonte et Segura-Beltran, 2001). Des différences inter régionales existent en ce qui concerne le pic de débit moyen annuel spécifique : par exemple, pour un coefficient de ruissellement moyen annuel donné McMahon (1979, in Tooth, 2000) a montré que les rivières de l'est de la région méditerranéenne aride produisent des pics de débit spécifique plus importants que les rivières des autres zones arides. Ces crues éclairs sont en général des crues produites par ruissellement de surface (Beven, 2002).

Les coefficients de ruissellement des crues peuvent être élevés en climat aride et ils présentent une forte variabilité : entre 10% et 90% dans le Sahel (Peugeot et al., 1997). Sous un climat méditerranéen, pour 35 événements de crue, Camasara-Belmonte et Segura-Beltran (2001) ont calculé des coefficients de ruissellement plus faibles, en majorité inférieurs à 5%.

### 3. Spécificité des processus de génération des crues

En climat aride et semi-aride, les précipitations sont assez variables et il en résulte une variabilité spatiale et temporelle des écoulements. Le ruissellement de surface est le plus souvent la composante majoritaire du débit des crues. Une fois que le ruissellement de surface a rejoint le réseau hydrographique, l'eau transférée à l'exutoire des rivières intermittentes peut subir des pertes par infiltration dans le lit même de la rivière.

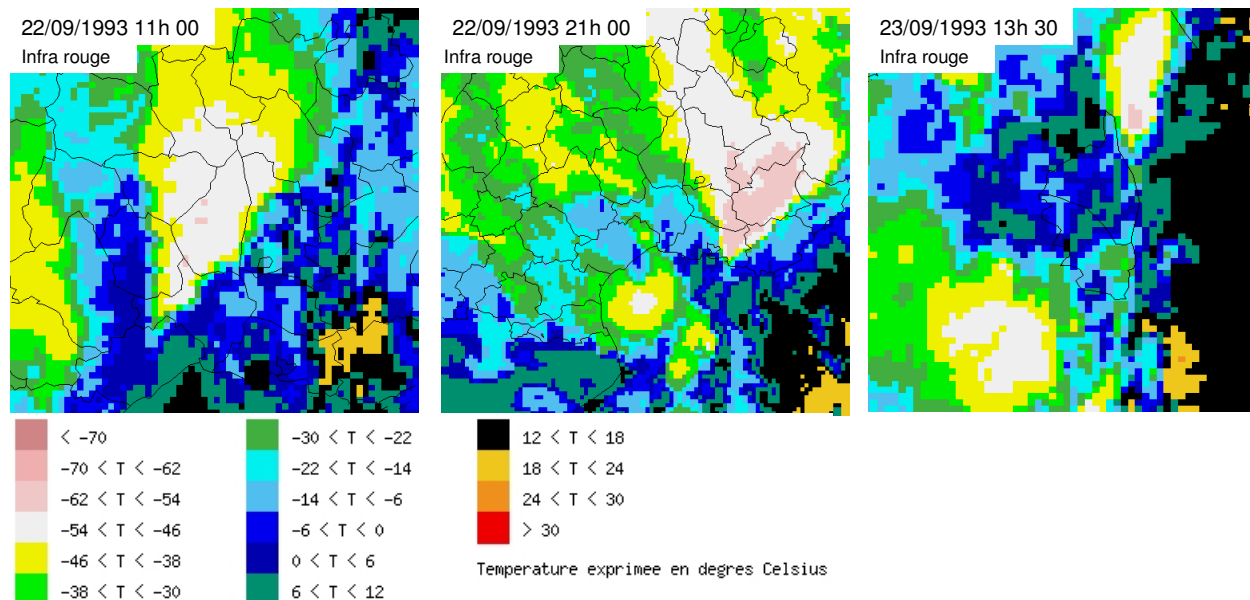
#### 3.1 Caractères particuliers des précipitations

Les précipitations atmosphériques, à l'état liquide ou solide, constituent le principal apport en eau en tout point de la surface d'un bassin. Les climats secs, à savoir un climat aride, semi-aride, subhumide, présentent des cumuls précipités annuels variables en temps et en espace (Pilgrim, 1988).

A l'échelle d'une année, la variabilité temporelle des précipitations est importante et le total précipité au cours d'un événement de pluie peut représenter parfois une valeur similaire, voire supérieure aux précipitations moyennes interannuelles. Les régions méditerranéennes ont la particularité d'avoir une forte variabilité saisonnière des précipitations : des périodes de sécheresse sont suivies de pluies présentant un cumul précipité important et qui peuvent ne durer que quelques jours. Ainsi, en 1940, un épisode pluvieux exceptionnel a touché le Roussillon, du 16 au 20 octobre : 1930 mm ont été enregistrés en 5 jours, dont 1000 mm en une seule journée, ces relevés ayant été effectués par l'instituteur de Saint-Laurent de Cerdans, les pluviomètres ayant débordé (Pardé, 1941).

La variabilité spatiale des épisodes pluvieux est aussi très marquée (Sharon, 1972 ; Thornes, 1994a, in Tooth, 2000). Les précipitations, localisées, peuvent être produites par des cellules convectives de quelques kilomètres de diamètre (Renard et Keppel, 1966 ; Diskin et Lane, 1972, in Tooth, 2000). La pluie peut concerner ainsi moins de 30% du bassin versant total, comme l'ont noté Sharon (1972) et Guttiriez (1998), respectivement en climat aride et semi-aride. Les cellules de précipitations peuvent également se déplacer rapidement au cours d'un événement de pluie, comme l'ont observé Bull et al. (1999) sous un climat semi-aride. Les événements à forte variabilité spatiale sont également souvent de forte intensité, notamment en région méditerranéenne littorale (Guttiriez, 1998). Par exemple, les 22 et 23 septembre 1993, un épisode pluvieux d'une grande intensité touchait

plusieurs départements du sud-est de la France (cf. Figure 3.1a). Le 22 septembre, la région d'Alès-Deaux (Gard) est principalement affectée (plus de 300 mm, dont 143 mm en 1 heure). Puis, dans la nuit du 22 au 23, un phénomène du même type concerne les régions de Pertuis (Vaucluse) et d'Aix-en-Provence (Bouches-du-Rhône), avec 250 mm, dont 130 mm en une heure. Le 23 septembre c'était en Corse : plus de 400 mm sur le Cap Corse, soit l'équivalent d'une année moyenne de précipitations (Météo France).



**Figure 3.1.a :** Suivi de l'épisode du 22/09/1993 par le satellite. Les photographies à infrarouge mesurent la température, diffusée dans l'espace, de la surface qui se trouve au-dessous (la Terre, les nuages etc.). Les couleurs représentent l'intensité de la radiation. Sur les images satellites, la quantité de rayonnement solaire renvoyée par les nuages nous donne une indication de la couverture de nuages observée. Source : Météo France.

### 3.2 Spécificité de la génération du ruissellement de surface

La formation du ruissellement de surface en zone semi-aride est traditionnellement perçue comme le résultat d'une pluie tombant à une intensité plus forte que la capacité d'infiltration locale du sol (Dunne, 1978 ; Yair et Lavee, 1985, in Beven, 2002). Il s'agit alors du ruissellement hortonien ou ruissellement par refus d'infiltration (Horton, 1933). La deuxième perception, majoritaire pour des climats humides, est la production d'un ruissellement par saturation, nécessitant que le volume des précipitations soit supérieur au déficit du stockage effectif du sol. Pour les climats semi-arides, l'existence de ce deuxième mécanisme dépend des conditions antécédentes d'humidité du sol. Les deux types de ruissellement de surface peuvent apparaître conjointement, comme c'est le cas pour certains bassins versants méditerranéens (Martinez-Mena et al., 1998). Lhorens et al. (1992, in Calvo-Calses et al., 2003) et Gallart et al. (1994 ; 1997) montrent qu'ils apparaissent en fonction de l'état de dégradation des sols, de la lithologie et de la combinaison de la topographie et de l'occupation des sols. Au cours d'un événement de pluie, les deux types de ruissellement de surface peuvent se produire successivement sur différentes parties du bassin versant comme Coles et al. (1997) et Beven (2002) l'ont montré pour les climats semi-arides.

La variabilité spatiale des épisodes pluvieux favorise a priori la production d'un ruissellement de surface localisé (Bull et al., 1999 ; Shannon et al., 2002), bien que certains auteurs ne l'aient pas mis en évidence (Cordery et al., 1983). Le ruissellement de surface est ainsi particulièrement localisé après la période d'étiage (Bryan et Yair, 1982 et Yair et Lavee, 1985, in Fitzjohn, 1998).

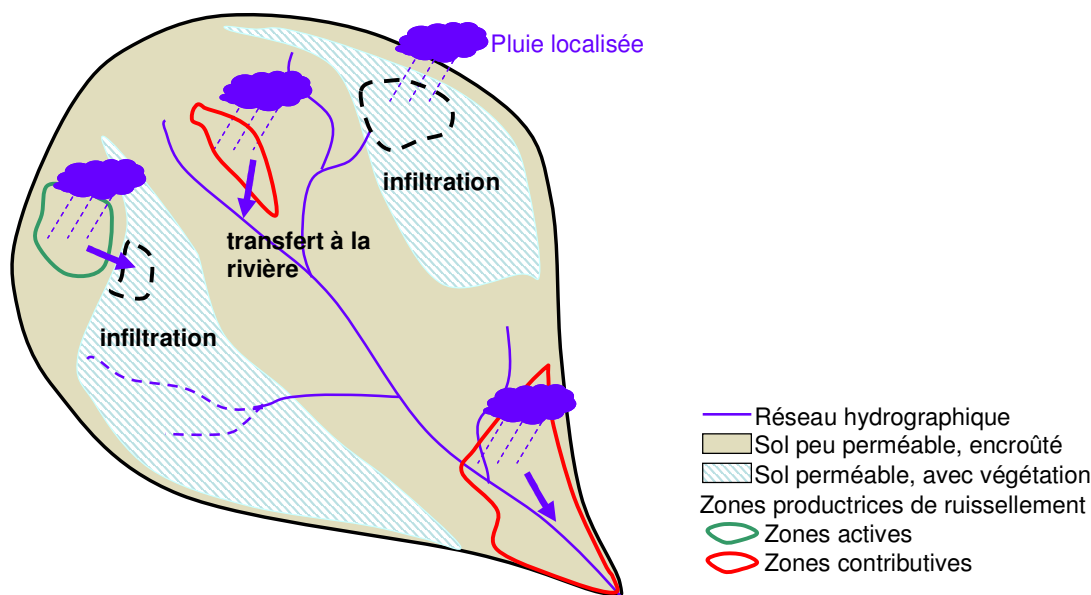
Les facteurs aboutissant à la production d'un ruissellement de surface localisé sont les mêmes dans les régions arides et semi-arides et les régions humides (Yair et Lavee, 1982 ; Lane et Wallace, 1976 ;

Wallace et Lane, 1976). Il s'agit des pertes imputées à la végétation (Cerdà et al., 1998 ; Bergkamp, 1996), des différences de lithologie (Yair (1992, in Fitzjohn, 1998) et des variations de la capacité d'infiltration du sol (Nicolau et al., 1996 ; Puigdefabregas et Sanchez, 1996, in Puigdefabregas, 1998). Les propriétés de surface des sols jouent parfois un rôle prédominant dans la production du ruissellement de surface par rapport à la lame précipitée (Yair et Kossovsky, 2002). Yair (1992, in Fitzjohn, 1998), Imeson et al. (1992) et Fitzjohn (1998) ont identifié un seuil d'humidité du sol au-delà duquel le ruissellement de surface peut provenir de toutes les unités lithologiques du bassin. La localisation des zones de ruissellement de surface varie avec les saisons (Dunne et Black, 1970a et b ; Dunne, 1978) : la discontinuité spatiale des processus hydrologiques est grande, notamment en été.

Une fois produit sur les zones localisées du bassin, le ruissellement de surface n'est cependant pas toujours transféré à la rivière : il peut se réinfiltrer dans le sol. Certaines zones sont alors actives, car productrices de ruissellement de surface, mais pas contributives au débit en rivière (cf. Figure 3.2.a).

L'infiltration est fonction de nombreux facteurs, comme l'état physique de la surface - notamment l'encroûtement (Zhu et al., 1997), la microtopographie, la végétation, les macropores, (Dunne et al., 1991 ; Bergkamp, 1998), les conditions initiales d'humidité du sol (Casenave et Valentin, 1992 ; Regües et Gallart, 2004) et le profil d'humidité du sol. De plus, les taux d'infiltration présentent des variations saisonnières (Cerdà, 1997 ; Regües et Gallart, 2004). Cerdà (1997) note que les taux d'infiltration sont très forts en été, quand la production du ruissellement de surface est faible et plus faible lors des autres saisons, quand les sols sont humides. De plus, les sols qui ont la plus faible capacité d'infiltration présentent les plus fortes variations saisonnières (Cerdà, 1996 ; 1997).

De ce fait, la rivière n'est alimentée qu'en certains endroits par des surfaces contributives dont l'écoulement ne s'est pas réinfiltré. Ces zones contributives se situeraient le plus près du chenal principal (Gresillon et Taha, 1998), ou de l'exutoire de la rivière (Amerman, 1965 ; Yair, 1992, in Fitzjohn, 1998 ; Nicolau et al., 1996) et il s'agit le plus souvent de surfaces imperméables (Gallart et al., 2002).



**Figure 3.2.a :** Production du ruissellement de surface localisé sur le bassin versant et transfert à la rivière.

### 3.3 Les autres contributions à l'écoulement de crue

Hormis le ruissellement de surface, d'autres types d'écoulements peuvent participer au débit en rivière : les écoulements hypodermiques, ceux liés à la présence d'une nappe souterraine, ou ceux

provenant des karsts. L'existence de ces écoulements est fonction des caractéristiques lithologiques et pédologiques des bassins versants.

Pour les climats arides et semi-arides, les écoulements hypodermiques sont souvent ignorés. La production d'un écoulement hypodermique est en effet limitée quand les sols sont secs de manière saisonnière (Barling et al., 1994 ; Western et al., 1999). La participation de l'écoulement hypodermique au débit des crues des rivières intermittentes est donc a priori limitée.

Les calcaires et les dolomies sont des roches très communes dans le bassin méditerranéen, affleurant selon les pays sur 30 à 70 % de la surface (Bakalowicz, 1999). Ces roches constituent des aquifères dont l'exutoire est une source karstique. En région méditerranéenne, on trouve ainsi des conduits descendant à grande profondeur (Fontaine de Vaucluse, source du Lez, source de Fontestramar), de nombreuses sources littorales saumâtres (Fontestramar en France, Almyros d'Héraklion en Crète), des sources karstiques sous-marines (sources de la Vise et de Port Miou en France, de la Mortola et du golfe de Taranto en Italie).

L'évolution complexe des karsts méditerranéens, liée aux variations du niveau de la mer Méditerranée à la fin de l'ère tertiaire, leur confère une capacité de stockage souvent considérable, avec des réserves qui peuvent parfois être de quelques dizaines de millions de m<sup>3</sup> (Bakalowicz et Dörfliger, 2005). Dans le cas des rivières intermittentes, les sources karstiques permettent parfois de maintenir un écoulement pérenne saisonnier en automne et en hiver, quand le niveau de l'eau dans l'aquifère est élevé (Lopez-Chicano et al., 2002).

En automne et en hiver, la participation des sources karstiques au débit des crues peut de ce fait être importante. Les formations carbonatées, à forte conductivité hydraulique, peuvent cependant aggraver la diminution de l'écoulement en basses eaux (White, 1977).

En région méditerranéenne, en plus du ruissellement de surface, les sources karstiques peuvent donc participer de manière importante au débit des crues. La participation de l'écoulement hypodermique au débit des crues semble par contre faible. Des activités anthropiques, comme l'irrigation, peuvent également être à l'origine d'un écoulement pérenne sur le bassin versant.

### 3.4 Le transfert en rivière

Le transfert de l'écoulement des rivières intermittentes présente des caractéristiques liées aux spécificités de la génération du ruissellement de surface et à la nature du lit des cours d'eau.

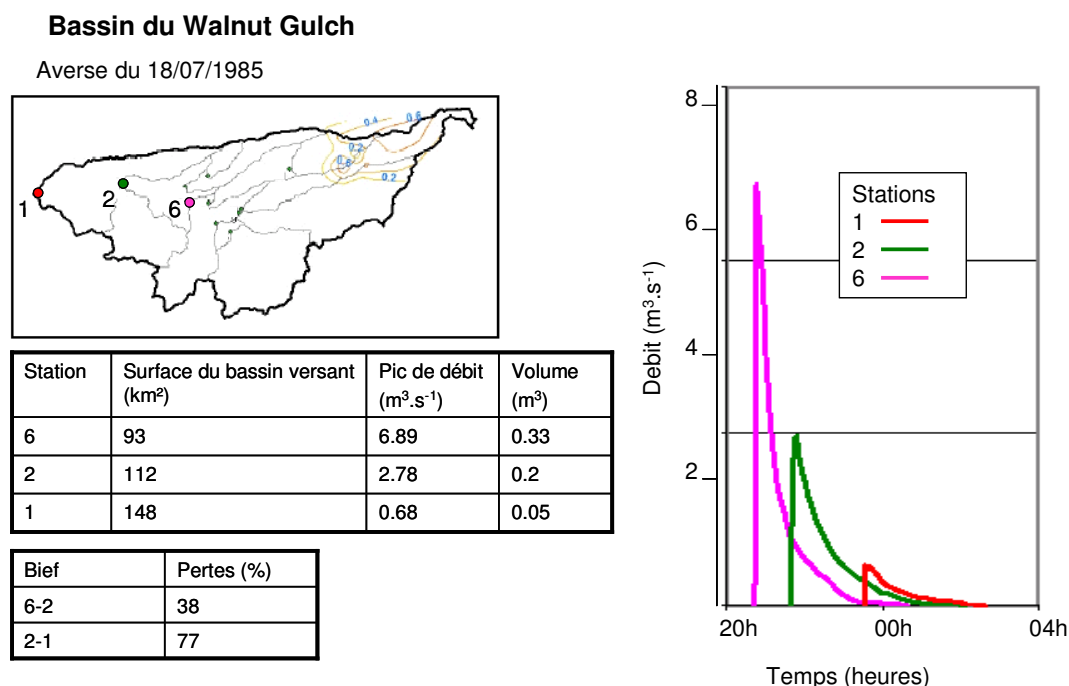
Le ruissellement de surface, provenant des versants, est localisé et ne rejoint le réseau hydrographique qu'en certains endroits : la rivière n'est alimentée que sur une partie de son cours. Certains affluents sont en eau alors que d'autres sont secs. Ces affluents en eau peuvent alors alimenter un chenal principal sec (Thornes, 1977, in Shannon et al., 2002). L'alimentation à la rivière est donc discontinue, notamment à la fin de l'étiage et le transfert de l'écoulement est spatialement variable.

Des stockages dans des aménagements hydrauliques, comme les barrages, peuvent également affecter le transfert de l'écoulement. Petts et Gurnell (2005) présentent une synthèse de l'impact des barrages sur le fonctionnement hydrologique des cours d'eau qui réduisent l'amplitude du pic de crue (Dolan et al., 1974, in Petts et Gurnell, 2005). A contrario, Petts (1984, in Petts et Gurnell, 2005) indique également que les barrages peuvent ainsi transformer des rivières intermittentes en rivières pérennes.

Le fait que l'eau s'infiltré à travers le lit et les berges perméables d'un chenal, est connu sous le nom de pertes au cours du transfert : il s'agit d'une fraction de l'écoulement de la rivière, perdue entre l'amont et l'aval (Butcher et Thornes, 1978). La plupart des études concernant les pertes au cours du transfert ont été menées dans le sud ouest des Etats-Unis - bassin du Walnut Gulch, en Arabie Saoudite et en Inde (Shannon et al., 2002 proposent une revue de ces travaux, adaptée du travail de

Knighton et Nanson, 1997). Beaucoup moins de données et de littérature sont disponibles en région méditerranéenne ; citons les travaux de Greenbaum et al. (1998), en Israël.

Les pertes au cours du transfert sont affectées par de nombreux facteurs comme la topographie, la structure physique du chenal, la perméabilité du lit de la rivière, les caractéristiques d'humidité des sédiments et du chenal, l'épaisseur de la lame écoulee et la durée de l'écoulement en rivière (Freyberg, 1983). La végétation présente dans le lit peut également jouer un rôle. En raison de l'interaction complexe entre ces différents facteurs, les pertes au cours du transfert sont fortement variables. Pour de petites rivières alluviales ou des rivières à lit rocheux, ces pertes sont parfois négligeables, bien que les irrégularités du lit puissent retenir de l'eau au cours du transfert, notamment en basses eaux. Ces pertes sont importantes pour des rivières alluviales plus larges. La figure 3.4.a illustre un des nombreux exemples de pertes au cours du transfert sur le bassin du Walnut Gulch. Dans la partie aval de la rivière-stations 1 et 2, les pertes entraînent une diminution du volume et du pic de crue, comme le souligne Walters (1990). Les pertes au cours du transfert peuvent également varier d'une crue à l'autre (Hughes et Sami, 1992, in Shannon et al., 2002).



**Figure 3.4.a :** Exemple de pertes au cours du transfert sur le bassin versant du Walnut Gulch (Arizona). D'après Cataldo et al., 2005.

### 3.5 Bilan des particularités des rivières intermittentes et de la zone méditerranéenne

Les précipitations produisant les crues sont assez variables spatialement et un seul événement peut apporter un cumul précipité conséquent. Le ruissellement de surface est une source majoritaire d'écoulement pour les crues, bien que des écoulements hypodermiques et souterrains, en particulier karstiques, puissent aussi contribuer au débit de la crue. Le ruissellement de surface peut se produire sur des surfaces isolées sur le bassin versant, à cause des variations d'humidité du sol. Du fait de phénomènes de réinfiltration, le ruissellement de surface est transféré à la rivière seulement en certains endroits. L'alimentation de la rivière est discontinue. Le transfert de l'écoulement peut être perturbé par des aménagements hydrauliques. Dans le réseau hydrographique, l'écoulement peut être de plus affecté par des pertes au cours du transfert qui diminuent le volume et l'amplitude de la crue à l'aval.

## 4. Origine et transfert de l'azote et du phosphore à l'échelle du bassin versant

La teneur des nutriments en rivière est fonction des teneurs contenues dans le réservoir de nutriments, mais aussi des modalités de transfert des nutriments et des processus de transformation et d'immobilisation des nutriments au sein du bassin versant et dans la rivière. Le caractère particulier de l'hydrologie des rivières intermittentes influence de ce fait les modalités de transfert des nutriments.

Notre étude concernera les différentes formes de l'azote et du phosphore.

Dans cette partie, nous présenterons les origines possibles des nutriments à l'échelle du bassin versant et dans la rivière. Nous traiterons ensuite des modalités de transfert des nutriments sur et à l'intérieur du bassin versant, en fonction des processus hydrologiques identifiés précédemment. Puis nous nous focaliserons sur le transfert et l'accumulation des nutriments dans la rivière au cours des deux périodes de fonctionnement des rivières intermittentes : l'étiage, puis les crues. Les transformations pouvant se produire au cours de ces périodes seront également abordées.

### 4.1 Quelques définitions

#### 4.1.1 Spéciation et biodisponibilité des nutriments

L'azote total est la somme de l'azote Kjeldahl ( $N_{tk}$ ) et des formes oxydées de l'azote ( $NO_x$ ). L'azote Kjeldahl est la somme de l'azote organique ( $N_{org}$ ) et de l'azote ammoniacal ( $NH_4$ ) (cf. Annexe A-1). Les formes oxydées de l'azote sont l'azote nitreux (forme nitrite  $NO_2$ ) et l'azote nitrique (forme nitrate  $NO_3$ ).  $NH_4$  et  $NO_3$  sont les formes biodisponibles de l'azote. Les seules formes d'azote que l'on peut trouver sous forme particulière sont l'ammonium et l'azote organique, cette dernière forme étant largement majoritaire dans les sédiments. L'azote organique provient alors de la sédimentation de cellules mortes ou de la décomposition du biofilm présent sur les sédiments.

Le phosphore total est la somme du phosphore contenu dans les orthophosphates ( $PO_4$ ), les polyphosphates et le phosphore organique (cf. Annexe A-1). Le phosphore peut être sous forme dissoute ou particulière. Le phosphore biodisponible est majoritairement sous forme d'orthophosphates solubles, sous forme de phosphore organique dissous, voire de phosphore particulière passant plus facilement sous forme dissoute car faiblement lié à l'argile ou à de la matière organique très biodégradable.

La biodisponibilité du phosphore associé aux sédiments varie en fonction de l'origine des sédiments, des processus chimiques, physiques et biologiques qui apparaissent durant le transport au sein du bassin versant (Dorioz et al., 1998).

Le rapport des concentrations dans l'eau entre les différentes formes d'azote et de phosphore permet d'estimer quel est le nutriment limitant pour la croissance des algues dans une rivière. Différents rapports sont utilisés. Le rapport azote total sur phosphore total brut surestime la disponibilité des nutriments, car on tient compte des fractions qui ne sont pas disponibles pour la biota. A l'inverse, le rapport entre l'azote dissout ( $NO_x + NH_4$ ) et le phosphore soluble réactif ( $PO_4$ ), peut surestimer la biodisponibilité car certains nutriments sous forme organique peuvent être utilisés. De plus, les nutriments disponibles sont rapidement assimilés et ne peuvent pas être détectés par des mesures de concentrations en rivière (Bowman et al., 2005).

Dans les rivières, le phosphore est estimé comme étant le nutriment limitant ( $N/P \gg 10$ ), excepté pour les endroits où les sources ponctuelles prédominent, sans subir de traitement ( $N/P \ll 10$ ) Zaimes et Schultz, 2002).



#### 4.1.2 Qu'est-ce qu'une eau de bonne qualité ?

Certaines formes de nutriments sont des indicateurs de bonne qualité des eaux : il s'agit de Ntk, NH<sub>4</sub> et NO<sub>3</sub> pour l'azote, du phosphore total (P<sub>t</sub>) et de PO<sub>4</sub>, pour le phosphore. La littérature fournit certaines valeurs permettant de considérer que les cours d'eau ne sont pas pollués (cf. Tableau 4.1.a).

**Tableau 4.1.a :** Niveaux de concentrations des nutriments dans les rivières non polluées (Cossa et al., 1994).

Niveau en mg.L-1	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>
Fleuves non pollués			
max	0.04	0.2	0.025
min	0.005	0.05	0.002
Moyennes mondiales (pondérées par les débits)			
	0.015	0.1	0.01

Le MEDD –Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable- et les Agences de l'eau ont mis en place un Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau -SEQ-Eau. Le SEQ-Eau fournit des grilles d'évaluation dans lesquelles on peut déterminer des classes pour la qualité de l'eau – de très bonne à mauvaise, en fonction d'indices (cf. Tableau 4.1.b).

**Tableau 4.1.b :** Classes et indices de qualité de l'eau par altération (SEQ-Eau).

Concentrations limites/Classe de qualité		Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre
mgN.L <sup>-1</sup>	NH <sub>4</sub>	0,08	0,39	1,55	3,88
	NO <sub>3</sub>	0,45	2,26	5,65	11,30
	Ntk	1	2	4	10
mgP.L <sup>-1</sup>	PO <sub>4</sub>	0,03	0,16	0,33	0,65
	Pt	0,05	0,2	0,5	1

Le SDAGE fixe un objectif de 0.02 mgPO<sub>4</sub>.L<sup>-1</sup>, soit 0.07mgP.L<sup>-1</sup> de PO<sub>4</sub> dans les cours d'eau pour enrayer le processus d'eutrophisation. De nombreux auteurs ont fixés des seuils de concentrations limite pour le phosphore. L'USEPA (2001) recommande ainsi pour des régions écologiques diverses des seuils limites variant de 0.01 à 0.08 mgP.L<sup>-1</sup> de phosphore total.

## 4.2 L'origine des nutriments

Les nutriments proviennent de trois origines principales :

- Des apports ponctuels, affectant directement la rivière, qui se traduisent par des rejets soit "constants" tout au long de l'année ou présentant une cyclicité, soit avec des pointes saisonnières pour les agglomérations ou les industries.
- Des apports diffus en provenance du bassin versant, qui sont répartis sur l'ensemble du territoire. Il s'agit d'apport diffus de type bruit de fond provenant de zones naturelles et d'apports en provenance de zones urbaines ou agricoles. Le bruit de fond naturel est très faible, en général inférieur à 0.2 kgP.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (Dorioz et al. 1997).
- Des sources internes résultants de processus ayant lieu en rivière. Les nutriments peuvent en effet provenir, à certaines périodes, de la rivière elle-même, via les sédiments (Dorioz et al., 1989), les organismes vivants, la ripisylve - litière, notamment s'il s'agit de forêt (Bernal et al., 2005).

Pour notre étude, limitée à l'hydrologie de surface, les sources karstiques constituent un cas particulier. Elles sont considérées comme un apport direct en nutriments à la rivière : nous ne

traiterons pas du devenir des nutriments dans l'aquifère karstique. Les aquifères karstiques contiennent principalement des nitrates. Les teneurs naturelles en  $PO_4$  des eaux karstiques sont faibles.

L'eau du karst provient de l'infiltration des précipitations dans le système karstique. Pour la source de Mouline –plateau du Larzac, dont les eaux sont issues d'un système karstique qui n'est pas affecté par les activités humaines, les concentrations en  $NO_3$  sont de  $2 \text{ mgN.L}^{-1}$  et les flux de  $NO_3$  de  $24 \text{ kgN.ha}^{-1}$  (Plagnes et Bakalowicz, 2002). Ces teneurs sont alors jusqu'à 6 fois plus importantes que les flux maximaux estimés pour les précipitations en France, indiquant un apport en nitrates en provenance du karst.

Etant donné la forte conductivité hydraulique des roches karstiques, les eaux de ce système sont de plus très sensibles à la pollution : lorsque les eaux sont polluées, des concentrations 3 à 5 fois plus fortes en nitrates ont été notées par ces auteurs.

#### 4.2.1 Les apports ponctuels

Les apports ponctuels correspondent entre autres aux rejets des installations de traitement des eaux usées domestiques et industrielles. Ces rejets présentent des concentrations en azote et en phosphore importantes (Dorioz et al., 1989 ; House et Denison, 1997 ; Marti et al., 2004) (cf. Tableau 4.2.a).

**Tableau 4.2.a :** Variation et moyenne des concentrations des nutriments entre deux dates d'échantillonnage –mai et août 1998, des rejets de 15 STEP de 10000 à 100000 EH ayant un fonctionnement de type boues activées (67%) et lagunages (33%).  $NH_4$  : ammonium ;  $NO_2$  : nitrites ;  $NO_3$  : nitrates ; DIN : formes solubles de l'azote ;  $PO_4$  : phosphates (Marti et al., 2004). LD : limite de détection.

Concentrations des rejets de STEP	variations	moyenne
$NH_4$ ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )	0.2–33.7	$14.9 \pm 3.0$
$NO_2$ ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )	<LD–29.8	$5.1 \pm 2.0$
$NO_3$ ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )	<LD–56.8	$9.9 \pm 3.6$
DIN ( $\text{mgN.L}^{-1}$ )	6.6–86.8	$29.9 \pm 5.1$
$PO_4$ ( $\text{mgP.L}^{-1}$ )	1.1–7.2	$4.9 \pm 0.6$

#### 4.2.2 Les réservoirs à l'origine des pollutions diffuses

Les pollutions diffuses peuvent avoir trois origines principales : les précipitations, l'assainissement individuel, les sols.

Les précipitations apportent principalement  $NH_4^+$  et  $NO_3^-$ . En France, la moyenne annuelle des concentrations en  $NH_4^+$  varie de  $0.3$  à  $0.6 \text{ mgN.L}^{-1}$  et celle en  $NO_3^-$  est égale à  $0.3 \text{ mgN.L}^{-1}$  (Miquel, 2003). La quantité d'azote apportée dépend de la proximité d'agglomérations ou de sites industriels. A l'échelle annuelle, en France, les apports en  $NH_4^+$  varient de  $1$  à  $14 \text{ kgN.ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  et ceux de  $NO_3^-$ , de  $0.1$  à  $4 \text{ kgN.ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ . Sur des bassins forestiers, les apports atmosphériques peuvent être majoritaires – Etude de Avila et al. (1992) sur une forêt de chênes verts en Espagne. L'azote atmosphérique peut également être fixé par les végétaux à des taux variables.

Les concentrations des effluents en provenance des fosses septiques ont été estimées entre  $16$  et  $53 \text{ mgN.L}^{-1}$  pour l'azote organique, entre  $0.01$  et  $0.17 \text{ mgN.L}^{-1}$  pour les  $NO_x$  et entre  $12$  et  $17 \text{ mgP.L}^{-1}$  pour le phosphore total (Ohrel, 1995, in PLUARG, 1998).

La pollution générée par l'homme est quantifiée par la notion d'Equivalent Habitant (EH) qui correspond à la quantité de pollution rejetée ou au volume d'eau rejetée par jour et par habitant. Cette quantification s'exprime en concentration massique ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) ou en flux ( $\text{g.j}^{-1} \cdot \text{hab.}^{-1}$ ). A partir du 1<sup>er</sup> janvier 2005, et pour une durée de 2 ans – arrêté du 9 décembre 2004, un EH correspond à un flux moyen de  $15 \text{ gN.j}^{-1} \cdot \text{hab.}^{-1}$ , dont  $\frac{1}{3}$  de  $NH_4$  et  $\frac{2}{3}$  de  $N_{\text{org}}$  et de  $4 \text{ gP.j}^{-1} \cdot \text{hab.}^{-1}$ , dont 20% de phosphore organique et 80% de  $PO_4$ .

Les nutriments dans les sols peuvent avoir une origine naturelle, comme les dépôts atmosphériques, l'assimilation par les organismes du sol de l'azote atmosphérique, la restitution de la

matière organique par les végétaux. Mais la fertilisation des cultures sous forme d'engrais minéraux et organiques enrichit les sols en nutriments à long terme. Les teneurs en nutriments dans les sols sont fortement variables en fonction de la capacité de rétention du sol, des pratiques culturales et du type de cultures.

L'azote présent dans les sols agricoles est essentiellement sous forme organique, qui est à 90% une fraction passive difficilement décomposable (Turpin et al., 1997). On estime qu'un sol contient environ 1000 kg d'azote par hectare (Miquel, 2003). Chaque année, une partie de l'azote organique est minéralisée et de la matière organique fraîche compense cette minéralisation. Les différentes formes d'azote minéral s'équilibrent par des réactions de nitrification et d'ammonification (cf. Annexe A)

Le phosphore présent dans les sols agricoles est essentiellement sous forme minérale, associé à des particules minérales du sol, "sorbé" à la surface de certains constituants comme le fer, sous forme précipitée avec le calcium, emprisonné dans le réseau cristallin et en faible quantité sous forme dissoute (Turpin et al., 1997). Le phosphore organique ne représente que de faibles quantités dans le sol, car la minéralisation l'emporte sur l'immobilisation.

Le dosage des teneurs en phosphore du sol permet d'estimer quelle sera la proportion de phosphore dissous dans les eaux de rivière. Par exemple, Patoine et Simoneau (2002) ont développé une relation très significative ( $R^2 = 0,78$ ;  $P < 0,0001$ ;  $n = 19$ ) entre la concentration médiane en phosphore total des rivières et la teneur moyenne en P-Mehlich-3 des sols (agricoles et forestiers) des bassins versants. Cette relation permet aussi d'estimer l'effet de l'enrichissement des sols en phosphore sur la qualité de l'eau des rivières.

La concentration en phosphore –dosé par la méthode Mehlich-3 est de  $16,0 \text{ mgP.kg}^{-1}$  pour un bassin agricole, de  $6,9 \text{ mgP.kg}^{-1}$  pour un bassin forestier et de  $7,6 \text{ mgP.kg}^{-1}$  dans le cas d'un bassin urbain (McDowell et al., 2002). A long terme, des apports excédentaires en engrais organiques et minéraux par rapport aux besoins des cultures, tendant à favoriser progressivement l'enrichissement du sol en nutriments, notamment en phosphore (USDA, 1991) entraîneraient donc une augmentation des concentrations des eaux de rivière en nutriments.

### 4.3 Le transfert des nutriments sur le bassin versant

Les chemins hydrologiques associés au transfert des nutriments sont le ruissellement sur les surfaces urbaines, le ruissellement sur les sols et l'écoulement à travers les sols. Il est important de noter que lors de son transfert, le phosphore est conservatif, contrairement à l'azote.

#### 4.3.1 Modes de transport

##### *Le ruissellement sur les surfaces urbaines*

Le lessivage des surfaces imperméabilisées (ville, route) ne transite pas par les stations d'épurations (STEP) en cas de réseau séparatif. Les eaux de ruissellement urbain constituent alors un apport en azote et en phosphore pour la rivière : le Ntk, majoritaire, a une concentration moyenne annuelle comprise entre  $1.5$  et  $3.3 \text{ mgN.L}^{-1}$ , les NOx, entre  $0,7$  et  $1.8 \text{ mgN.L}^{-1}$  et le phosphore total, entre  $0.3$  et  $0.7 \text{ mgP.L}^{-1}$  (Valiron et Tabuchi, 1992). Les nutriments apportés par le lessivage des zones urbaines peuvent être fortement concentrés en réponse aux premières pluies, mais cette concentration tend à diminuer au cours des événements pluvieux successifs par effet de dilution (Ellis, 1986 ; Massoud et al., 2006). Pour les premières crues de l'année hydrologique, les nutriments dans la rivière peuvent ainsi provenir en grande partie des nutriments accumulés sur les surfaces urbaines (Dorizot et al., 1998 ; Asaf et al., 2004). Entre différents sites de mesures, les concentrations moyennes et les charges spécifiques annuelles sont très variables, en fonction du degré d'urbanisation du site - zone industrielle, résidentielle, commerciale, du substrat (cf. Tableau 4.3.a) et des pertes occasionnées sur l'impluvium et de la saison (Asaf et al., 2004).

**Tableau 4.3.a :** Estimation par hectare des flux annuels de  $NO_3$ ,  $NH_4$ ,  $Ntk$  et de phosphore total apportés par le ruissellement urbain pour une zone résidentielle sur différents substrats -parcelles de 7 à 400m<sup>2</sup> (Gilbert et Clausen, 2005).

	Asphalte	Pavé	Pierres concassées
$NO_3$ (kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	1.78	1.25	0.15
$NH_4$ (kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	0.65	0.12	0.03
$Ntk$ (kgN.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	13.06	1.08	0.47
$P_t$ (kgP.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	0.81	0.25	0.04

### L'écoulement en provenance des sols

#### Le ruissellement de surface

Le ruissellement de surface entraîne préférentiellement l'azote organique du sol par érosion. De plus, l'azote provenant des engrais et des effluents d'élevage après les épandages peut être remobilisé rapidement par le ruissellement de surface si les pluies survient peu de temps après leur application (Turpin, 1997).

Le taux de remobilisation de l'azote inorganique sous des climats méditerranéens est plus fort que sous des climats tempérés, à précipitations annuelles équivalentes. Le régime de précipitation des climats méditerranéens fortement variable, favorise la perte d'azote minéral. Certaines études aux Etats-Unis suggéreraient ainsi un décalage entre la période pendant laquelle l'azote minéral est disponible et la période pendant laquelle la végétation peut l'assimiler (Holloway et Dahlgren, 2001; Meixner et Fenn, 2004). Les taux de remobilisation de l'azote organique en climat méditerranéen et en climat tempéré sont par contre similaires à précipitations annuelles équivalentes. Les flux d'azote organique représentent alors une faible proportion de l'azote total exporté à l'exutoire des bassins versants méditerranéens, contrairement à ce que l'on observe sous des climats tempérés.

Le ruissellement de surface est en général considéré comme la voie privilégiée pour le transport du phosphore. Le transfert du phosphore consiste en un transport du phosphore attaché aux sédiments, en une extraction des formes solubles de phosphore de la zone superficielle du sol, la plus riche en phosphore et en des pertes d'éléments fertilisants lors des épisodes pluvieux qui suivent l'épandage d'engrais (Haygarth et Jarvis, 1999). Les pertes en phosphore dissous via le ruissellement de surface dépendent du contenu en phosphore des couches superficielles du sol (Pote et al., 1996 et Sharpley et al., 1996, in Sharpley et Tunney, 2000a).

Les processus d'érosion sont restreints spatialement et temporellement. Le phosphore particulaire associé aux particules de sol ou de matière organique, constitue la majeure part du phosphore exporté des sols cultivés. Pour des prairies (Heathwaite et Dils, 2000), des forêts, ou des sols à faible potentiel érosif, c'est la forme dissoute qui est majoritairement exportée, bien que les formes particulières puissent avoir également une part importante (Simard et al., 2000).

Les pertes en phosphore dans les sols sont estimés se produire dans les 5 premiers centimètres de la couche superficielle du sol (Breeuwsma et Silva, 1992 ; Sharpley et al., 1998, in Sharpley et Tunney, 2000a). Les quantités relarguées sont fonction des processus hydrologiques.

Les concentrations en nutriments des eaux de ruissellement sont fonction de nombreux facteurs :

- L'intensité du ruissellement de surface et le potentiel des sols à l'érosion sont des facteurs importants quand les nutriments sont transportés sous forme particulaire (Young et al., 1996). De plus, les pratiques culturales ont un effet sur l'érosion et la mise en suspension de sédiments dans le ruissellement de surface.

- Les conditions antécédentes d'humidité du sol contrôlent également les teneurs en P (McDowell et Sharpley, 2002) et  $\text{NH}_4$  (Welter et al., 2005) dans le ruissellement de surface. Le relargage des orthophosphates peut également être favorisé par les conditions anoxiques à la reprise de l'écoulement (Jordan et al., 1993 et Spruill, 2000, in Golladay et Battle, 2002).
- L'enrichissement des sols par les engrais a un impact à long terme sur les concentrations en rivière du phosphore (Sharpley et Withers, 1994 ; Giroux et Tran, 1996) et de l'azote (Turpin et al., 1997 ; Ramos et Martinez-Casnovas, 2006) et à court terme sur l'exportation des nutriments dans les eaux de surface (Sharpley, 1997 ; Kleinman et al., 2002).

### L'écoulement à travers les sols

Les transferts d'azote dans le sol se font préférentiellement sous forme de nitrates, principalement par lixiviation. Il a été montré que le transfert de nitrates après les périodes sèches est favorisé : lors des périodes sèches, le prélèvement de  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{NH}_4$  est faible et ces deux formes s'accumulent dans les sols ; on observe une minéralisation de  $\text{N}_{\text{org}}$  et une augmentation des processus de nitrification, dénitrification et lessivage (Austin et al., 2004). Des formes labiles d'azote organique facilement recyclables peuvent être présentes en quantités importantes dans les eaux des sols (Williams et Edwards, 1993, in Edwards et al., 2000) et peuvent ainsi être lessivées. Une alternance des conditions aérobies et anaérobies favorise de plus le relargage d'azote inorganique à partir des sols (Reddy et Patrick, 1975, in Golladay et Battle, 2002). L'azote nitrique ainsi transféré rejoint la rivière par un écoulement hypodermique, ou les nappes.

Bien que traditionnellement considéré comme lié au ruissellement de surface, le transfert du phosphore via les écoulements hypodermiques a été mis en évidence (revue de Sharpley et al., 2000b; Heathwaite et Dills, 2000). Il peut s'opérer à travers la matrice, ou les chemins préférentiels, naturels ou artificiels.

Les flux de phosphore transitant par la matrice des sols sont faibles. Les concentrations en phosphore des eaux de percolation à travers le profil du sol peuvent être importantes pour les sols ayant un faible potentiel de fixation en phosphore - sols sableux, acides organiques, tourbeux et quand la circulation d'eau se fait rapidement, dans des drains préférentiels artificiels, ou naturels –macropores (Simard et al., 2000; Heathwaite et Dills, 2000). Le transfert du phosphore par écoulement à travers les sols peut avoir une grande importance quand il s'agit de périodes qui suivent des périodes sèches, ou l'application d'engrais organique et minéral (Simard et al., 2000). Après une période sèche, une prédominance de la forme particulaire est notée, expliquée par le lessivage de particules fines accumulées dans les fissures et par la présence d'agrégats de sols (Cooke, 1976, in Simard, 2000).

Les zones d'écoulement préférentiel d'origine anthropique, i.e. la mise en place de drains dans les sols, peuvent favoriser la contamination des eaux (Lennartz et al., 1999, in Simard et al., 2000). Cependant, en réduisant le volume ruisselé en surface, le drainage souterrain est généralement considéré comme un facteur atténuant les exportations globales de phosphore vers la rivière (Sharpley et Withers, 1994). Le réseau de drainage artificiel peut de plus modifier la forme sous laquelle le phosphore est transféré (Haygarth et al., 1998b, in Simard et al., 2000).

La teneur en nutriments des eaux de drainage est fonction de l'hydrologie du site, du volume de drainage, de la teneur en nutriments des couches superficielles du sol, (Sharpley et Syers, 1979, in Sharpley et Tunney, 2000), de l'occupation des sols (Grant et al., 1996), des pratiques culturales (Turpin, 1997), de l'apport en engrais. Dans le cas de l'azote, dont les formes subissent des transformations biochimiques, les saisons jouent également un rôle important.

### 4.3.2 Facteurs influençant l'exportation des nutriments à la rivière

L'exportation des nutriments dépend des chemins hydrologiques. La majorité du phosphore transféré à la rivière, par ruissellement de surface ou par écoulement hypodermique, provient en général d'aires hydrologiquement actives du bassin versant, qui présentent en plus des sols à forte teneur en phosphore (Gburek et Sharpley, 1998). De plus, ces zones sont proches de la rivière : Gburek et al., (2000), pour un bassin versant de la baie de Chesapeake aux États-Unis, ont estimé que le ruissellement de surface et l'exportation de P provenaient tout au plus d'une zone de 30 m de part et d'autre du cours d'eau. Bernal et al. (2005) émettent la même hypothèse concernant le lessivage de l'azote dissous pour un petit bassin de Catalogne.

Avant d'être transférés à la rivière, les flux de nutriments peuvent être réduits par des zones tampons, comme les zones rivulaires (Haycock, 1997), les terrasses, les marais (Dorioz et Ferhi, 1994), les bassins de rétention. Chaque structure a la capacité de retenir préférentiellement certaines formes des nutriments. Il a été montré que les marais étaient efficaces pour réduire à la fois les flux de phosphore (Dorioz et Ferhi, 1994) et d'azote (Wang et al., 2005), alors que les zones rivulaires agiraient plutôt sur les flux d'azote (Wang et al., 2005).

Des pertes en nutriments dues aux transformations biochimiques apparaissent au cours du transfert. Dans le cas du phosphore, il s'agit de transformation de la forme dissoute en forme particulaire, par adsorption, absorption biologique, précipitation. Les pertes au cours du transfert de l'azote, transféré sous forme soluble, peuvent être liées à la minéralisation et à la dénitrification (Dorioz et Ferhi, 1994), favorisant la lixiviation. L'existence de ces processus dépend cependant du temps que dure le transfert.

## 4.4 Transformations biogéochimiques et exportation des nutriments dans le réseau hydrographique.

Nous avons vu précédemment que les rivières méditerranéennes présentent deux périodes hydrologiques : une où l'écoulement est réduit, jusqu'à devenir nul : l'étiage et une période de crues. Lors de l'étiage, le débit étant faible, les nutriments peuvent s'accumuler dans la rivière et subir des transformations. L'assèchement de la rivière peut influencer ces transformations. Lors des crues, les nutriments peuvent être remobilisés dans la rivière et des transformations ont lieu. Des nutriments en provenance du bassin versant sont également apportés, ces apports étant fonction de la contribution des aires hydrologiquement actives à la rivière.

### 4.4.1 Accumulation et transformation des nutriments dans la rivière au cours de l'étiage

Au cours de l'étiage, les apports diffus en provenance du bassin versant sont réduits. Les apports ponctuels ont alors beaucoup plus d'impact sur la qualité de l'eau de la rivière : ils peuvent représenter la totalité du flux arrivant à la rivière et les débits en rivière diminuant, les concentrations des nutriments apportés sont faiblement diluées (House et Denison, 1997 ; Marti et al., 2004).

A l'étiage, notamment en fonction de la durée du tarissement (Dorioz et al., 1989), des quantités de nutriments peuvent être retenues dans le réseau hydrographique. Dans les bassins versants du Redon (33 km<sup>2</sup>) et de la rivière Foron (51,5 km<sup>2</sup>) en Haute-Savoie, le stockage du phosphore provenant des apports ponctuels sur une période d'étiage d'une durée de trois mois, a cumulé près du quart du flux annuel de phosphore (Dorioz et Blanc, 2001).

Les processus à l'origine de la rétention sont variables pour les différentes formes de nutriments. Le phosphore particulaire et l'azote organique particulaire sédimentent. Les orthophosphates et l'ammonium peuvent être adsorbés. Dans les eaux dures, la précipitation des différentes formes de calcite avec les orthophosphates a été bien étudiée (House et Denison, 1997 ; 1998). Cette précipitation est favorisée en basses eaux, quand les concentrations en calcite et PO<sub>4</sub> sont importantes

(House et Denison, 1998) : il y a alors précipitation de ces deux composés, particulièrement dans les biofilms algaires (Hartley et al., 1996). Une trop forte concentration en  $\text{PO}_4$  peut cependant être inhibitrice (House et Denison, 1997). La rétention des nutriments dans la rivière peut de plus être plus faible pour  $\text{NH}_4$  et  $\text{PO}_4$  à l'aval immédiat de rejet de STEP, qui amènent de fortes charges de nutriments (Marti et al., 2004).

En plus de la rétention des nutriments dans la rivière via l'accumulation, d'autres processus peuvent être à l'origine de pertes importantes de nutriments lors des faibles débits.  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{PO}_4$  peuvent être assimilés par les macrophytes et les algues (Marti et Sabater, 1996 ; May et al., 2001).  $\text{NO}_3^-$  peut également être perdu par dénitrification. Des pertes de  $\text{NO}_3^-$  dans la rivière variant de  $0.12 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  (Hill, 1981) à  $4.2 \text{ mmol.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$  (Owens et al., 1972, in Bowes et al., 2005) ont été estimées. Le relargage de certains nutriments comme  $\text{NH}_4$  peut être rapide et un équilibre entre les processus aboutissant à la rétention ou au relargage peut parfois être noté dans des cours d'eau non pollués (Peterson et al., 2001).

Parfois au cours de l'étiage, la rivière s'assèche et cet assèchement a un effet sur la disponibilité des nutriments dans les sédiments. Le cycle des nutriments dépend en effet principalement de trois facteurs qui sont liés : la teneur en oxygène de l'environnement, la minéralogie des sédiments et la population bactérienne présente (Baldwin et Mitchell, 2000). La dessiccation des sédiments du lit de la rivière entraîne une diminution des teneurs en oxygène, une altération à la fois de la chimie (De Groot et Van Wijck, 1993) et de la minéralogie des sédiments (Baldwin, 1996) et tue environ 75% de la population bactérienne (Qiu et McComb, 1995). Cependant l'ensemble des études menées aboutit à des conclusions contradictoires sur la disponibilité des nutriments dans la rivière – Golterman (2004) en propose une revue.

#### 4.4.2 Remobilisation des nutriments et des MES par les crues

La dynamique des nutriments des rivières intermittentes méditerranéennes au cours des mois suivant une période sans écoulement est différente de celle se produisant à d'autres périodes de l'année, où la dynamique des nutriments est similaire à celle observée dans les bassins des climats tempérés (Bernal et al., 2005).

Beaucoup d'auteurs ont noté l'importance des crues sur l'exportation des nutriments à l'échelle annuelle à l'exutoire d'un bassin versant, en climat tempéré (Grant et al., 1996). En région méditerranéenne, les épisodes de pluie intense sont à l'origine de fortes exportations de nutriments dissous : pour un bassin forestier en Espagne, 82% de l'azote total exporté en crue l'a été pendant seulement deux événements (Bernal et al., 2005). Ces événements de pluie à forte intensité peuvent être également à l'origine d'une forte érosion des sols qui favorise la mobilisation des nutriments sous forme particulière (Ramos et Martinez-Casasnovas, 2004 ; 2006).

La quantité de nutriments et les formes sous lesquelles ils sont exportés, dépendent des conditions hydrologiques et de la position des crues au cours de l'année hydrologique. Pour des bassins forestiers méditerranéens, les pics de nitrates les plus importants de l'année apparaissent pendant les périodes succédant à une sécheresse estivale (Biron et al., 1999 ; Avila et al., 2002 ; Bernal et al., 2005). Il en est de même pour les orthophosphates sur des bassins agricoles (Jordan-Meille et Dorioz, 2004), en climat tempéré). 50% de la masse annuelle du phosphore peut ainsi être exportée à la reprise de l'écoulement (Dorioz et al., 1998).

Pour les premières crues de l'année hydrologique, les nutriments peuvent provenir des apports ponctuels et de la remise en suspension et du relargage des nutriments accumulés pendant l'étiage dans le lit de la rivière (Dorioz et al., 1989; 1998). Pour des bassins versants où il existe des apports ponctuels de pollution, le phosphore particulière exporté peut ainsi provenir aux 2/3 de la remobilisation des nutriments (Dorioz et al., 1989). Outre le transport des formes particulières, il peut y avoir transport de formes dissoutes provenant des phénomènes de désorption pour le phosphore (Dorioz et al., 1989).

En outre, les crues, qui se produisent lors des périodes sèches et à la reprise de l'écoulement, associées à la remise en suspension de sédiments, peuvent contribuer à une charge de phosphore particulaire très biodisponible (Dorioz et al., 1998). Le phosphore particulaire lié aux matières en suspension est en effet, dans ce cas, fortement échangeable, avec un faible pouvoir de fixation. Les biofilms algaires et les résidus de végétaux sont évacués avec les sédiments du lit, de telle sorte que le phosphore biologiquement assimilé est transporté (House et Denison, 1997). Lors des périodes sèches, une forte proportion de la charge annuelle de phosphore particulaire biodisponible se concentre sur une période favorable à la croissance des algues dans les plans d'eau

Dans le cas des rivières intermittentes, où il y a un assèchement d'une partie du lit de la rivière, on observe à la remise en eau, un flux initial d'azote qui peut être assimilé par les macrophytes ou les bactéries, une reprise d'activités bactériennes aérobies comme la nitrification, ce qui a pour conséquence une augmentation de la productivité, suivie d'un début d'anoxie (Baldwin et Mitchell, 2000). Les organismes vivants peuvent être également à l'origine d'un relargage important de phosphates lors de la remise en eau (Qiu et MC Com, 1994 ; Turner et Haygarth, 2001). Ce relargage peut être limité cependant par une diminution de la minéralisation lors de l'assèchement, due à un changement de population bactérienne, à une limitation en carbone organique, au vieillissement des fractions minérales et à la disparition des enzymes responsables du relargage (Mitchell et Baldwin, 1998 ; Qiu et McComb, 1995).

Durant le transport des nutriments à la rivière, les formes particulières et dissoutes du phosphore subissent des transformations. Les processus en cause incluent le prélèvement de phosphore dissous par les organismes aquatiques vivants, les transformations entre formes dissoutes et particulières, le dépôt de matière particulaire et la remise en suspension des formes particulières du lit (Edwards et al., 2000b). L'existence des transformations et l'équilibre des réactions en jeu sont fonction de la saison, de la concentration en phosphore provenant de divers apports et du débit : il est difficile de prévoir la réponse de la rivière à un apport en phosphore.

## 5. Conclusion

Les rivières intermittentes présentant un certains nombre de caractéristiques majeures concernant leur fonctionnement hydrologique :

- certaines parties de la rivière sont par définition asséchées au cours de l'année.
- le ruissellement est le principal processus générateur d'écoulement.
- il peut y avoir des pertes importantes de débit au cours du transfert de l'écoulement en rivière.

Ces particularités hydrologiques influencent l'origine et le transfert des nutriments sur le bassin versant. A priori, le ruissellement, et les sources internes à la rivière seront de ce fait les apports principaux en nutriments à la rivière. Cependant nous noterons que sur le bassin versant, le transfert des différentes formes du phosphore s'effectue préférentiellement par ruissellement, et celui de l'azote, sous forme de nitrates, par lixiviation.



## Chapitre 2. Présentation de la Vène

Le bassin versant de la Vène appartient au bassin versant de l'étang de Thau. L'étang de Thau est situé sur la côte languedocienne, entre Sète et Marseillan. Il a une superficie de 70 km<sup>2</sup>. La délimitation exacte du bassin versant de l'étang n'est pas évidente, ni au nord, ni au sud, mais sa superficie est estimée à 285 km<sup>2</sup> (Ge, 1988). Le bassin versant de l'étang de Thau se compose principalement de trois sous-bassins : celui du Soupié, du Pallas et de la Vène à son extrémité nord-est, ce dernier étant le sous-bassin versant le plus important.

Ce chapitre, consacré à la présentation du bassin versant de la Vène et de la rivière elle-même, sera composé de trois parties : les caractéristiques géographiques du site d'étude, les caractéristiques climatiques et le réseau d'observations.

### 1. Caractéristiques géographiques

Dans cette partie, nous décrivons le milieu physique et nous présenterons les activités anthropiques sur le bassin versant. Nous définirons ensuite quelles peuvent être les composantes du système qui participent à l'écoulement et qui peuvent constituer également des apports en nutriments à l'échelle du bassin versant.

#### 1.1 Le milieu physique

Nous décrivons dans cette section les caractéristiques physiques du bassin versant et du réseau hydrographique.

##### 1.1.1 Le bassin versant

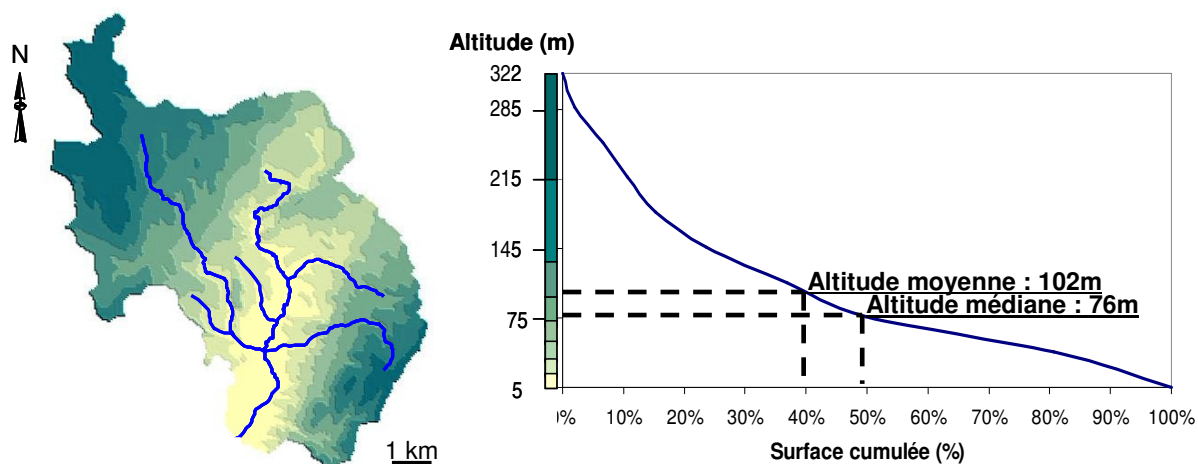
L'étude de la géologie du bassin permet de localiser la production et la perte des écoulements souterrains et de surface en évaluant la perméabilité du substratum et d'estimer la possibilité d'un soutien de débit d'étiage par les nappes souterraines. Enfin, la nature et les propriétés des sols influencent directement la rapidité de montée de la crue et son volume. Une évaluation de la teneur en phosphore des sols et de la forme sous laquelle il se trouve est également présentée ici. Le but est d'évaluer la capacité de remobilisation du phosphore lors d'un événement de pluie et de savoir sous quelle forme elle pourrait avoir lieu.

##### *Morphologie*

Le bassin versant topographique de la Vène couvre une superficie de 67 km<sup>2</sup>. La géométrie du bassin versant a été caractérisée à l'aide de l'indice de compacité de Gravelius (1914) :  $K_G^1$  est égal à 2 pour le bassin versant de la Vène. Les altitudes du bassin versant varient de 5 à 322 m. La majeure partie du bassin est de faible altitude comme le montre la courbe hypsométrique (cf. Figure 1.1.a). La pente moyenne du bassin versant est forte, égale à 8 %. La pente de la rivière est plus faible, égale à 0.35% : la rivière s'écoule en plaine.

---

<sup>1</sup>  $K_G = \frac{P}{2 \cdot \sqrt{\pi} \cdot A}$ , A surface du bassin versant (km<sup>2</sup>), P périmètre du bassin (km).



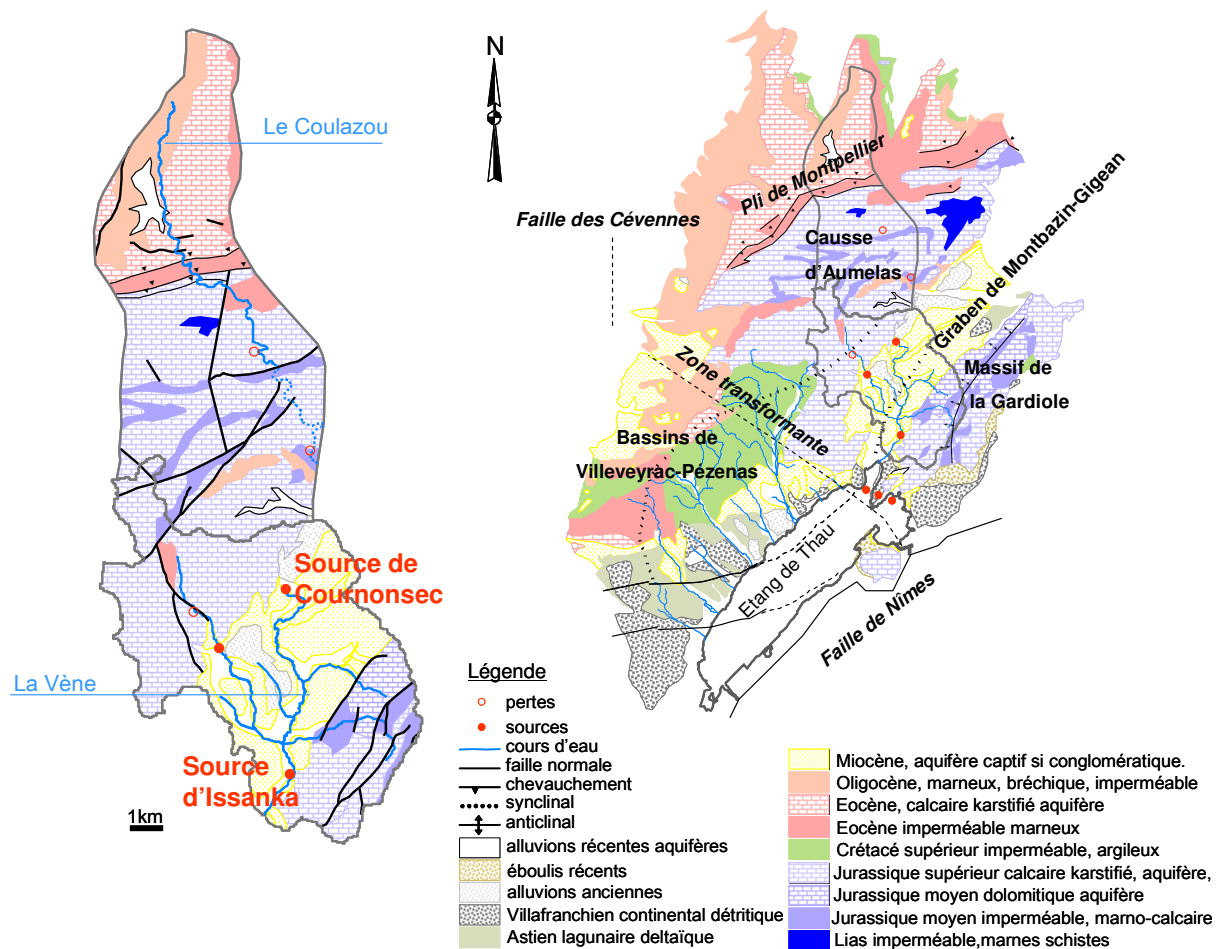
**Figure 1.1.a :** Topographie générale et courbe hypsométrique du bassin versant topographique de la Vène.

### Géologie

Le bassin versant de la Vène appartient à un système karstique complexe, dont les écoulements sont orientés nord-sud, du Causse d’Aumelas à la mer (Ladouche et al., 2001) (cf. Figure 1.1.b). Ce système karstifié est le résultat de trois épisodes tectoniques majeurs : le cycle hercynien, la formation des Pyrénées et l’ouverture du Golfe du Lion. Les calcaires jurassiques forment deux massifs karstifiés : le Causse d’Aumelas et le Massif de la Gardiole. Le Causse d’Aumelas est une structure tabulaire en affleurement, qui plonge au sud-est sous le bassin de Villeveyrac-Pézenas en une dépression synclinale. Le Massif de la Gardiole est un anticlinal, qui se change vers l’ouest en un pli serré qui chevauche le bassin de Villeveyrac-Pézenas. Les deux massifs karstiques sont de plus liés par des structures en chevauchement.

Les principales sources karstiques du système de Thau sont localisées le long (source d’Issanka), ou à proximité de failles majeures, ou encore au sud-ouest du massif de la Gardiole. Durant les périodes de hautes eaux, la source de Cournonsec, qui est une source de débordement, est la principale sortie du système karstique. Des expériences de traçage du SCAL (1962 ; 1963) ont révélé que cette source communique avec les 2 pertes du ruisseau du Coulazou. Une expérience de traçage artificiel (BRGM, 1969 ; Ladouche et al, 2001) a également mis en évidence une connexion entre la source karstique de Cournonsec, au pied du Causse d’Aumelas et la source d’Issanka, au pied du Massif de la Gardiole. La source de Cournonsec à l’amont et la source d’Issanka à l’aval alimentent directement la Vène. Une autre source karstique a également été localisée en amont des Oulettes (cf. Figure 1.1.b). Le bassin versant réel de la Vène est ainsi composé du bassin d’alimentation de la source de Cournonsec, incluant une partie du bassin versant du Coulazou, soit 73 km<sup>2</sup> et du bassin versant topographique de la Vène, soit une surface totale de 140 km<sup>2</sup>.

Les contrôles réalisés à Issanka, de 2002 à 2004, par l’Agence Rhône Méditerranée Corse ont montré que la qualité de l’eau du karst est bonne, excepté pour les particules en suspension -qualité moyenne- et pour les micro-organismes-qualité médiocre. 16 prélèvements, effectués entre 2001 et 2004, ont révélé une concentration moyenne en nitrates de 0.68 mgN.L<sup>-1</sup> et des teneurs inférieures à 0.006 mgN.L<sup>-1</sup> pour les nitrites et à 0.04 mgN.L<sup>-1</sup> pour l’ammonium. Pour la même période, la concentration moyenne en phosphore total est inférieure à 0.05 mgP.L<sup>-1</sup> et celle en phosphates, inférieure à 0.03 mgP.L<sup>-1</sup>.



**Figure 1.1.b :** Carte hydrogéologique simplifiée du système karstique de Thau et du bassin versant réel de la Vène. Source : BRGM, modifiée.

Hormis les calcaires karstiques, la figure 1.1.b permet aussi de visualiser la nature des terrains où s'écoule le ruisseau de la Vène, dans la partie centrale du bassin. Ces terrains, qui constituent le graben de Montbazin-Gigean orienté SW-NE, occupent 40% du bassin versant topographique. L'altitude y varie de 5 m à 50 m et la pente est faible, de l'ordre de 0.05%. Le graben est rempli par des dépôts sédimentaires du Miocène, en majorité imperméables, de 200 m d'épaisseur, reposant directement sur les calcaires jurassiques.

### Nature des sols

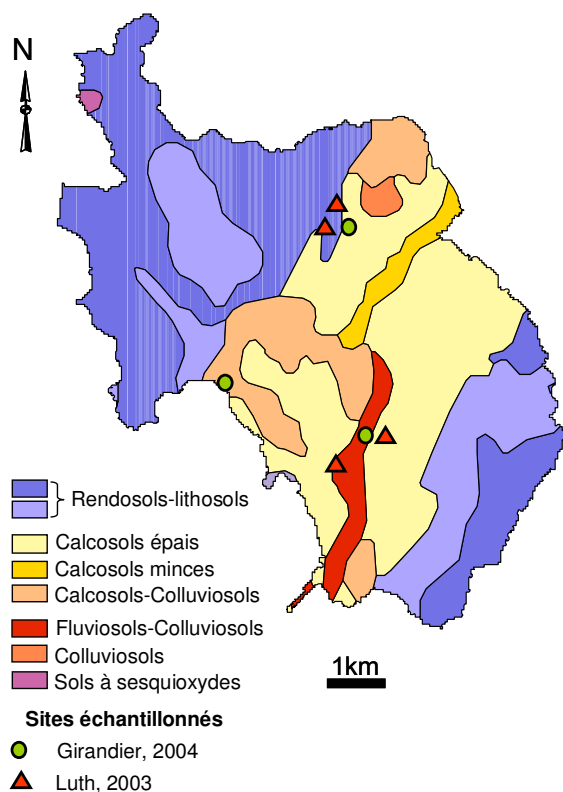
Le découpage du bassin versant en fonction de ses caractéristiques pédologiques est calqué sur les différences de lithologie du substratum (cf. Figure 1.1.c)

2 types majeurs de sols sont présents : les rendosols-lithosols formés sur les massifs calcaires karstifiés, les calcosols et calcosols-colluviosols formés sur les dépôts tertiaires du graben de Montbazin-Gigean. Les calcosols-colluviosols de cette zone se sont développés en bas des pentes sur des colluvions. Sur les matériaux hétérogènes transportés par la rivière se sont formés des fluviocalcosols. Des caractéristiques particulières du paysage et de la lithologie ont permis le développement d'autres types de sols : sur les formations de bauxites, on trouve les sols à sesquioxydes et dans les dépressions endoréiques, des colluviosols avec un horizon anoxique.

Les sols des espaces naturels karstiques sont minces, de 20 à 30 cm d'épaisseur, constitués de limon et de sable principalement. La couverture pédologique des zones agricoles consiste en des alluviosols profonds. Ces sols, cultivés (vignes principalement) ou en friches, sont homogènes dans l'espace (Luth, 2004) et en profondeur (Girandier, 2004) (cf. Figure 1.1.c). Ils sont principalement

constitués de silt (60 à 85%), puis de sable (10 à 25%) et comportent une part réduite d'argile (4 à 15 %).

Pour l'ensemble des sols du bassin, la porosité est forte et homogène : 45 à 50% en surface, 40 à 35%, en bas du profil. La densité varie de 1,4 à 1,6 sur l'ensemble du profil, avec cependant des valeurs plus faibles pour les 10 premiers centimètres, de 1,2 à 1,3, pour les vignes, voire 1 pour les friches. Les sols sont riches en matière organique : leur teneur varie entre 2 et 4% et peut atteindre des valeurs plus élevées pour les 10 premiers centimètres de sites où il y a une végétation herbacée. La garrigue et les friches ont des taux de matière organique supérieurs à 8.5%. Le pH des sols est basique, de 8,15 à 8,35 pour la garrigue et les friches et supérieur à 8,40 pour les vignes (Luth, 2004).



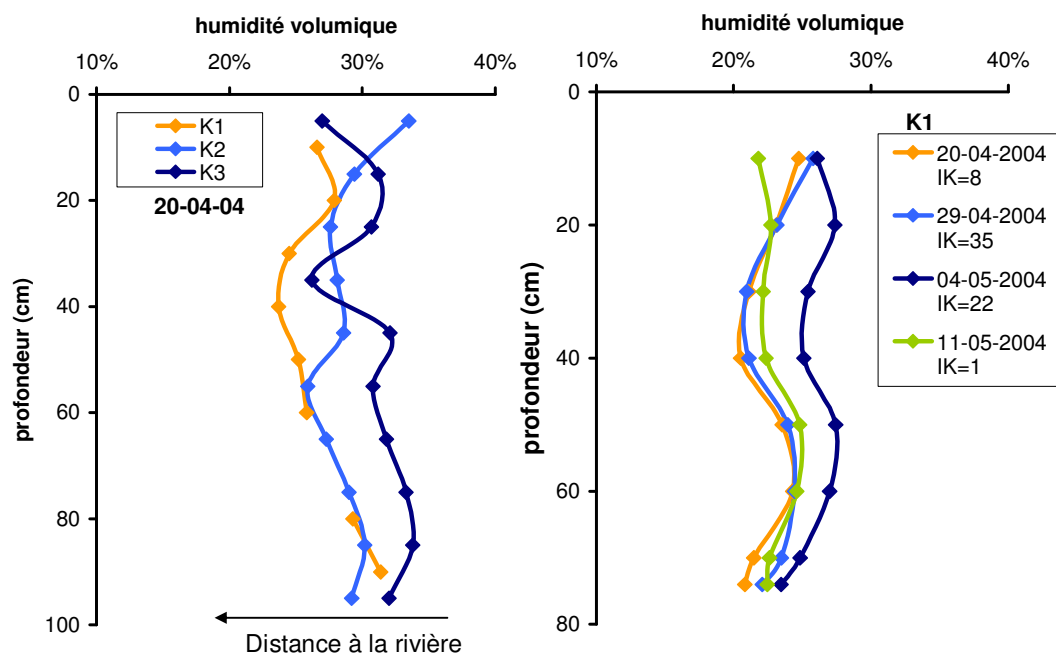
● Sols du grabben de Montbazin-Gigean (Girandier, 2004)

Profondeur (cm)	Densité	Porosité	Sable(%)	Silt (%)	Argile (%)
0-10	1.2	0.51	30.0	64.3	5.7
10-20	1.6	0.42			
20-30	1.6	0.42	23.7	70.4	5.9
30-40	1.7	0.38			
40-50	1.6	0.41	23.4	70.5	6.1
50-60	1.6	0.42			
60-70	1.7	0.39	22.4	71.5	6.1
70-80	1.5	0.43			
80-90	1.7	0.37	17.8	75.7	6.5
90-100	1.6	0.38			

Figure 1.1.c : Caractéristiques pédologiques du bassin versant de la Vène.

Des mesures d'humidité volumique ont été également réalisées par la méthode TDR au niveau des rangs des vignes (Girandier, 2004). Ces mesures permettent notamment de mettre en évidence les variations spatiales d'humidité, à l'intérieur d'une même parcelle, mais aussi de suivre l'évolution des profils hydriques dans le temps.

Les résultats obtenus, montrent qu'à l'intérieur d'une même parcelle, les échantillons de sol des zones les plus proches de la rivière ont de plus fortes humidités et également de plus fortes variations d'humidité (20 à 28%) que les zones les plus éloignées. Les variations inter parcellaires ne peuvent pas être interprétées, étant donné le faible nombre de sites échantillonnés.



**Figure 1.1.d :** Variations spatiales et temporelles des profils d'humidité des sols du bassin versant de la Vène.

La figure 1.1.d présente les variations de l'humidité en fonction du temps. Nous avons de plus évalué l'humidité initiale du sol à l'aide de l'indice des précipitations antérieures,  $IK^1$ , qui prend en compte aussi bien le volume des pluies antérieures, que le temps écoulé entre elles.  $IK$  est pertinent sur les 5 premiers centimètres du sol. Quand le sol est sec,  $IK=0$  et quand il est humide,  $IK=20$  (Casenave et Valentin, 1992).

Sur une parcelle de vigne proche de la source karstique de Cournonsec, par temps sec, le 20/04/2004, on observe une diminution de la teneur en eau en surface, ce qui s'explique par un assèchement lié à l'évapotranspiration.  $IK$  est alors égal à 8. Après 23,2 mm de précipitations et en pleine averse, le 29/04/2004 au matin,  $IK = 35$  et l'humidité du sol augmente de manière quasiment constante sur toute la profondeur du profil. Le 04/05/2004, après 51.6 mm de pluie, tombés en majorité l'après midi du 29/04/2004, le sol est toujours humide,  $IK=22$  et l'humidité atteint sa valeur maximale : elle augmente de 4% sur l'ensemble du profil par rapport à ce qui est observé par temps sec. Dès que l'effet de ces pluies s'est estompé, le 11/05/2005, le profil hydrique tend à retrouver ses valeurs initiales de temps sec,  $IK$  est alors égal à 1.

Quelles que soient les conditions météorologiques, le profil hydrique du sol a donc la même forme caractéristique. Suite à un événement de pluie, l'humidité se répartit de manière homogène tout au long du profil et il n'existe pas de structure hétérogène faisant barrière à la propagation de l'eau pour les 100 premiers centimètres. On peut donc supposer que l'obtention d'un ruissellement de surface sur ce type de sol, à forte porosité, nécessitera des pertes initiales élevées, afin d'humidifier le profil.

Pour l'ensemble des sols, prélevés sur une profondeur de 5 cm, la teneur en phosphore total est comprise entre 600 et 800  $\mu\text{gP.g}^{-1}$ , excepté pour les friches, où cette valeur est supérieure à 2000  $\mu\text{gP.g}^{-1}$  (cf. Figure 1.1.e). Luth (2003) a analysé le phosphore présent dans les sols en utilisant la méthode de Golterman (1996) (cf. Figure 1.1.e et Annexe B-III.2). Dans les vignes et les friches le

<sup>1</sup>  $IK_n = (IK_{n-1} + P_{n-1}) \cdot e^{-\alpha\theta}$ , avec  $IK_n$ , indice d'humectation immédiatement avant l'averse n.  $IK=0$  pour la première crue de l'année hydrologique après l'étiage.

$P_{n-1}$ , hauteur de l'averse de rang (n-1), en mm,  $\theta$ , temps séparant la fin de la pluie (n-1) du début de la pluie n, calculé en jours et en fraction de jour, à 5 minutes près.  $\alpha$ , coefficient de calage.  $\alpha=0.5$  est bien adapté pour simuler les variations d'humidité des 5 premiers centimètres du sol (Casenave, 1982) (Chevallier, 1983).

phosphore lié au fer et au calcium correspond à plus de 80% du phosphore total ; dans les zones de garrigue, la majorité du phosphore est constitué à plus de 70% par du phosphore résiduel et organique. Les sols calcaires, le pH alcalin, le milieu oxydant ne fournissent pas des conditions favorables à la remobilisation du fer et impliquent la fixation du phosphore.

▲ Spéciation du phosphore dans la fraction de sol <2 mm (Luth (2003))

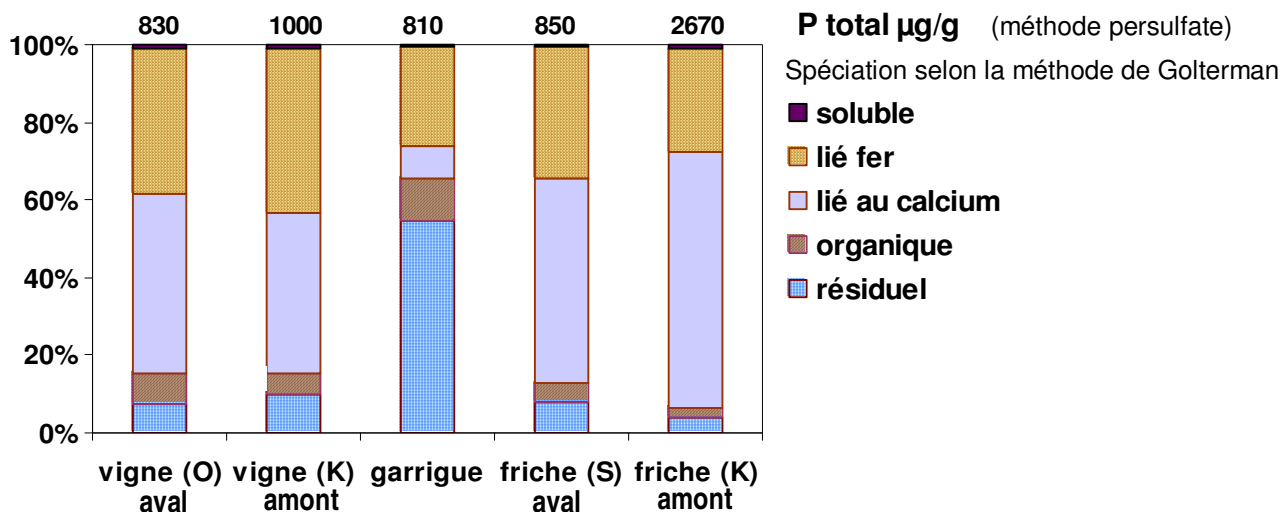
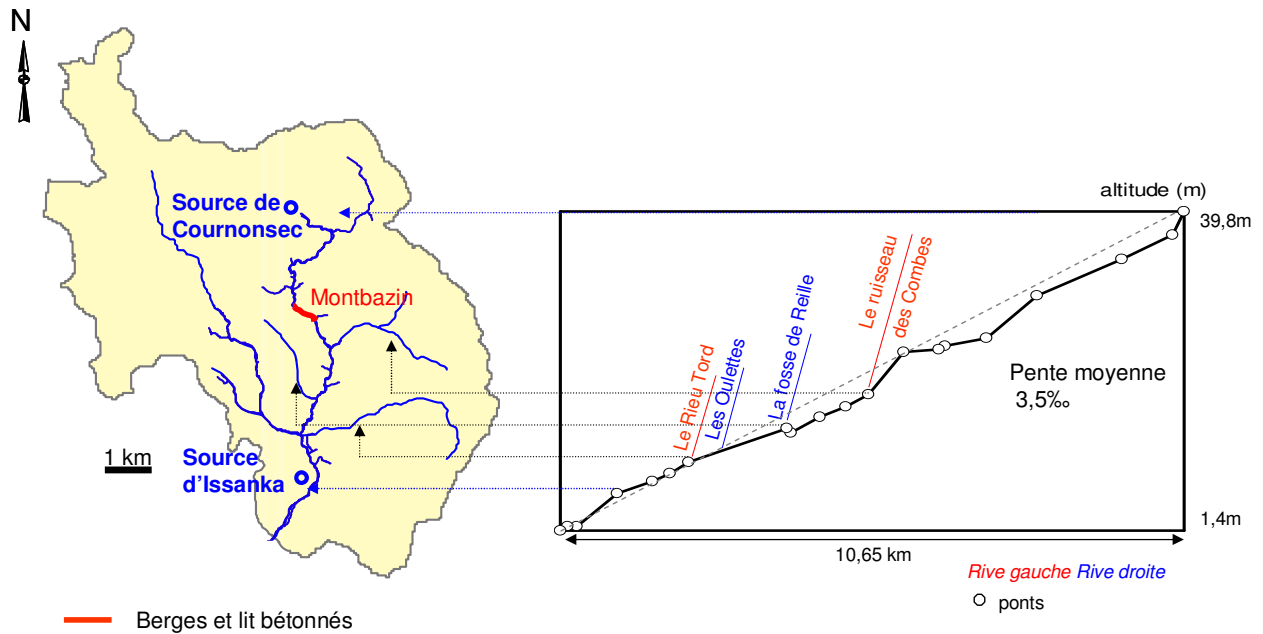


Figure 1.1.e: Teneurs en phosphore des sols du bassin de la Vène (extraction séquentielle selon la méthode de Golterman (1996)).

### 1.1.2 La rivière

#### Profil en long

La Vène, drain principal du bassin versant, a une longueur de 12 km. De la source karstique de Cournonsec à l'exutoire du bassin versant, l'altitude varie de 40 m à 1 m et la pente moyenne du cours d'eau est assez semblable à celle du graben de Montbazin-Gigean, soit 3,5‰. Le réseau hydrographique de la Vène, long de 31 km, présente une densité de drainage faible (0,52 km/km<sup>2</sup>) (Payraudeau, 2002). Le profil en long de la rivière (cf. Figure 1.1.f) permet de visualiser la position des affluents principaux de la Vène et des sources karstiques le long du drain principal. Les affluents principaux sont situés dans la partie aval du cours d'eau : les Oulettes, l'affluent principal de la Vène, apporte sa contribution à 2,8 km de l'exutoire. La source karstique d'Issanka alimente la rivière à 400 m en amont de l'exutoire. On notera que la densité du réseau est variable en fonction des saisons et des variations annuelles du climat. Un réseau pérenne et un réseau intermittent sont ainsi définis en fonction des différentes périodes d'écoulement (cf. Chapitre 3).



**Figure 1.1.f :** Topologie et profil en long du réseau hydrographique de la Vène.

#### Aménagements à la source karstique d'Issanka

A la source d'Issanka, est installé un captage destiné à l'alimentation en eau potable des villes de Sète et de Frontignan, à un taux de  $12530\text{m}^3/\text{jour}$  (source DDASS, BRGM, données 1998).

Au niveau de ce captage, lorsqu'il n'y a plus d'écoulement dans la partie amont du parc d'Issanka, un forage équipé d'une pompe immergée est uniquement utilisé pour alimenter la Vène à raison de  $0.011\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (arrêté préfectoral modifié du 16/01/1990).

Pour éviter la contamination du captage de la source d'Issanka par les eaux de la Vène à l'étiage, des aménagements ont été effectués au niveau du parc d'Issanka (cf. Figure 1.1.g) : il existe deux barrages, un en amont et un en aval de la résurgence karstique. Au barrage amont, le débit de basses eaux de la Vène est détourné et il est transféré, via une conduite enterrée de 500 mm de diamètre. Dans cette conduite circulent également les rejets de la STEP de Gigan. Cette canalisation débouche dans la rivière à l'aval du barrage aval. Si le niveau de l'eau est supérieur au déversoir du barrage en amont lors des crues, tout le débit ne pouvant être véhiculé dans la conduite, le surplus est alors transféré dans le cours naturel de la rivière.

Le seuil du barrage en aval permet de plus une zone de stockage quand le débit de la rivière est faible. Les mesures de profil en long et en travers de la rivière (Diet, 2005), entre le seuil amont et le seuil aval, ont permis de calculer un volume de stockage maximum de  $20800\text{m}^3$  environ.

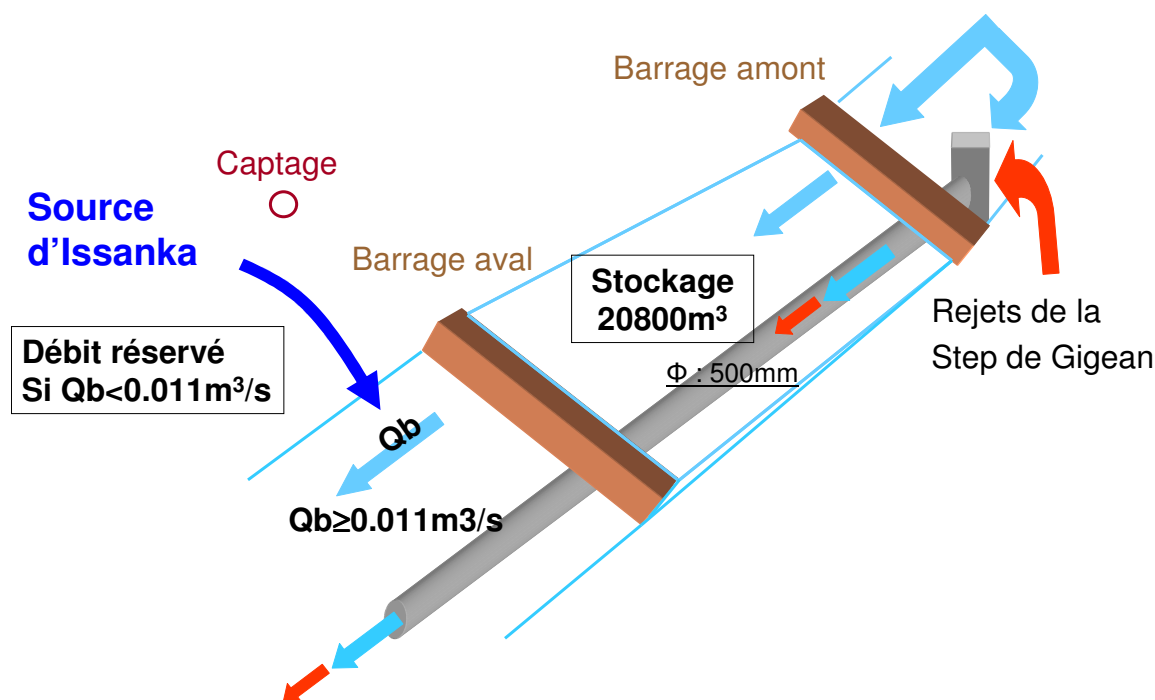


Figure 1.1.g : Représentation schématique des aménagements hydrauliques sur la Vène à Issanka.

### Sections

Quatre types de sections peuvent être distingués le long de la Vène (cf. Tableau 1.1.a). Trois sont des sections particulières : une à l'aval de la source karstique de Cournonsec, une autre correspondant au village de Montbazin et une autre relative à l'aménagement hydraulique d'Issanka, détaillé précédemment. Le reste de la rivière présente les caractéristiques de la section nommée drain principal.

Les sections de la rivière ont une forme trapézoïdale. Les berges sont constituées en général de talus naturels, ou de murs de pierres parfois cimentés. La plupart des biefs traversant des terrains agricoles présentent une ripisylve importante (Gimbert, 2003). Le lit de la rivière a une largeur moyenne de 2,8 m. La largeur maximale, 9 m, correspond aux 200 premiers mètres de la rivière et aux biefs entre la source karstique d'Issanka et l'exutoire. Une valeur minimale de 1 m a été observée.

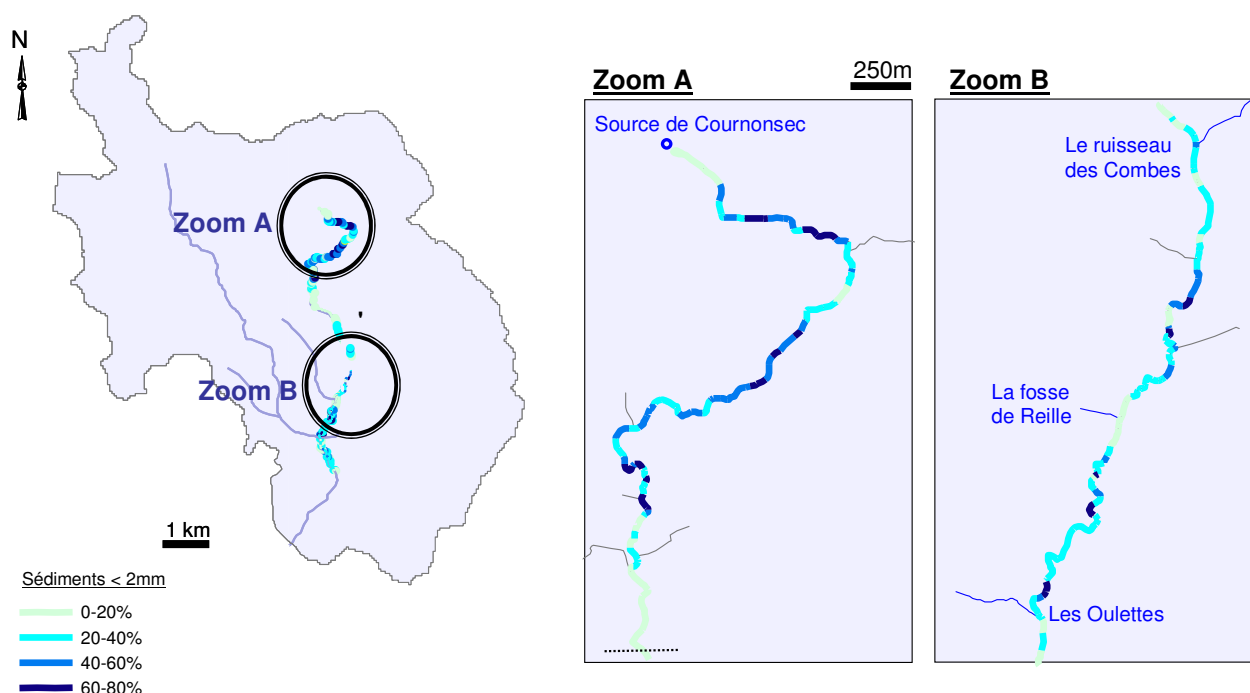
En mai 2003, on a réalisé une campagne de reconnaissance pédestre du lit de la rivière qui a permis d'estimer et de cartographier la proportion de sédiments fins présents dans le lit de la rivière (Fig. 1.1.h). On met alors en évidence que le lit de la rivière est composé de pierres et de graviers dans la plupart des sections, excepté pour les 300 premiers mètres de la rivière, où il est envahi par la végétation herbacée. Les sédiments fins (<2mm) sont en général peu abondants. Cependant, dans certains biefs particuliers (zoom A et B, figure 1.1.h), on observe des sédiments fins et cohésifs (représentés en bleu foncé), en quantité supérieure à 60%. Cette cartographie sommaire représente un état instantané du lit du cours d'eau le 20/05/2003, avec un débit à l'exutoire de  $0.36 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  et elle est donc susceptible d'être modifiée en fonction des conditions hydrauliques

A l'entrée du village de Montbazin, les berges et le lit de la Vène sont bétonnés sur une longueur de 730 m.



**Tableau 1.1.a :** Caractéristiques du lit, des berges et de la ripisylve des 4 types de section de la Vène (d'après Gimbert, 2003).

Section	Longueur	Lit	Berges	Ripisylve
Drain principal	environ 10km	sédiments parfois cohésifs	mur et talus naturel	herbes, arbustes, arbres, cannes de Provence ( <i>Arundo donax</i> )
Source karstique de Cournonsec	400 m	Lit large (9m), envahi par l'herbe	talus naturel	herbes, arbustes, arbres
Village de Montbazin	730 m	béton	mur	herbes, arbustes
Aménagement hydraulique d'Issanka	400 m	sédiments	mur et talus naturel	herbes



**Figure 1.1.h :** Cartographie des sédiments du lit de la Vène (d'après Gimbert, 2003).

### Rugosité

La rugosité des biefs a été déterminée à l'aide du logiciel Isis, pour des débits assez faibles-au maximum,  $4\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  à l'exutoire. Isis permet d'obtenir par calibration, à partir des lignes d'eau dans chaque bief, des valeurs de rugosité à la fois pour les berges et le lit de la rivière (Jouret, 2004).

Les résultats sont exprimés en coefficients de Manning (cf. Figure 1.1.i). Plus la valeur du coefficient de Manning est forte, plus la rugosité est faible. On remarque que les rugosités sont assez fortes. Les valeurs de rugosité les plus faibles s'observent à la traversée de Montbazin où le lit de la Vène est bétonné. Les valeurs les plus fortes s'observent lorsque le lit de la rivière est envahi par la végétation, en aval de la source karstique de Cournonsec.

Les valeurs de rugosité ainsi obtenues ont été utilisées pour calibrer les paramètres du modèle de l'onde cinématique lors de la modélisation des crues rapides (cf. Chapitre 3).

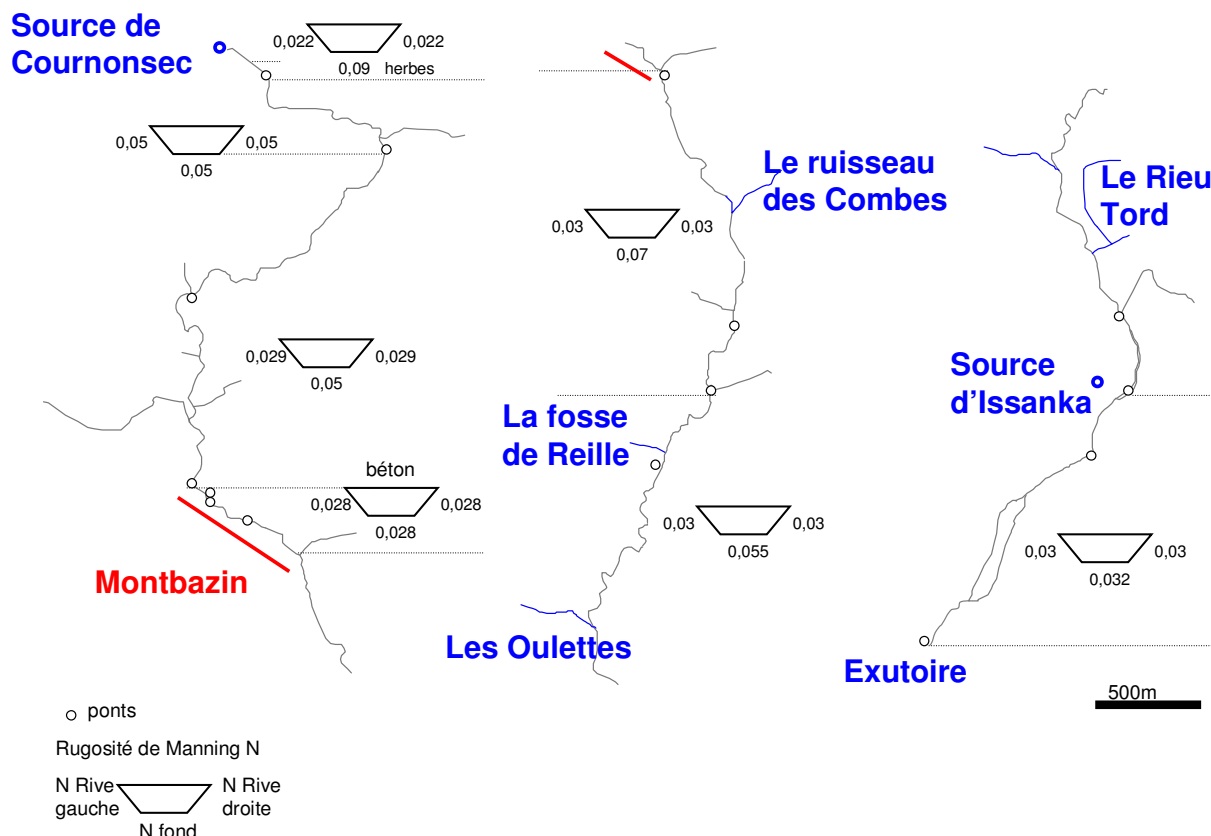


Figure 1.1.i : Estimation des rugosités des berges et du lit de la Vène par le logiciel hydraulique Isis (d'après Jouret, 2004).

### Sédiments

Des sédiments du lit et des berges de la rivière ont été prélevés et analysés par Gimbert (2003) à différentes dates. La granulométrie des sédiments du lit de la rivière, prélevés le 12/02/2003, a montré que les sédiments du lit sont majoritairement composés de sables, excepté pour les deux premiers kilomètres de la rivière en amont, où la fraction limoneuse prédomine. Cette importance d'une fraction plus fine en amont de la rivière s'explique à la fois par l'érosion sélective, en fonction de la taille des particules, des terrains agricoles labourés proches du cours d'eau et par l'apport de matières en suspension par la source karstique de Cournonsec.

Les prélèvements destinés aux analyses sont effectués le 12/02/2003, soit plus de deux mois avant la cartographie du lit de la Vène, présentée sur la figure 1.1.h. Deux crues, de débit de pointe respectif de l'ordre de  $3\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  et  $9\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  ont pu remobiliser et redistribuer les sédiments entre les deux dates. Cela explique les différences de résultats observés sur les biefs en amont.

Une analyse des teneurs en azote et en phosphore des sédiments du lit et des berges a été effectuée sur les prélèvements du 12/02/2003.

Les concentrations en azote total des sédiments du lit le long de la rivière varient de 0,069 à 0,695  $\text{mg}.\text{g}^{-1}$  (n=8). Ces variations sont liées aux caractéristiques granulométriques, à la cohésion des sédiments et à la concentration en azote de l'eau en chacun des sites étudiés. Les sédiments des berges, dont la teneur en azote varie de 1,243 à 2,636  $\text{mg}.\text{g}^{-1}$  (n=7), contiennent 10 fois moins d'azote total que les sédiments du lit. Cette différence de teneurs est attribuée dans les berges à des processus biochimiques en conditions réductrices résultant probablement de l'activité bactérienne (Tournoud et al., 2005). Il n'y a alors pas, d'après ces auteurs, de phénomène important d'adsorption d'azote dans les berges, mais plutôt un lessivage des particules érodées par le ruissellement de surface.

La concentration en phosphore total des sédiments du lit varie de 0,899 à 2,703  $\text{mg}.\text{g}^{-1}$  (n=8). Les teneurs en phosphore total des berges et des sédiments sont similaires : en effet le phosphore est plus

facilement assimilable que l'azote et les processus biochimiques n'affectent pas la capacité de stockage du phosphore dans les berges. L'ammonium, seule fraction échangeable entre l'eau et les sédiments est en effet présent à de faibles concentrations en rivière, d'où une adsorption de l'azote sur les sédiments qui n'est pas significative (Tournoud et al., 2005).

Gimbert (2003) a aussi quantifié dans les sédiments la fraction du phosphore inorganique (soluble, lié au fer et au calcium) et organique, par extractions séquentielles (Golterman et Booman, 1998 ; De Groot et Golterman, 1990) –cf. Annexe B-III.2. Les résultats montrent que pour tous les sites échantillonnés, le phosphore est essentiellement minéral et principalement sous forme de phosphore lié au carbonate de calcium. Les formes minérales du phosphore les plus facilement solubles (phosphore soluble et phosphore lié au fer) sont minoritaires. Le phosphore lié au calcium n'est pas soluble, étant donné le caractère alcalin du milieu lié à la prédominance des calcaires sur le bassin versant. Le phosphore inorganique des sédiments est donc très faiblement soluble dans l'eau. Le relargage du phosphore s'avère donc limité dans un contexte d'eau courante.

Cependant, lors de l'assèchement de la rivière, les modifications chimiques et biologiques peuvent aboutir à des processus d'adsorption ; il peut également y avoir désorption lors de la remise en eau (Fabre, 1992 ; De Groot et Van Wijck, 1993 in Gimbert, 2003). De plus, lors des crues, le transport du phosphore a majoritairement lieu sous forme particulaire.

Lors de la reprise de l'écoulement, une mobilisation d'une quantité de phosphore soluble plus importante que dans un contexte d'eau courante est alors possible, ayant pour origine à la fois la désorption du phosphore adsorbé lors de l'étiage et la dissolution du phosphore particulaire.

Les premières crues de l'année pourront donc jouer un rôle déterminant concernant la qualité de l'eau.

## 1.2 Les activités anthropiques

Les activités anthropiques du bassin versant sont des apports potentiels en pollution pour la rivière. On en dénombre quatre types principaux : l'agriculture, l'élevage via les déjections animales, l'urbanisation dont les rejets sont traités en partie par les stations d'épuration et les industries. L'activité touristique est assez restreinte.

L'occupation des sols du bassin peut-être classée en 3 zones principales : les espaces naturels, où se développe la garrigue et qui occupent 58% du bassin topographique, la zone de Montbazin- Gigean, dédiée à l'agriculture qui représente 39% du bassin et les zones artificialisées qui occupent 3% du bassin (cf. Figure 1.2.a).

### 1.2.1 Agriculture et élevage

L'agriculture est essentiellement représentée par des vignes -57%- puis en égale proportion par les vergers et le maraîchage -soit 12 % chacun et enfin par les céréales -13% ; les sols nus ne représentant que 6% des terrains agricoles.

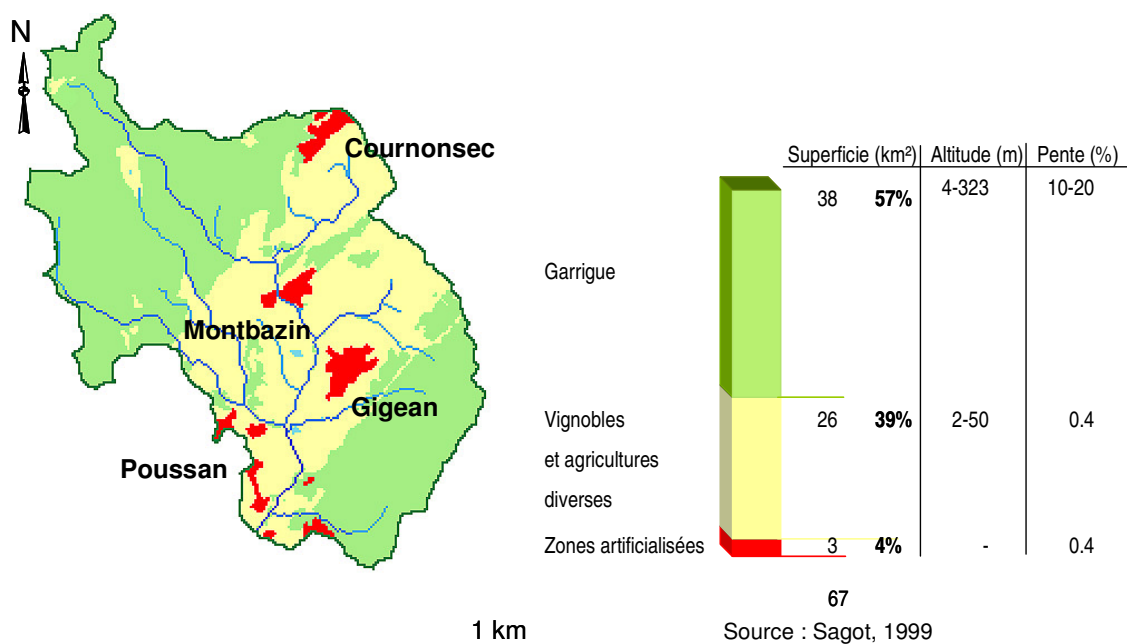


Figure 1.2.a : Occupation des sols du bassin versant de la Vène.

L'activité agricole principale du bassin est donc la culture de la vigne. Le schéma saisonnier d'apport d'azote à la vigne, établi sur le bassin de l'étang de l'Or, peut être appliqué au bassin versant de l'étang de Thau dont fait partie le bassin de la Vène (Dauriac, 2000, in Payraudeau, 2002). Tous les agriculteurs apportent de l'azote en février et en mars ; un tiers d'entre eux ajoute une dose supplémentaire en octobre et en novembre.

A Montbazin existent deux élevages avicoles. La SCIA GODOS-GARBAY ferme de la Côte Bleue, élève 83 000 poules pondeuses. L'assainissement consiste en des fosses toutes eaux et en un épandage souterrain. Les fientes sont soumises à la dessiccation, puis évacuées par un transporteur. L'élevage CAMILLERI, au lieu dit « Les Condamines » élève 12000 poulets de chair. L'assainissement est le même que celui de la ferme de la Côte Bleue. A Issanka, au lieu dit « Les Relais », un élevage extensif de canards et un petit chenil produisent quelques apports polluants vers la Vène par temps de pluie (lessivage des sols). De plus, un élevage extensif de moutons est situé au nord-ouest du bassin versant au lieu dit « Mas d'Antonègre » (Contrat pour l'étang de Thau, 1992). Quelques élevages extensifs de chevaux sont également présents sur le bassin.

### 1.2.2 Urbanisation et activités associées

Les zones artificialisées couvrent 3% de l'aire totale du bassin. On distingue :

- les zones urbaines, constituées par trois petits villages : Cournonsec, Montbazin, Gigean.
- les zones imperméabilisées que sont les axes routiers situés au sud-ouest du bassin versant.

Les villages sont classés en zones urbaines discontinues (Corine Land Cover 1998, niveau3, Bd carto 1998). Cournonsec, Montbazin, Gigean regroupent l'essentiel de la population du bassin, soit 7730 habitants (INSEE, 1999), avec une densité démographique urbaine variant de 104 (Montbazin) à 218 (Gigean) habitants.km<sup>2</sup>.

L'habitat consiste en majorité pour les trois communes en des logements individuels (cf. Figure 1.2.b) et la densité urbaine de logements varie de 41,62 (Montbazin) à 83,88 (Gigean) logements au km<sup>2</sup> (Giostrella, 2005). La majorité des résidences principales sont reliées au réseau collectif. Le taux de raccordement de la population à la station d'épuration est de 91% pour Cournonsec et Montbazin et 97% pour Gigean (INSEE, 1999). Pour les trois communes, le système d'assainissement est séparatif : les eaux pluviales sont rejetées directement dans le milieu naturel.

Les stations d'épuration –STEP- ont des modes de fonctionnement divers : celle de Cournonsec est une station à boues activées, celle de Montbazin une station de lagunage naturel et celle de Gigean une station de lagunage aéré.

A Gigean, la STEP traite les rejets de la population du village, ainsi que ceux de la Société coopérative agricole Le Cellier gigeannais, de la SARL Frigexquis, industrie laitière qui fabrique des glaces et de Midi tielles, industrie agro-alimentaire. Les rejets des STEP de Montbazin et de Gigean vont directement dans la rivière et leur débit est estimé respectivement à  $0.006 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  et à  $0.009 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Les effluents de la STEP de Cournonsec sont rejetés dans un affluent qui rejoint la Vène à 900 m à l'aval de la source karstique de Cournonsec.

Les capacités des STEP de Cournonsec, Montbazin et de Gigean sont respectivement de 1500, 2300 et 6000 équivalents habitants (EH), soit une capacité totale de 9800 EH. Cette capacité convient au traitement des rejets estimés en 2001, 2002 et 2003 pour Cournonsec (respectivement 288 ; 492 ; 492 EH) et ceux estimés en 2001, 2002, 2003 et 2004 pour Montbazin (respectivement 621 ; 324 ; 324 ; 893 EH.), mais pas pour Gigean, dont la STEP est sous dimensionnée, avec 6248 EH en 2001 (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, 2005).

Les 248 EH<sup>1</sup> qui ne seraient pas traités par la STEP de Gigean entraîneraient en théorie un rejet de  $3.7 \text{ kgN} \cdot \text{j}^{-1}$ , dont  $\frac{1}{3}$  de  $\text{NH}_4$  et  $\frac{2}{3}$  de  $\text{N}_{\text{org}}$  et environ  $1 \text{ kgP} \cdot \text{j}^{-1}$ , considérés comme étant principalement sous forme d'orthophosphates solubles biodisponibles (cf. Chapitre 1, § 4.2.2).

### 1.2.3 Industries

Les industries consistent principalement en des caves viticoles, coopératives ou individuelles. Il existe deux caves coopératives, une à Montbazin et une autre à Gigean. La cave de Gigean produit 110000 hL par an. La cave de Montbazin produit 20000 hL par an et les rejets sont traités par un bassin d'évaporation (Barbier, 2000). Il existe également deux caves particulières sur le bassin : une à Cournonsec et une à Montbazin (Contrat pour l'étang de Thau, 1992).

Les bassins d'évaporation permettent un rejet zéro à l'environnement. Cependant, le dimensionnement de ces bassins est effectué sans tenir compte des accumulations de boues au fond des bassins d'une année sur l'autre. Après évaporation de l'eau, il reste des matières solides, qui ne sont pas toujours évacuées. Il arrive alors que les bassins d'évaporation débordent et constituent un apport en pollution pour l'environnement.

Les périodes de rejet des caves coopératives représentent entre 25 et 40 jours pendant les périodes de vendange (septembre-octobre) et 75 à 80 jours pendant les périodes de soutirage (octobre-décembre, février-mars). Les flux maximaux de  $\text{DBO}_5$  sont rejetés lors des vendanges, de 136 à 576  $\text{kg DBO}_5 \cdot \text{j}^{-1}$ , soit 4 à 6 fois plus que lors du soutirage

Le rejet vinicole est peu chargé en azote et en phosphore, mais sa forte teneur en matière organique en suspension peut influencer le bon fonctionnement de la photosynthèse dans les lagunages.

Il existe d'autres industries, mais, a priori, leur prise en compte n'est pas pertinente pour évaluer la qualité de l'eau : GT Liens (tertiaire) à Montbazin et à Gigean : CA France - Mora Mora (vannerie), Ateliers de Gigean (mécanique), Chausson Trialis (matériaux de construction), France Boissons Languedoc (achat et vente d'alcool), les Laboratoire Jaldes, Languedoc Armatures, National Calsat (transport de proximité) et SILER - Ste Industrielle Languedocienne Etude (mécanique).

---

<sup>1</sup> 1 EH correspond à  $15 \text{ gN} \cdot \text{j}^{-1} \cdot \text{hab}^{-1}$  et à  $4 \text{ gP} \cdot \text{j}^{-1} \cdot \text{hab}^{-1}$ .

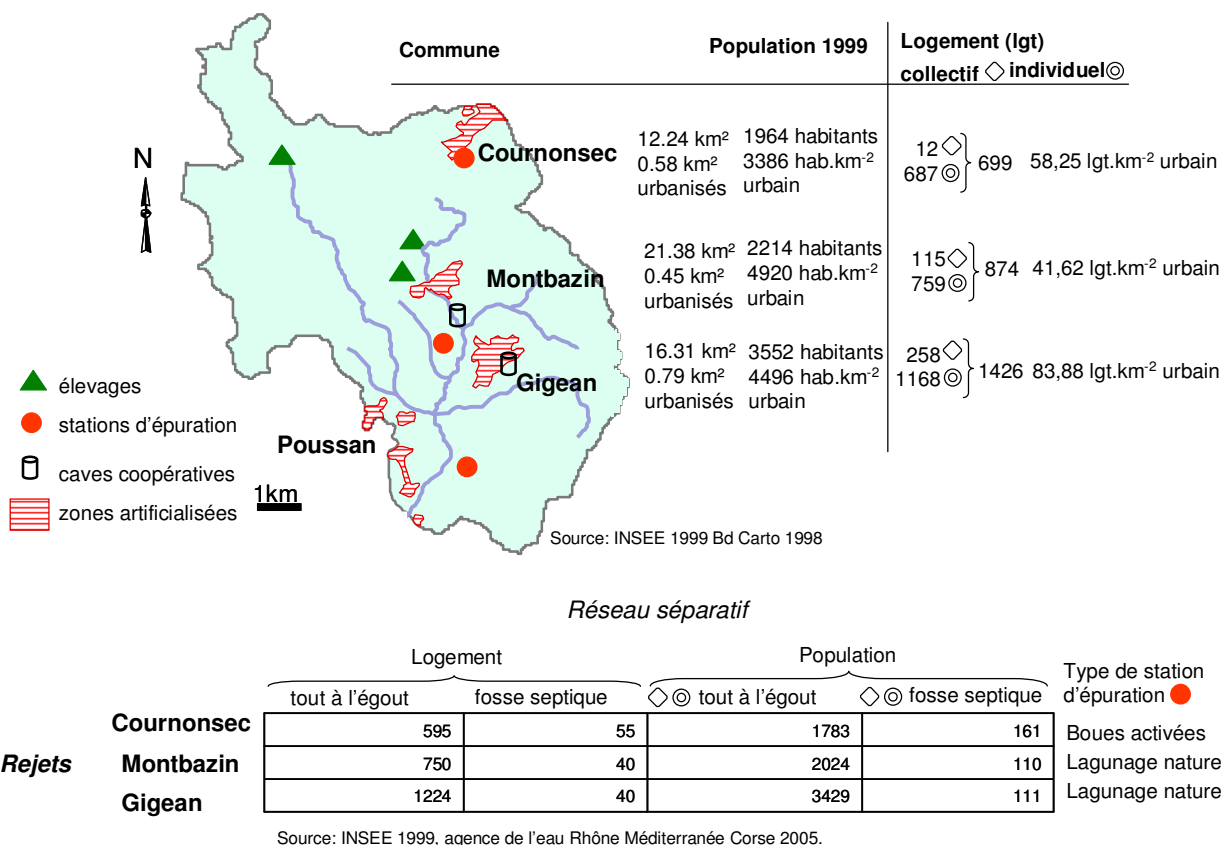


Figure 1.2.b : Urbanisation et activités associées sur le bassin versant de la Vène.

### 1.3 Les composantes du système

Le système bassin versant - rivière est un système complexe, dans lequel on doit tenir compte des caractéristiques physiques des différentes zones du bassin versant, de la rivière et des activités anthropiques. Les composantes de ce système complexe sont définies comme les différentes zones du bassin versant, de la rivière et les activités anthropiques, qui contribuent au débit à l'exutoire et qui constituent également des apports potentiels en nutriments (cf. Figure 1.3.a). Ces composantes sont de 2 types : celles qui appartiennent au bassin versant et celles directement liées à la rivière. Nous distinguons ainsi sur le bassin versant : les sources karstiques, les sols perméables, les surfaces urbaines et dans la rivière, les rejets des STEP et le lit de la rivière.

Les sources karstiques de Cournonsec et d'Issanka, dont les bassins versants sont situés à la fois à l'intérieur et à l'extérieur de celui de la Vène, alimentent en eau la rivière et apportent des nutriments au cours de l'année hydrologique durant toute leur période de fonctionnement.

Les sols agricoles représentent 39% du bassin versant. En réponse aux précipitations, il peut y avoir un ruissellement de surface sur les sols et un écoulement hypodermique à travers les sols. Les sols constituent un réservoir de nutriments qui peuvent être transportés vers la rivière, si les conditions hydrologiques et physico-chimiques sont favorables. La nature et les caractéristiques physico-chimiques des sols du bassin versant de la Vène ne sont cependant a priori pas favorables à la remobilisation des nutriments (cf. § 1.1.1). La date des apports d'engrais à la vigne, ainsi que leur nature peuvent de plus jouer un rôle sur la quantité de nutriments remobilisée au cours de l'année hydrologique. Les nutriments contenus dans engrais déposé juste avant une averse seront ainsi lessivés en grande partie.

Les surfaces urbaines du bassin sont réduites-3% environ, mais ce sont les plus imperméables et donc les premières à ruisseler en réponse à la pluie. L'eau pluviale ruisselant sur des surfaces urbaines est connectée à la rivière par des canalisations souterraines.

La rivière concentre les écoulements et les apports en nutriments issus des versants. Elle reçoit également les apports ponctuels des sources karstiques, des 3 stations d'épuration de Cournonsec, Montbazin et Gigean, voire des caves coopératives de Montbazin et Gigean.

Quand une vitesse d'écoulement suffisante est atteinte, le lit de la rivière peut constituer une source de nutriments. Quand les vitesses sont faibles, les nutriments peuvent s'accumuler dans le lit.

La participation des composantes du système à l'écoulement et au flux de nutriments vers la rivière dépend des caractéristiques climatiques du bassin versant.

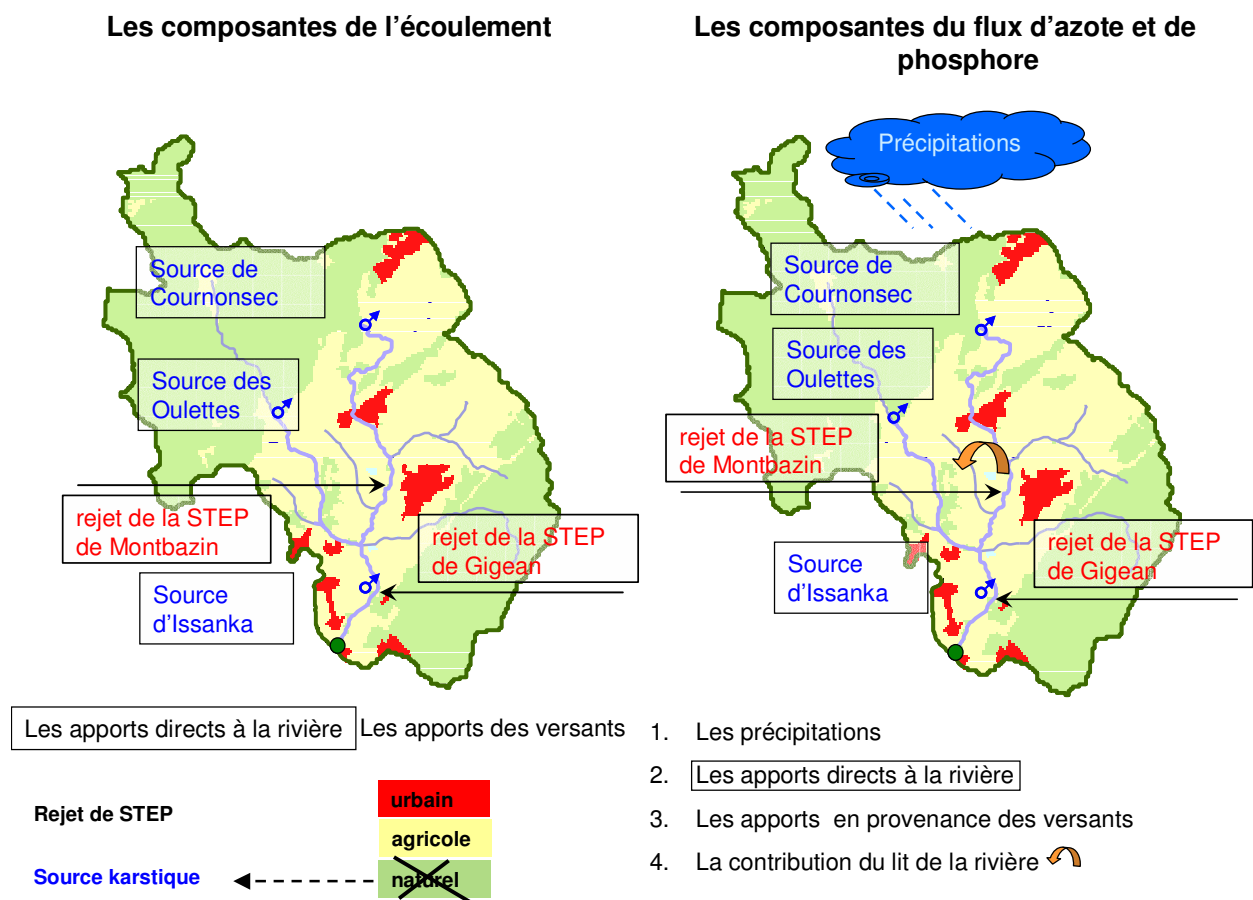


Figure 1.3.a : Les composantes de l'écoulement et du flux de nutriments du système bassin versant.

## 2. Caractéristiques climatiques

### 2.1 Réseau d'observation

Les données de pluie sur le bassin versant sont recueillies par trois pluviographes à augets basculeurs et à enregistrement automatique : Montbazin depuis août 1994, Mas de Plagnol depuis juillet 2002 et Les Clash depuis mars 2003 (cf. Figure 2.1.a). Les données de température de l'air et l'évapotranspiration potentielle (ETP, calculée par Penman, albédo gazon) proviennent de la station Météofrance de Montpellier-Fréjorgues, située à 20 km à l'est du bassin versant.

La station météorologique de Mèze, située en dehors du bassin versant, a été utilisée pour pallier aux données de précipitations manquantes ou douteuses sur le pluviographe de Montbazin, quand il était le seul implanté sur le bassin versant (avant 2002).

Afin d'estimer quels sont les apports en nutriments de l'eau de pluie, les précipitations sont collectées à l'aide d'un pluviographe « propre » sur le site de Mas Plagnol ; sur ces échantillons sont déterminées les différentes formes de l'azote et du phosphore. Les caractéristiques détaillées des stations pluviographiques et des stations météorologiques sont données en Annexe B-I.

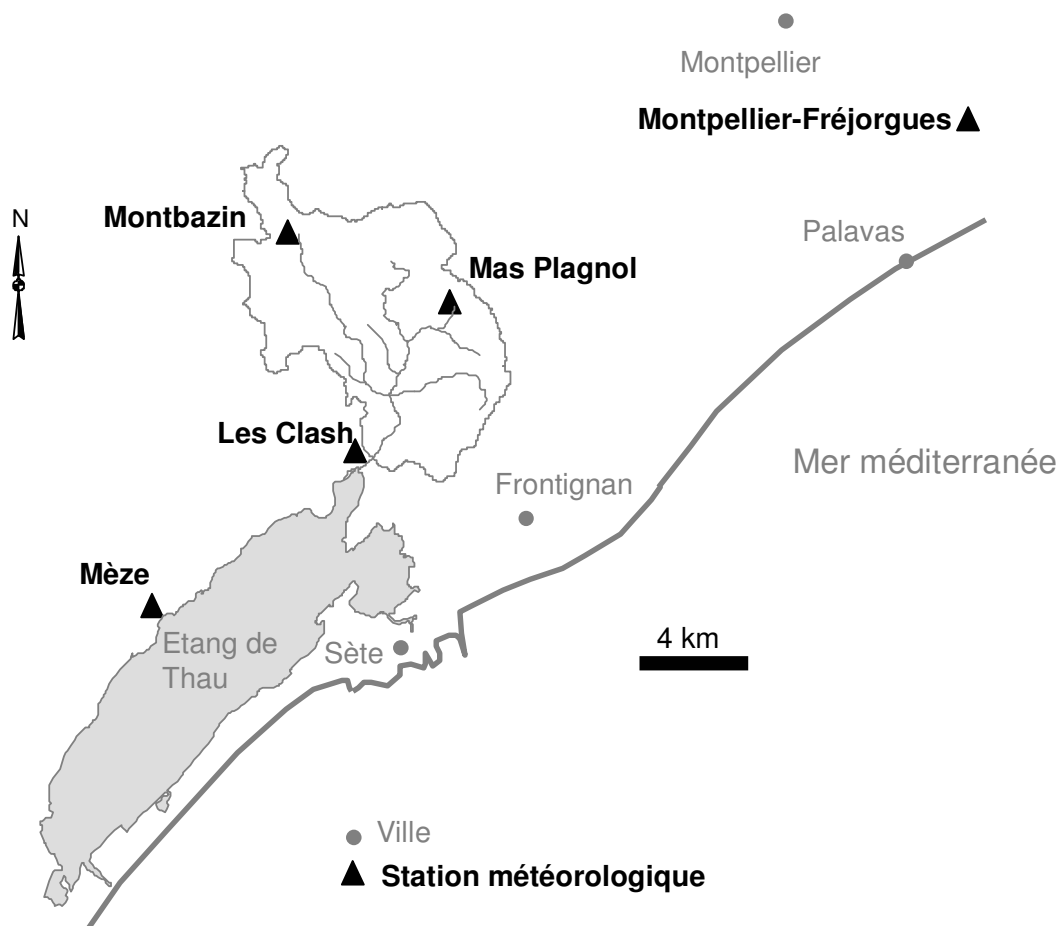


Figure 2.1.a : Localisation des stations météorologiques.



## 2.2 Variabilité temporelle

### 2.2.1 A l'échelle interannuelle

Le bassin de la Vène, situé en bordure de la mer Méditerranée, présente les caractéristiques d'un régime pluvial méditerranéen. L'étude des données pluviographiques observées montrent que de 1994 à 2005, les précipitations annuelles varient de 472 mm (2004-2005) à 859 mm (2002-2003), pour une moyenne de 668 mm, ( $\sigma = 121\text{mm}$ ); ces valeurs correspondent aux valeurs observées par Ascensio (1984) pour la côte et le littoral de l'Hérault de 1951 à 1975.

Les valeurs d'ETP varient dans une gamme restreinte : de 1268 mm (1995-1996) à 1386 mm (1994-1995 et 2004-2005), avec une moyenne de 1336 mm ( $\sigma = 32\text{mm}$ ).

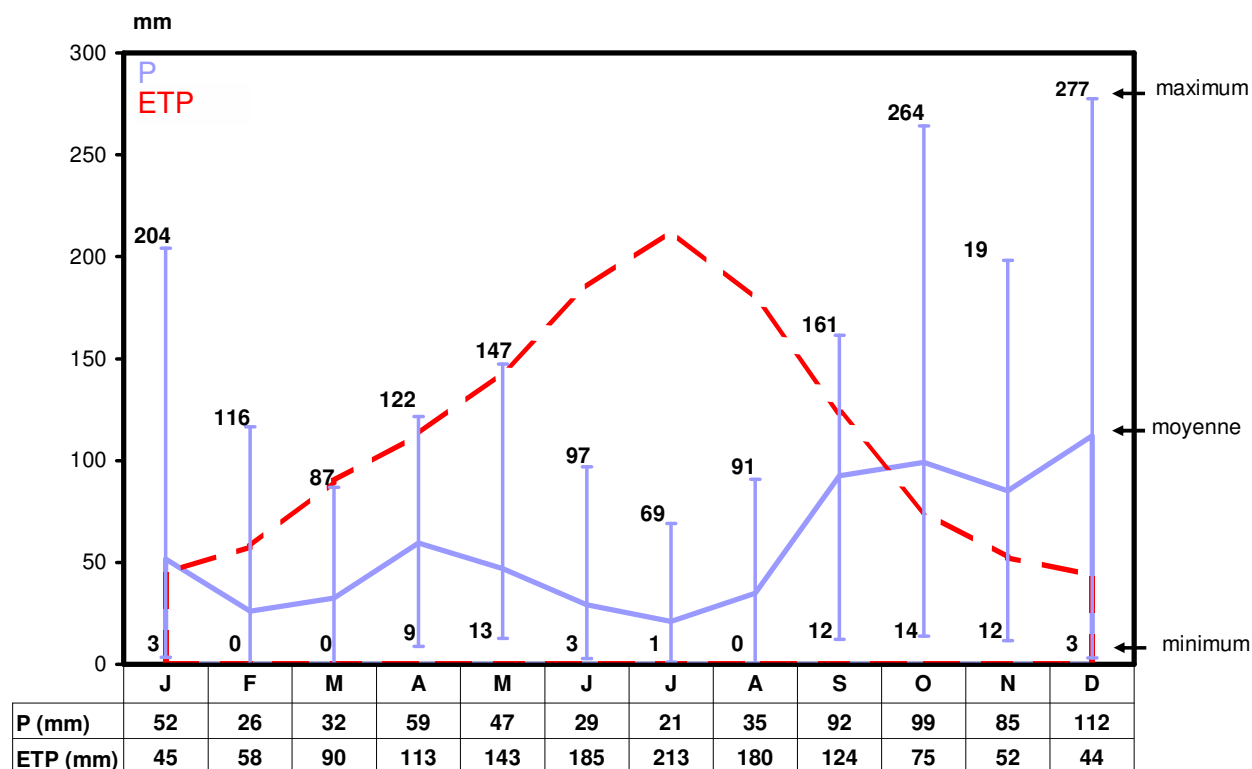
### 2.2.2 A l'échelle annuelle

Les saisons sont très marquées. La moitié de la pluie annuelle est concentrée sur 4 mois, de septembre à décembre, avec un cumul moyen de 389 mm (écart-type : 284 mm). Les mois de juin à août présentent le cumul moyen minimal de précipitations de 85 mm ( $\sigma = 79\text{mm}$ ). Le mois de février est en moyenne très peu pluvieux avec un total précipité égal à 26 mm, avec cependant un écart-type égal à 32mm.

Les valeurs mensuelles sont également très variables d'une année sur l'autre : les coefficients de variation inter annuels sont supérieurs à 50%. Une valeur record de 277 mm est enregistrée pour le mois de décembre 2002.

L'évapotranspiration moyenne mensuelle est maximale de juin à août, avec 578 mm cumulés ( $\sigma = 51\text{ mm}$ ), minimale en décembre et janvier, avec respectivement 44 mm ( $\sigma = 7\text{ mm}$ ) et 45 mm ( $\sigma = 10\text{ mm}$ ). De septembre à décembre, le total évapotranspiré est égal à 294 mm ( $\sigma = 38\text{ mm}$ ).

Le climat de type méditerranéen a en effet comme particularité la coïncidence entre le minimum pluviométrique et le maximum d'ETP annuelle, ce dont rend bien compte le diagramme de la figure 2.2.a.

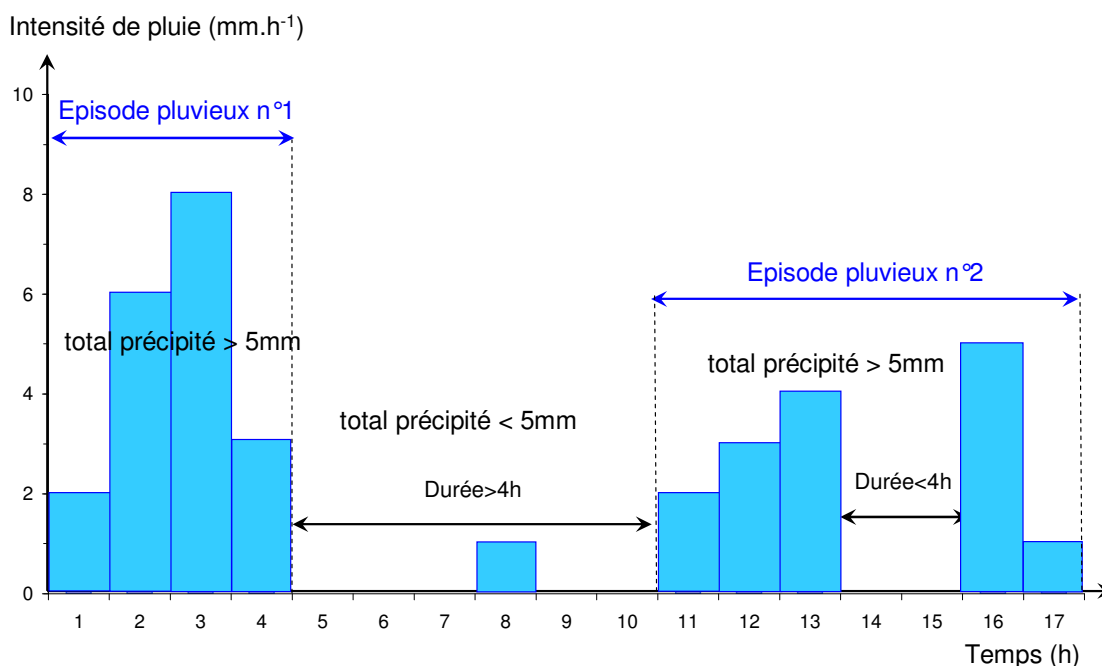


**Figure 2.2.a :** Valeurs moyennes et variations mensuelles des précipitations (P) à Montbazin de 1994 à 2005. Evapotranspiration (ETP Montpellier-Fréjorgues) moyenne mensuelle associée.

## 2.3 Caractéristiques des événements pluvieux

### 2.3.1 Episodes pluvieux

L'analyse des précipitations horaires a été réalisée sur le pluviographe de Montbazin. Dans cette analyse, on définit un événement pluvieux comme une période de temps présentant un cumul précipité supérieur ou égal à 5 mm, avec des durées sans pluie inférieures à 4 heures (cf. Figure 2.3.a). Un événement majeur est défini comme ayant une lame précipitée supérieure ou égale à 50 mm.



**Figure 2.3.a :** Modalité de découpage des épisodes pluvieux.

Sur les 10 ans de données enregistrées au pluviographe de Montbazin, on recense en moyenne 21 événements pluvieux par an. Le nombre d'événements pluvieux varie de 27 en 2001-2002, à 18 en 2004-2005. On enregistre le plus fréquemment 4 événements majeurs par an.

Pratiquement la totalité des événements -97%- ont une durée inférieure à 48 heures.

84% des événements qui ne sont pas majeurs, sont des événements courts, d'une durée inférieure à 12 heures.

Les événements majeurs représentent 15% de la totalité des événements et la durée de la majorité d'entre eux est comprise entre 12 heures et 48 heures. L'événement le plus important est enregistré sur le bassin de la Vène le 11/12/2002 : il cumule 167 mm précipités en 29 heures, avec une intensité maximale de 29 mm.h<sup>-1</sup> calculée à partir des données horaires.

### 2.3.2 Courbes Hauteur-Durée-Fréquence (HDF) et Intensité-Durée-Fréquence (IDF)

L'analyse des données de pluies enregistrées au pluviographe de Montbazin a permis de tracer, à partir des données horaires (1994-2005), les courbes Hauteur-Durée-Fréquence (HDF) et Intensité-Durée-Fréquence (IDF) pour ce poste (cf. Figure 2.3.b). Les hauteurs d'eau et les intensités prises en compte correspondent, pour les dix ans de données, aux valeurs maximales calculées pour des durées de cumul égales à des multiples du pas de temps horaire. Aux courbes expérimentales sont ajustées ensuite des expressions analytiques de type Montana.

Sur les courbes HDF et IDF sont également représentés respectivement le calcul des hauteurs d'eau et celui des intensités de pluie au poste de Montpellier -Fréjorgues pour une période de retour de 10ans (Luc Neppel, communication personnelle).

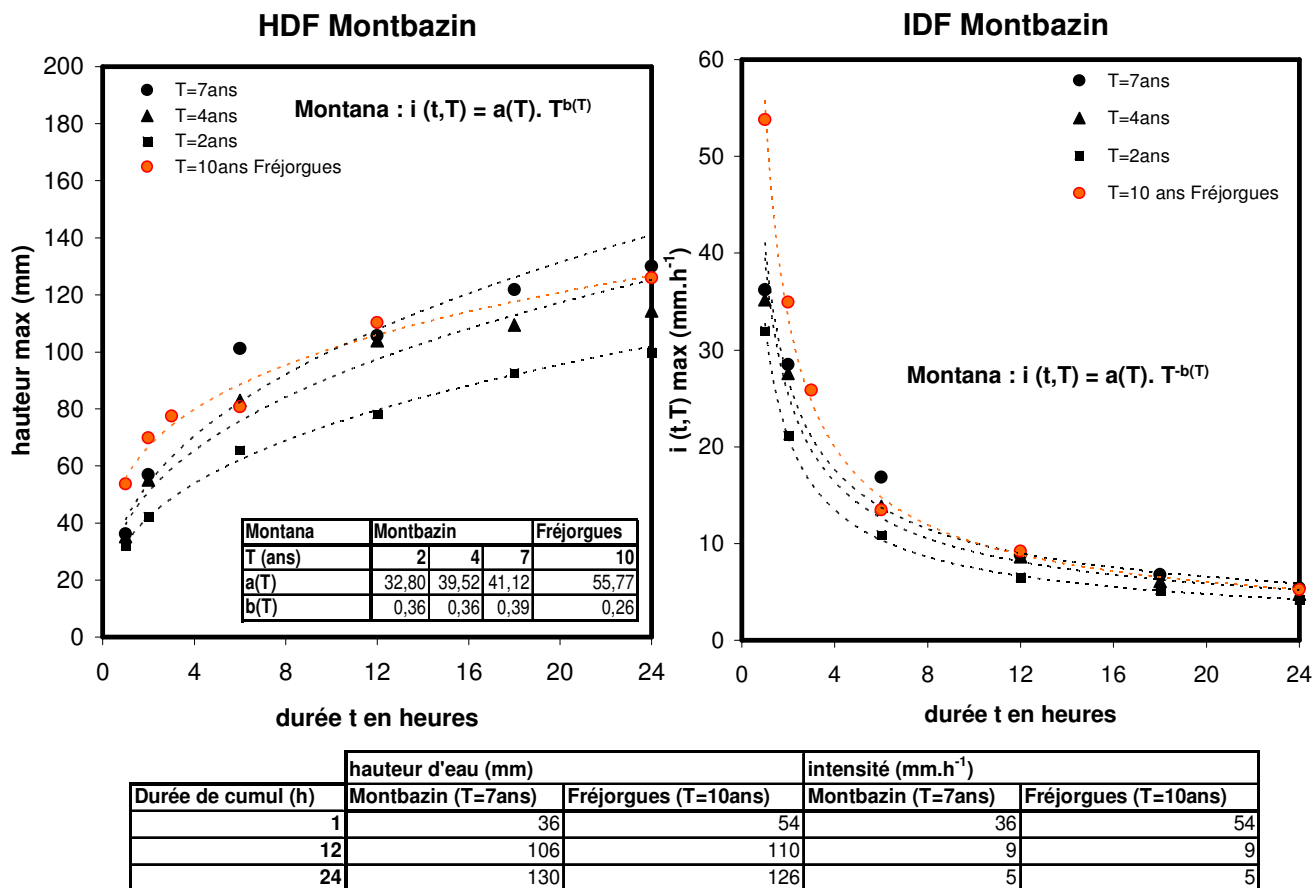


Figure 2.3.b : Courbes Hauteur-Durée-Fréquence (HDF) et Intensité-Durée-Fréquence (IDF) du poste de Montbazin.

La majorité des événements de pluie, de durée inférieure à 12 heures, ont une lame d'eau précipitée qui varie de 30 à 120 mm et une intensité inférieure à 10 mm.h<sup>-1</sup>.

Il est de plus possible de comparer la hauteur d'eau et l'intensité de pluie calculée à Montbazin pour une période de retour de 7 ans et à Fréjorgues pour une période de retour de 10 ans (cf. Tableau de la figure 2.3.b). Sur des périodes de cumul de 12 h et 24 h, les hauteurs d'eau et les intensités des deux postes sont assez voisines. Pour une durée de cumul plus faible, égale à 1 heure, la hauteur d'eau précipitée à Fréjorgues est supérieure à celle de Montbazin.

### 2.3.3 Variabilité spatiale

Les données de pluie enregistrées aux 3 pluviographes du bassin versant montrent l'existence d'une variabilité spatiale des précipitations sur le bassin. Cette variabilité est plus ou moins grande selon les années : faibles en 2002-2003 (CVBas<sup>1</sup>=1), fortes les deux années suivantes (CVBas=9 et 15 pour 2003-2004 et 2004-2005). Ces variations correspondent à des différences entre la hauteur d'eau maximale et la hauteur d'eau minimale enregistrées égales à 67, 186 et 145 mm pour les 3 ans successifs. Cette variabilité spatiale n'est pas liée aux saisons, même si le mois de septembre présente des coefficients de variation spatiaux mensuels maximaux au cours des années 2002-2003 et 2003-2004.

<sup>1</sup>CVBas : coefficient de variation spatiale de la pluie.  $CV_{bas} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^N \alpha_i (P_i - P)^2}}{P}$ , avec  $\alpha_i$ , coefficient de

Thiessen associé à une station pluviographique i ; P<sub>i</sub>, pluie cumulée à la station i ; N, nombre de station d'enregistrement.

A l'échelle journalière, Jean Louis Perrin (communication personnelle) a évalué la variabilité spatiale du cumul de précipitations entre les 3 pluviographes, du 07/04/2003 au 17/03/2005. Le tableau 2.3.a présente l'écart absolu et l'écart relatif par rapport à la moyenne pour chaque jour. La période d'étude dure 711 jours, avec 320 jours de temps sec et 198 jours de lacunes. Sur cette période, la majorité des journées présentent un écart absolu à la moyenne faible, égal à  $\pm 10$  mm. L'écart le plus fort, de  $\pm 80-90$  mm, correspond à l'événement pluvieux maritime du 13/09/2004, en provenance de la Méditerranée, qui se déplaçant vers le nord, n'affecte pas la totalité du bassin versant. Les écarts relatifs observés sont forts, mais l'étude ne concerne que 83 jours sur les 711 de la période d'étude.

**Tableau 2.3.a :** Variabilité spatiale des précipitations journalières (écarts absolus et relatifs).

Intervalle	Nombre de jours	Ecarts relatifs	Nombre de jours
<b>0-10 mm</b>	173	<b>0-20 %</b>	17
<b>10-20 mm</b>	12	<b>20-40 %</b>	15
<b>20-30 mm</b>	4	<b>40-60 %</b>	18
<b>30-40 mm</b>	2	<b>60-80 %</b>	7
<b>40-50 mm</b>	0	<b>80-100 %</b>	9
<b>50-60 mm</b>	1	<b>100-120 %</b>	3
<b>60-70 mm</b>	0	<b>120-140 %</b>	5
<b>70-80 mm</b>	0	<b>140-160 %</b>	2
<b>80-90 mm</b>	1	<b>160-180 %</b>	3
<b>90-100 mm</b>	0	<b>180-200%</b>	4
<b>Total</b>	193	<b>Total</b>	83
		<b>Pluie à 1 poste</b>	75
		<b>Pluie à 2 postes</b>	35

#### 2.3.4 Concentrations en azote et phosphore

Les concentrations en azote total, ammonium, nitrates, nitrites, phosphore total brut et orthophosphates de l'eau de pluie de 40 événements de pluie contenant des dépôts atmosphériques ont été déterminées (selon les méthodes exposées en Annexe B-III). En moyenne, en prenant en compte les trois pluviographes, l'azote total présente une concentration de  $1572 \mu\text{gN.L}^{-1}$ ;  $\text{NH}_4^+$  est la forme de l'azote ayant la plus forte concentration, soit  $901 \mu\text{gN.L}^{-1}$ ; les nitrates  $\text{NO}_3$  ont une concentration moyenne égale à  $650 \mu\text{gN.L}^{-1}$  et les nitrites  $\text{NO}_2$ ,  $21 \mu\text{gN.L}^{-1}$ .

Ces concentrations en azote sont supérieures aux valeurs moyennes relevées pour la France (cf. Chapitre 1, § 4.2.2)

La concentration en phosphore total est moitié moindre que celle de l'azote, avec une valeur moyenne de  $136 \mu\text{gP.L}^{-1}$ , principalement sous forme d'orthophosphates, soit  $171 \mu\text{gP.L}^{-1}$  (Christian Salles, communication personnelle). Ces concentrations en phosphore de l'eau de pluie sont fortes.

Il est à noter que la variabilité inter-événements pluvieux, pour chaque poste pluviométrique, est supérieure à 50%, quel que soit l'événement considéré. La variabilité inter-postes au cours d'un même événement est inférieure à 40%.

### 3. Réseau d'observations

Nous présenterons ici la densité et la fréquence du réseau de mesures, puis les grandeurs mesurées.

#### 3.1 Réseau de mesures

Les observations réalisées sur le réseau hydrographique de la Vène comportent :

- des suivis en continu sur 4 stations hydrométriques.
  - des suivis spécifiques lors des crues sur ces 4 stations, dits suivis de crue.
  - des suivis spécifiques sur un réseau dense de points, échantillonnés de façon quasi simultanée, à certaines dates, dits suivis spatiaux.
  - des suivis spécifiques, sur les sédiments, sur un bief à l'aval d'un rejet, dits suivis d'accumulation.
- Chaque type de suivi correspond à un réseau d'observations particulier.

##### 3.1.1 Le réseau hydrométrique : suivis continus et suivis de crues

Les suivis continus et de crues se font au droit des 4 stations hydrométriques. Ces 4 stations hydrométriques enregistrent automatiquement les hauteurs d'eau, à partir de capteurs de pression, au pas de temps de 5 minutes (cf. Figure 3.1.a) :

- la station *K*, sur la commune de Cournonsec, fonctionne depuis octobre 2002. Cette station contrôle le débit de la source karstique et un bassin versant de 1.6 km<sup>2</sup>.
- la station *S*, sur la commune de Gigean, a été installée en juillet 2002 à l'exutoire d'un sous-bassin versant de 35 km<sup>2</sup>.
- la station *V*, sur la commune de Poussan, à l'exutoire, est opérationnelle depuis août 1994.
- la station *O*, sur la commune de Poussan, contrôle depuis décembre 2002 l'exutoire du sous-bassin versant de l'affluent principal de la Vène, les Oulettes, dont la surface est égale à 17,6 km<sup>2</sup>.

La localisation précise, les caractéristiques détaillées ainsi que l'équipement des stations de mesures hydrométriques sont reportés en Annexe B-I.

Aux quatre stations hydrométriques, des préleveurs automatiques programmables assurent la collecte des eaux de la rivière durant les crues. L'échantillonnage s'effectue à des pas de temps courts durant la montée de la crue (30 minutes à 1 heure). Durant la décrue, les pas de temps sont plus importants.

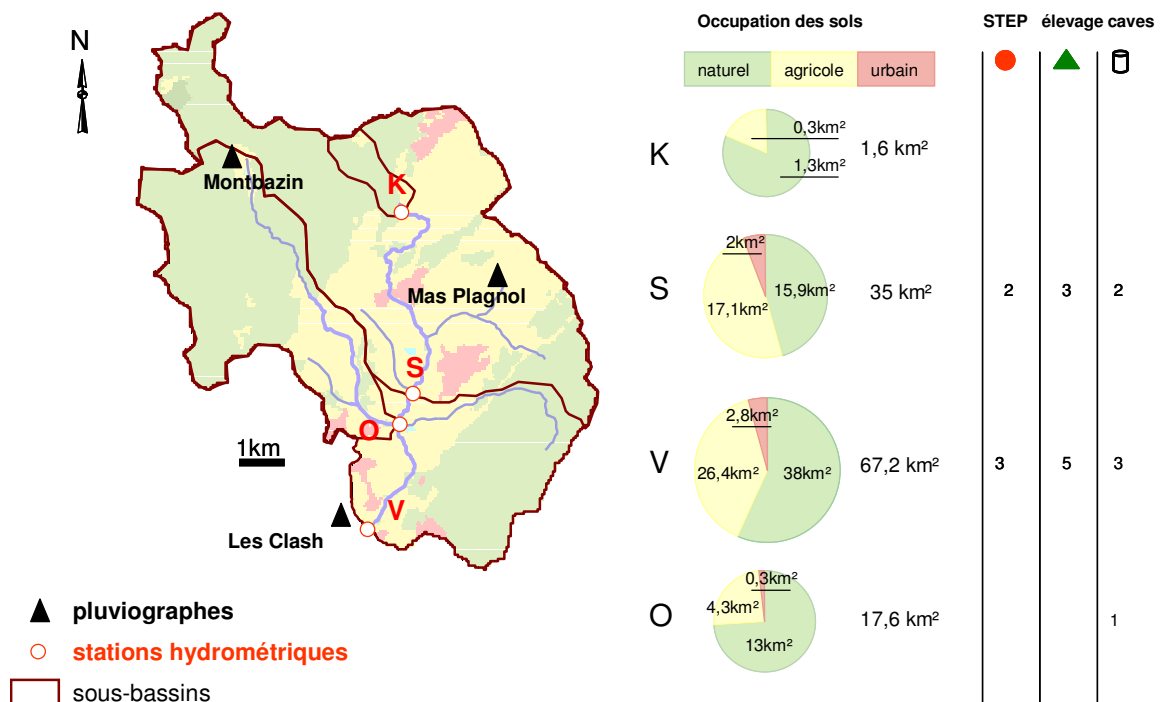


Figure 3.1.a : Caractéristiques des stations hydrométriques K, S, O et V.

### 3.1.2 Le réseau de mesures du suivi spatial

Le suivi spatial est réalisé sur un réseau de mesures comportant 19 points : 9 points sont situés sur le drain principal de la rivière, les autres correspondent à des apports à la Vène (cf. Figure 3.1.b). Parmi les 9 points situés sur la rivière, figurent en plus des stations K, S et V, correspondant aux points de suivis en continu, 6 points (L, M, N, P, R, T) localisés en amont ou en aval des apports à la Vène (affluents, apports directs).

Les apports directs échantillonnés sont les rejets de station d'épuration (a pour celle de Cournonsec, d pour celle de Montbazin, h pour celle de Gigean), les rejets des caves viticoles (drainés par l'affluent b à Montbazin et l'affluent c à Gigean) et les Oulettes (station O), affluent principal de la rivière. En chaque point, des mesures de paramètres physico-chimiques sont effectuées in situ et des échantillons d'eau sont prélevés à des fins d'analyse.

Le tableau de la figure 3.1.b synthétise les caractéristiques géographiques de ces différents points : distance à la source karstique de Cournonsec, superficie du sous-bassin versant, occupation du sol, activités potentiellement génératrices de pollution.

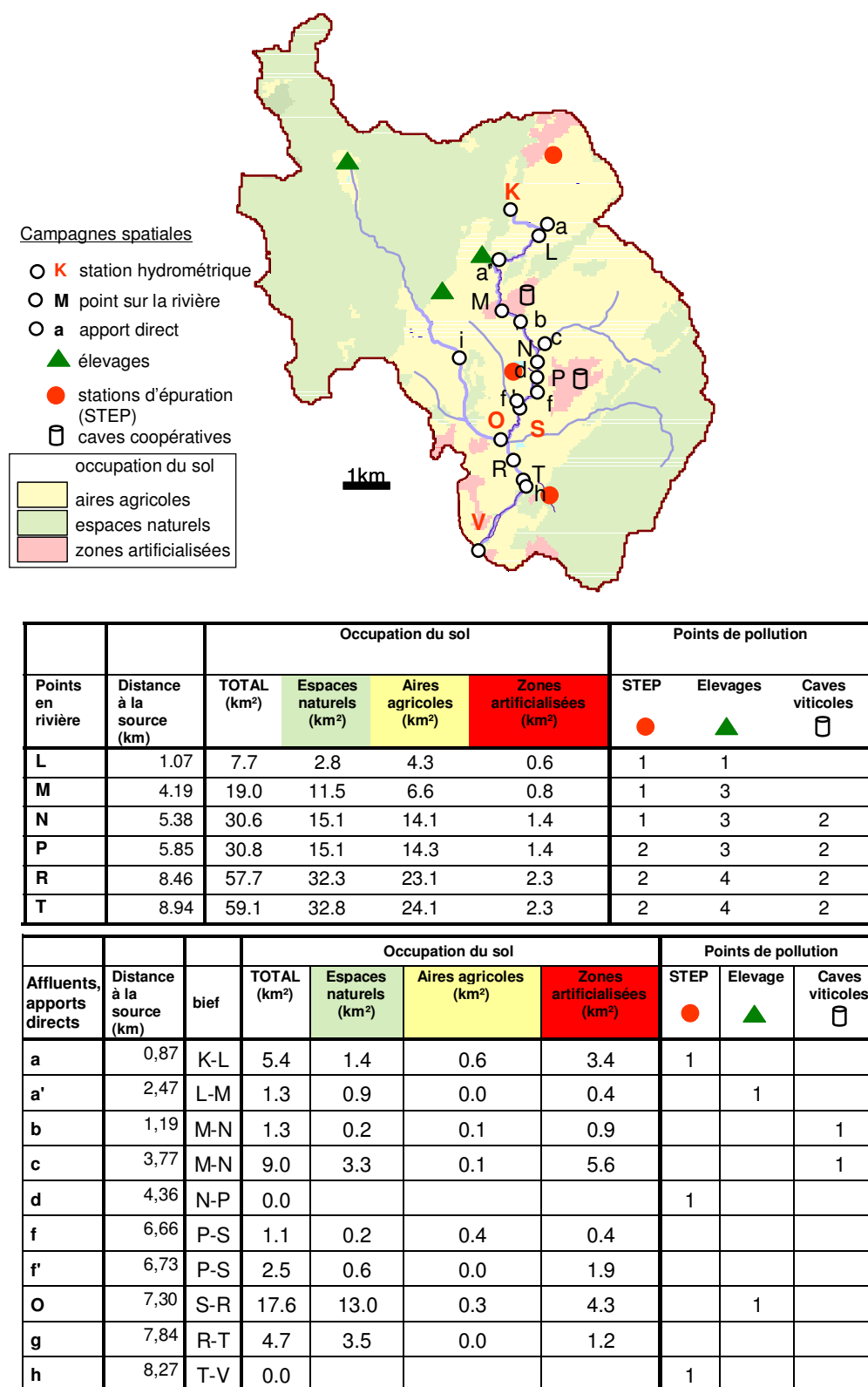


Figure 3.1.b : Caractéristiques des points de mesures ponctuelles.



### 3.1.3 Le réseau de mesures du suivi d'accumulation

Des campagnes journalières ont été menées afin d'échantillonner les sédiments du lit de la rivière (Gimbert, 2003; David, 2005). En février 2003, janvier 2004 et janvier 2005, trois campagnes ont consisté à prélever manuellement des échantillons de sédiments sur les 9 sites d'échantillonnage du spatial, situés sur le drain principal de la rivière. En chaque point, les prélèvements ont été effectués au milieu de la section et près des berges. Les prélèvements sont ensuite mélangés pour chaque section afin d'obtenir un échantillon moyen. Des prélèvements d'eau sont couplés à l'échantillonnage de sédiments.

Une expérimentation spécifique a été également mise en oeuvre, afin d'étudier les processus d'accumulation dans la rivière, directement en aval de l'apport direct de la station d'épuration de Montbazin (David, 2005). Des collecteurs contenant des sédiments fins ont été placés en quatre points des campagnes spatiales : le point *N*, en amont du rejet ; *d*, le rejet de la STEP ; le point *P* directement en aval de ce rejet ; la station *S*. Les sédiments fins sont collectés dans le lit de la rivière dans une section non perturbée, riche en sédiments. Quatre collecteurs sont placés en chaque point. Toutes les trois semaines, à partir de leur installation, en chaque point, un collecteur est enlevé et ses sédiments sont analysés. On prélève et on analyse également l'eau interstitielle des sédiments, ainsi qu'un échantillon d'eau de la rivière prélevé sur le site le jour de la récupération du collecteur.

## 3.2 Grandeurs mesurées

On peut les classer en 3 types : les débits, les paramètres physico-chimiques et les nutriments –azote et phosphore.

### 3.2.1 Les Débits

Aux 4 stations hydrométriques, les hauteurs d'eau sont enregistrées en continu, à partir de capteurs de pression, au pas de temps de 5 minutes. Les différentes périodes d'enregistrement sont indiquées dans le tableau 3.2.a pour chaque station. La hauteur d'eau enregistrée est ensuite transformée en débit à partir de la courbe de tarage établie pour chaque station.

Lors des suivis spatiaux, une mesure instantanée de débit est effectuée manuellement sur certains points du réseau d'observation à l'aide d'un moulinet OTT-C2 ou OTT-C31.

**Tableau 3.2.a :** Disponibilité et précision des mesures aux quatre stations hydrométriques.

Station hydrométrique	Date de démarrage	Commentaires
<i>K</i>	02/10/2002	21 D, 32 L en 2003-2004.
<i>S</i>	25/07/2002	81 L en 2003-2004.
<i>O</i>	06/12/2002	37 L en 2002-2003.
<i>V</i>	03/08/1994	1994-1995 : 4 D, 31 L
		1995-1996 : 8mois D, 36L
		1996-1997 : de mi-décembre à mi avril et de fin mai à fin juillet L.
		1997-1998 : 28 D, 2 L
		1998-1999 : août D, 7 L
		1999-2000 : 2D, 37L
		2000-2001 : 16 D
		2001-2002 : 21 D, 15 L
		2003-2004 : 47 D

L : nombre de jours de lacunes de mesures de débit ; D : nombre de jours de données douteuses.

### 3.2.2 Paramètres physico-chimiques

Depuis mars 2003, les quatre stations *K*, *S*, *V* et *O* sont équipées d'enregistreurs automatiques de température de l'eau et de conductivité (Annexe B-I et B-II), qui fournissent des données au pas de temps horaire. Depuis septembre 2002, aux stations *K*, *S*, *V* et *O*, sont également mesurés in situ, tous les 15 jours, à l'aide de sondes spécifiques, le pH, le Eh et l'oxygène dissous.

Lors des campagnes spatiales, en chacun des 19 points, la conductivité, le pH, le Eh et l'oxygène dissous sont mesurés in situ. Ces paramètres ne sont pas déterminés lors des suivis de crues.

### 3.2.3 Azote et phosphore

Les échantillons d'eau collectés dans la rivière, placés en glacière, sont emportés au laboratoire en moins de 4 heures. Ils sont immédiatement filtrés et stockés pour les analyses ultérieures.

Les matières en suspension (MES) et les matières volatiles en suspension (MVS) sont déterminées. Les composés suivants sont analysés (cf. Figure 3.2.a) : le phosphore total brut ( $P_{tb}$ ), le phosphore total filtré ( $P_{tf}$ ), le phosphore soluble réactif ( $PO_4$ ), l'azote ammoniacal ( $NH_4$ ), les nitrates et les nitrites ( $NO_x$ ) et l'azote Kjeldahl (Ntk). Toutes les analyses sont menées en utilisant les méthodes standard (APHA, 1992).

Les nitrates  $NO_3$  et l'azote organique  $N_{org}$ , sont calculés. C'est également le cas de l'azote total pour la majorité des échantillons, bien qu'il soit parfois analysé. Nous avons également déterminé un indicateur de phosphore particulaire "PP" comme étant la différence entre le phosphore total  $P_t$ , et le phosphore soluble réactif  $PO_4$ , la quantité de phosphore soluble non réactif étant négligée.

Les échantillons de sédiments sont tamisés avec une maille de 2 mm. La granulométrie est déterminée, ainsi que l'azote total, l'azote Kjeldahl parfois, le phosphore total et le phosphore organique et minéral. La spéciation du phosphore est également effectuée (cf. Figure 3.2.b).

Le détail des méthodes de prélèvement, de conditionnement et d'analyse des eaux et des sédiments est reporté en Annexe B-II et B-II.

## Echantillons d'EAU

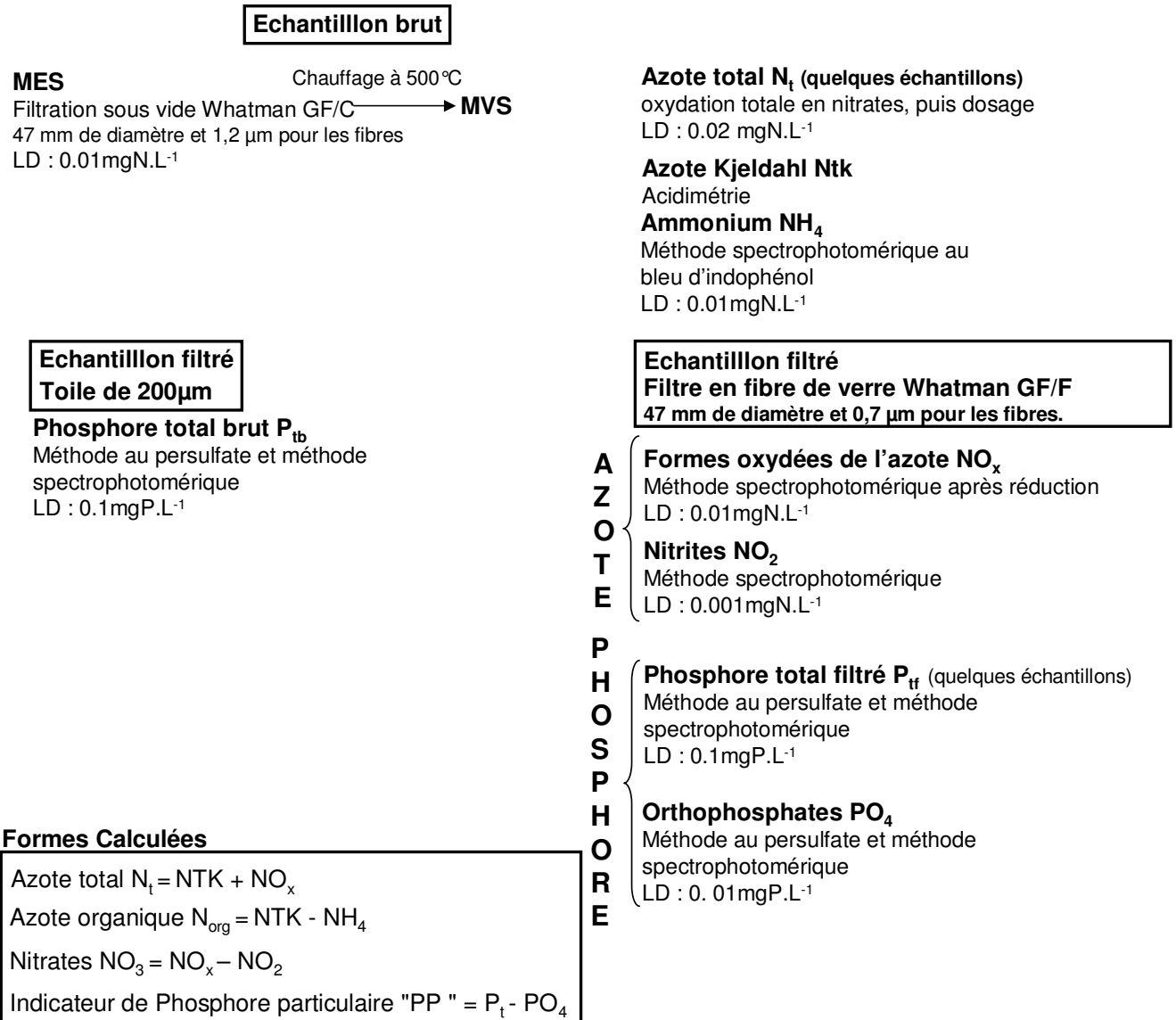


Figure 3.2.a : Organigramme des analyses des échantillons d'eau.

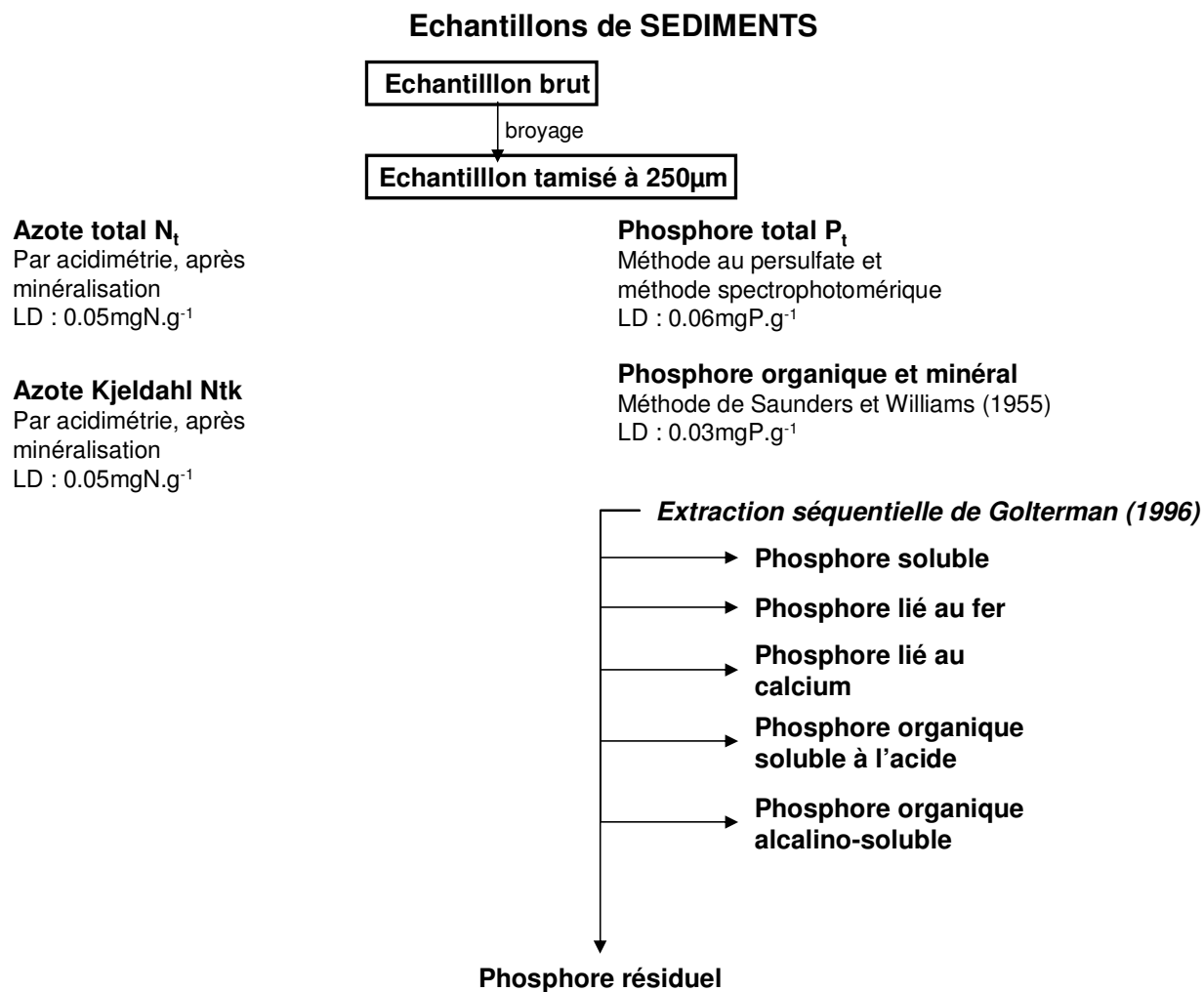


Figure 3.2.b : Organigramme des analyses des échantillons de sédiments.

## Chapitre 3. Fonctionnement hydrologique de la Vène

L'étude du fonctionnement hydrologique de la Vène sera menée en quatre étapes successives, correspondant à quatre parties. Les trois premières parties seront consacrées à l'analyse des données hydrologiques récoltées de 1994 à 2005 sur le bassin versant et dans la rivière.

Tout d'abord, nous présenterons les caractéristiques générales de l'écoulement à l'exutoire de la rivière au cours des différentes années hydrologiques, de 1994 à 2005. Le but est de définir des caractéristiques moyennes d'écoulement pour une année hydrologique et d'observer les écarts par rapport à cette moyenne au cours des différentes années.

Puis à l'échelle de l'année hydrologique, nous traiterons de la succession de différentes périodes de fonctionnement hydrologique : les modes hydrologiques. Nous essayerons alors de quantifier pour chaque mode hydrologique la participation de chacune des composantes à l'écoulement (cf. Chapitre 2).

Ensuite, nous présenterons un bilan des résultats obtenus lors de l'analyse de chaque mode et nous nous intéresserons à la représentativité de chacun de ces modes au cours des différentes années hydrologiques.

La dernière partie sera consacrée à la modélisation hydrologique qui a été mise en place afin de tester les hypothèses issues de l'analyse des données hydrologiques et d'améliorer notre compréhension des processus.

### 1. Caractéristiques générales

#### 1.1 Données disponibles

Afin d'étudier le fonctionnement hydrologique de la Vène, nous disposons de données relatives à deux périodes d'enregistrement : la période 1994-2002 et la période 2002-2005. Jusqu'à l'année hydrologique 2001-2002, la pluie est enregistrée à Montbazin et les débits à l'exutoire -station V. A partir de l'année hydrologique 2002-2003, nous disposons également d'enregistrements de pluie à Mas Plagnol et aux Clash et d'enregistrements de débits aux stations K, S et O. Cette deuxième période est très contrastée, si l'on considère les précipitations, puisque 2002-2003 est l'année la plus humide de la chronique 1994-2005, avec 859 mm précipités et 2004-2005, l'année la plus sèche, avec 472 mm précipités.

#### 1.2 Variabilité temporelle à l'exutoire

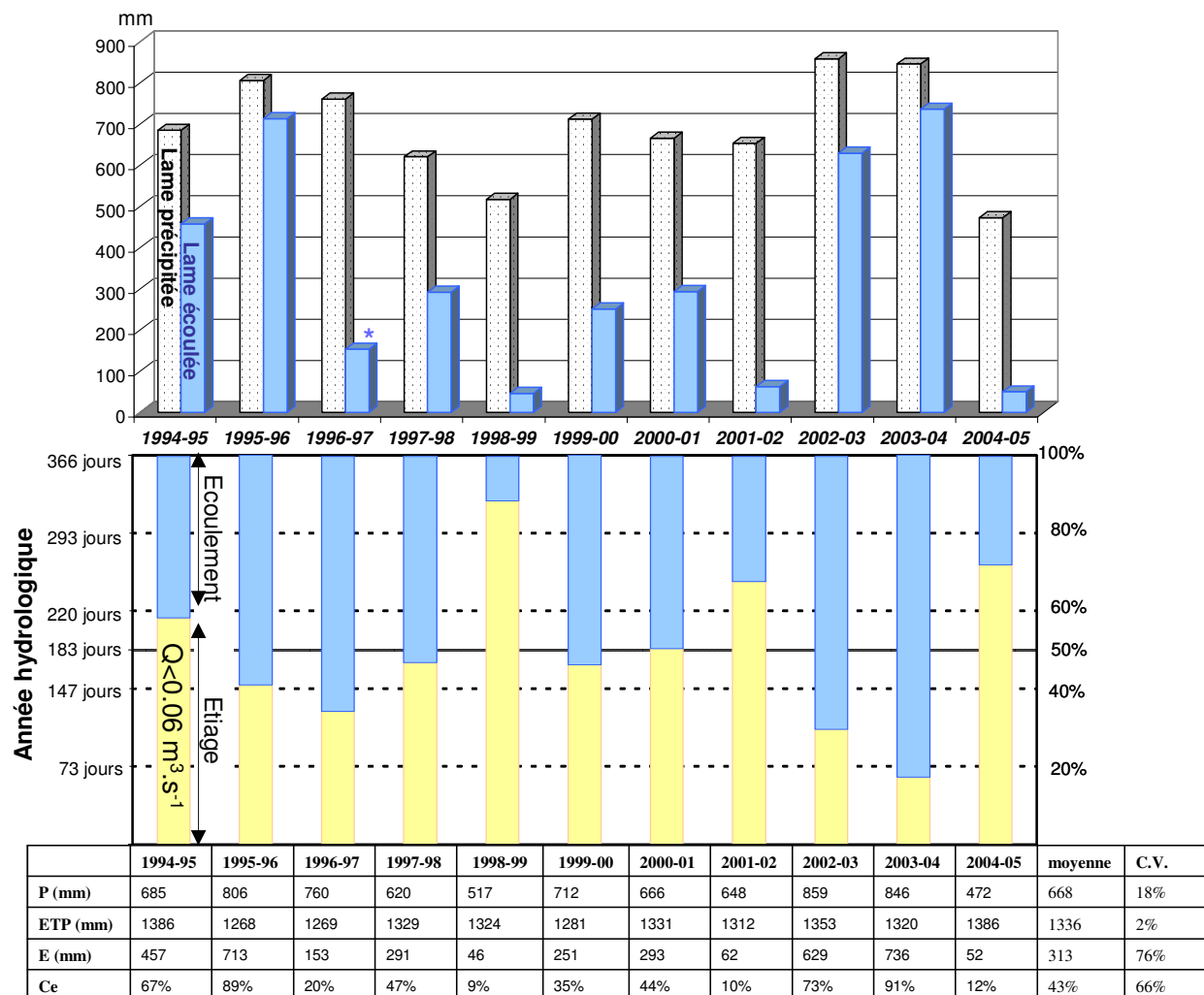
##### 1.2.1 Ecoulement annuel

Le bassin étant soumis aux influences climatiques méditerranéennes, l'écoulement de la Vène se caractérise à l'échelle de l'année hydrologique par un module moyen assez faible, estimé à  $10 \text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$  et par des lames d'eau écoulées égales en moyenne à 313 mm, pour 668 mm précipités. Ces deux caractéristiques de l'écoulement présentent une variabilité interannuelle supérieure à 75% (cf. Figure 1.2.a).

Le coefficient d'écoulement annuel est égal en moyenne à 43%, cette valeur étant très variable, le coefficient de variation interannuel étant de 66%. De si fortes valeurs de coefficients d'écoulement viennent du fait que le calcul de la lame écoulée a été fait sans tenir compte du bassin versant des sources karstiques. La valeur maximale du coefficient d'écoulement annuel, 91%, est obtenue en 2003-2004, avec 736 mm écoulés pour 846 mm précipités. La valeur minimale, 9%, est observée en 1998-1999, avec 46 mm écoulés pour 517 mm précipités. Cette valeur basse est du même ordre de

grandeur que celles rapportées pour des bassins versants semi-arides : sur une chronique de 6 ans, pour deux années humides, avec des précipitations voisines de 700mm, Ceballos et Schnabel (1998) relèvent des coefficients d'écoulement de 14,5% et 15,2%.

Le débit maximal enregistré à l'exutoire est égal à  $24,75 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  au pas de temps de 5 minutes. Cette valeur est cependant sous-estimée, car au-delà de ce débit, il y a débordement de la section d'écoulement à l'exutoire (voir photos de la station en Annexe B-I).



P, précipitations moyennes ; ETP, évapotranspiration Monteith ; E, lame écoulée à l'exutoire ; Ce, coefficient d'écoulement à l'exutoire. \* très nombreuses lacunes (cf. Chapitre 2, 3.2.1).

**Figure 1.2.a** : Chronique 1994-2005 : précipitations, évapotranspiration et lame écoulée à l'exutoire. Est présentée également la répartition entre les durées d'étiage et d'écoulement.

Au cours d'une année hydrologique, deux phases de fonctionnement sont observées : la phase active d'écoulement et la phase d'étiage. On admet que la Vène est à l'étiage quand le débit moyen journalier à l'exutoire est inférieur à  $0.06 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , valeur qui sera discutée dans la sous partie 2.1 de ce chapitre.

A partir de cette définition, le nombre moyen de jours d'étiage par an pour la chronique 1994-2005 est de 183 jours, soit environ 50% de l'année (cf. Figure 1.2.a). La durée d'étiage est cependant très variable d'une année sur l'autre : l'année hydrologique la plus humide, 2003-2004, ne compte que 63 jours d'étiage, alors que la plus sèche, 1998-1999, en a 323. Globalement, les années hydrologiques dont l'étiage correspond à plus de 60% de l'année sont les années les plus sèches (années 2001-2002

et 2004-2005). Inversement, celles présentant le temps d'étiage minimal à l'exutoire, inférieur ou égal à 30% de l'année hydrologique, sont les plus humides (2002-2003).

Il est à noter que la valeur du coefficient d'écoulement annuel ne suffit pas, à elle seule, à expliquer la durée de l'étiage à l'exutoire. L'année hydrologique 1994-1995 qui a un coefficient d'écoulement supérieur à la moyenne, présente une durée d'étiage importante, correspondant à 58% de l'année. La répartition de l'écoulement au cours de l'année hydrologique doit donc également être prise en compte pour mieux analyser les variations de la durée d'étiage.

## 1.2.2 Ecoulement mensuel

Les écoulements mensuels sont très variables. Sur la période d'étude, pour la plupart des mois de l'année, la valeur moyenne de l'écoulement mensuel est toujours supérieure ou égale à l'écart-type (cf. Figure 1.2.b).

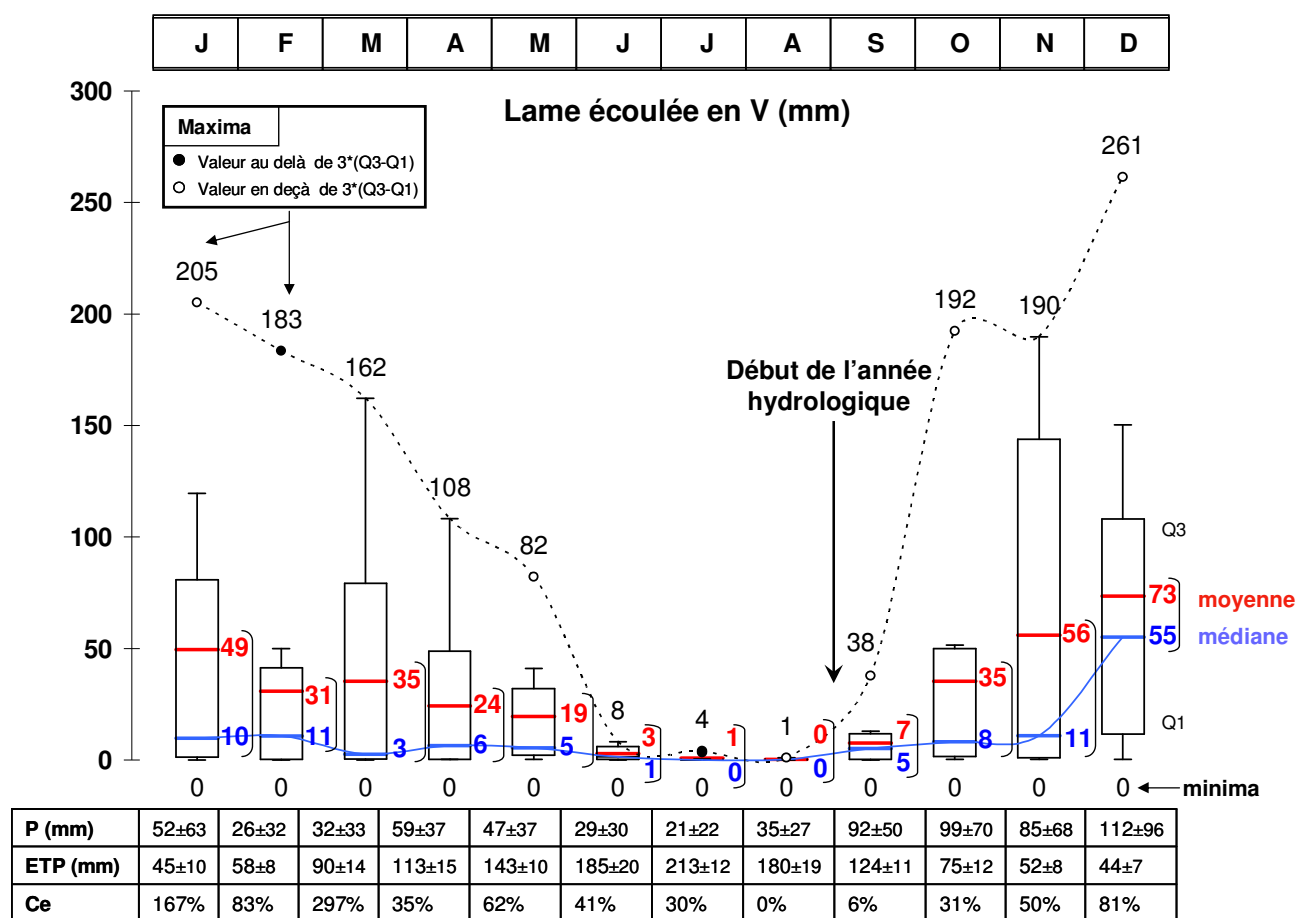


Figure 1.2.b : Variabilités inter et intra mensuelles de l'écoulement à l'exutoire de 1994 à 2005.

Tous les mois présentent des valeurs médianes très faibles, sauf décembre et une valeur minimale d'écoulement nulle, ce qui démontre la très forte variabilité interannuelle des écoulements mensuels.

Cependant l'étude des variations de l'écoulement mensuel au cours de l'année permet de caractériser :

- septembre, comme étant le mois habituel de reprise des écoulements : c'est le début de l'année hydrologique.
- octobre à janvier, comme les mois où se produisent en général plus de la moitié de l'écoulement annuel. Sur ces quatre mois, le coefficient d'écoulement moyen est supérieur à 1, du fait des apports karstiques.
- juin, comme étant le mois habituel de début d'étiage, même si certaines années, l'étiage commence plus tôt. Pendant les trois mois d'été, les variations de l'écoulement suivent celles des précipitations auxquelles elles sont corrélées.

### 1.2.3 Ecoulement journalier

Les variations journalières de l'écoulement à l'exutoire sont illustrées sur la figure 1.2.c, pour une année hydrologique type, ici 2000-2001 -666 mm précipités et 293 mm écoulés. En octobre, l'étiage est interrompu par des crues liées aux épisodes pluvieux intenses qui se produisent alors ; ces crues ont une durée courte, qui dépasse à peine celle des épisodes pluvieux.

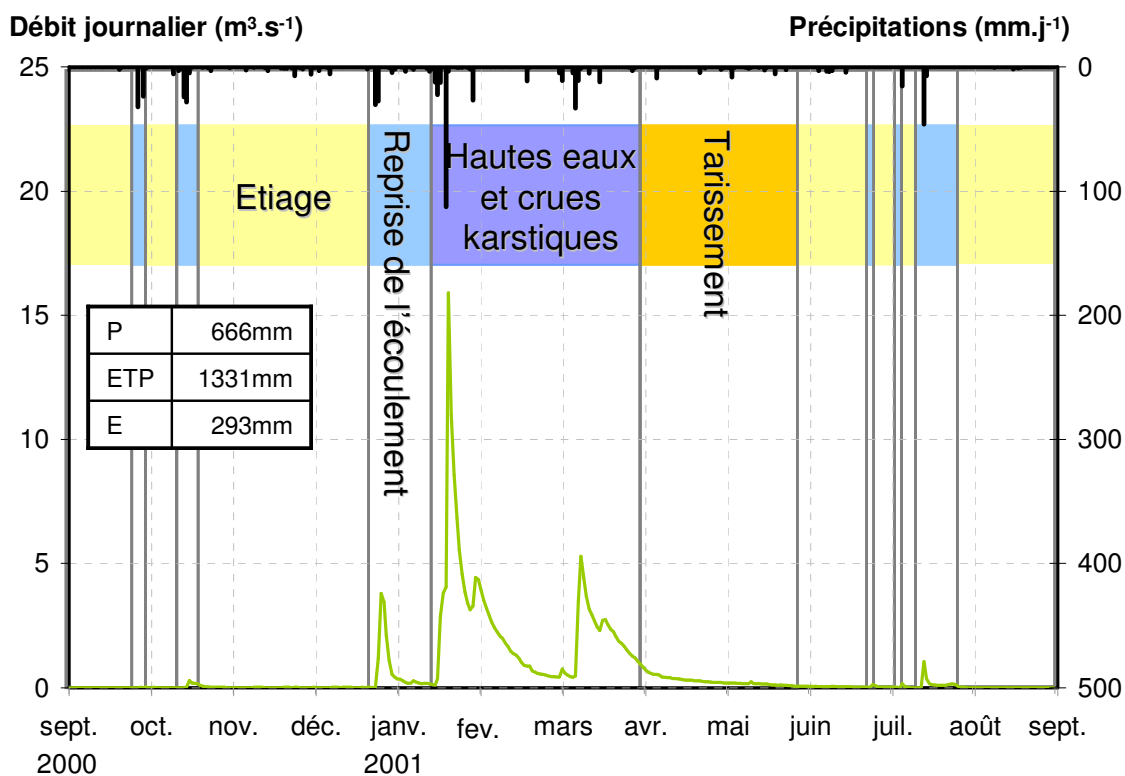
La reprise continue des écoulements a lieu en décembre lorsque le cumul des précipitations (200 mm depuis septembre 2000) permet la contribution du karst aux crues : les crues ont alors une durée de quelques jours avec un tarissement assez rapide.

La période de hautes eaux débute avec un cumul précipité de 258 mm (depuis septembre 2000). On verra par la suite que les crues de cette période ont pour origine un ruissellement de surface rapide, un écoulement hypodermique et l'apport important des sources karstiques en crue. La période de hautes eaux dure 3 mois. Sur le bassin versant de la Vène, nous utiliserons le terme écoulement hypodermique pour désigner la somme des apports diffus en provenance du bassin versant en dehors des apports de pluie.

Le début de la période de tarissement est marqué par un changement brutal de la pente de l'hydrogramme, changement lié à un arrêt des sources karstiques majeures, les écoulements hypodermiques continuant à alimenter alors la rivière.

A partir de  $0,06 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (cf. Sous partie 2.1), la rivière est à l'étiage, période au cours de laquelle des crues rapides peuvent apparaître, comme en août 2001.

On notera toutefois que les quatre modes hydrologiques ont une durée et une occurrence variable au cours des 11 ans étudiés : certains modes peuvent avoir lieu plusieurs fois dans l'année et d'autres être absents certaines années (cf. Sous partie 3.2).



**Figure 1.2.c :** Fonctionnement hydrologique de la Vène lors d'une année type, ici 2000-2001. P : précipitations journalières ; ETP : Evapotranspiration Monteith quotidienne ; E : lame écoulée à l'exutoire.



## 1.3 Conclusion

En moyenne, à l'échelle annuelle, une lame écoulée de 313 mm est enregistrée à l'exutoire du bassin versant pour une lame d'eau précipitée de 638 mm. Entre les différentes années hydrologiques, les variations de ces deux caractéristiques sont cependant fortes. Le coefficient d'écoulement moyen est de 43%, cette valeur pouvant varier de 9% lors des années sèches, à 91% lors des années humides. Lors d'une année type, la dynamique de l'écoulement sur le bassin de la Vène est ainsi organisée en quatre modes hydrologiques : l'étiage coupé par les crues éclairs, la reprise de l'écoulement, les hautes eaux où les sources karstiques alimentent en continu la Vène et le tarissement des sources karstiques.

## 2. Dynamique des différents modes hydrologiques

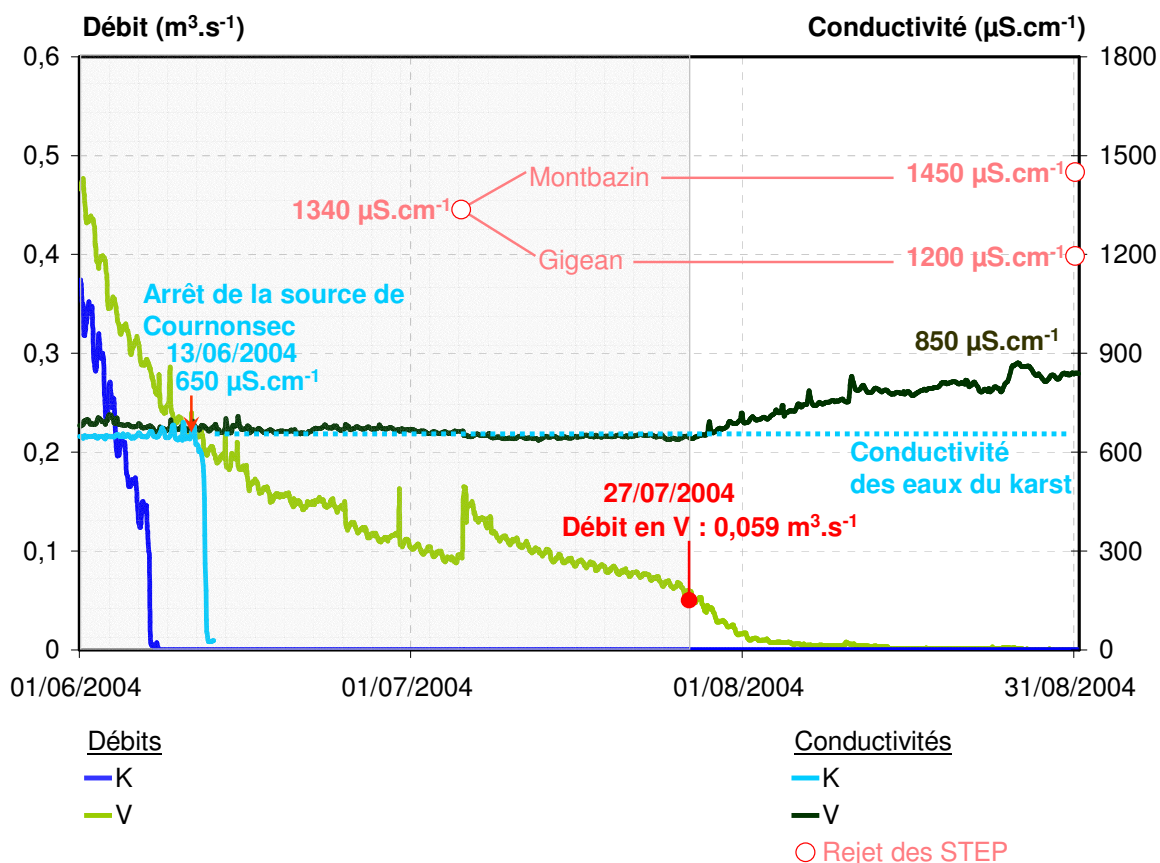
A l'échelle du bassin de la Vène, cinq composantes principales à l'écoulement ont été identifiées : les zones urbaines, les sols agricoles, les sources karstiques, les rejets des STEP et le lit de la rivière. Dans cette partie, nous estimerons l'importance de ces différentes composantes dans chacun des modes hydrologiques de la rivière. Le transfert en rivière sera également étudié. Les conséquences de l'assèchement du cours d'eau seront également abordées.

### 2.1 Etiage

Nous nous intéresserons ici à trois caractéristiques de l'étiage : le débit seuil qui détermine le début de l'étiage, la dynamique spatiale et la dynamique temporelle de l'assèchement de la rivière. Dans un premier temps, l'étiage sera défini par une valeur seuil de débit à l'exutoire. Après avoir examiné les variations spatiales de l'assèchement au cours de l'étiage, nous serons amenés à définir une autre valeur seuil de débit caractéristique de l'étiage à l'amont de l'exutoire - station S. L'étude de l'étiage sera ensuite effectuée en détail sur un bief, directement en amont de la station S, en aval d'un rejet direct de station d'épuration.

#### 2.1.1 Caractérisation de l'étiage à l'exutoire

A l'exutoire de la Vène, le passage à l'étiage peut être estimé grâce à des enregistrements conjoints de débit et de conductivité. Ces enregistrements permettent d'évaluer, à un moment donné, quelle est l'origine principale de l'écoulement à l'exutoire. Les enregistrements sont présentés sur la figure 2.1.a pour la période du 01/06/2004 au 31/08/2004. Y figurent également les conductivités des rejets des STEP de Montbazin et de Gigean.



**Figure 2.1.a :** Caractérisation de l'étiage à l'exutoire. Evolution des débits et des conductivités du 01/06/2004 au 31/08/2004.

Du 13/06/2004 au 27/07/2004, les valeurs de conductivité à l'exutoire sont stables - entre 600 et 700  $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ . Ces valeurs de conductivité correspondent à celles des eaux karstiques. Les sources karstiques participent alors majoritairement au débit de la Vène. Or, depuis le 13/06/2004, la source de Cournonsec ne coule plus. La source d'Issanka est donc pour cette période la source principale de l'écoulement à l'exutoire. La source d'Issanka alimente en effet la Vène à 400 m de l'exutoire, de telle sorte que le débit dans la rivière ne descende pas en dessous de 0.011  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (débit réservé).

A partir du 27/07/2004, la conductivité à l'exutoire augmente progressivement jusqu'à atteindre 850  $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$  au début du mois de septembre. Les valeurs de conductivité sont alors comprises entre celles des eaux karstiques et celles des rejets des stations d'épuration. L'origine de l'écoulement à l'exutoire change. La participation à l'écoulement de la source karstique d'Issanka diminue et celle des rejets des stations d'épuration augmente. La valeur de débit de 0,06  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , le 27/07/2004, lorsque la conductivité commence à augmenter, peut être considérée comme la valeur de débit seuil d'étiage à l'exutoire.

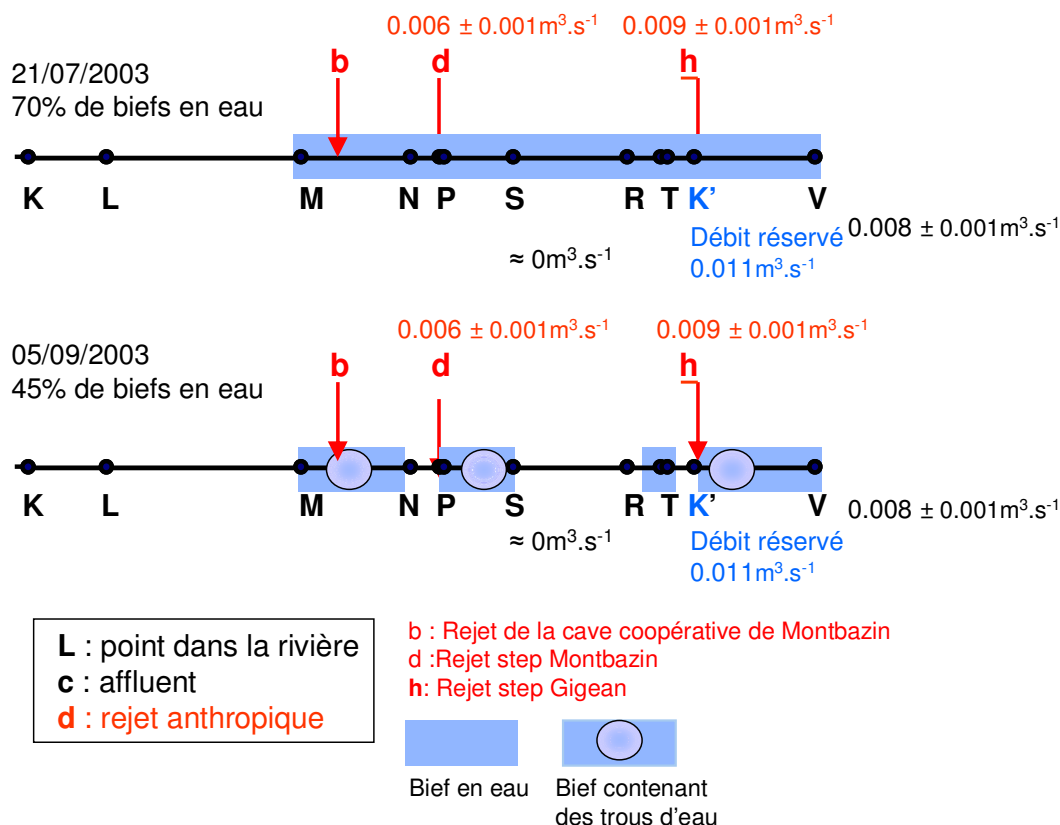
## 2.1.2 Cartographie du linéaire de la rivière

La répartition spatiale et temporelle de l'écoulement lors de l'étiage peut être étudiée au cours de l'été 2003, où nous disposons de 2 cartographies du réseau hydrographique, au milieu (campagne du 21/07/2003) et à la fin de l'étiage (campagne du 05/09/2003). Les résultats de ces cartographies sont présentés sur la figure 2.1.b.

Pendant l'étiage, l'écoulement dans la rivière commence au village de Montbazin – point *M*, avec pour origine des rejets urbains. Le débit enregistré à l'exutoire est faible et sa valeur avoisine celle des rejets des stations d'épurations -0.009  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

En un peu plus d'un mois, l'assèchement provoque un arrêt de l'écoulement des affluents qui entraîne une diminution de la partie active du réseau hydrographique de la Vène et l'isolement de certains biefs. Les irrégularités du profil en long de la rivière, ainsi que les seuils naturels permettent alors la persistance de trous d'eau.

Certains de ces trous d'eau reçoivent l'apport continu de rejets anthropiques -principalement des stations d'épuration, qui s'accumulent. C'est le cas du bief en amont de la station *S*, recevant le rejet de la STEP de Montbazin *d*, à la fin de l'étiage. Des observations similaires ont pu être réalisées lors d'une campagne de mesures de débit, le 31/08/2004, date à laquelle le réseau est également discontinu.



**Figure 2.1.b** : Evolution de l'importance des biefs en eau lors de l'étiage de l'été 2003.

Lors de la campagne du 27/07/2003, les rejets des 2 STEP et le débit réservé fourni par la source d'Issanka ( $0.011 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) sont à l'origine de l'écoulement à l'exutoire.

Lors de la campagne du 05/09/2003, une partie de l'écoulement de la rivière est retenue dans les trous d'eau, notamment entre le point *K'* et la station *V* et peut être perdue par évaporation directe ou par infiltration dans le lit de la rivière. Pour cette raison, le rejet de la STEP de Montbazin n'est pas transmis à l'exutoire et s'accumule dans un trou d'eau. Aucune nappe souterraine n'apporte donc de soutien aux débits d'étiage.

Au cours de l'étiage, certains biefs de la rivière sont secs, alors qu'un débit est enregistré à l'exutoire. La caractérisation de l'étiage pour un bief en amont sera donc différente de celle de l'étiage à l'exutoire.

### 2.1.3 Caractérisation de l'étiage à la station *S*

En procédant de la même façon qu'à la station *V*, on peut estimer le passage à l'étiage à la station *S* grâce à des enregistrements conjoints de débit et de conductivité, qui permettent d'évaluer, à un moment donné, quelle est l'origine principale de l'écoulement. Les enregistrements sont présentés

sur la figure 2.1.c pour la période du 01/06/2004 au 31/08/2004. Y figurent également les conductivités des rejets des STEP de Montbazin et Gigean.

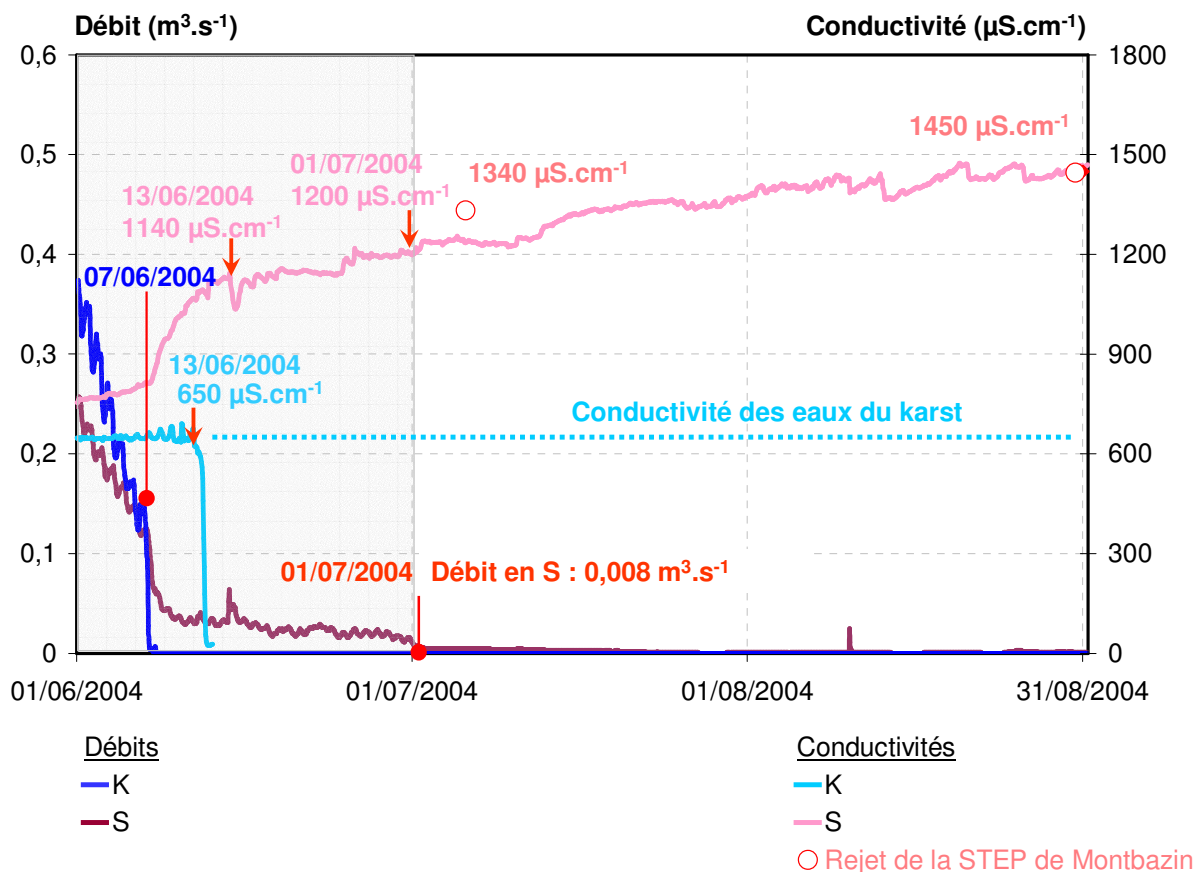
Jusqu'au 07/06/2004, les valeurs de conductivité à la station S sont stables, entre 765 et 825  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ . Ces valeurs sont supérieures à celles des eaux karstiques. La source karstique de Cournonsec et l'écoulement hypodermique en provenance des sols sont à l'origine de l'écoulement à la station S.

Puis, le 07/06/2004, le débit à la station K diminue fortement. Le débit enregistré à la station S diminue également en concomitance avec une augmentation brutale de la conductivité. L'origine de l'écoulement à la station S change. La source karstique de Cournonsec s'arrête. Les rejets des stations d'épuration et l'écoulement hypodermique continuent à alimenter la rivière en amont de la station S.

Le 13/06/2004, la source karstique de Cournonsec ne coule plus. A la station S, la conductivité est égale à 1140  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ , valeur proche de celle du rejet de la station d'épuration de Montbazin. Les sols et les rejets de stations d'épuration participent seuls à l'écoulement à la station S.

Le 01/07/2004, le débit à la station S diminue jusqu'à 0.008  $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ . A cette date, la conductivité à cette station est de 1200  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ . Le rejet de la station d'épuration de Montbazin est alors la seule contribution au débit de la rivière à la station S : on est alors à l'étiage.

La valeur du débit à la station S le 01/07/2004, arrondie à 0.01  $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ , compte tenu des incertitudes de mesure, est le débit seuil d'étiage à la station S. L'étiage, ainsi défini à la station S, a une durée supérieure à celle de l'étiage à l'exutoire, de 72, 108 et 55 jours respectivement en 2002-2003, 2003-2004 et 2004-2005.



**Figure 2.1.c :** Caractérisation de l'étiage à la station S. Evolution des débits et des conductivités du 01/06/2004 au 31/08/2004 (des imprécisions de mesures et de la courbe de tarage font que les débits à la station K sont plus élevés qu'à la station S début juin).

## 2.1.4 Caractérisation d'un trou d'eau

A la fin de l'étiage, comme le montre la figure 2.1.b, le réseau hydrographique de la Vène consiste en une succession de biefs en eau – trous d'eau et de biefs secs. Dans ce paragraphe nous essayerons d'estimer, à l'aide d'un bilan grossier, pourquoi, en dehors du fait que le profil en long du lit de la rivière présente des irrégularités, certains biefs s'assèchent, alors que d'autres sont en eau.

Pendant l'étiage, les seuls apports à la rivière proviennent des précipitations et des rejets des STEP. Les pertes sont liées aux processus d'évaporation directe, de prélèvement de la ripisylve et d'infiltration dans le lit de la rivière.

L'étude concerne le bief situé entre le rejet de la STEP de Montbazin  $d$  et la station  $S$ . Ce bief mesure 950 m. La surface du lit entre le rejet  $d$  et la station  $S$ , calculée d'après le relevé topographique, est égale à  $2564\text{m}^2$ . La surface occupée par la ripisylve, évaluée à 1 m de large, sur la rive droite et sur la rive gauche, peut être estimée à 0,2 ha.

La période d'étude choisie dure 45 jours, entre le 21/07/2003 et le 05/09/2003. Pendant cet intervalle de temps, le cumul des précipitations est égal à 42 mm à Mas Plagnol, dont 34 mm tombent le 17/08/2003, provoquant une petite crue à la station  $S$  avec un débit de pointe de  $1\text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ . Le rejet de la STEP, dont le débit est estimé à  $0,006\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ , apporte  $520\text{m}^3$  chaque jour.

L'évapotranspiration potentielle (ETP), calculée par la relation de Penman pour une surface de gazon est de 306 mm. Même si la mesure d'ETP ne donne qu'une indication théorique sur le flux d'eau retournant à l'atmosphère, on peut estimer le déficit potentiel en eau à environ 254 mm sur les 45 jours.

### *Prélèvement par la végétation rivulaire*

L'évaluation du prélèvement d'eau par la végétation rivulaire se fait par une estimation de la transpiration de la ripisylve. L'influence de la ripisylve sur les processus hydrologiques est mal connue (Tabacchi, 2000). Il est difficile d'obtenir une estimation précise de la transpiration de la ripisylve, car celle-ci est une mosaïque d'espèces différentes, d'âges différents, avec des pourcentages de couverture végétale distincts (Dahm et al., 2002 ; Goodrich et al., 2000). De plus, la plupart des études sur le sujet sont mal adaptées à notre situation : elles sont faites soit en présence d'une nappe souterraine (Mac Nish et al., 2000), soit pour des rivières de l'ouest des Etats-Unis (Scott et al., 2000 ; Goodrich et al., 2000). Les espèces étudiées sont assez différentes de celles existant autour de la Vène. L'estimation que nous allons faire, basée sur des études bibliographiques sera donc grossière.

Pour une surface de 0,2 ha, les taux d'évapotranspiration varient en fonction des espèces, en juillet-août, de quelques  $\text{m}^3$  à  $40\text{ m}^3$  par jour – soit un maximum de 16 mm par jour pour des tamaris (Unland et al., 1998 ; Scott et al., 2000 ; Davenport et al., 1982).

Le rejet de la STEP de Montbazin apporte chaque jour  $520\text{m}^3$  au bief entre le rejet  $d$  et la station  $S$ . Cette valeur est beaucoup plus forte que les taux de transpiration journaliers relevés dans la littérature : la ripisylve à elle seule ne pourrait donc prélever entièrement le volume journalier du rejet de la STEP de Montbazin. Par contre, la transpiration des végétaux peut contribuer fortement à l'assèchement de biefs éloignés des rejets anthropiques et dépourvus d'alimentation pendant l'étiage.

### *Infiltration dans le lit de la rivière*

La deuxième hypothèse testée est l'infiltration de l'eau dans le lit de la Vène. Il y a peu de données concernant les pertes par infiltration dans le lit de la rivière en région méditerranéenne, mais des études ont été menées aux Etats-Unis à l'échelle du bief, hors événement de crue, pour des bassins versants semi-arides (Lane, 1972 ; Sharma et al., 1994 ; Parsons et al., 1999) : pour des petits ruisseaux, des pertes de volume de 20 à 50% ont été notées selon la granulométrie du lit (Parsons et al., 1999). Nous allons estimer grossièrement l'ampleur de ces pertes pour le bief entre le rejet  $d$  et la station  $S$ .

Si nous divisons le volume journalier du rejet par la surface du lit entre le rejet  $d$  et la station  $S$ , nous obtenons la valeur d'infiltration journalière nécessaire à l'élimination du rejet. La surface du lit entre le rejet  $d$  et la station  $S$  est égale à  $2564 \text{ m}^2$ . Le rejet de la STEP apporte  $520 \text{ m}^3$  par jour. Si le rejet de la STEP s'infiltrait en totalité dans le lit du bief, le taux d'infiltration dans le bief serait de  $200 \text{ mm}$  par jour, soit  $2.3 \cdot 10^{-6} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , ce qui rendrait l'infiltration envisageable.

De nombreux facteurs influencent en effet les pertes par infiltration (cf. Chapitre 1), notamment l'humidité des sédiments et des berges du chenal, ainsi que la structure physique des matériaux du chenal (Freyberg, 1983). La nature du lit de la rivière a été étudiée entre le rejet  $d$  et la station  $S$  par une cartographie grossière, le 20/05/03 (Gimbert, 2003). Comme aucune crue n'a été observée entre le 20/05/03 et le 21/07/03, on suppose que l'état du lit de la rivière n'a pas été modifié entre ces deux dates.

Le bief entre le rejet  $d$  et la station  $S$  mesure  $940 \text{ m}$ . Le lit, sur les  $250$  premiers mètres du bief est constitué de  $40$  à  $80\%$  de sédiments fins (cf. Chapitre 2). Sur  $50$  à  $100 \text{ m}$  à l'aval du point  $d$ , il s'agit de sédiments fins qui auraient tendance à colmater le lit. La nature des sédiments proches du rejet de la STEP limiterait donc a priori l'infiltration possible dans le lit.

Les forts taux de transpiration de la ripisylve exposés dans le paragraphe ci-dessous, indique de plus qu'une infiltration de l'eau sur les côtés, i.e. dans les berges de la rivière, existe.

Nous noterons que l'évaporation de la surface de l'eau des rivières peut atteindre  $7 \text{ mm}$  par jour, soit  $13 \text{ m}^3$  par jour pour la surface du bief entre le rejet  $d$  et la station  $S$  (Unland et al., 1998). Ce taux d'évaporation ne permet pas d'éliminer l'eau apportée par le rejet de STEP de Montbazin, mais peut contribuer, avec le prélèvement par la végétation rivulaire et l'infiltration dans le lit, à un assèchement de biefs dépourvus d'apports anthropiques pendant l'étiage.

### Conclusion

Les études bibliographiques suggèrent que le prélèvement de la ripisylve, l'infiltration dans le lit et les berges de la rivière, ainsi que l'évaporation, pourraient induire des pertes d'eau dans les biefs. Dans le bief entre le rejet  $d$  et la station  $S$ , ces processus ne sont cependant pas suffisants pour éliminer la totalité du rejet de la STEP de Montbazin. Compte tenu des irrégularités du profil de la rivière, l'eau résiduelle stagne alors dans le bief, sous forme de trous d'eau.

La situation des biefs qui ne reçoivent pas de rejet anthropique pendant l'étiage est différente. Le cumul de l'évaporation de la rivière et de la transpiration des végétaux doit alors contribuer à l'assèchement des biefs éloignés de rejets anthropiques.

### 2.1.5 Les composantes de l'étiage

L'étude de l'étiage nous a permis de définir une valeur seuil de débit caractérisant le début de l'étiage. A l'exutoire, cette valeur est de  $0.06 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ . L'écoulement a alors pour origine les eaux karstiques de la source d'Issanka et les rejets des stations d'épuration (cf. Figure 2.1.d).

L'étude des variations temporelles et spatiales de l'écoulement nous a amené à définir une autre valeur seuil de débit relative à la station  $S$ . Le débit seuil à la station  $S$  est de  $0.01 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ , l'écoulement à la station  $S$  se limitant au rejet de la STEP de Montbazin. Aucun soutien d'étiage n'est apporté par l'écoulement hypodermique des sols, ni par une nappe souterraine.

Au cours de l'étiage, l'assèchement de la rivière est marqué par une discontinuité du réseau hydrographique. Les biefs qui ne reçoivent pas de rejet anthropique s'assèchent : les études bibliographiques indiquent que cette eau peut être consommée par la ripisylve, évaporée, ou infiltrée dans le lit de la rivière. Une évaluation grossière de ces pertes pour les biefs recevant des rejets de STEP, a montré qu'elles sont insuffisantes pour les éliminer en totalité. A l'aval de ces rejets, des trous d'eau persistent et constituent des zones d'accumulation pour la pollution.

## Etiage

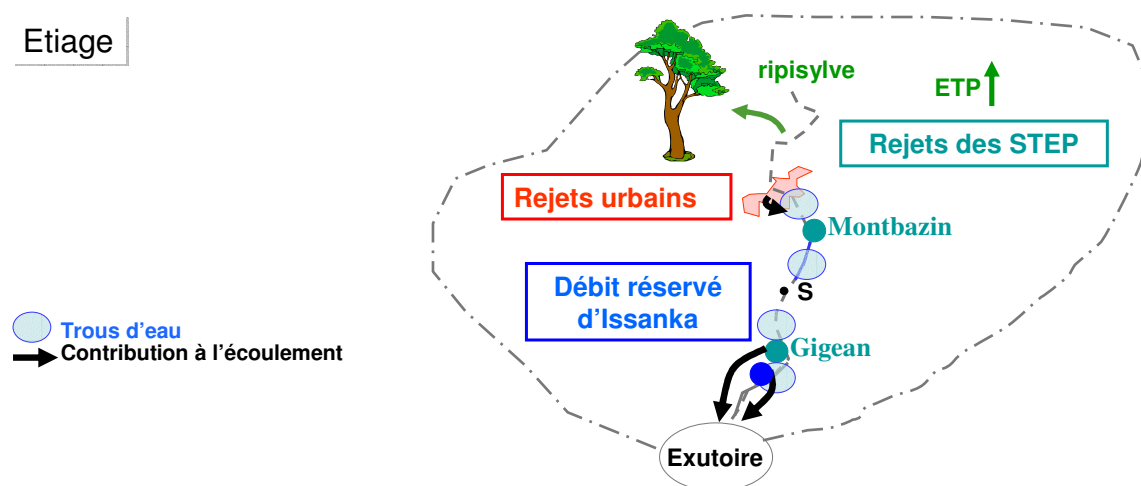


Figure 2.1.d : Contributions à l'écoulement de l'étiage.

## 2.2 Reprise d'écoulement et crues rapides

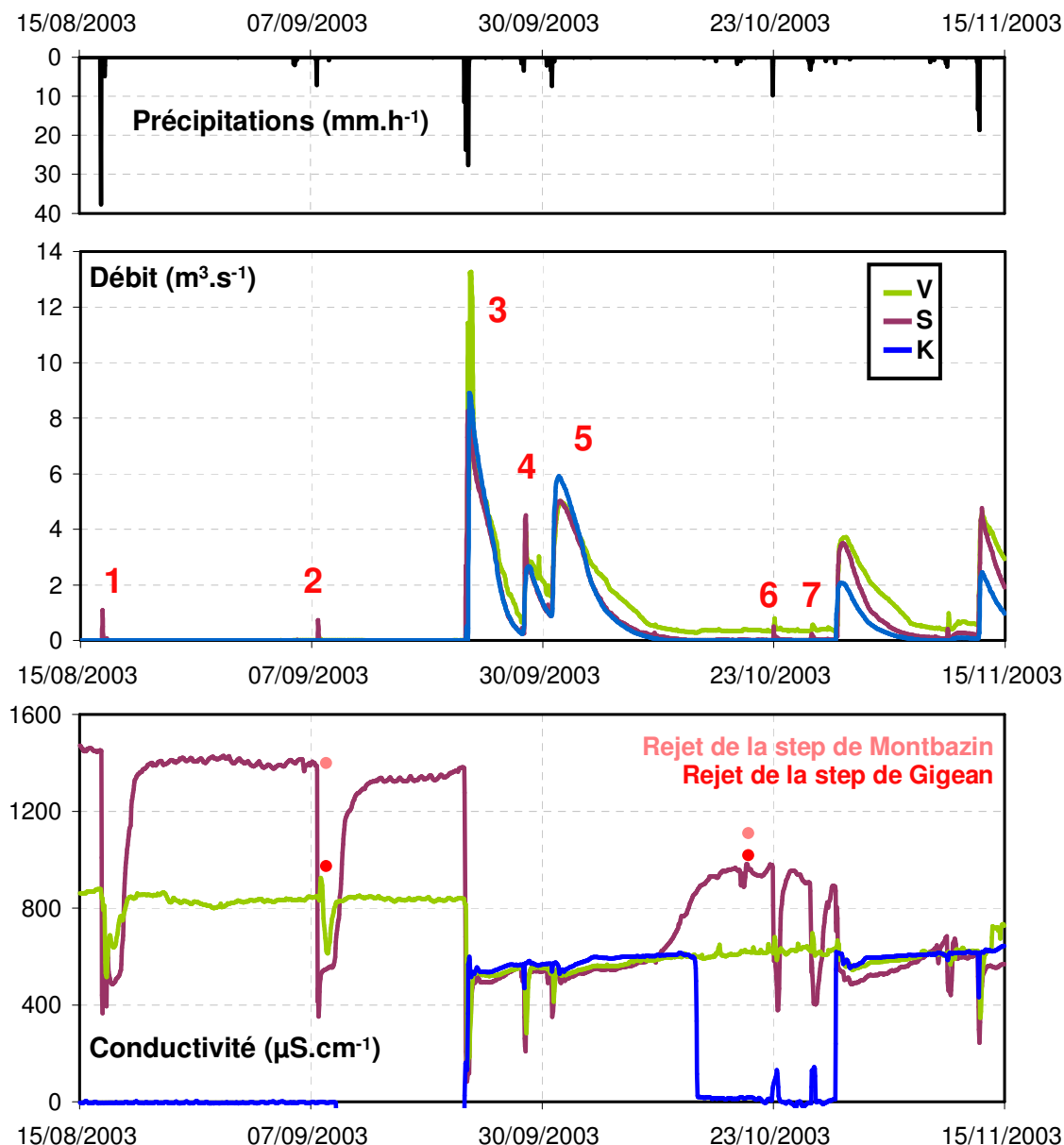
La reprise de l'écoulement sur la Vène consiste en une succession de crues rapides. En fonction des origines de l'écoulement, trois types de crues pourront être définis. Ces trois types de crues seront étudiés successivement dans les sections suivantes. Nous nous intéresserons également au transfert dans la rivière lors de la reprise de l'écoulement et particulièrement au remplissage du lit de la rivière après l'étiage.

### 2.2.1 Les trois types de crue de la période de reprise d'écoulement

Les origines de l'écoulement dans la rivière peuvent être évaluées grâce à des enregistrements conjoints de débit et de conductivité. Ces enregistrements sont présentés pour la période du 15/08/2003 au 15/11/2003, sur la figure 2.2.a., à l'exutoire (station V), ainsi qu'aux stations K et S. Y figurent également les conductivités des rejets des STEP de Montbazin et Gigean.

Les toutes premières crues après l'étiage, le 17/08/2003 et le 07/09/2003 (cf. 1 et 2, sur la figure 2.2.a), sont générées par 2 épisodes pluvieux de 32 et 9 mm. Ces événements ont des pics de débit inférieurs à  $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  et leur durée est de l'ordre de la journée.

Le début des crues est marqué par une chute brutale de la conductivité par rapport à sa valeur à l'étiage : elle passe de  $850$  à  $500 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$  à l'exutoire et de  $1400$  à  $350 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$  à la station S. A la fin de chaque crue, les conductivités aux stations S et V retrouvent leur valeur d'étiage. Lors de ces crues, le débit à la station K est nul et les valeurs de conductivité à la station V sont inférieures à celles des eaux karstiques : on peut en déduire que ni les sources karstiques, ni les zones agricoles ( $1.4 \text{ km}^2$  drainé à la station K) ne participent au débit à l'exutoire. Ces deux crues sont donc liées essentiellement à des processus de ruissellement urbain. Ce type de crues est généré majoritairement en septembre et en octobre, voire au printemps lors d'années plus sèches (2004-2005).



**Figure 2.2.a :** Evolution des débits et des conductivités enregistrés aux stations, K, S et V du 15/08/2003 au 12/11/2003.

D'autres événements de crues rapides sont enregistrés le 22/10/2003 et le 26/10/2003 (cf. 6 et 7, sur la figure 2.2.a). 16 et 18 mm de pluie génèrent à l'exutoire des lames écoulées respectivement égales à 0.16 et 0.21 mm. Leur durée est également de l'ordre de la journée.

Lors de ces crues, la conductivité enregistrée à la station S chute brutalement, passant de 970 à 400  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ . La source de Cournonsec ne coule pas et la conductivité enregistrée à la station K - 140  $\mu\text{S.cm}^{-1}$  - indique que l'écoulement provient des zones agricoles. Lors des 2 crues d'octobre 2003, l'écoulement à la station S provient donc des zones urbaines et agricoles.

A l'exutoire, la conductivité de 600  $\mu\text{S.cm}^{-1}$  correspond à la conductivité des eaux karstiques. L'écoulement à la station V provient donc majoritairement du karst, en l'occurrence la source d'Issanka, la contribution des zones urbaines et agricoles étant minoritaire. La participation de la source d'Issanka n'est cependant pas toujours la règle pour ce type de crue.

Du 22/09/2003 au 15/10/2003 (cf. 3, 4 et 5 sur la figure 2.2.a), trois événements de crues sont observés avec des débits conséquents. Sur cette période, des précipitations égales à 127 mm produisent à l'exutoire une lame écoulee de 73 mm. La durée des crues varie de 3 à 12 jours. La crue enregistrée le



30/10/2003 est du même type : 12 mm de précipitations génèrent une lame d'eau écoulée à l'exutoire de 22 mm. Comme pour les deux types d'événements décrits précédemment, le début de la crue est marqué par un pic de ruissellement associé à une chute brutale des conductivités aux stations *S* et *V*. Puis les conductivités des stations *S* et *V* suivent la tendance de celle enregistrée à la station *K*. A la station *K*, les conductivités sont voisines de  $600 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  : la source karstique de Cournonsec participe alors à l'écoulement, ce qui explique que les lames écoulées soient supérieures aux lames précipitées aux stations *S* et *V*. Les origines principales de l'écoulement des trois événements du 22/09/2003 au 15/10/2003 sont donc, en début de crue, le ruissellement urbain et agricole, puis l'écoulement provenant du karst.

Du 15/08/2003 au 15/11/2003, lors de la reprise de l'écoulement, trois types d'événements rapides sont donc répertoriés : des crues liées essentiellement à des processus de ruissellement urbain, des crues mixtes, produites par ruissellement urbain et écoulement agricole, des crues rapides à composante karstique.

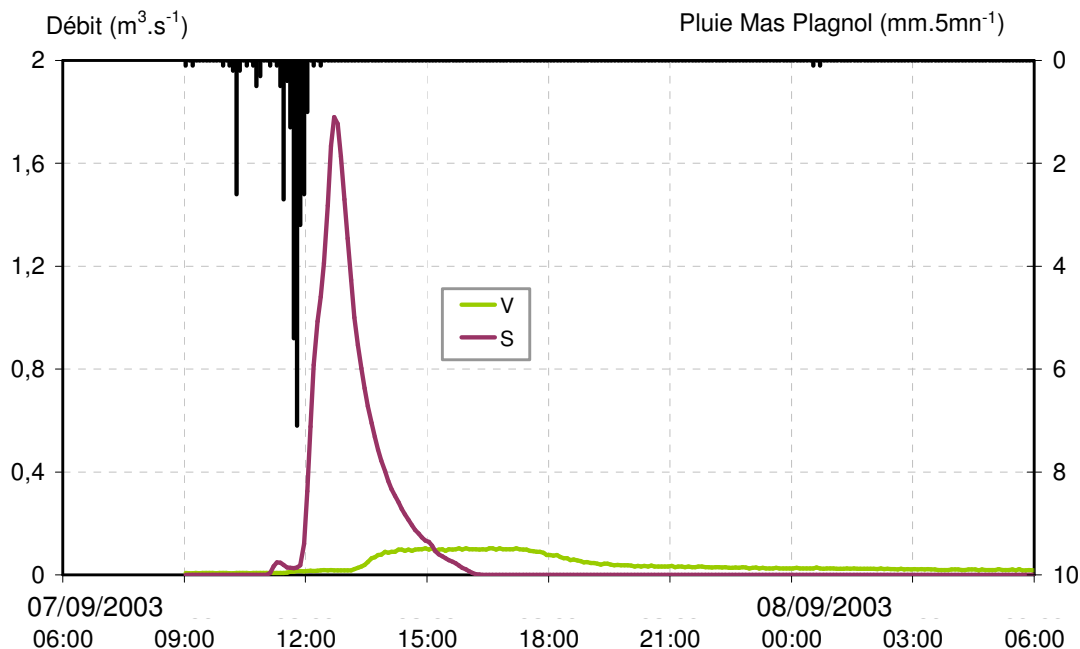
## 2.2.2 Les crues rapides de ruissellement urbain (CRRU)

De 1994 à 2005, 51 crues rapides de ruissellement urbain (CRRU), de même type que celles du 17/08/2003 et du 07/09/2003, ont été enregistrées en fin de période d'étiage.

La figure 2.2.b illustre plus en détail la crue du 07/09/2003. Cette crue typique présente un débit de pointe assez faible et une durée courte.

Les débits de pointe à la station *S* sont plus forts qu'à l'exutoire. Il en est de même pour la lame écoulée : égale à 0.14 mm à la station *S*, elle n'est plus que de 0.01 mm à l'exutoire. Il y a donc des pertes lors du transfert en rivière. Ces pertes sont liées à la fois au mode de remplissage du réseau hydrographique discontinu après l'étiage et à l'aménagement hydraulique d'Issanka entre les stations *S* et l'exutoire – station *V* (cf. Chapitre 2).

Il en résulte que l'évaluation de la contribution des zones urbaines ne peut être effectuée qu'en amont, à la station *S*.



**Figure 2.2.b** : Exemple de CRRU : la crue du 08/09/2003.

Dans cette section, nous présentons les caractéristiques des précipitations et de l'écoulement de l'ensemble de 51 CRRU. Puis, la contribution des zones urbaines au ruissellement de surface est évaluée à la station *S*. Les facteurs influençant la production d'un ruissellement sur les zones urbaines sont ensuite discutés. Nous nous intéressons ensuite au transfert particulier de ces crues.

**Caractéristiques des CRRU**

Les caractéristiques de l'ensemble des crues urbaines des périodes 1994-2005 et 2002-2005 sont reportées dans les tableaux 2.2.a, 2.2.b. Nous pourrions ainsi évaluer la représentativité de la période 2002-2005 où nous avons des enregistrements conjoints aux stations *S* et *V* par rapport à l'ensemble de la chronique. Pour l'ensemble des crues étudiées ici, nous avons calculé les caractéristiques suivantes : les précipitations moyennes sur l'événement ( $P_m^1$ ), l'intensité moyenne sur 5 minutes ( $I_5m$ ), l'intensité maximale sur 5 minutes ( $I_5max$ ), la lame écoulée (*E*), le débit de pointe ( $Q_m$ ) et le coefficient de ruissellement (*Cr*).

Les moyennes des caractéristiques ayant un coefficient de variation C.V. supérieur à 100%, nous comparerons ces événements à partir des valeurs médianes de ces variables.

Les précipitations qui génèrent les CRRU sont caractérisées par un cumul précipité ( $P_m$ ), de 20 mm environ et une intensité moyenne sur 5 minutes ( $I_5 m$ ), voisine de  $3,5 \text{ mm.h}^{-1}$ , valeurs médianes similaires pour les deux périodes d'étude (cf. Tableaux 2.2.a, 2.2.b).

L'intensité maximale sur 5 minutes ( $I_5 max$ ), est égale à  $48 \text{ mm.h}^{-1}$  pour la période 2002-2005, valeur supérieure à celle calculée pour l'ensemble de la chronique -  $29,4 \text{ mm.h}^{-1}$ . De 1994 à 2005, seuls 16 événements sur 51 ont un  $I_5max \geq 48 \text{ mm.h}^{-1}$ , la valeur maximale étant  $152,4 \text{ mm.h}^{-1}$  (précipitations du 06/09/1990).

La variabilité spatiale des précipitations est évaluée en calculant un coefficient de variation spatiale de la pluie (CVBas<sup>2</sup>). Les résultats indiquent en général une faible variabilité de la pluie.

Excepté quelques événements, les précipitations produisant des CRRU sur la Vène sont donc globalement de faible intensité, avec une faible variabilité spatiale.

**Tableau 2.2.a : Caractéristiques des crues de fin d'étiage CRRU. Période 1994-2005 (51 crues).**

1994-2005 urbain	<i>moyenne</i>	<i>médiane</i>	<i>C.V.</i>	<i>maxima</i>	<i>minima</i>
$P_m$ (mm)	20	17	79%	77	1. 60
$I_5m$ (mm.h <sup>-1</sup> )	6. 10	3. 07	146%	40. 11	0. 44
$I_5max$ (mm.h <sup>-1</sup> )	41. 84	29. 40	89%	152. 40	2. 40
<i>durée crue</i> (h)	14	12	611%	33	2
<i>E</i> (mm)	0. 06	0. 03	171%	0. 60	0. 01
$Q_m$ (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	0. 47	0. 10	171%	3. 12	0. 01
<i>Cr</i>	0. 31%	0. 22%	78%	1. 07%	0. 02%
<i>lag time</i> (h)	5	5	33%	11	2

$P_m$  : précipitations moyennes ;  $I_5 m$  : intensité moyenne sur 5 minutes ;  $I_5 max$  : intensité maximale sur 5 minutes ; *E* : lame écoulée ;  $Q_m$  : débit de pointe ; *Cr* : coefficient de ruissellement ; *lag time* (cf. Glossaire).

<sup>1</sup>.  $P_m = \sum_{i=1}^N \alpha_i P_i$ , avec  $\alpha_i$ , coefficient de Thiessen associé à une station pluviographique *i* ;  $P_i$ , pluie cumulée à la station *i* ; *N*, nombre de stations d'enregistrement.

<sup>2</sup> CVBas : coefficient de variation spatiale de la pluie.  $CVbas = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^N \alpha_i (P_i - P_m)^2}}{P_m}$ , avec  $\alpha_i$ , coefficient de Thiessen associé à une station pluviographique *i* ;  $P_i$ , pluie cumulée à la station *i* ;  $P_m$ , précipitations moyennes ; *N*, nombre de stations d'enregistrement.

**Tableau 2.2.b : Caractéristiques des crues de fin d'étiage CRRU. Période 2002-2005 (11 crues).**

	moyenne		médiane		C.V.		maxima		minima	
	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S
<b>P<sub>m</sub> (mm)</b>	24		21		106%		77		5	
<b>I<sub>5m</sub> (mm.h<sup>-1</sup>)</b>	4. 17		3. 67		125%		13. 37		0. 94	
<b>I<sub>5max</sub> (mm.h<sup>-1</sup>)</b>	47. 45		48. 00		140%		108. 00		3. 60	
<b>CVBas</b>	2		0		77%		6		0	
<b>durée de crue (h)</b>	10	11	9	11	3	2	14	22	4	1
<b>E (mm)</b>	0. 10	0. 22	0. 03	0. 14	69%	91%	0. 44	0. 75	0. 01	0. 00
<b>Q<sub>m</sub> (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)</b>	0. 82	1. 06	0. 14	1. 44	71%	126%	3. 11	2. 44	0. 07	0. 06
<b>Cr</b>	0. 28%	0. 81%	0. 17%	0. 98%	144%	176%	0. 73%	1. 61%	0. 12%	0. 04%
<b>lag time (h)</b>	5	2	5	2	687%	197%	6	4	4	1

P<sub>m</sub> : précipitations moyennes ; I<sub>5m</sub> : intensité moyenne sur 5 minutes ; I<sub>5max</sub> : intensité maximale sur 5 minutes ; E : lame écoulée ; Q<sub>m</sub> : débit de pointe ; Cr : coefficient de ruissellement ; lag time.

A l'exutoire, les CRRU ont des durées qui varient de 2 à 33 h, avec une moyenne de 14 h, une lame écoulée (E) de 0,03 mm, un débit de pointe (Q<sub>m</sub>) voisin de 0,10 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> et un coefficient de ruissellement (Cr) de 0,17 %, valeurs médianes similaires pour les deux périodes d'étude (cf. Tableaux 2.2.a et 2.2.b).

A la station S, les valeurs médianes des caractéristiques de l'écoulement sont également très faibles : E est égal à 0,14 mm, Q<sub>m</sub> à 1,44 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> et Cr à 0,98%. Ces valeurs sont néanmoins supérieures à celles calculées à la station V, comme nous l'avons illustré pour la crue du 07/09/2003.

### Caractérisation des surfaces contributives

La valeur maximale du Cr à la station S (1,6%) va nous servir à estimer le rapport pluie efficace/pluie brute sur les zones urbaines. Le coefficient de ruissellement correspond au pourcentage de lame précipitée qui ruisselle sur l'ensemble des zones du bassin versant à la station S -naturelles, agricoles et urbaines. Si nous considérons que lors des CRRU, le ruissellement de surface n'a lieu que sur les zones urbaines, la pluie brute n'est transformée en pluie efficace que sur 5.6% du bassin à la station S. Le rapport pluie efficace/pluie brute sur les zones urbaines est donc d'environ 30%. Cette valeur est faible pour un ruissellement sur des zones urbaines, mais en adéquation avec le fait que les trois villages du bassin sont des zones urbaines discontinues, avec un habitat peu dense, de type pavillonnaire, présentant des surfaces enherbées. Des valeurs similaires, de 30 à 40%, ont été relevées au Texas, sur des zones artificialisées de pente similaire à celle de notre bassin et présentant également des surfaces enherbées (Chow et al., 1998).

### Caractéristique du transfert des CRRU

La connexion entre la zone urbaine productrice et la rivière se fait par l'intermédiaire d'un réseau pluvial (canalisations enterrées). Le transfert de l'eau dans la rivière peut être abordé via le lag time (cf. Glossaire), égal à 2 heures à la station S et 5 heures à la station V, cette dernière valeur étant en accord avec le temps de concentration du bassin, de 6h à 8h, calculé à l'exutoire sur la période 2002-2005 (cf. Glossaire).

Nous pouvons estimer une vitesse de propagation pour chaque CRRU en connaissant le centre de gravité des deux hydrogrammes de crue aux stations S et V et la distance entre ces deux points. Nous obtenons une valeur moyenne de 0,4 m.s<sup>-1</sup>. Cette vitesse de propagation est assez variable d'une crue à l'autre : de 0.11 m.s<sup>-1</sup>, le 23/10/2003 (Q<sub>m</sub> à la station V = 0.93 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>), à 0.83 m.s<sup>-1</sup>, le 07/05/2003 (Q<sub>m</sub> à la station V = 1.68 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>).

Pour de nombreuses crues, comme celle du 07/09/2003, le volume à la station S est cependant supérieur à celui à l'exutoire et le transfert entre les stations S et V est influencé par le remplissage du réseau hydrographique discontinu après l'étiage et l'ouvrage hydraulique d'Issanka.

*Facteurs influençant la production de ruissellement de surface*

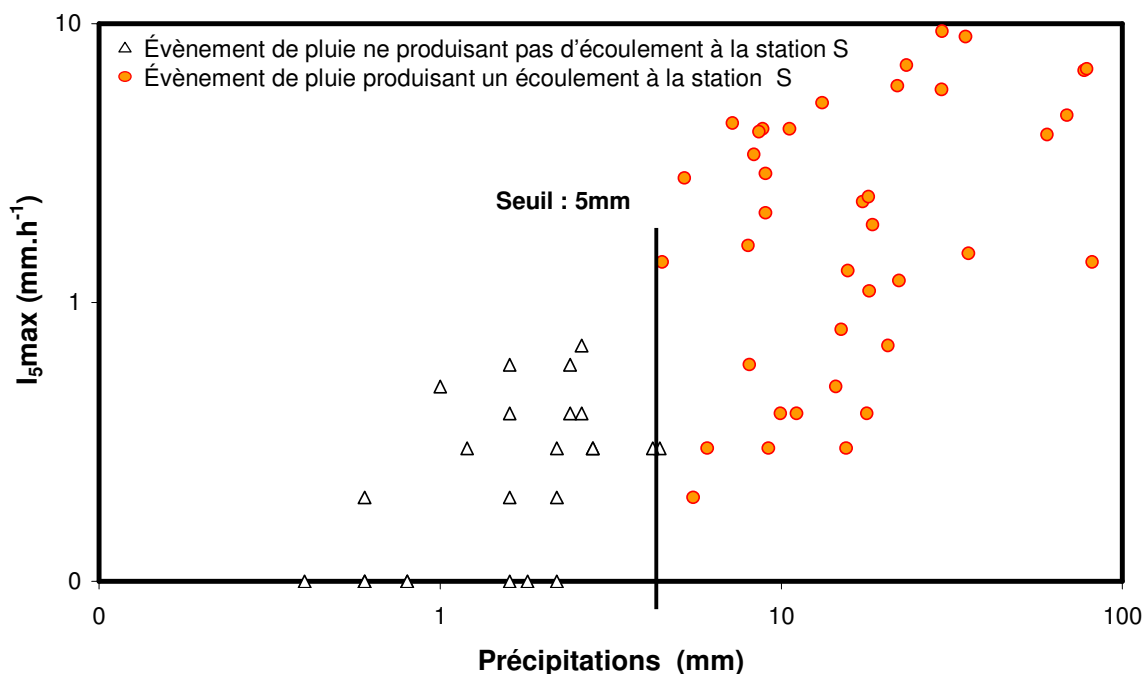
Les plus petites valeurs de  $P_m$  et de  $I_5 \max$  pour générer une CRRU sont égales respectivement à 1.6 mm et  $2.4 \text{ mm.h}^{-1}$  (cf. Tableaux 2.2.a et 2.2.b). La lame écoulee produite est alors faible-0.1 mm. On peut supposer qu'il existe un seuil de pluie pour la production de ruissellement sur les zones urbaines discontinues.

Sur la figure 2.2.c, nous avons reporté la hauteur totale précipitée et l'intensité maximale sur 5 minutes des CRRU. Nous avons distingué les événements de pluie produisant un écoulement à la station S, de ceux n'y produisant pas d'écoulement.

Il y a production d'un écoulement, quand les précipitations sont supérieures à une valeur seuil de 5 mm. Des seuils du même ordre de grandeur - 3.6 à 8 mm- ont été trouvés également sur des sols silteux-argileux à sableux dans le sud de l'Espagne (Martinez-Mena et al., 1998).

Ce seuil de 5 mm correspond à des pertes initiales avant la production d'un ruissellement sur les surfaces urbaines dont nous tiendrons compte dans l'étape de modélisation.

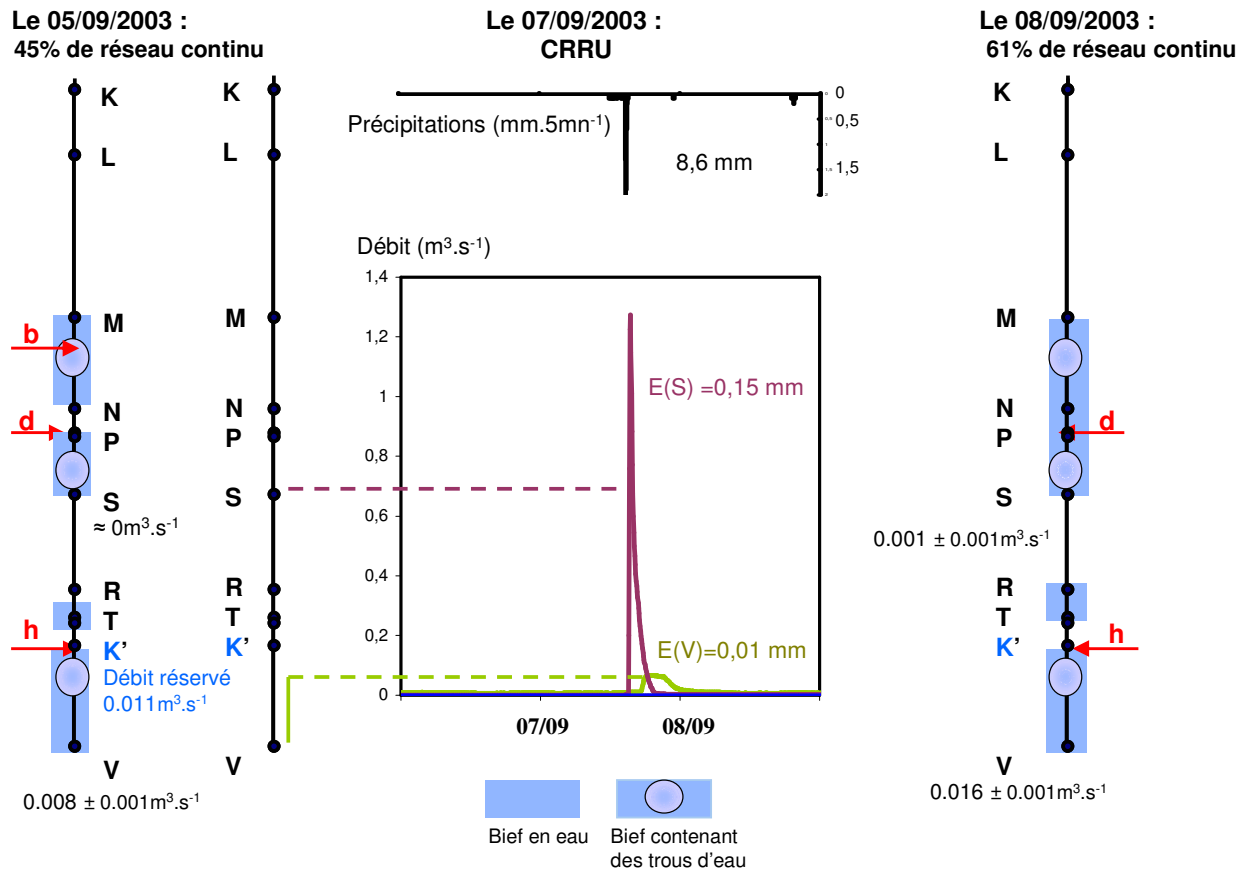
L'influence de l'indice des précipitations antérieures (IK) sur la production de ruissellement de surface est par contre plus difficile à mettre en évidence : la plupart des crues se produisent après l'étiage, avec un IK égal à 0, ou faible.



**Figure 2.2.c :** Influence de la hauteur précipitée et de l'intensité maximale sur 5 minutes sur la production d'un écoulement à la station S.

*Facteurs influençant le transfert en rivière*

Les premières crues qui se produisent sur la Vène après l'étiage nécessitent le remplissage des discontinuités du lit de la rivière afin d'obtenir un réseau hydrologique continu (cf. Figure 2.2.d). Le 07/09/2003, suite à des précipitations de 8,6 mm, une petite CRRU d'une lame d'eau écoulee de 0.02 mm est observée à l'exutoire de la Vène. Dès le lendemain du passage de la crue, le réseau est à nouveau déconnecté. La sollicitation du réseau hydrographique est donc brève.



**Figure 2.2.d :** Remplissage de la rivière par une CRRU après l'étiage.

Nous avons évalué le volume perdu entre les stations  $S$  et  $V$ , que nous supposons en grande partie dû à un stockage dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka. Un calcul du stockage dans cet ouvrage a été effectué par Diet (2005), à l'aide de mesures topographiques. Quand l'ouvrage hydraulique est rempli, il estime le stockage à  $20800\text{m}^3$ .

A partir des données des crues, le calcul du stockage se fait ainsi :

$$\text{Stock} = V(S) + V_r(S-V) + Q_{\text{STEP Gigean}} * dc + Q_{\text{réservé}} * dc - V(V).$$

avec  $V_r(S-V)$  : volume ruisselé entre les stations  $S$  et  $V$ ;  $Q_{\text{STEP Gigean}} = 0.009\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  (Jouret, 2004);  $dc$ , durée de la crue à la station  $V$ ;  $Q_{\text{réservé}} = 0.011\text{m}^3.\text{s}^{-1}$  (cf. chapitre 2, 1.1),  $V(S)$ , le volume écoulé à la station  $S$ ,  $V(V)$ , le volume écoulé à la station  $V$ . Les résultats du calcul du stockage figurent en Annexe C-II.

Le volume de stockage maximal calculé est de  $18753\text{m}^3$  pour la CRRU du 25/08/2002. Cette valeur est en accord avec la capacité de stockage évaluée par Diet (2005).

La figure 2.2.e représente le stockage calculé à Issanka en fonction du débit de base à l'exutoire. L'expression du stockage du volume de crue entre les stations  $S$  et  $V$  va nous permettre de répartir les crues en deux groupes en vue de la simulation des crues rapides à l'exutoire.

Quand le débit de base de la rivière est supérieur à  $0.140\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ , le stockage en rivière est très faible et on peut supposer que le réservoir est rempli.

Le calcul concernant certaines crues avec un faible débit de base à l'exutoire ne fait parfois apparaître aucun stockage. Il s'agit de crues faisant suite à d'autres événements ayant déjà rempli le réservoir entre les stations  $S$  et  $V$  (cf. Annexe C-II).

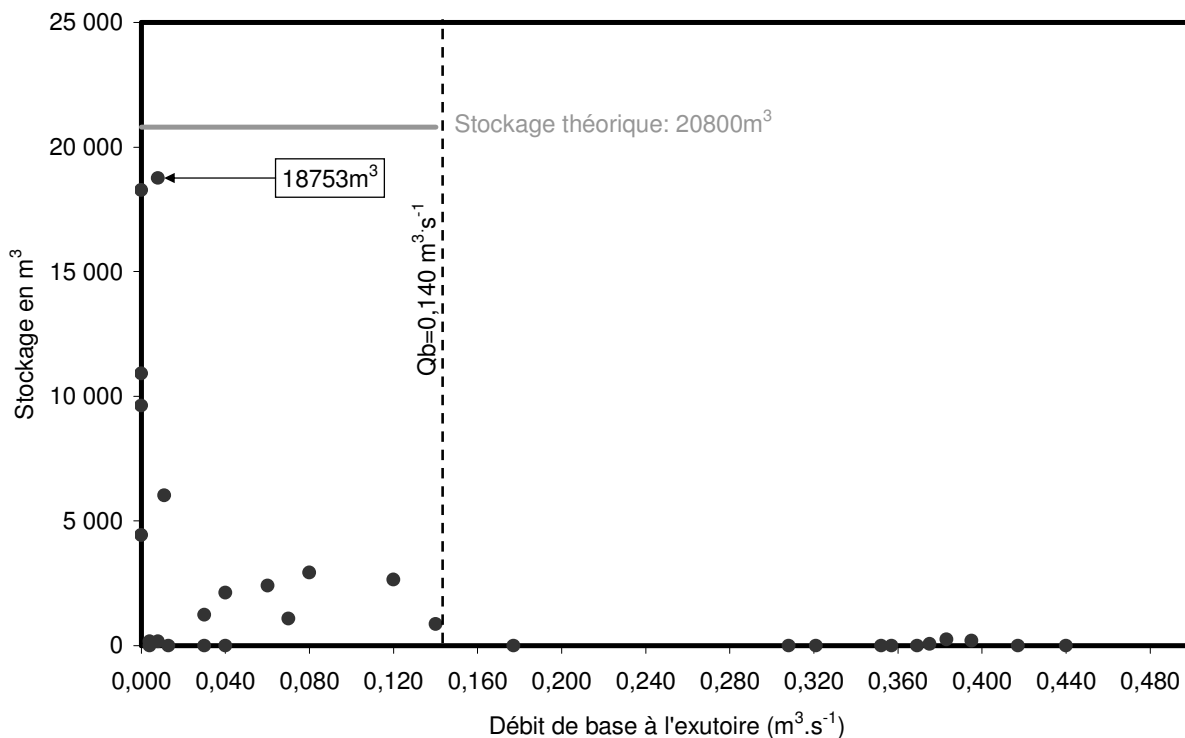


Figure 2.2.e : Stockage calculé à Issanka en fonction du débit de base à l'exutoire.

### Conclusion

A la reprise de l'écoulement, les tous premiers événements de crues, sont des crues rapides de ruissellement urbain - CRRU. Les caractéristiques de ces crues sont très variables. Ces événements courts sont produits en général par des pluies de faible intensité, à faible variabilité spatiale. Leur coefficient de ruissellement à l'exutoire est inférieur à 1%. Si nous considérons que les CRRU sont essentiellement liées à des processus de ruissellement urbain, alors 30% de la pluie brute est transformée en pluie efficace sur les surfaces urbaines. L'étude des caractéristiques de la pluie nous permet d'estimer qu'un seuil de pluie de 5 mm doit être dépassé pour générer une CRRU. Une partie du volume ruisselé sert à remplir la rivière après l'étiage. Pour de nombreux événements, dont le débit de base est inférieur à  $0,140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , une partie du volume de crue est stocké dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka.

### 2.2.3 Les crues rapides mixtes présentant une contribution agricole (CRM)

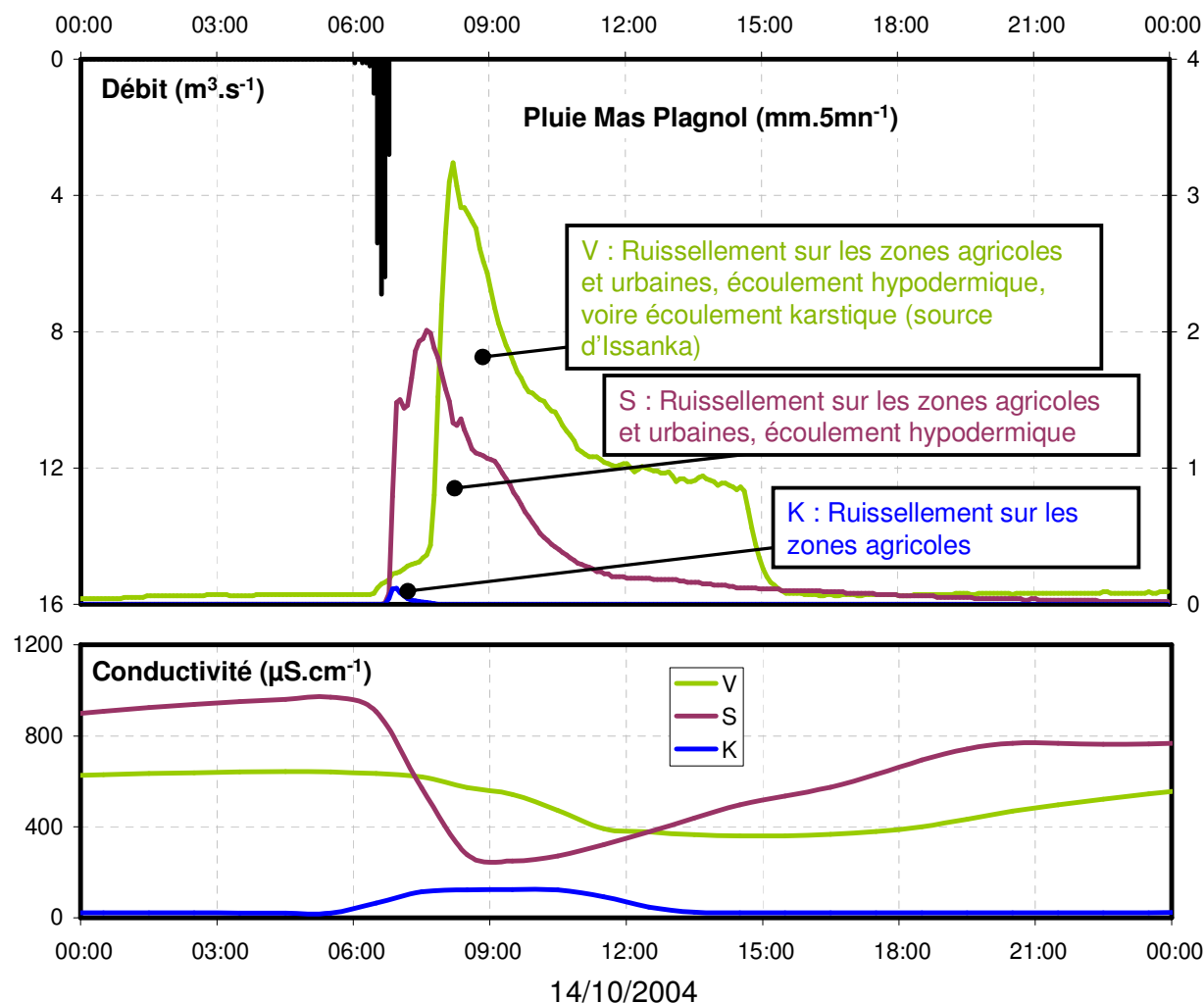
Les CRM sont des crues qui sont générées à la fois par les zones urbaines et les zones agricoles. Les zones agricoles peuvent produire à la fois un ruissellement de surface et un écoulement rapide dans les horizons superficiels du sol.

La contribution des différentes composantes du bassin versant à la génération des CRM est contrôlée dans la rivière aux stations K, S et V (cf. Figure 2.2.f) :

- La station K enregistre la contribution d'une zone agricole de  $0,26 \text{ km}^2$ , située en amont de la station K. Cette station enregistrant également les débits de la source karstique de Cournonsec, les enregistrements de la conductivité en ce point nous permettent de séparer les deux types de contribution.
- La station S enregistre la contribution de 65% des zones agricoles et 70% des zones urbaines du bassin versant total.

- La station *V*, située à l'exutoire, enregistre la contribution de l'ensemble du bassin versant superficiel, plus celui de la source d'Issanka.

La station *S* nous permet donc d'étudier les CRM sans tenir compte de l'apport de la source d'Issanka.



**Figure 2.2.f** : Variations conjointes de conductivité et de débit aux stations *K*, *S* et *V* lors d'une crue rapide mixte CRM.

Dans cette section, des critères permettant de distinguer les CRRU des CRM sont définis. Nous nous intéressons ensuite aux caractéristiques des CRM. Puis nous évaluerons la contribution des sols à l'écoulement dans la rivière, via le ruissellement de surface sur les versants et l'écoulement hypodermique à travers les sols. Les caractéristiques de leur transfert sont ensuite abordées.

### Distinction CRM/CRRU

Sur la figure 2.2.f, nous pouvons observer que lors d'une CRM, la station *K* participe à l'écoulement en rivière, mais la valeur de conductivité en cette station reste inférieure à celle des eaux du karst ( $600 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ ). La source karstique de Cournonsec ne participe donc pas à l'écoulement. La conductivité mesurée à la station *K* correspond donc à la conductivité des eaux de ruissellement de la parcelle de vignes drainée à la station *K* (cf. Chapitre 2). Le fait d'avoir un écoulement à la station *K* dont les eaux n'ont pas une conductivité karstique indique alors que les zones agricoles participent à l'écoulement au moins en cette station et probablement sur l'ensemble du bassin versant.

Ce premier critère nous permet de distinguer, à la station *S*, les CRM générées par des processus de ruissellement urbain et agricole, des CRRU générées uniquement par des processus de ruissellement urbain pendant la période 2002-2005.

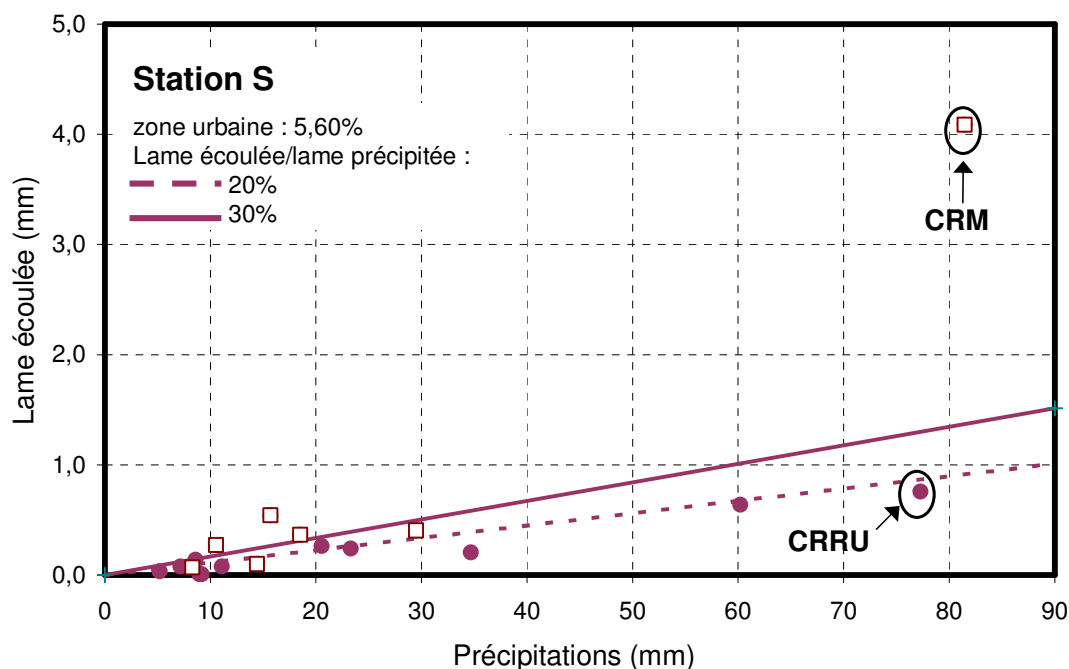
Durant la période 1994-2002, nous ne disposons de données qu'à l'exutoire du bassin versant. Il nous faut donc trouver un autre critère pour distinguer les CRM des CRRU sur cette période.

Sur la figure 2.2.g, nous avons représenté les CRM et les CRRU que nous avons distingués à la station S sur la période 2002-2005, à partir du premier critère défini précédemment.

D'après la figure 2.2.g, Les CRRU se situent pratiquement toutes en dessous de la limite de 20% de ruissellement sur les zones urbaines. Cette limite est inférieure à celle calculée dans la section 2.2.2, à partir du coefficient de ruissellement maximal des CRRU, où 30% de la lame précipitée participait à l'écoulement.

Il apparaît que pratiquement toutes les CRM ont un rapport lame écoulee/lame précipitée supérieur à 20%. Seule une CRM se situe en dessous de la limite de 20% de ruissellement de surface : il s'agit d'un événement présentant à la station K un enregistrement de conductivité mais pas de débit. A la station K, les mesures de conductivité et de hauteur d'eau se font en effet à quelques mètres de distance : soit le ruissellement est ponctuel et il n'a pas été transmis entre les deux points de mesure, soit le débit calculé est nul à cause de l'imprécision de la courbe de tarage. Dans tous les cas, cependant, la contribution des zones agricoles pour cette crue est minime.

On peut donc estimer que quand le rapport lame écoulee/lame précipitée sur les zones urbaines est supérieur à 20%, il y a contribution des zones agricoles à l'écoulement.

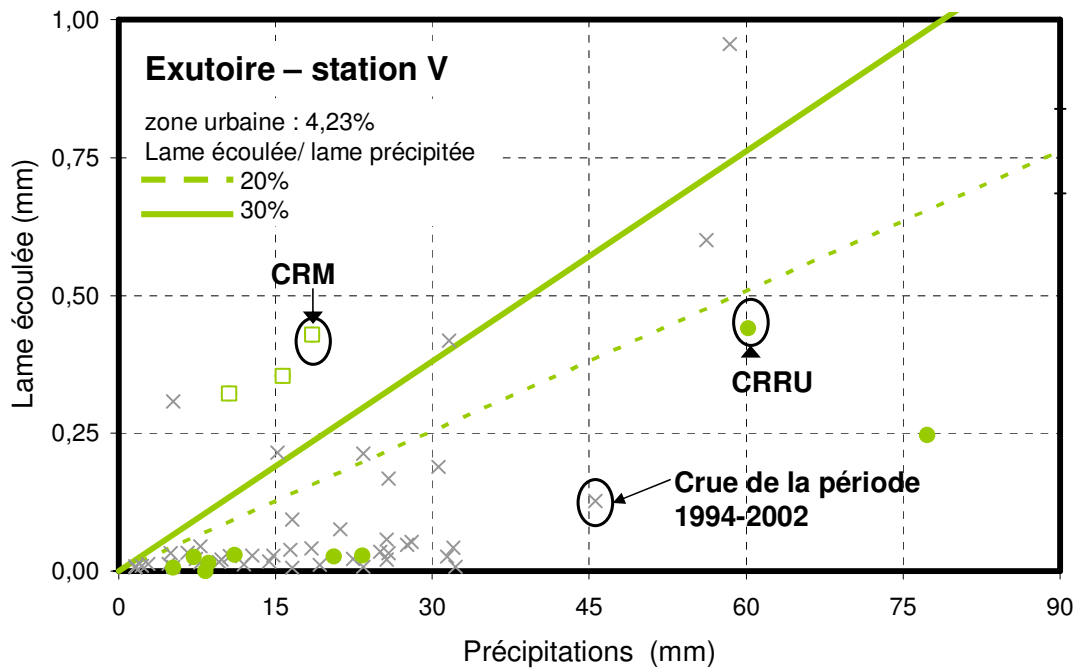


**Figure 2.2.g :** Séparation des CRRU et des CRM de reprise d'écoulement à la station S, en fonction de leur rapport lame écoulee/lame précipitée.

Nous avons reporté les limites de 20% et de 30% de ruissellement sur les zones urbaines sur le graphique 2.2.h représentant le rapport lame écoulee/lame précipitée pour toutes les crues à l'exutoire de la période 1994-2005. Les données enregistrées sur la période 2002-2005 nous permettent de vérifier si les limites de ruissellement identifiées à la station S permettent de séparer correctement les CRM des CRRU à l'exutoire. Les crues de la période 1994-2002 sont représentées par des croix : si une crue se situe en dessous de la limite lame écoulee/lame précipitée de 20%, elle est supposée être une CRRU, au dessus, c'est une CRM. D'après la figure 2.2.h, les limites définies à la station S semblent applicables à la station V.

Les crues postérieures à 2002 ont ainsi pu être classées en CRM ou CRRU. Sur l'ensemble de la période étudiée, en comptant les crues qui peuvent apparaître lors du tarissement, on dénombre ainsi 26 CRM, dont 15 sur la période 2002-2005.





**Figure 2.2.h** : Séparation des CRRU et des CRM de reprise d'écoulement à l'exutoire, en fonction de leur rapport lame écoulée/lame précipitée.

### Caractéristiques des CRM

Les caractéristiques des CRM sont présentées dans les tableaux 2.2.c et 2.2.d. Comme dans le cas des CRRU, les valeurs moyennes des caractéristiques des précipitations et de l'écoulement étant très variables, nous nous intéresserons aux valeurs médianes pour les comparer.

**Tableau 2.2.c** : Caractéristiques des CRM. Période 1994-2005 (26 crues).

1994-2005 urbain + agricole	<i>moyenne</i>	<i>médiane</i>	<i>C.V.</i>	<i>maxima</i>	<i>minima</i>
$P_m$ (mm)	37	20	1	107	5
$I_5 m$ (mm.h <sup>-1</sup> )	7.61	5.39	81%	20.75	0.42
$I_5 max$ (mm.h <sup>-1</sup> )	49.72	36.00	75%	152.40	4.80
<i>durée crue</i> (h)	15	10	124%	97	3
$E$ (mm)	1.40	0.42	121%	6.06	0.08
$Q_m$ (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	5.62	2.95	108%	20.49	0.49
$Cr$	3.19%	2.68%	66%	8.70%	0.45%
<i>lag time</i> (h)	4	4	51%	12	2

$P_m$  : précipitations moyennes ;  $I_5 m$  : intensité moyenne sur 5 minutes ;  $I_5 max$  : intensité maximale sur 5 minutes ;  $E$  : lame écoulée ;  $Q_m$  : débit de pointe ;  $Cr$  : coefficient de ruissellement ; lag time.

**Tableau 2.2.d** : Caractéristiques des CRM. Période 2002-2005 (15 crues).

	moyenne		médiane		C.V.		maxima		minima	
	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S
<b>2002-2005 urbain + agricole</b>										
$P_m$ (mm)	29		18		119%		81		8	
$I_5 m$ (mm.h <sup>-1</sup> )	8.15		5.55		127%		20.75		1.59	
$I_5 max$ (mm.h <sup>-1</sup> )	42.88		40.80		148%		112.80		4.80	
CVBas	3		0		43%		30		0	
durée de crue (h)	11	10	9	8	2	2	21	20	5	3
E (mm)	0.99	1.01	0.39	0.32	66%	72%	5.67	4.08	0.00	0.06
$Q_m$ (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	4.74	2.80	1.49	1.56	82%	91%	20.49	10.70	0.59	0.21
Cr	2.51%	2.42%	2.31%	1.95%	179%	164%	5.37%	5.01%	0.45%	0.68%
lag time (h)	4	2	3	2	175%	299%	12	3	2	1

$P_m$  : précipitations moyennes ;  $I_5 m$  : intensité moyenne sur 5 minutes ;  $I_5 max$  : intensité maximale sur 5 minutes ; E : lame écoulée ;  $Q_m$  : débit de pointe ; Cr : coefficient de ruissellement ; lag time.

Les précipitations générant des CRM sont caractérisées par une lame précipitée ( $P_m$ ) de 20 mm, une intensité moyenne sur 5 minutes ( $I_5 m$ ) voisine de 5 mm.h<sup>-1</sup> et une intensité maximale sur 5 minutes de 40 mm.h<sup>-1</sup> pour les deux périodes 1994-2002 et 2002-2005 (cf. Tableaux 2.2.c et 2.2.d). Ces caractéristiques médianes des précipitations des CRM sont 1,5 à 2 fois supérieures à celles des CRRU.

L'intensité maximale sur 5 minutes ( $I_5 max$ ) des pluies des CRM atteint de fortes valeurs pour une minorité d'événements pluvieux : 10 CRM sur 26 sont produites par une pluie ayant un  $I_5 max \geq 48$  mm.h<sup>-1</sup>, avec un maximum égal à 152,4 mm.h<sup>-1</sup>.

Les précipitations produisant des CRM ont en général une faible variabilité spatiale, excepté pour un seul événement de pluie, qui a un CVBas égal à 30. Dans ce cas, les précipitations provenant de la mer sont localisées dans le sud du bassin versant (pluviographe des Clash).

Les CRM sont donc produites en général par des précipitations d'intensité moyenne et à faible variabilité spatiale, contrairement à ce qui a été noté lors de la formation de crues en milieu semi-aride (Goodrich et al., 1997 ; Bull et al., 1999), où les intensités sont plus fortes (pouvant aller jusqu'à 200 mm.h<sup>-1</sup>).

Les CRM durent de 3 heures à 4 jours, 15 h en moyenne, valeur supérieure à celle des CRRU (cf. Tableau 2.2.c). Les durées de crues les plus fréquentes, 10 et 12 heures, sont sensiblement les mêmes pour les CRM et les CRRU. Ces durées sont de l'ordre de celles obtenues par Camarasa-Belmonte et Segura-Beltràn (2001) pour des bassins calcaires et sableux semi-arides dont la taille est double -soit 3h30 et 21h40.

A l'exutoire, les CRM sont caractérisées par une lame écoulée (E) de 0,4 mm, un débit de pointe ( $Q_m$ ) voisin de 3 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> et un coefficient de ruissellement (Cr) de 3% (cf. Tableau 2.2.c). Les crues de la période 2002-2005 ont une lame écoulée et un débit de pointe plus fort (cf. Tableau 2.2.d).

Ces valeurs sont 10 à 30 fois supérieures à celles des CRRU. Les coefficients d'écoulement obtenus sont dans la gamme de ceux observés pour des bassins versants à lithologie calcaire marneuse des climats semi-arides, même si ces coefficients d'écoulement sont très variables : de 0.7% à 16.66%, avec 66% des événements présentant un coefficient d'écoulement inférieur à 5% pour la Rambla de la Viuda (Camarasa-Belmonte et Segura-Beltràn, 2001) ; 5% et 9% pour le Barranc del Carraxeit et la Rambla de Poyo (Segura et Camarasa, 1996) ; de 0,22% à 20,26% pour des calcaires karstifiés en Lybie (De Vera, 1984).

A la station *S*, les CRM sont caractérisées par une lame écoulée (*E*) et un débit de pointe ( $Q_m$ ) voisins de ceux de l'exutoire. Le coefficient de ruissellement (*Cr*) est par contre légèrement plus faible : 2% à la station *S* contre 2,3% à la station *V* (cf. Tableau 2.2.c), contrairement à ce qui était observé dans le cas des CRRU. Il y a à cela trois raisons :

- les CRM sont transférées dans un réseau hydrographique mieux connecté
- le volume des CRM est plus élevé que celui des CRRU : le stockage éventuel d'une partie du volume de crue dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka implique à l'exutoire des pertes de volume relatif plus faibles
- la source d'Issanka participe parfois au débit à l'exutoire.

On remarquera qu'à la station *S*, le coefficient de ruissellement maximal des CRRU est égal à 1,61%, alors que le coefficient de ruissellement minimal des CRM est de 0,68%. Il y a donc un doute sur la contribution des zones agricoles à la station *S* quand le coefficient de ruissellement est compris entre 0,68% et 1,61%. Cette incertitude peut être imputée à une estimation des précipitations problématique car fonction des données disponibles aux différents pluviographes.

La variation des coefficients de ruissellement sur la Vène est liée aux conditions d'humidité qui évoluent lors de la reprise de l'écoulement. Les 3 crues successives du 10 au 14 octobre 2004 illustrent ce propos (cf. Figure 2.2.i). La première crue a un coefficient de ruissellement à la station *S* de 2,4%, la seconde de 2,5%, la troisième de 6,7%. Lors de l'étude de deux crues successives, Camarasa-Belmonte et Segura-Beltràn (2001) notent également pour le deuxième événement une nette augmentation du coefficient de ruissellement.

Pour les trois crues d'octobre 2004 sur la Vène, l'augmentation des *Cr* est liée à une augmentation de  $I_5$  max, successivement égale à 4.1, 5.8 et 6.9 mm.h<sup>-1</sup> et de *IK* successivement égal à 3, 6 et 13 ; *IK* est égal à 20 quand les sols sont humides. Les variations du coefficient de ruissellement au sein d'un même bassin versant ont été attribuées pour les Ramblas de la région de Valence aux conditions antécédentes du bassin et aux variations d'intensité des précipitations (Camarasa-Belmonte et Segura-Beltràn, 2001).

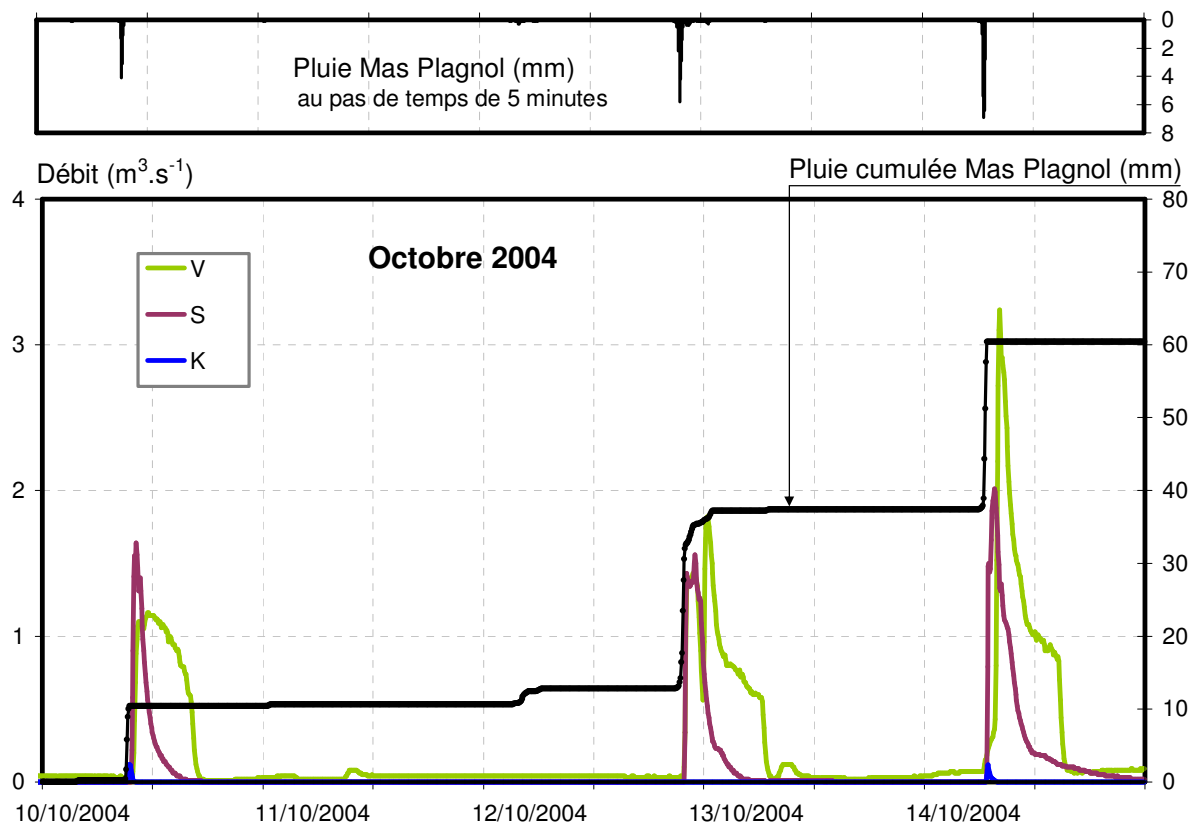


Figure 2.2.i : Evolution conjointe des précipitations et des débits du 10 au 15 octobre 2005.

### Caractérisation des zones contributives

La valeur du coefficient de ruissellement maximal à la station *S* (5%), nous permet d'évaluer la contribution des surfaces agricoles en ce point. Nous procédons de la même manière que pour les CRRU. Les surfaces agricoles à la station *S* représentent 49% de la totalité du bassin versant à la station *S* : 5%/49%, soit 10% de la pluie brute est transformée en pluie efficace sur les zones agricoles. Cette valeur est dans la gamme de celles observées sur des petits bassins méditerranéens et semi-arides : 12 à 82%, pour le bassin agricole de Roujan (Ribolzi et al., 2000) ; 5 à 8% pour des bassins calcaires et sableux semi-arides à sol mince, d'une taille double à celle du bassin versant de la Vène (Camarasa-Belmonte et Segura-Beltràn, 2001).

L'utilisation du coefficient de ruissellement à l'exutoire pour évaluer la contribution des surfaces agricoles est délicate, à cause de la participation au débit de la source d'Issanka, qui n'est pas contrôlée. Néanmoins, les coefficients à l'exutoire étant plus élevés qu'à la station *S*, les zones agricoles contributives pourraient être en majorité en aval de la station *S*.

La contribution instantanée des sols à l'écoulement hypodermique a pu être évaluée lors de la campagne de mesures du 02/11/2004, au début de la décrue d'une CRM. Les débits mesurés le long de la rivière et à la confluence entre celle-ci et les rejets ou les affluents sont présentés en figure 2.2.j.

A cette période, six affluents coulent et leurs débits peuvent être importants, bien qu'inférieurs à ceux que nous pouvons estimer pour la source karstique d'Issanka.

En faisant le rapport entre la somme des débits des affluents (points *a*, *c*, *f*, *f'*, *O* et *g*) et le débit à l'exutoire (station *V*), nous estimons leur contribution à 8% du débit total de la rivière. L'augmentation de débit entre deux points en rivière qui n'est pas attribuée à des rejets de STEP (rejets *d* et *h*), aux affluents, ou à la source d'Issanka (point *K'*) est imputée aux apports diffus en provenance des sols. En faisant le rapport entre la somme des débits des apports diffus et le débit à l'exutoire, nous estimons la contribution des apports diffus à 2%.

Les sols contribuent donc lors de cette campagne à 10% du débit à l'exutoire. Cette contribution est sous la forme d'un écoulement hypodermique, car le cumul des précipitations sur les deux jours précédant la campagne est égal à 0,8 mm.

La contribution de l'écoulement hypodermique au débit à l'exutoire lors de la décrue est donc significative mais reste limitée lors des CRM.

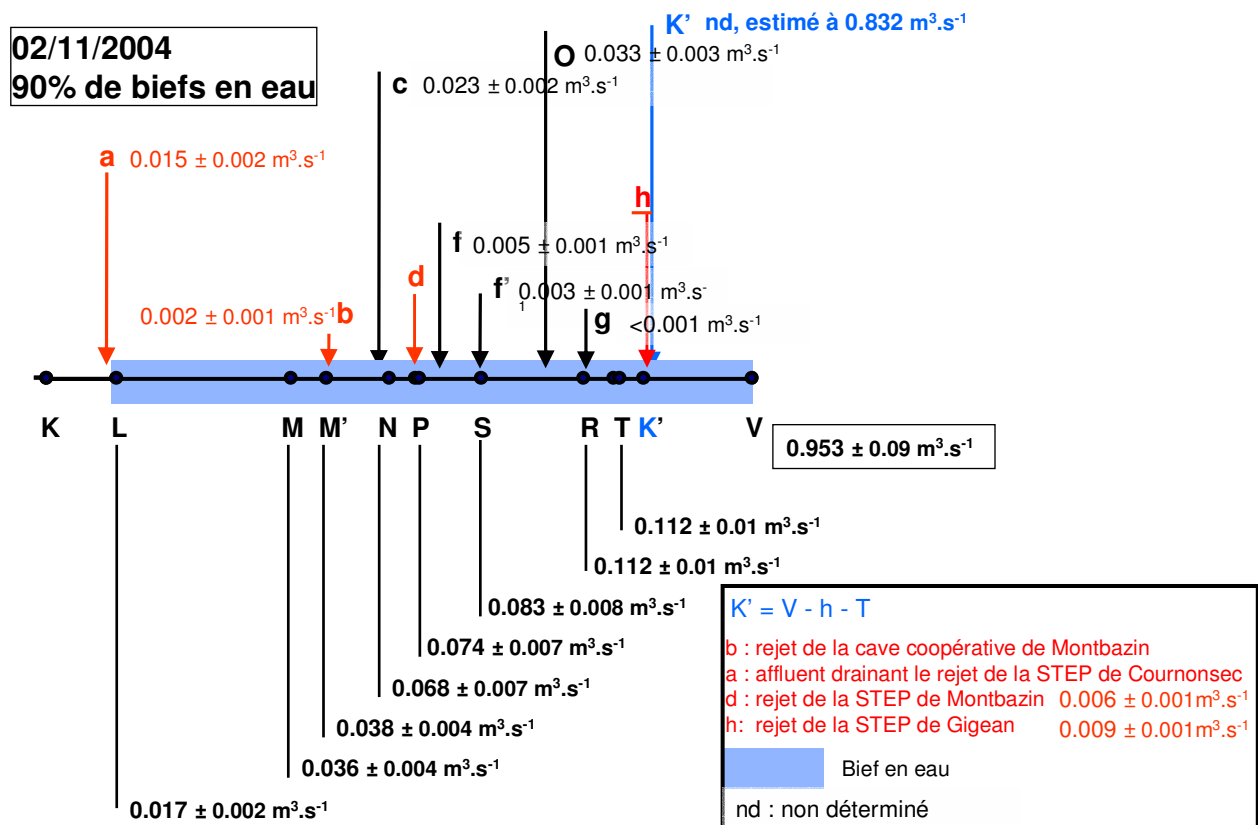


Figure 2.2.j : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 02/11/2004.

### Caractéristiques du transfert des CRM

Le lag time (cf. Glossaire) à l'exutoire des CRM est égal à 4 heures, soit 1 heure de moins que celui des CRRU.

La vitesse de propagation entre les stations S et V, calculée de la même manière que pour les CRRU est de 0.9 m.s<sup>-1</sup> en moyenne. Cette vitesse de propagation est assez variable d'une crue à l'autre : de 0.40 m.s<sup>-1</sup>, le 26/10/2003 ( $Q_m$  à la station V = 0.59 m³.s<sup>-1</sup>), à 2.2 m.s<sup>-1</sup>, le 14/10/2004 ( $Q_m$  à la station V = 3.24 m³.s<sup>-1</sup>).

Les lag time et les vitesses de propagation à la station V sont plus forts pour les CRM que pour les CRRU. Cela s'explique par le fait que les facteurs diminuant la vitesse de propagation entre les stations S et V dans le cas des CRRU ont moins d'influence. L'écoulement des CRM est en effet transféré dans un réseau continu qui contient déjà de l'eau suite aux CRRU. Comme nous l'avons vu précédemment, l'ouvrage hydraulique d'Issanka retient une part du volume de crue moins importante et le transfert est alors plus rapide entre les stations S et V.

### Conclusion

Les crues rapides mixtes (CRM), à composantes urbaine et agricole, sont produites par des précipitations dont l'intensité maximale sur 5 minutes est moyenne et la variabilité spatiale en général faible. L'ensemble des caractéristiques de ces événements, relatives aux précipitations et l'écoulement, ont des valeurs nettement supérieures à celles des CRRU (crues de ruissellement urbain). Sur les zones agricoles à la station S, 10% de la pluie brute est transformée en pluie efficace. A la reprise de l'écoulement, les zones agricoles contribuent principalement au débit à l'exutoire sous forme de ruissellement de surface et la participation d'un écoulement hypodermique au débit en rivière est a priori limitée. Le transfert à l'exutoire des CRM est plus rapide que lors des CRRU, car la rivière a souvent été remplie par ces événements antérieurs.

### 2.2.4 Les crues rapides à composante karstique (CRK)

Les CRK sont des crues de reprise d'écoulement avec contribution limitée des sources karstiques. Les CRK seront étudiées sur la période 2002-2005, où nous disposons d'enregistrements aux stations *K*, *S*, *O* et *V* permettant d'évaluer la contribution de certaines des composantes à l'écoulement. Les CRK, enregistrées de 2002 à 2005, sont présentées sur la figure 2.2.k.

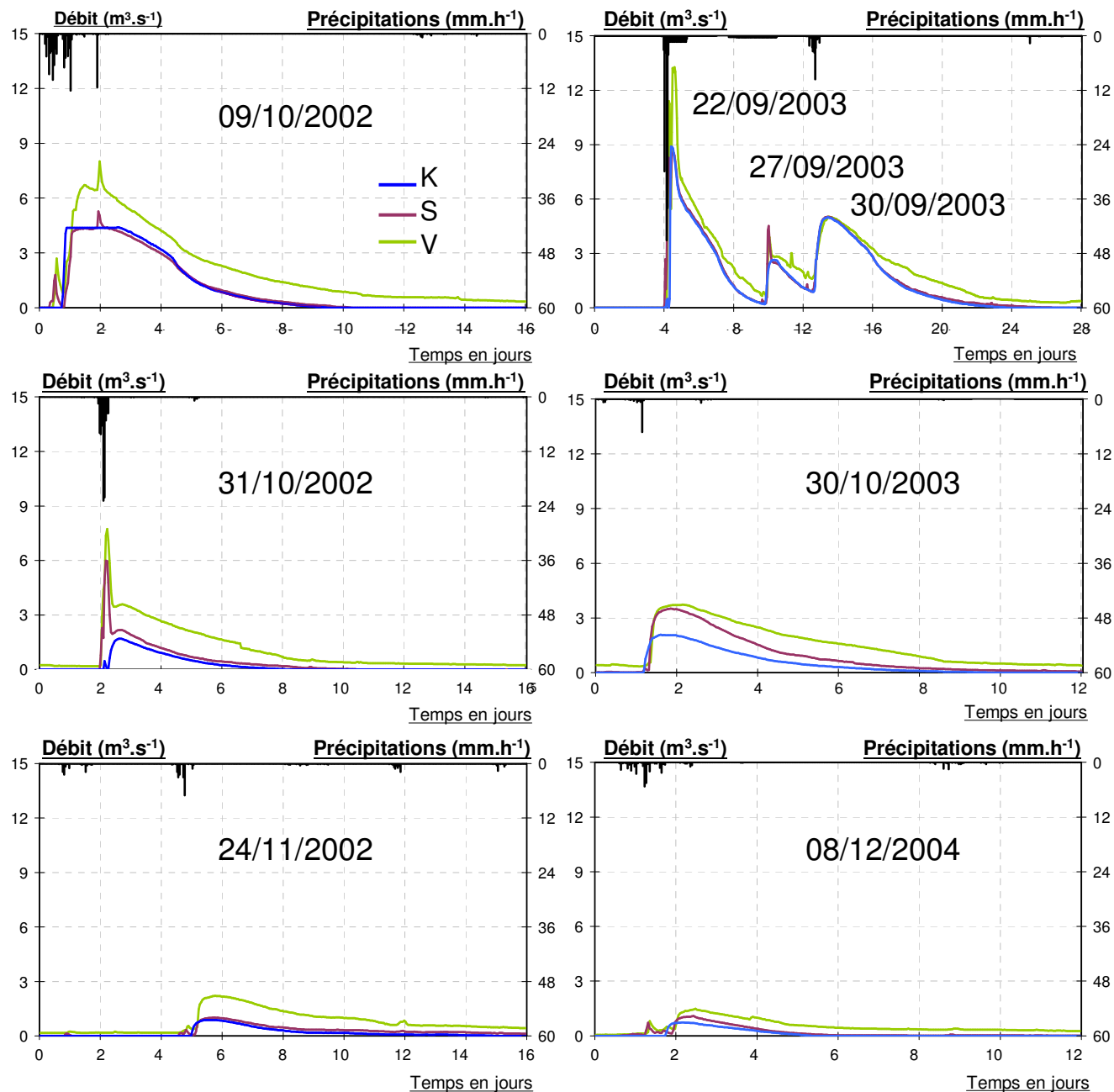
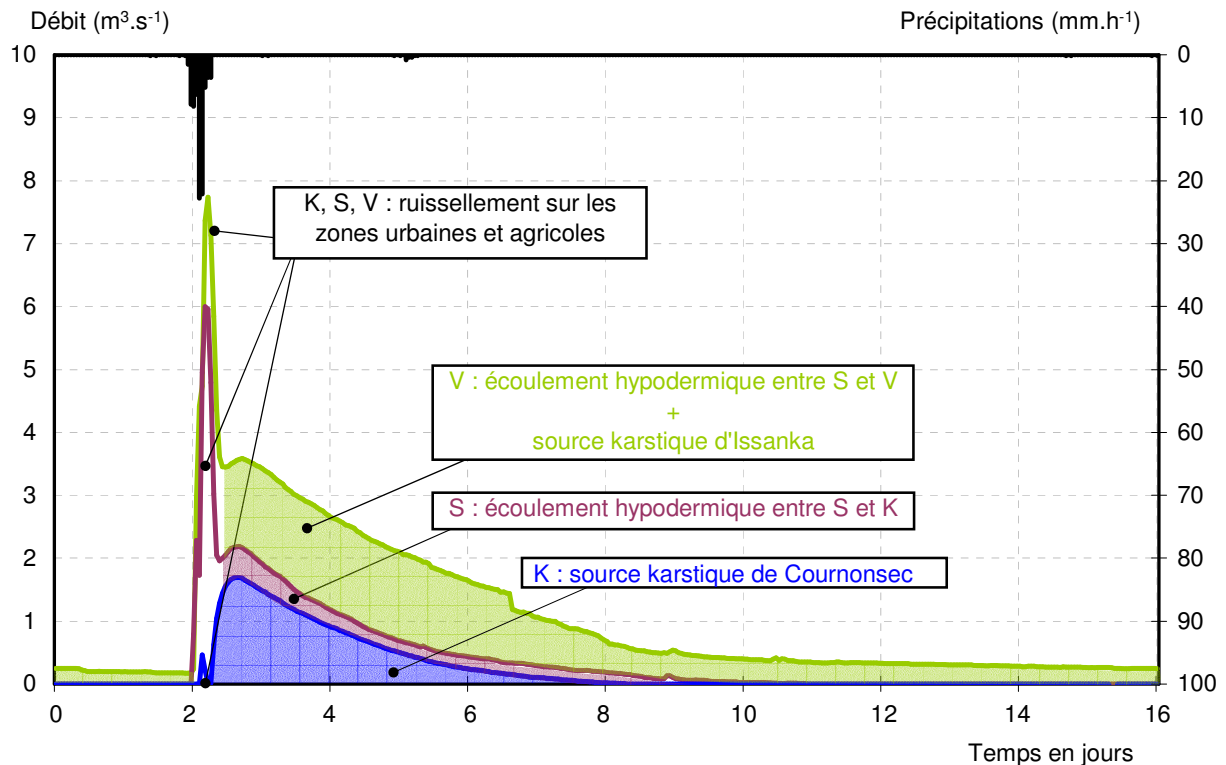


Figure 2.2.k : Hydrogrammes des CRK de la période 2002-2005, aux stations *K*, *S*, *V*.

La forme des hydrogrammes de crue nous permet d'estimer la part relative des différentes composantes de l'écoulement. Un exemple est fourni par la crue du 31/10/2002 -cf. Figure 2.2.1.

Au début de la crue, nous observons un pic de débit, lié au ruissellement urbain et agricole. L'amplitude de la crue augmente au fur et à mesure que l'on se dirige de l'amont -S- vers l'aval - V, car les zones contributives au ruissellement augmentent.

Puis, aux stations K, S et V, la forme des hydrogrammes est sensiblement la même. A la station S, la source karstique de Cournonsec, contrôlée par la station K, participe de manière importante au débit, le reste provenant de l'écoulement hypodermique. A l'exutoire, la source de Cournonsec participe également de manière importante au débit, le reste étant apporté par la source karstique d'Issanka et l'écoulement hypodermique.



**Figure 2.2.1 :** Découpage des différents types de contribution à l'écoulement à l'exutoire d'après la forme des hydrogrammes des CRK aux stations S et K et V.

Dans cette section, nous présentons la dynamique hydrologique des CRK. Puis à partir des caractéristiques de ces événements, nous mettons en évidence ce qui les distingue des CRRU et des CRM. Nous quantifions ensuite la participation de chacune des composantes du débit des CRK. Enfin nous nous intéressons à la décrue particulière de la source karstique de Cournonsec lors de ces événements.

### Caractéristiques des CRK

Deux types de caractéristiques sont calculés pour les CRK (cf. Tableau 2.2.e) :

- Les variables relatives aux précipitations :  $P_m$ , les précipitations moyennes sur l'événement ;  $I_{60 \text{ max}}$ , l'intensité maximale horaire ;  $P_{-3 \text{ mois}}$ , le cumul des précipitations antécédentes sur 3 mois.
- Les variables relatives à l'écoulement : E, la lame écoulée ; Ce, le coefficient d'écoulement ;  $Q_m$ , le débit de pointe ;  $d_c$ , la durée de la crue ;  $Q_b$ , le débit de base initial.

Toutes ces caractéristiques présentent de fortes variations.

L'occurrence d'une CRK au début de l'année hydrologique nécessite des lames précipitées supérieures à 90 mm : 116 mm, 95 mm et 105 mm sont nécessaires en 2002-2003, 2003-2004 et 2005-2006.

L'année 2004-2005 est particulièrement sèche (472 mm précipités) : la première crue de l'année hydrologique n'a alors pas lieu au début de l'automne comme c'est communément le cas, mais au début de l'hiver et son amplitude est faible (cf. 08/12/2004, figure 2.2.k). Les conditions antécédentes à l'apparition de la première CRK sont alors différentes en 2004-2005. Les précipitations cumulées durant les 3 mois précédant la première CRK sont égales à 114 mm en septembre 2002, à 69 mm en septembre 2003 et à 326 mm en novembre 2004. En raison de ces fortes précipitations antérieures, les faibles précipitations enregistrées le 08/12/2004 ont donc été suffisantes pour produire une CRK.

**Tableau 2.2.e** : Caractéristiques des CRK de la période 2002-2005, aux stations V, S et K.

Date	$P_m$ (mm)	$I_{60max}$	$P_{-3mois}$	E (mm)			Ce		$Q_m$ ( $m^3.s^{-1}$ )			dc (j)	$Q_b$ ( $m^3.s^{-1}$ )	
				V	S	K	V	S	V	S	K		V	S
09/10/2002	116	35	114	40	43	22	34%	37%	8.00	5.27	4.38	11	0.004	0
31/10/2002	73	10	253	19	16	4	26%	22%	7.74	6.00	1.69	8	0.178	0
24/11/2002	32	6	251	15	11	3	46%	33%	2.21	1.01	0.89	11	0.191	0
22/09/2003	95	28	69	30	46	21	32%	48%	13.27	8.56	8.90	5	0.006	0.002
27/09/2003	9	3	164	8	11	5	85%	126%	3.89	4.50	2.65	3	0.896	0.319
30/09/2003	30	7	172	35	51	24	117%	173%	5.02	5.02	5.00	12	1.777	1.071
30/10/2003	12	1	235	22	26	7	177%	213%	3.72	3.48	2.06	10	0.356	0.025
08/12/2004	29	4	326	5	5	2	18%	18%	1.51	1.12	0.75	4	0.376	0.305

$P_m$  : précipitations moyennes ;  $I_{60max}$  : intensité maximale sur 1 h ;  $P_{-3mois}$  : cumul des précipitations antécédentes à 3 mois ; E : lame écoulée ; Ce : coefficient d'écoulement ;  $Q_m$  : débit de pointe ; dc : durée de crue ;  $Q_b$  : débit de base.

La durée des CRK varie de 4 à 12 jours. Cette durée est en moyenne supérieure, d'au moins 8 jours à celle des autres crues rapides -CRRU et CRM. Les pics de débits à l'exutoire varient de 1,51  $m^3.s^{-1}$  le 08/12/2004, à 13,27  $m^3.s^{-1}$ , le 22/09/2003.

Le temps de réponse - tr (cf. Glossaire)- des CRK varie de 1heure -valeur la plus fréquente- à 2 heures. Ce temps de réponse, qui correspond à la différence entre la date du maximum d'intensité pluvieuse et la date du pic de ruissellement, est donc plus rapide sur un bassin humide qu'au début de la reprise d'écoulement, sur un bassin sec.

Le coefficient d'écoulement minimal à l'exutoire est de 18%, le 08/12/2004, valeur 3 fois supérieure au maximum noté pour les CRM et les CRRU. Les coefficients d'écoulement maximaux à l'exutoire sont atteints lors de l'année hydrologique 2003-2004, qui est une des plus humides (les précipitations annuelles sont égales à 846 mm) : ils varient de 32% au début de l'automne, à plus de 100% lors des dernières CRK de l'année. De telles valeurs s'expliquent par le fait que les sources karstiques, dont le bassin versant est extérieur à celui de la Vène, contribuent en grande partie à l'écoulement à l'exutoire.

### Contributions à l'écoulement des CRK

Les sources karstiques, lors des CRK

En comparant les volumes écoulés aux différentes stations, nous pouvons essayer d'estimer dans quelles proportions chaque composante de l'écoulement participe au débit.

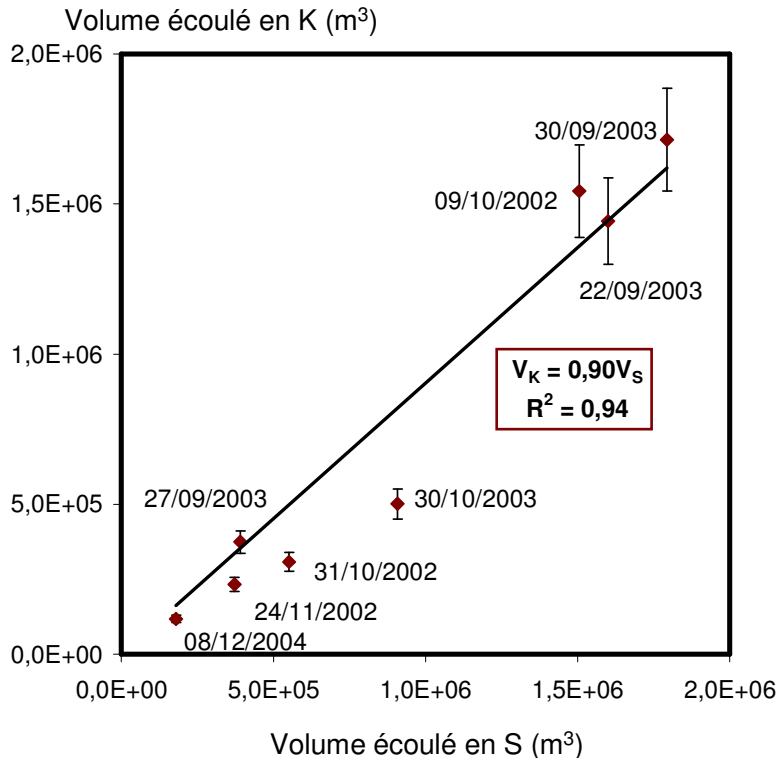
En examinant le tableau 2.2.e, on s'aperçoit que les coefficients d'écoulement ont des valeurs plus importantes à la station S qu'à l'exutoire lors de l'année hydrologique 2003-2004 : ils atteignent des valeurs de plus de 100% pour 3 des 4 événements de l'année. La participation de la source de Cournonsec au débit au droit de la station S est donc importante.

Nous avons essayé de savoir quelles proportions du volume écoulé à la station S, la source karstique de Cournonsec représentait. Le rapport entre les volumes écoulés à la station K et ceux à la station S sont très variables : de 55% - crue du 30/10/2003 - à 100% - crue du 09/10/2002 - la valeur médiane



étant de 65%. Une régression linéaire a été effectuée entre le volume écoulé à la station *S* et celui de la source de Cournonsec, contrôlée à la station *K*.

$V_K = 0,90V_S$ , avec un coefficient de détermination  $R^2$  égal à 0,94 (cf. Figure 2.2.m). Le volume écoulé à la source de Cournonsec participe donc à 90% du volume écoulé à la station *S*, les autres contributions au débit étant le ruissellement sur les surfaces urbaines et agricoles, les affluents et l'écoulement hypodermique à travers les sols.



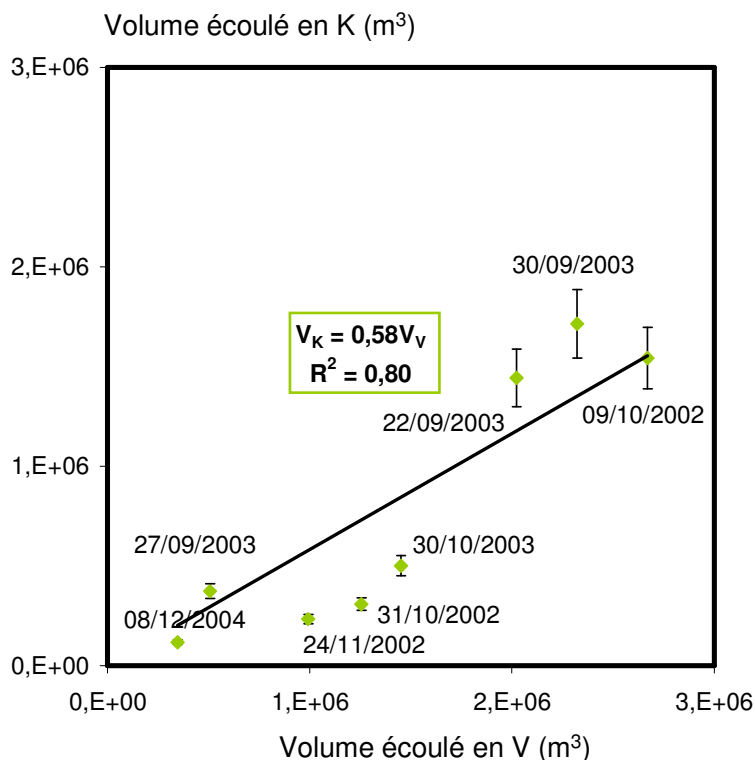
**Figure 2.2.m :** Rapport entre le volume écoulé à la station *K* et le volume écoulé à la station *S*.

Le rapport entre le volume de la source de Cournonsec et le volume à l'exutoire varie de 23% - crue du 24/11/2002 - à 74% - crue du 30/09/2003 - la valeur médiane étant 50%. Le volume écoulé entre les stations *S* et *V* représente entre 20% et 60% du volume total de la crue à l'exutoire.

La régression linéaire a également été effectuée entre le volume écoulé à la station *S* et celui de la source de Cournonsec, contrôlée à la station *K*.

La régression linéaire donne  $V_K = 0,58V_V$ , avec un coefficient de détermination  $R^2$  égal à 0,80 (cf. Figure 2.2.n). La participation de la source de Cournonsec représente alors plus de la moitié du débit à l'exutoire. Néanmoins, certains points présentent une forte dispersion autour de la courbe de tendance. Il s'agit des CRK présentant les plus petits volumes à l'exutoire pour lesquelles la contribution de la source de Cournonsec semble plus faible.

Les autres contributions au débit à l'exutoire sont la source karstique d'Issanka, le ruissellement sur les surfaces urbaines et agricoles, les affluents, l'écoulement hypodermique.



**Figure 2.2.n :** Rapport entre le volume écoulé à la station K et le volume écoulé à l'exutoire – station V.

#### Les autres composantes de l'écoulement entre les CRK

A la reprise d'écoulement, entre 2 CRK, les mesures de débits lors de la campagne du 20/10/2003 ont permis d'évaluer la participation de chaque composante de l'écoulement au débit à l'exutoire. Cette campagne se situe après les trois événements de crue du 22/09/2003 au 15/10/2003 (cf. Figure 2.2.a.).

Sur la figure 2.2.o, les débits mesurés lors de cette campagne sont indiqués. La contribution de chaque composante est évaluée de la même manière que pour la campagne du 02/11/2004 (§ 2.2.2).

Lors de la campagne du 20/10/2003, la source karstique de Cournonsec ne fonctionne pas, mais celle d'Issanka apporte plus de 90% du débit à l'exutoire.

Les apports en provenance des sols – par ruissellement de surface et écoulement hypodermique- sont faibles : la contribution des affluents est de 1%, celle des apports diffus de 2%, soit un total de 3% le 20/10/2003.

La contribution des rejets des STEP au débit à l'exutoire est minime, de l'ordre de 1%.

20/10/2003  
90% de biefs en eau

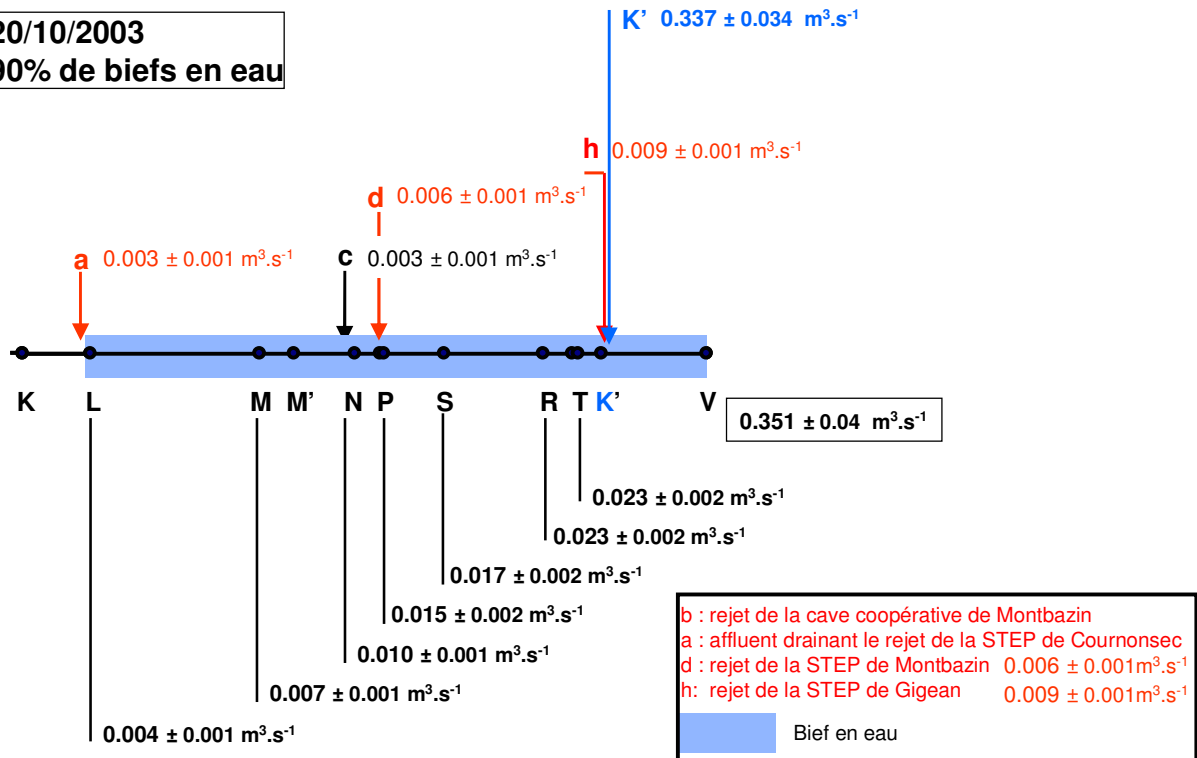


Figure 2.2.o : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 20/10/2003.

### Le tarissement de la source de Cournonsec lors des CRK

La diminution des débits de la source de Cournonsec a été étudiée en période peu ou pas influencée par les précipitations. A cet effet, nous avons sélectionné des portions d'hydrogrammes présentant un tarissement de la source de Cournonsec lors des CRK, pour des périodes où la pluie n'excédait pas 5 mm.

Nous obtenons ainsi pour chaque CRK une ou plusieurs portions de courbes de tarissement s'il y a eu précipitation lors de la décrue. Pour chaque courbe, est noté sur la figure 2.2.p, la date, ainsi qu'un numéro s'il y a plusieurs portions courbes.

Le tarissement de la source de Cournonsec peut alors être suivi pendant une vingtaine de jours.

En associant toutes les portions de courbes de tarissement ainsi obtenues, nous pouvons construire une courbe de tarissement théorique, exprimant le débit  $Q$  en fonction du débit initial  $Q_0$  et du temps  $t$ , soit  $Q = Q_0 f(t)$ .

Pour l'étude du tarissement de la source de Cournonsec, nous avons utilisé la formule de Maillet (1905) :

$$Q = Q_0 \cdot e^{-\alpha t}$$

Cette formule implique que le coefficient de tarissement est constant au cours du tarissement. Ceci est en concordance avec les résultats d'Amit et al. (2002), en Israël, pour les années humides, bien que ces auteurs mettent également en évidence le fait que le coefficient de tarissement diminue avec le temps lors des années sèches.

Pour le tarissement de la source de Cournonsec, la valeur  $\alpha$  égale à 0.48 fournit la meilleure adéquation de la courbe théorique aux valeurs expérimentales (cf. Figure 2.2.p) :

$$Q = Q_0 \cdot e^{-0.48t}$$

Cette valeur est supérieure à celle trouvée par Amit et al. (2002), pour des sources issues de dolomites –  $\alpha$  varie de 0.03 à 0.06. Le tarissement de la source de Cournonsec est rapide : chaque jour, le débit diminue de 38%.

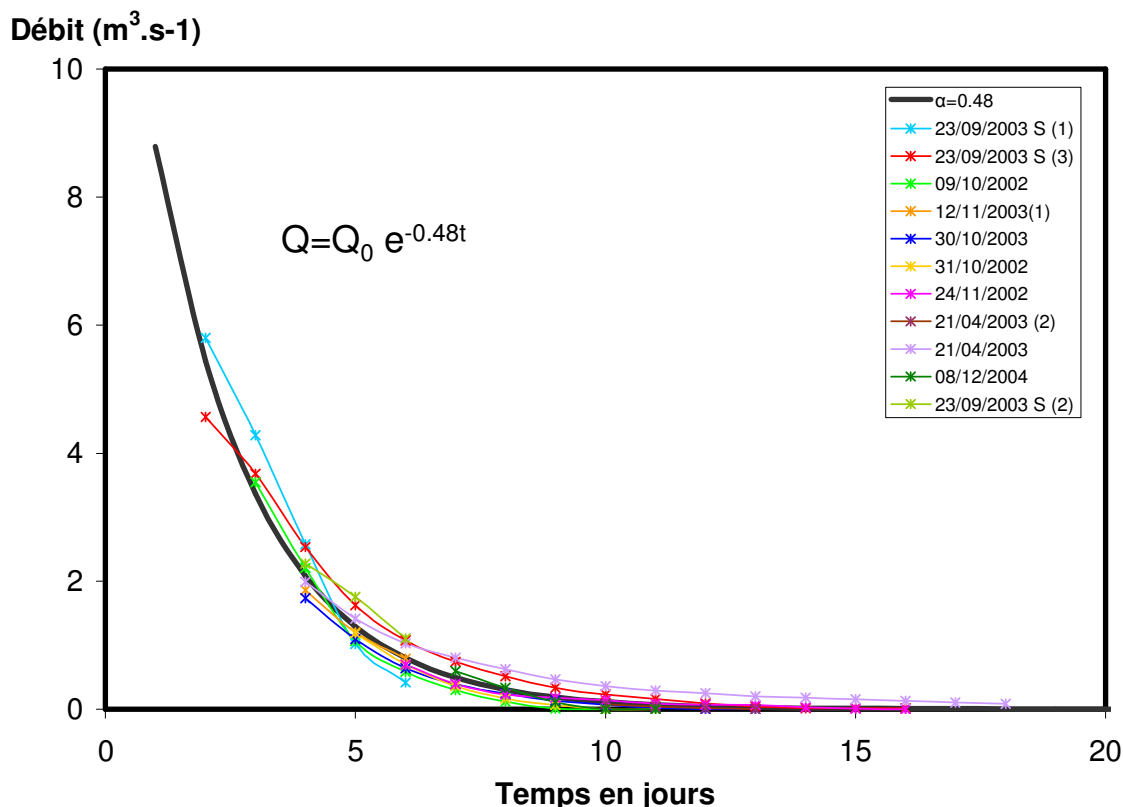


Figure 2.2.p : Tarissement de la source de Cournonsec - CRK.

Le tarissement de la source de Cournonsec est donc assez rapide durant la phase de reprise d'écoulement. La source de Cournonsec est un des exutoires du système karstique complexe du Causse d'Aumelas.

Les expériences de traçage du SCAL (1962 ; 1963) ont révélé que les pertes d'un ruisseau, le Coulazou, qui traverse le Causse d'Aumelas, alimentent la source de Cournonsec (cf. Chapitre 2, 1.1). La crue que l'on observe à la station *K* peut correspondre à la transmission rapide d'une partie des débits du Coulazou vers la source de la Vène via le réseau karstique. Cependant, la caractérisation du fonctionnement des aquifères karstiques par la courbe de tarissement de l'hydrogramme est limitée, car il est difficile d'en tirer des conclusions concernant les mécanismes physiques.

### Conclusion

En conclusion, la forme des hydrogrammes des CRK nous amène à distinguer 3 composantes successives de l'écoulement à l'exutoire : les surfaces urbaines et agricoles au début de la crue, via le ruissellement, puis l'écoulement hypodermique et les sources karstiques. La production d'une CRK après l'étiage nécessite un événement pluvieux d'au moins 100 mm, sauf lors d'une année sèche. Les CRK ont une montée rapide, mais les décrues sont plus lentes que celles des CRRU et des CRM. Leur coefficient d'écoulement est très variable, de 18% - il est alors 6 fois supérieur au coefficient d'écoulement maximal des CRM, à plus de 100%. Lors des CRK, la source karstique de Cournonsec participe de 56% à 96% du volume à la station *S* et de 30 à 66% du débit à la station *V*, la contribution de la source de Cournonsec étant plus forte pour les crues les plus importantes.

Entre les CRK, la contribution des sources karstiques à l'écoulement à l'exutoire représente plus de 90%. Lors de la décrue des CRK, le tarissement de la source karstique de Cournonsec est rapide : chaque jour, le débit diminue de près de 40%. Les crues que l'on observe à la station *K* peuvent correspondre à la transmission d'une partie des débits du Coulazou vers la source de la Vène, via le réseau karstique.

## 2.2.5 Les composantes de la reprise de l'écoulement et des crues rapides

Lors de la reprise de l'écoulement, trois composantes de l'écoulement participent successivement au débit à l'exutoire : les surfaces urbaines, les surfaces agricoles et les sources karstiques (cf. Figure 2.2.q).

A la reprise de l'écoulement, les tous premiers événements de crues sont des crues rapides de ruissellement urbain – CRRU, qui durent quelques heures et dont le coefficient de ruissellement à l'exutoire est inférieur à 1%. 30% de la pluie brute est alors transformée en pluie efficace sur les surfaces urbaines, après dépassement d'un seuil de pluie de 5 mm. Lors du transfert des CRRU à l'exutoire, il y a des pertes en rivière, dues à la fois au remplissage de la rivière après l'étiage et à un stockage du volume de crue dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka – le stockage maximal calculé est de 19000m<sup>3</sup> environ.

Les crues rapides mixtes – CRM, qui durent quelques heures également, ont des coefficients de ruissellement pouvant atteindre 6%. Les CRM sont générées par des processus de ruissellement sur les zones urbaines et agricoles. Sur les zones agricoles, 10% de la pluie brute est transformée en pluie efficace. La contribution de l'écoulement hypodermique rapide peut contribuer à 10% de l'écoulement à l'exutoire lors de la décrue des CRM.

Avec le déclenchement des sources karstiques, suite à des événements pluvieux d'au moins 100 mm, apparaissent les crues rapides à composante karstique – CRK, qui durent quelques jours. Ces crues ont une montée rapide, mais une décrue beaucoup plus lente que les CRRU et les CRM. Les coefficients d'écoulement maximaux des CRK varient entre 18% et plus de 100%, signifiant que les sources karstiques participent de manière importante au débit à l'exutoire. La contribution de la source de Cournonsec à l'exutoire varie de 30% à 66%. Cette contribution est cependant brève, limitée à quelques jours. Au cours des CRK, la contribution du ruissellement de surface est limitée en général au début de la crue et celle de l'écoulement hypodermique est faible.

Le tarissement de la source de Cournonsec est rapide et nous supposons que les débits de cette source, lors des CRK, correspondent au transfert rapide d'une partie des débits du Coulazou.

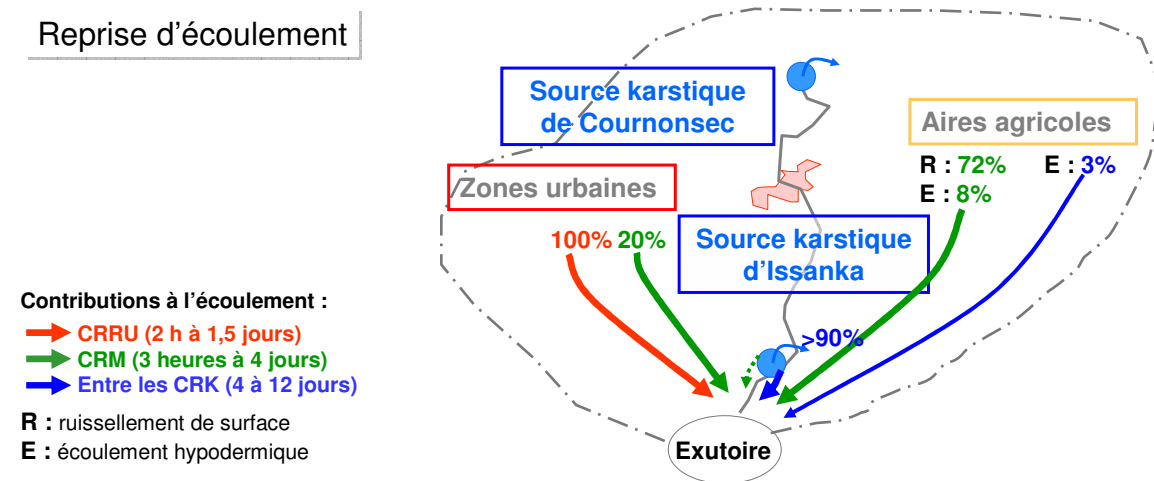


Figure 2.2.q : Contributions à l'écoulement lors des crues rapides.

## 2.3 Hautes eaux et crues karstiques

Lors des hautes eaux apparaissent des crues d'une durée plus longue, qui présentent une décrue plus lente : il s'agit des crues de hautes eaux ou CHK. Dans cette sous partie, nous identifierons les différents types de contribution au cours des hautes eaux. Puis, après avoir présenté la dynamique des CHK, nous nous intéresserons à la quantification de la participation au débit à l'exutoire des différentes contributions. Nous étudierons également le tarissement particulier de la source de Cournonsec lors de ces événements.

### 2.3.1 Les différents types de contributions à l'écoulement en hautes eaux

La figure 2.3.a va nous permettre de suivre l'évolution des débits et des conductivités en hautes eaux, aux stations *K*, *S* et *V*, du 12/11/2003 au 12/02/2004.

Du 12/11/2003 au 12/02/2004, nous observons 4 CHK, dont les pics de crue successifs atteignent des valeurs égales à 5, 19, 19 et 20 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Au début de chaque crue, aux stations *S* et *V*, on observe en concomitance avec le pic de débit une diminution rapide de la conductivité signifiant que le ruissellement de surface est la contribution essentielle à l'écoulement. A la station *K*, les épisodes pluvieux n'affectent que très peu la conductivité des eaux issues du karst à Cournonsec : il n'y a donc pas ou très peu de passage d'eau récente à travers ce karst.

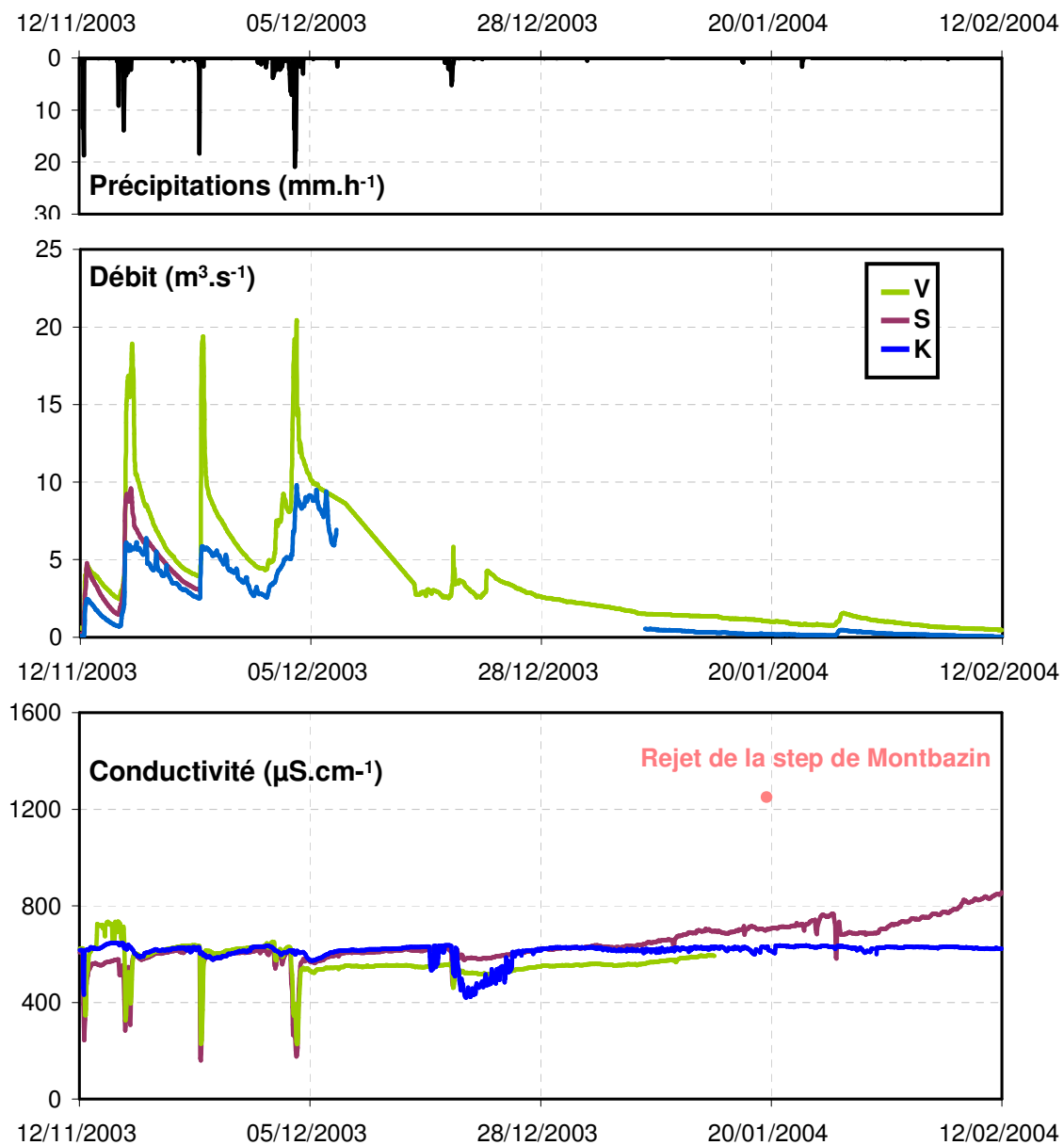
Sur cette période, la lame d'eau écoulee à l'exutoire *V* (397 mm) est égale à la lame d'eau précipitée (399 mm). La conductivité aux stations *K*, *S* et *V* est comprise entre 600 et 620 μS.cm<sup>-1</sup>, valeur de la conductivité des eaux karstiques, ce qui indique que les deux sources karstiques participent majoritairement à l'écoulement sur cette période. L'observation des enregistrements de débit montre que la source karstique de Cournonsec, jaugée à la station *K* (cf. Figure 2.3.a), est la contribution majoritaire au débit à la fois aux stations *S* et *V*.

Lors de la décrue, vers le début du mois de janvier, on note, en concomitance avec la diminution du débit de la source de Cournonsec, une augmentation de la conductivité à la station *S*, qui atteint 860 μS.cm<sup>-1</sup>, le 12/02/2004 : les rejets des STEPs et les zones agricoles, via un écoulement hypodermique, deviennent les composantes majoritaires de l'écoulement.

Au cours des périodes de hautes eaux, les composantes de l'écoulement sont donc :

- d'abord, les sources karstiques, qui représentent l'essentiel du volume écoulé à l'exutoire.
- puis, les zones urbaines, dont le ruissellement diminue la conductivité à la station *S* et à l'exutoire en début de crue.
- enfin les sols agricoles à travers l'écoulement hypodermique, dont l'importance augmente lors de la décrue.

Les contributions des différentes composantes à l'écoulement vont être quantifiées dans les paragraphes suivants lors des CHK et entre les CHK. Les CHK sont étudiées sur la période 2002-2005, où nous disposons d'enregistrements aux stations *K*, *S*, *O* et *V* permettant d'évaluer la contribution de certaines des composantes à l'écoulement



**Figure 2.3.a :** Evolution des débits et des conductivités enregistrés aux stations, K, S et V du 12/11/2003 au 12/02/2004.

### 2.3.2 Dynamique des CHK

Les hydrogrammes des CHK de la période 2002-2005 sont présentés sur la figure 2.3.b. En dehors du fait qu'elles durent plus longtemps, l'allure générale des CHK rappelle celle des CRK.

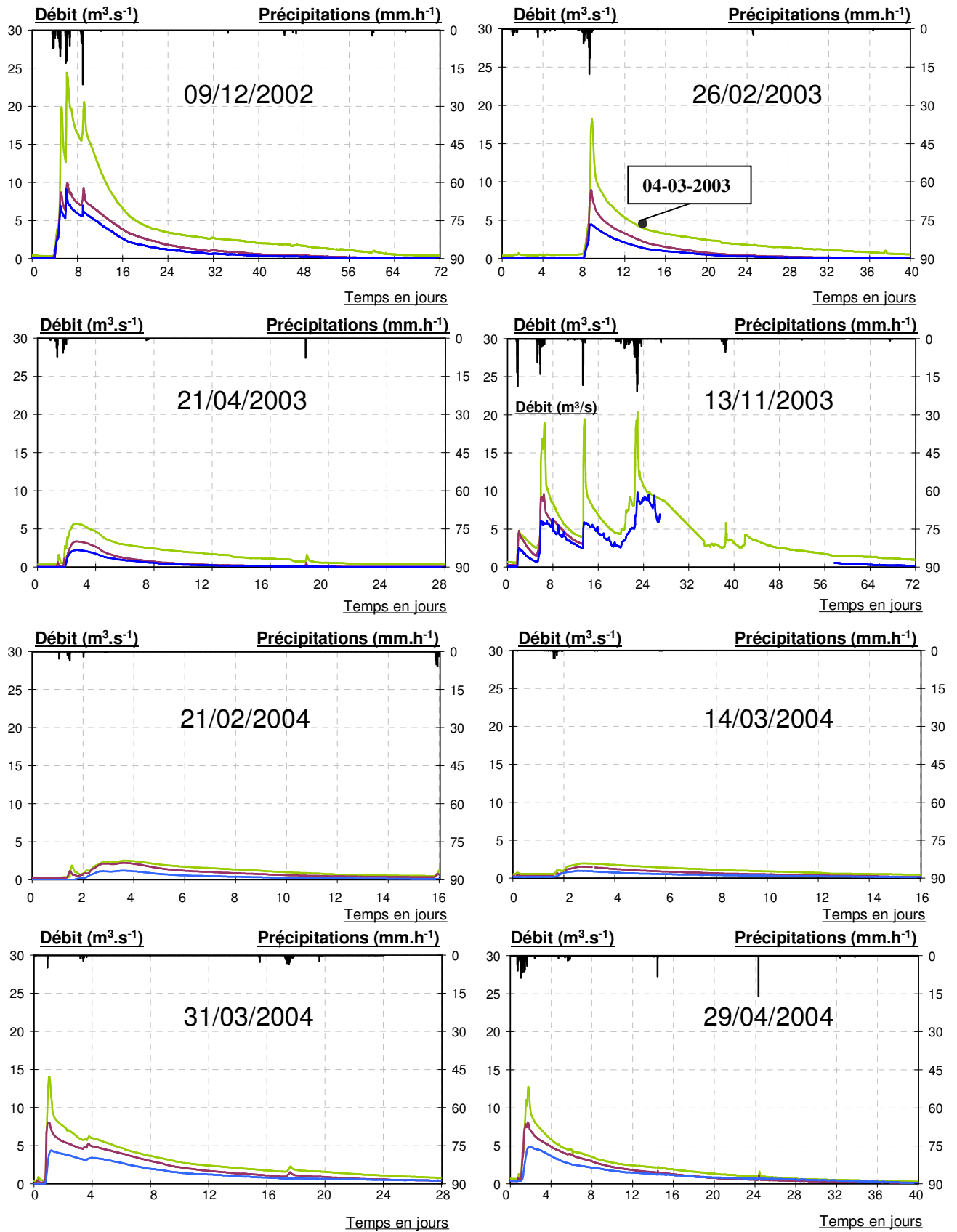


Figure 2.3.b : Hydrogrammes des CHK de la période 2002-2005



### 2.3.3 Caractéristiques des CHK

Nous avons calculé pour les CHK les mêmes caractéristiques que pour les CRK (cf. Tableau 2.3.a) :

- Les variables relatives aux précipitations :  $P_m$ , les précipitations moyennes pendant l'événement ;  $I_{60max}$ , l'intensité maximale horaire ;  $P_{-3mois}$ , le cumul des précipitations antécédentes sur 3 mois .
- Les variables relatives à l'écoulement :  $E$ , la lame écoulee ;  $C_e$ , le coefficient d'écoulement ;  $Q_m$ , le débit de pointe ;  $dc$ , la durée de la crue ;  $Q_b$ , le débit de base initial.

Toutes ces caractéristiques présentent de fortes variations. Les CHK durent de 13 à 37 jours, quand il s'agit de crues qui ont plusieurs pics de débit (cf. Crues du 09/12/2002 et du 13/11/2003, figure 2.3.b). Les temps de réponse - $tr$  (cf. Glossaire)- varient de 2 heures à 4 heures. Les  $tr$  présentent des valeurs différentes suivant que le pic de ruissellement est produit avant ou après que la source de Cournonsec ne coule. Quand les sources karstiques coulent, le transfert est plus rapide.

Les volumes écoulés pour les CHK ont une gamme de variation bien supérieure à celle des CRK -cf. Figure 2.3.c. En hautes eaux, les crues les plus importantes sont celles présentant plusieurs pics de débit. Le 09/12/2002 et le 13/11/2003, à l'exutoire, les volumes écoulés sont égaux à  $2.3 \cdot 10^7 \text{ m}^3$  et  $2.7 \cdot 10^7 \text{ m}^3$  et les pics de débits peuvent atteindre 19 à  $24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Ces dernières valeurs sont cependant sous-estimées, car au-delà, il y a débordement de la section à l'exutoire.

Les coefficients d'écoulement des CHK sont forts : ils varient de 64% à plus de 100% à l'exutoire. De telles valeurs s'expliquent par le fait que les sources karstiques, alimentées par un important bassin versant externe, contribuent en grande partie à l'écoulement à l'exutoire.

**Tableau 2.3.a : Caractéristiques des CHK de la période 2002-2005.**

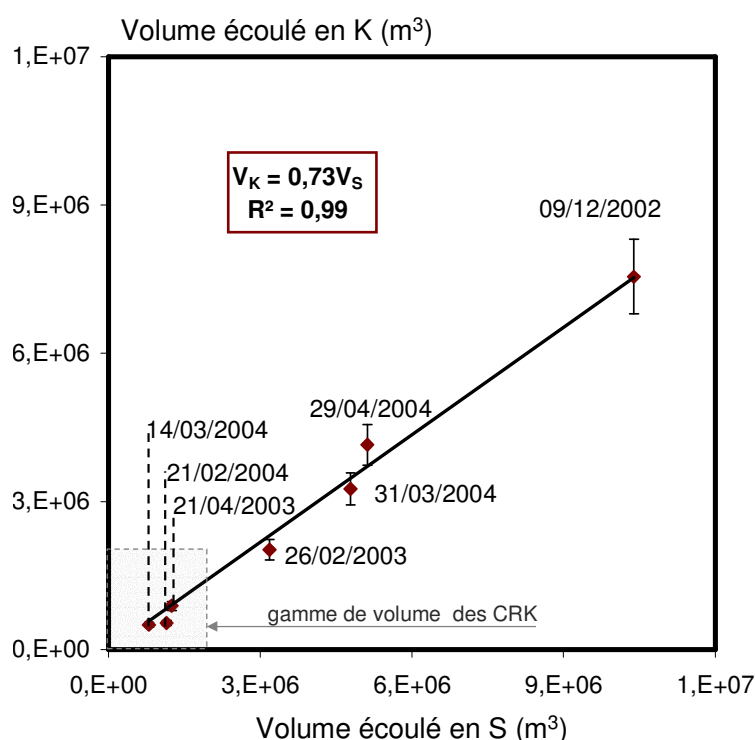
Date	$P_m$ (mm)	$I_{60 \text{ max}}$	$P_{-3 \text{ mois}}$	$E$ (mm)			$C_e$ (%)		$Q_m$ ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )			$dc$ (j)	$Q_b$ ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ )		
				V	S	K	V	S	V	S	K		V	S	
09/12/2002	281	29	268	340	297	108	121%	105%	19.93	8.69	6.94	57	0.439	0.135	
										24.29	9.91				9.10
										20.50	9.24				6.97
26/02/2003	89	11	296	108	91	29	122%	103%	18.20	8.97	4.48	31	0.597	0.041	
21/04/2003	68	17	176	52	36	13	77%	53%	5.70	3.36	2.21	19	0.362	0.037	
13/11/2003	399	19	307	397			99%		18.93	9.60	6.20	69	0.575	0.204	
										19.39					5.75
										20.35					9.80
21/02/2004	37	6	258	23	33	8	64%	90%	2.50	2.20	1.20	15	0.310	0.234	
14/03/2004	11	4	133	19	23	7	174%	212%	1.95	1.49	0.96	13	0.556	0.367	
31/03/2004	94	19	107	97	137	46	103%	146%	14.00	7.99	4.33	24	0.374	0.105	
29/04/2004	92	9	204	102	146	59	111%	159%	12.78	8.00	4.83	37	0.629	0.361	

$P_m$  : précipitations moyennes ;  $I_{60max}$  : intensité maximale sur 1 h ;  $P_{-3 \text{ mois}}$  : cumul des précipitations antécédentes à 3 mois ;  $E$  : lame écoulee ;  $C_e$  : coefficient d'écoulement ;  $Q_m$  : débit de pointe ;  $dc$  : durée de crue ;  $Q_b$  : débit de base.

### 2.3.4 Contributions à l'écoulement des CHK

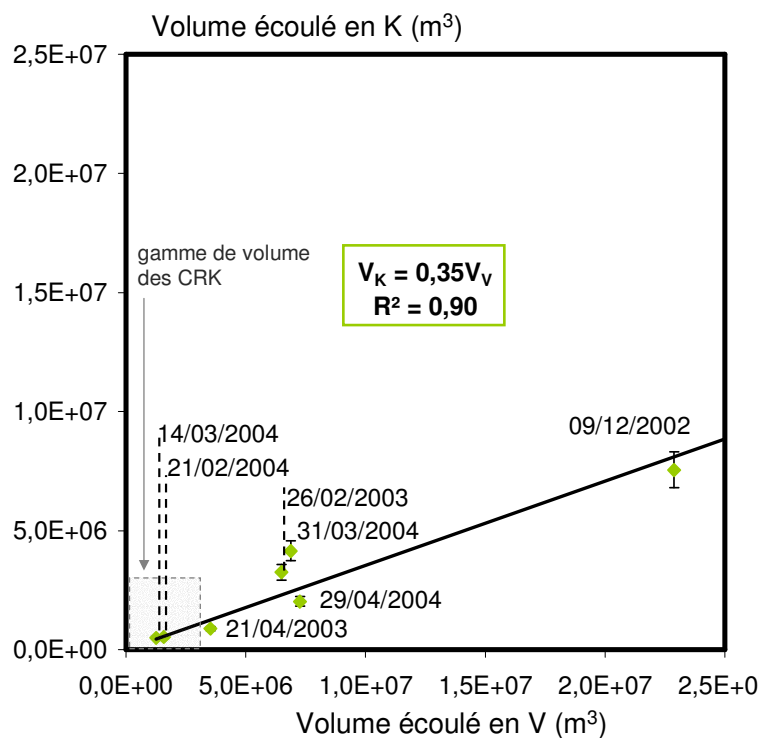
#### Les sources karstiques

Le rapport entre les volumes écoulés à la station *K* et ceux à la station *S* sont très variables : de 50% - crue du 20/02/2004 - à 80% - crue du 29/04/2004, la valeur médiane étant de 70%. Une régression linéaire entre le volume à la station *S* et celui de la source de Cournonsec, contrôlée à la station *K*, donne la relation suivante :  $V_K = 0.73V_S$ , avec un coefficient de détermination  $R^2$  égal à 0.99 (cf. Figure 2.3.c). Le volume écoulé à la source de Cournonsec participe donc à 70% du volume à la station *S*, le reste de l'écoulement étant alors produit par ruissellement sur les surfaces urbaines voire agricoles en début de crue, mais surtout par un écoulement hypodermique à travers les sols. La source de Cournonsec participerait donc globalement de manière moins importante au débit à la station *S* lors des CHK que lors des CRK.



**Figure 2.3.c :** Rapport entre le volume écoulé à la station *K* et le volume écoulé à la station *S* lors des CHK

Le rapport entre le volume de la source de Cournonsec et le volume à l'exutoire varie de 25% - crue du 21/04/2003 - à 60% - crue du 29/04/2004 -, avec une médiane de 35%. La régression linéaire donne :  $V_K = 0.35V_V$ ,  $R^2 = 0.90$ , corrélation très biaisée par la valeur de la crue du 09/12/2002 (cf. Figure 2.3.d). Sans cette crue,  $V_K = 0.40V_V$ ,  $R^2 = 0.70$ . Les autres contributions au débit sont le ruissellement sur les surfaces urbaines et agricoles en début de crue, l'écoulement hypodermique en fin de crue et l'apport de la source karstique d'Issanka. Le volume écoulé entre les stations *S* et *V* représente entre 25% et 65% du volume total de la crue à l'exutoire, comme pour les CRK.



**Figure 2.3.d :** Rapport entre le volume écoulé à la station K et le volume écoulé à l'exutoire lors des CHK.

La quantification ponctuelle des apports des sources karstiques à l'écoulement à l'exutoire a pu être effectuée lors des mesures de débit réalisées le 04/03/2003, alors que la rivière est en décrue - événement du 26/02/2003 (cf. Figure 2.3.e).

Les mesures de débits effectuées le 04/03/2003 (§ 2.2.2) permettent d'estimer qu'à l'exutoire, la source de Cournonsec participe à 50% de l'écoulement et celle d'Issanka à 20%, le karst contribuant alors au total à 70% de l'écoulement.

Entre deux CHK, la contribution des sources karstiques reste majoritaire (cf. Figure 2.3.f). Les mesures de débit effectuées lors des campagnes du 03/02/2003, du 19/01/2004 (cf. Annexe C-III) et du 02/03/2004 ont montré (§ 2.2.2) que leur participation au débit à l'exutoire est comprise entre 82 et 89%. Contrairement à ce qui se produit lors d'une CRK cependant, ce n'est plus la source de Cournonsec qui contribue majoritairement à l'écoulement à l'exutoire, mais celle d'Issanka, qui apporte 50 à 70% du débit.

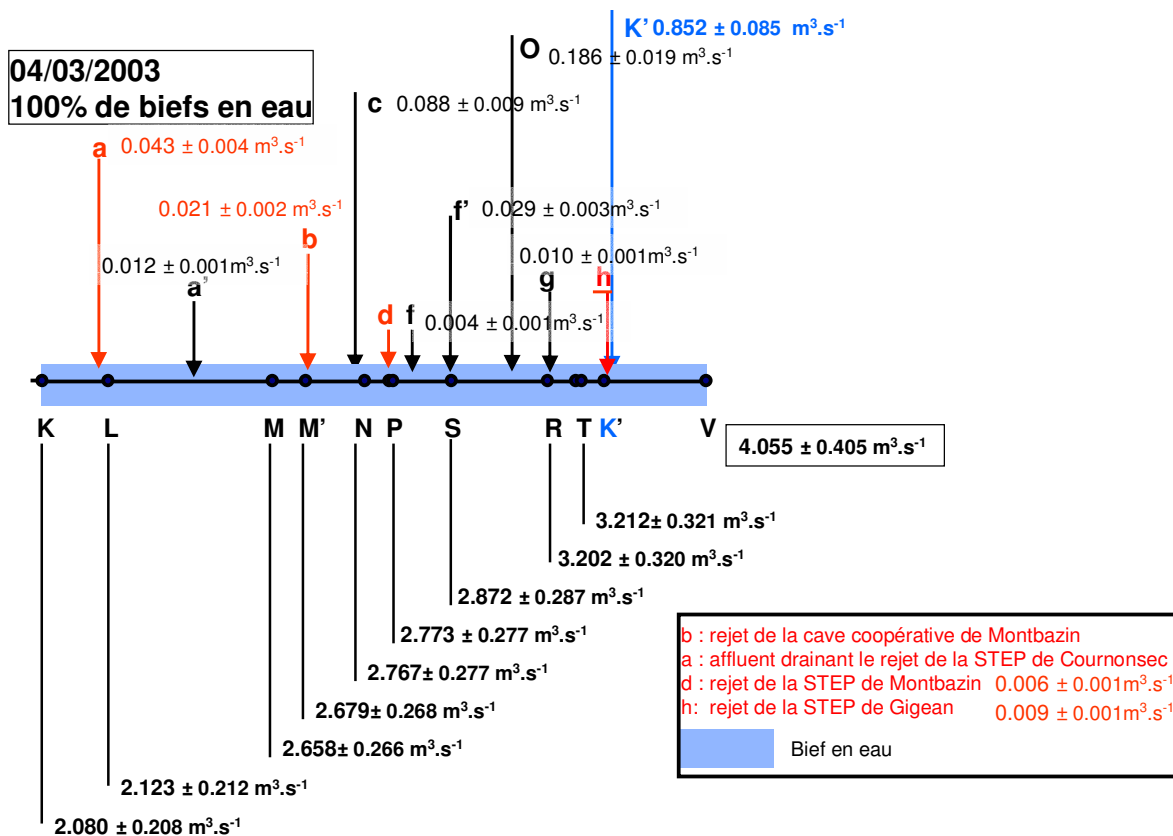


Figure 2.3.e : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 04/03/2003, lors de la décrue d'une CHK.

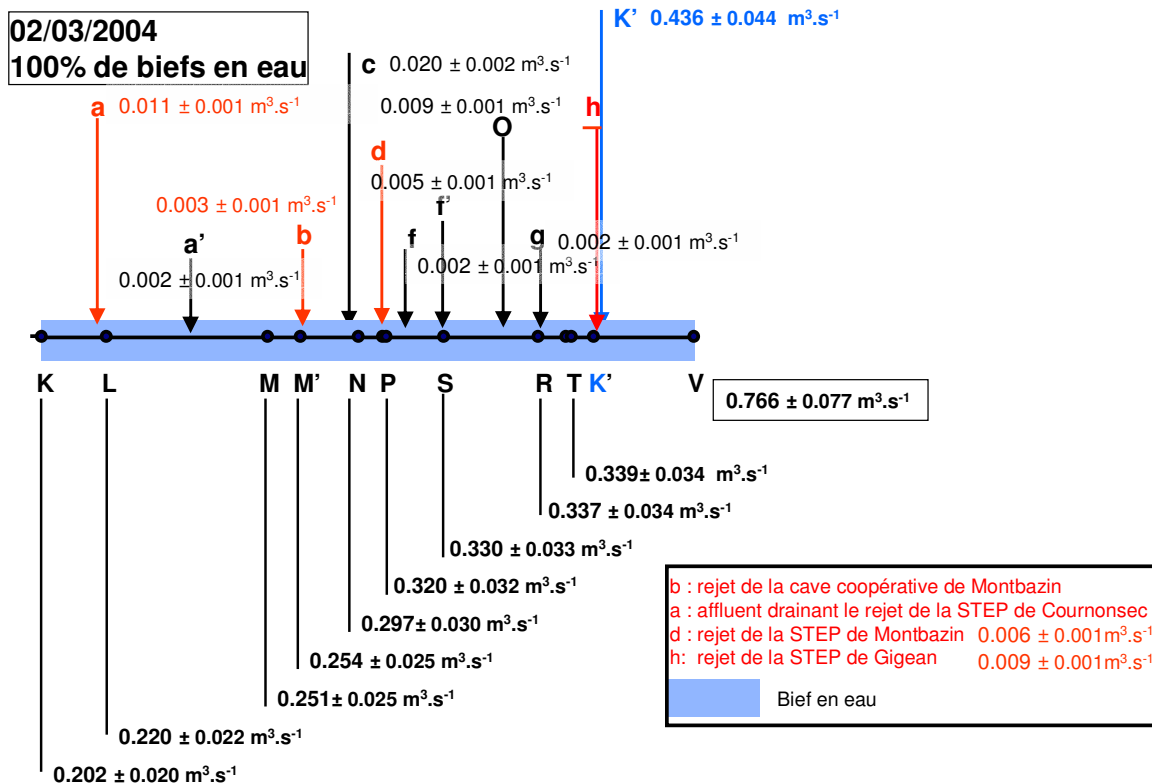


Figure 2.3.f : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 02/03/2004 – entre deux CHK.

## Les sols

Une quantification des apports des sols perméables à l'écoulement a pu être effectuée à partir des mesures de débit de la campagne du 04/03/2003. En excluant les Oulettes, dont le débit provient probablement de sources karstiques lors de cet événement (cf. Chapitre 2), les apports des affluents à la rivière représentent alors 5% de l'écoulement à l'exutoire et les apports diffus 18%. Aucune précipitation n'a été enregistrée sur le bassin depuis le 28 février, excepté 0.2 mm, le 02 mars. Les apports diffus et les apports des affluents représentent donc l'écoulement hypodermique des sols perméables, soit 23% du débit à l'exutoire.

En hautes eaux, entre deux CHK, les campagnes de mesures du 03/02/2003, du 19/01/2004 et du 02/03/2004 ont montré que l'apport des sols est toujours inférieur à celui des sources karstiques : les affluents représentent 4 à 7% des apports à la rivière et les apports diffus, 2 à 12%. Entre les crues, en hautes eaux, l'écoulement hypodermique représente alors 10% à 17% de l'écoulement total à l'exutoire.

Bien que faible si on la compare à celle des sources karstiques, la contribution de l'écoulement hypodermique aux CHK est plus importante que lors des CRK, mais cette contribution n'est sensible qu'en fin de crue. En hiver, l'ETP est en effet plus faible et le contenu en eau des sols est plus élevé qu'au début de l'automne où a lieu en général la reprise de l'écoulement.

Lors de la décrue d'une CHK, la campagne de mesures de débit du 04/03/2003 nous a donc permis de conclure que le débit à l'exutoire provenait à 77% des sources karstiques – débit des Oulettes inclus et à 23 % de l'écoulement hypodermique. Quand il n'y a pas de crue, les sources karstiques restent la contribution majoritaire au débit à l'exutoire, de 82% à 89% le reste provenant de l'écoulement hypodermique -10 à 17%. Les rejets des stations d'épurations ont peu d'impact sur le milieu aval : ils correspondent à moins de 2% de l'écoulement total à l'exutoire.

### 2.3.5 Les composantes de l'écoulement en hautes eaux et lors des CHK

Pendant les hautes eaux, on distingue trois types de contributions successives au débit à l'exutoire (cf. Tableau 2.3.b) : les zones urbaines et agricoles, puis les sources karstiques. Le ruissellement urbain a une contribution limitée à la durée des pics de ruissellement. Les sources karstiques sont la contribution principale au débit de la rivière en crue et celle de la source de Cournonsec est en moyenne de 70% à la station S et de 35% à la station V. Lors de la décrue, les sources karstiques peuvent participer à 70% de l'écoulement à l'exutoire. Entre les crues, leur contribution au débit à la station V est supérieure à 80%. La contribution de l'écoulement hypodermique est importante – elle peut atteindre 23%, en crue et 17% entre les crues, mais reste minoritaire devant celle des sources karstiques.

**Tableau 2.3.b :** Contributions à l'écoulement en hautes eaux, en crue et hors crue.

		Sources karstiques			Ruissellement urbain	Écoulement hypodermique	STEP
		Cournonsec	Issanka	Oulettes			
<b>Hors crue</b>	<b>S</b>	61-63%			limité au début de crue	32-37%	2-5%
	<b>V</b>	19-26%	57-70%		limité au début de crue	10-17%	<2%
<b>En crue</b>	<b>S</b>	≈70%			limité au début de crue	≈30%	très faible
	<b>V</b>	51% *	21%	5%	limité au début de crue	23%	très faible

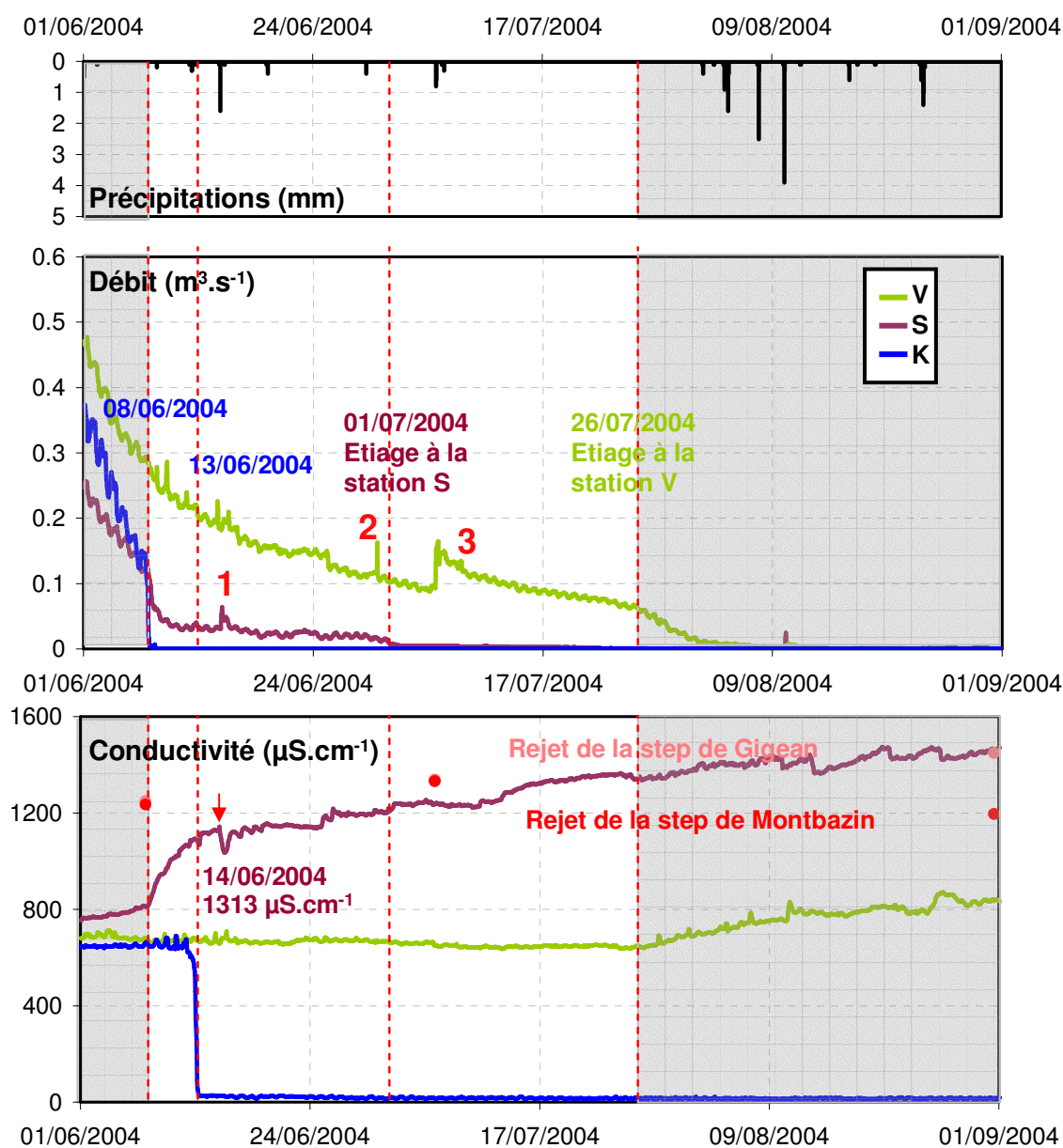
\* la régression linéaire sur l'ensemble des CHK donne 35%

## 2.4 Tarissement

Cette période, comme son nom l'indique, correspond au tarissement des deux sources karstiques de Cournonsec et d'Issanka. Dans cette sous partie, nous présenterons les contributions successives à l'écoulement lors d'une période de tarissement typique. Puis, la participation de chaque composante au débit à l'exutoire sera quantifiée. Ensuite, le tarissement de la source karstique de Cournonsec lors des CHK sera étudié.

### 2.4.1 Evolution temporelle des différents types de contribution à l'écoulement

Nous avons choisi d'étudier l'évolution des conductivités et des débits au cours du tarissement de l'année 2003-2004, qui a lieu du 01/06/2004 au 01/09/2004 (cf. Figure 2.4.a.). La dernière crue date du 21/04/2003.



**Figure 2.4.a :** Evolution des débits et des conductivités enregistrés aux stations, K, S et V 01/06/2004 au 01/09/2004.

Jusqu'au 08/06/2004 nous sommes en période de hautes eaux. Puis, le 08/06/2004, la source de Cournonsec s'arrête : nous sommes alors en période de tarissement.

A partir du 08/06/2004, la conductivité à la station *S* augmente brutalement et il n'y a plus que l'écoulement hypodermique et les rejets de STEP qui participent au débit.

A l'exutoire, la conductivité reste constante. Sa valeur est supérieure à celle des eaux karstiques, car à la fois l'écoulement hypodermique et la source d'Issanka participent au débit à la station *V*.

Nous remarquons qu'à la station *K*, la conductivité reste constante quelques jours après l'arrêt de la source de Cournonsec. Cela reflète, en l'absence d'écoulement, le maintien d'une flaque au niveau du capteur.

A partir du 14/06/2004, la conductivité à la station *S* augmente de manière régulière : sa valeur se rapproche de celle du rejet de la STEP de Montbazin, dont la contribution relative au débit augmente jusqu'à l'étiage, le 01/07/2004.

La conductivité à la station *V* reste constante jusqu'à l'étiage, le 26/07/2004, la source d'Issanka demeurant durant cette période la contribution principale au débit.

Lors du tarissement, des petites crues de ruissellement urbain et agricole peuvent être générées (cf. 1, 2, 3, figure 2.4.a). Contrairement aux CRRU et aux CRM, il n'y a pas de diminution brutale de la conductivité en concomitance avec augmentation des débits : la contribution du ruissellement à l'écoulement reste minime par rapport aux rejets des STEPs, à l'écoulement hypodermique à la station *S* et à la source d'Issanka à la station *V*.

Selon les années hydrologiques, la source de Cournonsec s'arrête plus ou moins tôt (le 09/05/2003, le 08/06/2004, le 10/02/2005). Le débit à l'exutoire observé lors de cet arrêt est variable : de  $0.26 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  à  $0.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  pendant notre période d'étude. Les variations de conductivité à l'exutoire nous permettent de déterminer des débits seuils d'arrêt pour la source d'Issanka.

Selon les années hydrologiques, la source d'Issanka s'arrête également plus ou moins tôt (le 05/07/2003, le 27/07/2004 et le 28/02/2005). Lors de ces arrêts, le débit à l'exutoire varie de  $0.043 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  à  $0.049 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Les valeurs seuil de débit pour lesquelles on a un arrêt des sources de Cournonsec et d'Issanka sont donc respectivement de  $0.26 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  et de  $0.05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Le débit seuil d'étiage à l'exutoire fixé à  $0.06 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  légèrement supérieur au débit seuil d'arrêt de la source d'Issanka permet de tenir compte des imprécisions liées à son évaluation.

A l'arrêt de la source de Cournonsec commence le tarissement. Tout au long de ce mode hydrologique, la source karstique d'Issanka, l'écoulement hypodermique provenant des sols et les rejets des STEP sont alors les seules contributions au débit.

#### 2.4.2 Quantification des différents types de contribution à l'écoulement

Trois campagnes spatiales de mesures de débit effectuées le 10/06/2003 (Cf. Annexe C-III), le 07/06/2004 (cf. Figure 2.4.b) et le 06/07/2004 (cf. Figure 2.4.c), nous permettent de quantifier la participation des différentes composantes à l'écoulement à l'exutoire.





## *Les sources karstiques*

Le tarissement de la crue du 29/04/2004 peut être étudié à partir des campagnes de mesures du 07/06/2004 et du 06/07/2004 (§ 2.2.2). Le 07/06/2004, la source d'Issanka (point *K*) fournit 63% de l'écoulement à l'exutoire et celle de Cournonsec (station *K*), 19%. Le 06/07/2004, après l'arrêt de la source de Cournonsec, la source d'Issanka contribue à 91% de l'écoulement à la station *V*. Les sources karstiques fournissent ainsi 80 à 90% de l'écoulement à l'exutoire lors du tarissement, même si la contribution relative des deux sources karstiques peut varier au cours du temps.

## *Les sols*

Les mesures de débit, le 07/06/2004, montrent que les apports diffus et les affluents (points a, a', b, c, f, *O*, g, figure 2.4.b) contribuent respectivement pour 6% et 8% à l'écoulement à l'exutoire, soit un apport à l'écoulement provenant des sols de 14%.

Du 07/06/2004 au 06/07/2004, le réseau hydrographique se restreint, suite à l'arrêt de la source de Cournonsec, le 08/06/2004. La campagne de mesures du 06/07/2004 montre que les apports des affluents et les apports diffus sont inexistantes. En 2003, le 10/06/2003, les contributions à l'écoulement à l'exutoire des apports diffus et des affluents sont équivalentes et voisines de 1%.

Lors du tarissement, les affluents et les apports diffus peuvent ainsi constituer environ 15% du débit à l'exutoire, mais cette contribution peut diminuer jusqu'à devenir nulle en l'espace d'un mois. Pour des débits à l'exutoire inférieurs à  $0.2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  – le 10/06/2003, la contribution des sols à l'écoulement est quasi nulle.

Les causes d'une telle réduction de l'apport des sols lors du tarissement peuvent s'expliquer par les valeurs d'évapotranspiration potentielle -ETP. Sur la période du 07/06/2004 au 06/07/2004, il est tombé 5.8 mm de pluie et la valeur d'ETP est égale à 196 mm.

Dans le cas d'aquifères souterrains dans des régions tempérées et semi-arides, Wittenberg et Sivapalan (1999) et Wittenberg (2003) ont en effet montré que les variations de vitesse du tarissement étaient corrélées aux variations de l'évapotranspiration potentielle mensuelle et du taux de transpiration des végétaux. Sur notre bassin, les sols sont occupés principalement par des cultures, constituées à 60% de vignes. Bien que l'influence des cultures sur l'écoulement hypodermique ait été faiblement étudié (Unger et Vigil, 1998 ; Mitchell et al., 1999 in Islam et al., 2006), il a été montré que la transpiration des vignes peut représenter 44 à 77% de l'évapotranspiration (Lascano et al., 1992 ; Heilman et al., 1994 in Trambouze et Voltz, 2001). Les résultats montrent de plus que les vignes adaptent leur transpiration à la capacité en eau du sol et que contrairement à des cultures annuelles, elles sont capables de maintenir une transpiration en été dans les régions méditerranéennes (Trambouze et Voltz, 2001).

La transpiration des vignes joue donc un rôle important dans la diminution de l'écoulement hypodermique lors du tarissement.

## *Importance des rejets de STEP*

La contribution à l'écoulement des rejets des stations d'épuration (points d et h, figure 2.4.b et 2.4.c) augmente avec la diminution des débits à l'exutoire : de 4%, le 07/06/2004, avec un débit à la station *V* de  $0.337 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , 5%, le 10/06/2003, avec un débit égal à  $0.168 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  et 9%, le 06/07/2004, pour un débit à l'exutoire de  $0.1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

Lors de la campagne du 06/07/2004, le débit du rejet *d* n'est plus transmis au point *P* : ce rejet s'accumule. A cette date, le débit à la station *S* est de  $0.005 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , soit une vitesse de  $0.06 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ .

### 2.4.3 Le tarissement de la source karstique de Cournonsec

Seule l'évolution des vitesses de tarissement de la source de Cournonsec peut être étudiée, car la source d'Issanka n'est pas suivie. Il est néanmoins possible d'établir des débits seuils d'arrêt à l'exutoire pour cette source, ainsi que pour celle de Cournonsec, à partir des chroniques de débits et de conductivités enregistrées aux stations *K* et *V*.

Le tarissement de la source karstique de Cournonsec a été étudié pour les 8 CHK, selon le même protocole que pour les CRK (§ 2.2.4). Nous obtenons ainsi pour chaque CHK une ou plusieurs portions de courbes de tarissement s'il y a eu précipitation lors de la décrue. Pour chaque courbe, est noté sur la figure 2.4.d, la date, ainsi qu'un numéro s'il y a plusieurs portions de courbes.

Le graphique de la figure 2.4.d, représente l'évolution des débits en fonction du temps.  $\alpha$  est égal à  $0.144 \text{ jour}^{-1}$ . Chaque jour le débit diminue de 13,5%. Cette valeur, bien qu'inférieure au coefficient de tarissement lors des CRK-  $\alpha = 0.48 \text{ jour}^{-1}$ , est supérieure à celles trouvées par Amit et al. (2002), pour des eaux issues de dolomites -valeurs de 0.03 à 0.06.

La source de Cournonsec a une vitesse de tarissement plus lente au printemps, après les hautes eaux d'hiver. On peut supposer que cela correspond à la réponse du système karstique dans son ensemble et pas seulement à une transmission des débits du Coulazou via le karst.

De plus, nous savons que les deux sources karstiques communiquent entre elles -cf. Chapitre 2. Le système karstique dont les exutoires sont ces deux sources, présente donc un réseau souterrain mieux connecté et les sources karstiques sont plus lentes à se tarir.

Cependant, comme nous l'avons vu précédemment, la caractérisation des aquifères karstiques par la courbe de tarissement de l'hydrogramme est limitée par un manque de compréhension des mécanismes physiques à l'origine de la réponse de type exponentielle.

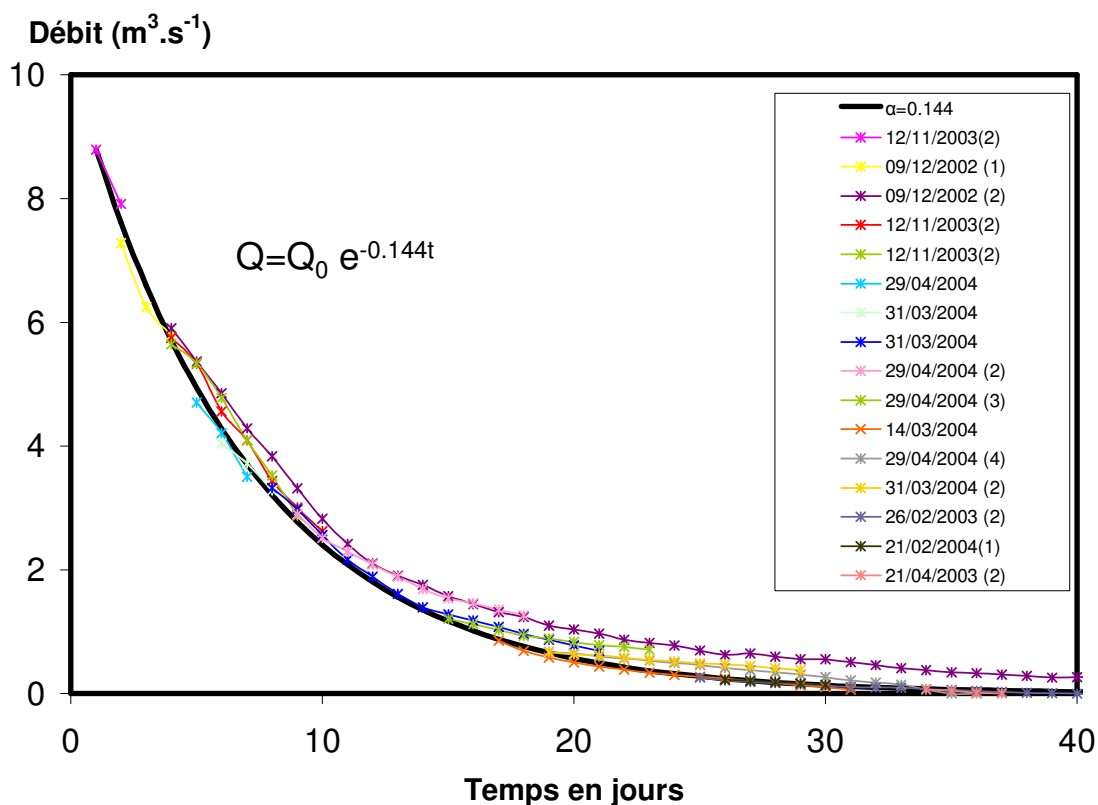


Figure 2.4.d : Tarissement de la source karstique de Cournonsec lors des CHK.

#### 2.4.4 Les composantes du tarissement

Au début du tarissement, les deux sources karstiques représentent plus de 80% du débit à l'exutoire (cf. Figure 2.4.e). La source de Cournonsec s'arrête pour un débit seuil à l'exutoire estimé à  $0.26 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , celle d'Issanka pour un débit seuil de  $0.05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

La contribution des sols et des zones urbaines, via le ruissellement, est occasionnelle lors de la genèse de crues de ruissellement. La contribution des sols, via l'écoulement hypodermique, est importante : elle est égale à 15% environ en juin 2004. A l'arrêt de la source de Cournonsec et quand la demande

évacuatoire devient forte, la contribution des STEP à l'écoulement est alors supérieure à celle des sols. Elle peut atteindre 10% en fin de tarissement. La diminution des débits peut alors entraîner une accumulation du rejet de la STEP de Montbazin. Le tarissement de la source de Cournonsec est lent : chaque jour le débit diminue de 14%.

## Tarissement

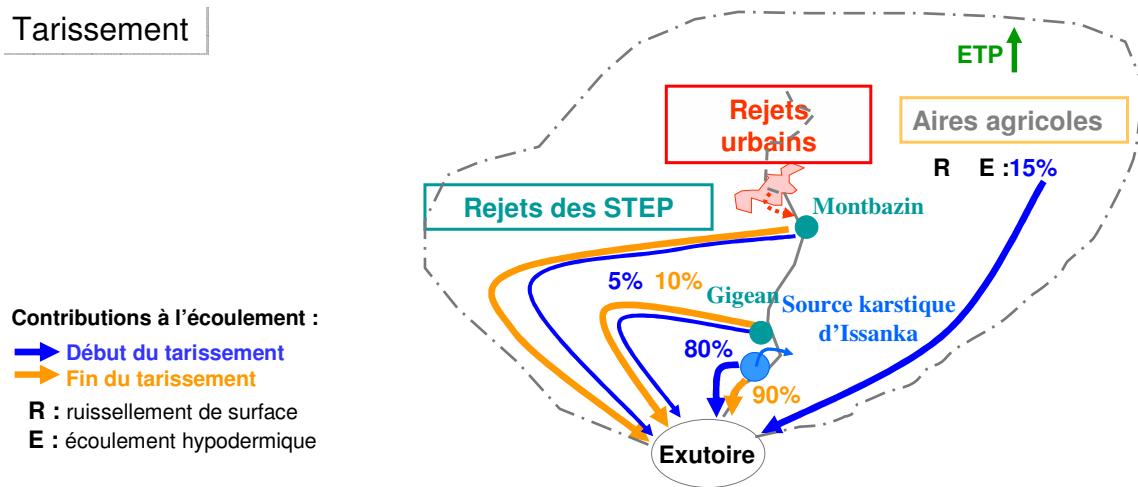


Figure 2.4.e : Contributions à l'écoulement lors du tarissement.

## 3. Cyclicité du fonctionnement du système

Le fonctionnement hydrologique de la Vène comporte 4 modes hydrologiques successifs : l'étiage, la reprise de l'écoulement, les hautes eaux et le tarissement. Cette partie a pour objet de faire un bilan des zones contributives à l'écoulement pour chaque mode hydrologique et de présenter les critères seuils de transition. La représentativité des 4 modes sera ensuite discutée pour les 11 années hydrologiques. Puis nous traiterons de l'évolution des vitesses d'écoulement au cours de l'année hydrologique.

### 3.1 Bilan des différents modes de fonctionnement

#### 3.1.1 Les composantes des différents modes hydrologiques

La synthèse des différents modes de fonctionnement hydrologiques est illustrée sur la figure 3.1a.

A l'étiage, quand le débit à l'exutoire est inférieur à  $0.06\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ , le réseau hydrographique actif de la Vène est réduit à l'amont. L'assèchement de la rivière aboutit à une déconnexion des biefs éloignés des points de rejet direct, en particulier des stations d'épuration -STEP. Aucun soutien d'étiage n'est en effet fourni par une nappe souterraine et l'eau est en partie consommée par la ripisylve. A l'aval des points de rejets des STEP, des trous d'eau persistent. Le maintien de ces trous d'eau est facilité par la nature et les irrégularités du lit de la rivière. Ces trous d'eau constituent des zones d'accumulation pour les sédiments et les nutriments. La diminution des débits s'accompagne d'un changement dans l'origine des contributions à l'alimentation de la rivière, qui se résument alors, à l'exutoire, à un mélange entre le débit réservé apporté au niveau d'Issanka et les rejets des stations d'épuration.

Après les premières pluies d'automne, la reconnexion est progressive et peut être limitée à la durée de la crue. De plus, dans la partie aval de la rivière, un ouvrage hydraulique à Issanka stocke une partie conséquente du faible volume de crue de ces premiers événements. Trois types de crues rapides successives sont générés à la reprise de l'écoulement.

Lors des crues, les premières composantes au débit à l'exutoire sont les surfaces urbaines et éventuellement agricoles. Le ruissellement s'effectue tout d'abord sur les zones urbaines, puis sur les zones agricoles provoquant des crues urbaines -CRRU- puis mixtes -CRM.

Lors des CRM, 80% de l'écoulement provient des aires agricoles, majoritairement du ruissellement de surface et 20% des zones urbaines.

Les sources karstiques participent ensuite à l'écoulement, produisant des crues rapides à composante karstique -CRK. Cette contribution est cependant brève, limitée à quelques jours. Lors des CRK, la source karstique de Cournonsec participe pour 56% à 96% du volume à la station *S* et pour 30 à 66% du débit à la station *V*. Entre les CRK, on a observé que plus de 90% de l'écoulement est apporté par les sources karstiques, 3% par les aires agricoles et 1% environ par les zones urbaines et les STEP. La contribution des sols est limitée.

Après un cumul précipité important, le karst est en charge. En hautes eaux, les crues présentent alors de forts débits de pointe et des volumes écoulés importants, avec éventuellement des périodes de débordement (débits de pointe supérieurs à  $24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ). Pendant les hautes eaux, les événements de crue sont tous à composante karstique. Les sources karstiques fournissent alors, en crue et entre les crues, l'essentiel du débit de la rivière à la station *S* et une partie importante - 70% à 90% - de l'écoulement à l'exutoire. La contribution du ruissellement urbain est limitée à la durée de l'épisode pluvieux et se traduit par un ou plusieurs pics intenses de débit. Même si la contribution des sols, via l'écoulement hypodermique est importante – jusqu'à 23%, en crue et 10% entre les crues-, elle reste minoritaire devant celle des sources karstiques.

A l'arrêt de la source de Cournonsec, lors du tarissement, la diminution des écoulements est progressive jusqu'à l'étiage ; elle est liée à l'évaporation. Les sources karstiques constituent toujours, comme en hautes eaux, la part essentielle de la contribution de l'écoulement à l'exutoire, soit plus de 80%. Parallèlement, la contribution des sols reste importante : elle est voisine de 15% au début du tarissement. La forte demande évaporative limite cependant l'écoulement hypodermique à l'approche de l'été. Lors de l'arrêt de la source de Cournonsec, la contribution des stations d'épuration devient alors supérieure à celle des sols. Elle peut atteindre 10% en fin de tarissement. La portion de rivière en amont de la source d'Issanka ne reçoit plus alors que le rejet de la STEP de Montbazin et un faible écoulement provenant des sols.

Nous noterons lors du tarissement, que des crues rapides peuvent se produire, ces événements étant liés à des processus de ruissellement sur les surfaces urbaines et agricoles.

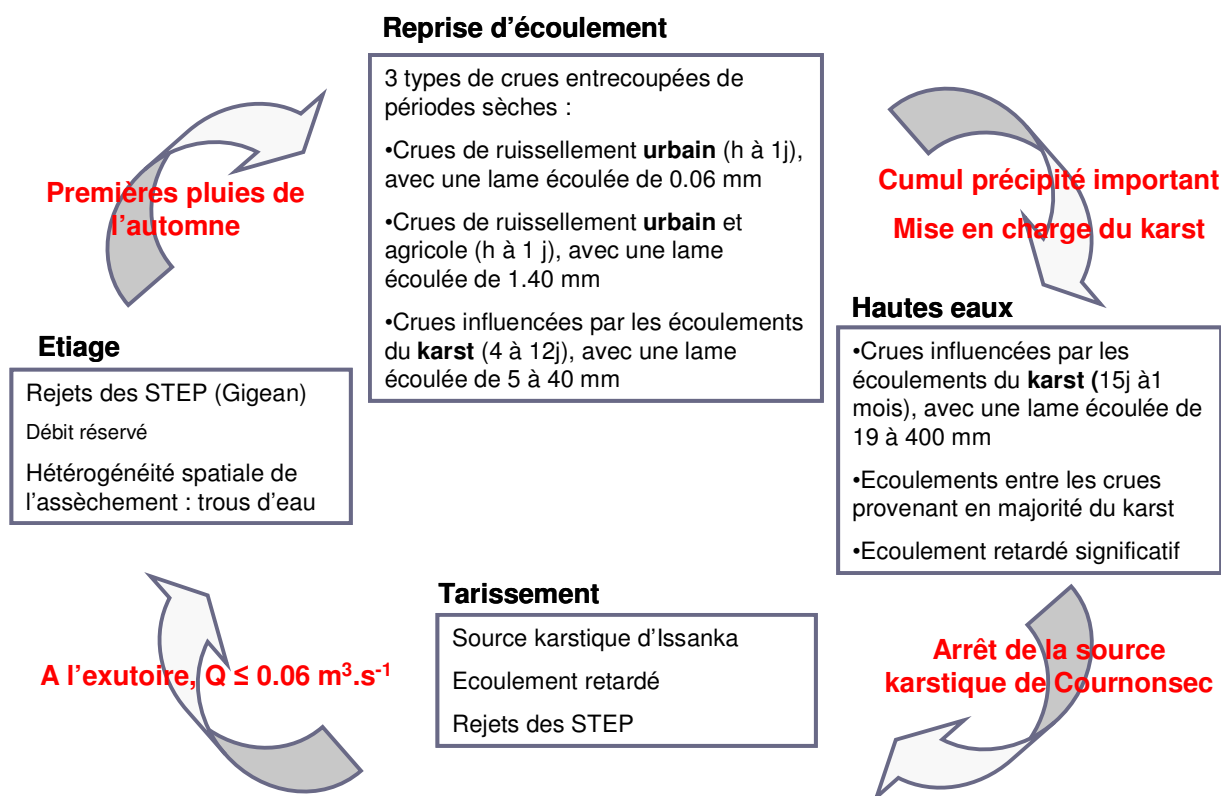


Figure 3.1.a : Synthèse du fonctionnement hydrologique de la Vène au cours d'une année type.

### 3.1.2 Critères de transition

A l'exutoire, l'évolution des débits et des conductivités nous a permis de définir un débit seuil de  $0.06 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  caractérisant l'étiage. La valeur du débit seuil à la station S est de  $0.01 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

La transition entre l'étiage et l'écoulement est marquée par l'apparition des crues rapides.

Le passage du tarissement aux hautes eaux est défini par l'arrêt de la source de Cournonsec : cette source s'arrête pour un débit seuil à l'exutoire estimé à  $0.26 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , celle d'Issanka pour un débit seuil de  $0.05 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

Le passage de la reprise de l'écoulement aux hautes eaux, consiste en l'apparition de crues karstiques plus longues, dont la durée atteint le mois et qui ont une décrue plus lente.

Nous n'avons pas de critères pour caractériser le passage de la reprise d'écoulement aux hautes eaux. A cet effet, nous avons calculé pour les hautes eaux des précipitations antérieures sur la durée de la reprise de l'écoulement. La reprise de l'écoulement dure environ 64 jours. Dans les 60 jours précédant les hautes eaux, des précipitations antérieures de l'ordre de 180 mm ont été calculées. Ces pluies semblent caractériser le passage de la reprise d'écoulement aux hautes eaux.

## 3.2 Etude de la cyclicité du fonctionnement hydrologique

Dans cette sous partie, nous nous intéresserons à la représentativité de chaque mode hydrologique au cours de la période 1994-2005.

La figure 3.2.a représente la transition entre chaque mode hydrologique au cours d'une année moyenne<sup>1</sup> (2000-2001), humide (2003-2004), ou sèche, transition qui a été déterminée à partir des critères définis précédemment. Les graphiques des autres années figurent en Annexe C-IV.

<sup>1</sup> Année moyenne : année au cours de laquelle une variable hydrologique ou météorologique observée a une valeur voisine de la moyenne de cette variable calculée sur une longue période. Ici, il s'agit des précipitations annuelles.

Sur 11 ans de données, nous avons répertorié quatre années moyennes (1994-1995, 1997-1998, 1999-2000, 2000-2001), trois années humides (1995-1996, 2002-2003, 2003-2004) et trois années sèches (1998-1999, 2001-2002, 2004-2005). L'année 1996-1997 présentant un nombre important de lacunes de débit n'est pas classée.

Entre les différentes années, la durée des modes peut être très variable et certains modes peuvent être absents.

Lors d'une année hydrologique moyenne (2000-2001) ou humide (2003-2004), les 4 modes hydrologiques sont présents (cf. Figure 3.2.a), les années humides se différenciant des années moyennes par une période de hautes eaux plus longue. Lors des années humides, les apports karstiques sont alors prédominants et les écoulements retardés en provenance des sols constituent des apports non négligeables. Les "coefficients d'écoulement" annuels sont forts - 90% en 2003-2004.

Lors des années sèches, il n'y a que deux modes hydrologiques : l'étiage et la reprise de l'écoulement. Les crues rapides peuvent alors apparaître tout au long de l'année hydrologique. Le ruissellement urbain et agricole est alors l'apport essentiel à la rivière. A chaque événement de crue, entrecoupé du suivant par une période sèche, il y a remise en eau du réseau hydrographique et stockage d'une partie du volume de crue dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka. Les "coefficients d'écoulement" annuels sont alors jusqu'à 10 fois plus faibles - 9% en 1998-1999.

Excepté lors des années sèches, l'étiage dure de 60 à 200 jours et la reprise d'écoulement, de 30 à 80 jours. La durée des hautes eaux varie de 30 à 200 jours ; celle du tarissement est constante, égale à environ 65 jours.

Lors des années sèches, la durée de l'étiage varie de 230 à 315 jours, soit les deux tiers de l'année. Lors de ces années le nombre de jours où aucune précipitation n'est enregistrée varie de 150 à 255 jours.

Le fonctionnement hydrologique de la rivière est donc très variable d'une année à l'autre, et cette variabilité est liée à la participation des sources karstiques à l'écoulement.



### 3.3 Evolution des vitesses d'écoulement

A partir des jaugeages, nous avons calculé les vitesses moyennes d'écoulement aux stations *S* et *V* (cf. Annexe C-V). Ces vitesses permettent d'estimer la capacité de l'écoulement à remobiliser les sédiments du lit de la rivière. Les processus d'accumulation seront discutés plus en détail dans le chapitre 4.

Un seuil de vitesse de  $0.4\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$  a été déterminé par Niño et al. (2003), pour la mise en suspension de particules de 0.2 mm. Nous pouvons donc supposer qu'il y a remobilisation de particules déposées dans le lit de la Vène quand cette vitesse est atteinte.

A la reprise de l'écoulement, les vitesses permettant la mobilisation lors des CCRU et des CRM représentent moins d'une demi-journée. Dans le cas des CRK, cette gamme de vitesse peut varier de 1 à 10 jours à chaque reprise de l'écoulement, soit une durée beaucoup plus longue. Les périodes pouvant permettre la remobilisation de particules fines à la reprise de l'écoulement sont donc limitées dans le temps. Toutefois, même si leurs vitesses d'écoulement sont faibles, elles sont susceptibles de remobiliser les particules accumulées dans la rivière au cours de l'étiage.

Lors des CHK, la rivière peut déborder et les vitesses en crues permettent la remobilisation de particules fines en période de hautes eaux pendant 1 à 2 mois. En hautes eaux, les vitesses en crues sont élevées pendant un intervalle de temps important - environ 1/3 de la durée totale de l'écoulement en hautes eaux - pendant lequel il peut y avoir remobilisation des sédiments déposés dans le lit de la rivière. La remobilisation des sédiments pourrait donc avoir lieu sur une période beaucoup plus importante en hautes eaux qu'à la reprise de l'écoulement.

Lors du tarissement, les vitesses moyennes d'écoulement diminuent et quand la vitesse à la station *S* est de  $0.06\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ , il y a accumulation des rejets de la STEP de Montbazin dans la rivière (§ 2.4.2).



## 4. Modélisation hydrologique

La mise en œuvre de la modélisation hydrologique a pour but, comme le suggèrent Grayson et al. (1992) de développer "un outil pour assister l'analyse des données, pour tester les hypothèses en accord avec les études de terrain, améliorer notre compréhension des processus et leurs interactions et identifier les aires de faible compréhension dans notre description des processus".

De nombreux modèles ont déjà été appliqués sur des environnements méditerranéens et semi-arides. Nous présenterons les résultats obtenus pour quelques-uns d'entre eux. Nous décrirons ensuite le modèle spatialisé choisi pour notre bassin versant, à savoir le modèle MERCEDES, ainsi que les raisons de ce choix. Deux types de modélisation ont été développés sur le bassin versant. Dans le but de simuler les débits à l'échelle pluriannuelle, nous avons utilisé une modélisation en continu. Pour les événements présentant le maximum d'intérêt en terme de qualité de l'eau, à savoir les crues rapides, nous avons développé une modélisation à l'échelle événementielle.

### 4.1 Les modèles spatialisés

#### 4.1.1 Généralités

Les modèles hydrologiques peuvent être classés en 5 catégories principales (Ambroise, 1999) :

- les modèles empiriques globaux ou boîtes noires
- les modèles conceptuels globaux
- les modèles physiques spatialisés
- les modèles physico-conceptuels semi spatialisés
- les modèles conceptuels semi-spatialisés

Les modèles globaux considèrent le bassin versant comme un tout. Ces modèles peuvent être empiriques, stochastiques, ou conceptuels. Dans le cas des modèles empiriques globaux ou boîtes noires, la relation entre le signal d'entrée et le signal de sortie est dérivée d'une longue série d'observations en utilisant des outils statistiques ou numériques. Exemple : l'hydrogramme unitaire (Jakeman et Whitehead, 1966). Les modèles conceptuels globaux consistent en des réservoirs en cascade, ou en un système physique simplifié. Ils ont l'avantage de nécessiter l'utilisation d'un faible nombre de paramètres. Cependant, la signification physique des paramètres est difficile à établir et l'application d'un jeu de paramètres calibré donnera de bons résultats uniquement si les conditions d'application sont similaires à celles de la calibration. Exemple : SWM (Crawford et Linsley, 1966).

Les modèles spatialisés discrétisent le bassin en utilisant une grille. Ils permettent une représentation précise de l'hétérogénéité du bassin versant et de sa structure. Ces modèles sont le plus souvent à base physique. Ils font appel à des variables d'état, reliées entre elles en tout point par des relations d'état, des relations dynamiques et des relations de conservation. Les flux sont calculés en utilisant les équations différentielles de la physique des milieux poreux et de l'hydraulique, résolues par un schéma numérique. Ces modèles spatialisés permettent d'attribuer une signification physique aux paramètres utilisés. Néanmoins, ces paramètres doivent être calibrés (Beven, 1989 ; 1996) : d'une part les équations utilisées ne sont correctes que pour une petite échelle, toujours inférieure à une maille de la grille et pas forcément à l'échelle de la maille. D'autre part, sur le terrain, il est impossible d'obtenir un nombre de mesures de paramètres suffisant pour l'ensemble de la maille. L'extrapolation des valeurs de paramètres de l'échelle de mesure à l'échelle de la maille est alors délicate.

La calibration, nécessaire, est alors difficile : la quantité d'informations recueillies est insuffisante pour déterminer correctement tous les paramètres et la sous estimation de certains paramètres peut être compensée par la surestimation d'autres. Dès lors, on peut également penser que la calibration

diminue la signification physique des paramètres. Le modèle SHE (Abbott et al., 1986) est l'exemple typique de ce type de modèles.

Les modèles semi-spatialisés permettent également de prendre en compte l'hétérogénéité du bassin, mais ils divisent celui-ci en sous parties fonctionnelles, qui peuvent être des aires homogènes en relation avec une ou plusieurs caractéristiques (occupation du sol, type de sol), des éléments structuraux (pente, réseau de drainage), ou des classes de points ayant le même comportement hydrologique (concept de similarité hydrologique). Ces modèles peuvent être conceptuels ou physico-conceptuels. Dans ce dernier cas, les flux sont calculés à partir d'équations physiques simplifiées et résolues analytiquement. Un exemple de modèle physico-conceptuel semi-spatialisé est le modèle TOPMODEL (Beven et Kirkby, 1979).

Dans le cas des modèles conceptuels semi-spatialisés, chaque unité est représentée par un assemblage de réservoirs interconnectés. Les paramètres et les relations utilisées correspondent à la représentation du fonctionnement interne du bassin. Un exemple de modèle conceptuel semi-spatialisé est le modèle CEQUEAU (Morin et al., 1981).

Les modèles semi-spatialisés apparaissent de ce fait comme un bon compromis entre les modèles spatialisés, souvent à base physique, trop lourds à mettre en œuvre et les modèles globaux qui ne permettent pas d'analyser le fonctionnement interne du bassin versant.

#### 4.1.2 Outils existants

##### *La modélisation en milieu méditerranéen et semi-aride*

L'application d'un modèle sur un bassin versant nécessite de prendre en compte l'effet du climat sur le fonctionnement hydrologique de ce bassin. De nombreux auteurs (revue de Pilgrim, 1988) ont notamment relevé la difficulté d'appliquer des modèles utilisés en milieux humides sur des milieux plus secs. En milieu semi-aride et méditerranéen, les différents types de modèles existants ont été testés avec plus ou moins de succès.

Un modèle statistique dépendant des prévisions environnementales et géomorphologiques a été développé par Schmitter et Giresse (1996), pour la région Roussillon et la zone méditerranéenne, afin de simuler les crues éclaircies dans leur environnement naturel et influencé par l'homme. Conesa-Garcia et Alonso-Sarria (1997) ont appliqué un modèle stochastique journalier sur un bassin de 44 km<sup>2</sup> en Espagne. Un modèle stochastique a été également testé par Meirovitch et al. (1998) sur des bassins de taille variable, pouvant aller jusqu'à 300 km<sup>2</sup>, de la région du Négev (Israël).

Un modèle de type hydrogramme unitaire a été testé par Camasara et Tilford (2002). Ces auteurs partent du fait qu'en milieu semi-aride, les modèles très dépendants des données d'entrée fonctionnent bien. C'est le cas du modèle GUH qui est testé dans la région de Valence en Espagne sur deux bassins de 128 et 187 km<sup>2</sup>. Dans ce cas, le modèle fonctionne bien si la calibration se fait sur un bassin avec un temps de réponse et une amplitude plus forte que le bassin sur lequel on fait la validation. Les modèles empiriques peuvent ainsi fournir des simulations satisfaisantes, mais seulement sur des bassins spécifiques pour lesquels ils ont été calibrés.

Des modèles conceptuels globaux tels que le modèle SCS global et les modèles GSFb et IHACRES ont été appliqués respectivement sur le Walnut Gulch (150 km<sup>2</sup>) (Michaud et Sorooshian, 1994) et sur 3 bassins versants (0.82 km<sup>2</sup>, 15 km<sup>2</sup> et 517 km<sup>2</sup>) de l'ouest australien (Ye et al., 1997). Les performances des modèles conceptuels globaux par rapport à celles des modèles plus complexes, en ce qui concerne à la conceptualisation, sont variables : Michaud et Sorooshian (1994) concluent que le modèle SCS global a une performance bien inférieure au modèle SCS spatialisé. Par contre, pour Ye et al., (1997) les résultats des modèles globaux sont similaires à ceux que l'on peut obtenir avec des modèles plus complexes, comme LASCAM. La non-linéarité des processus de ruissellement de surface en milieu sec et le contrôle du débit de base doivent être notamment pris en compte. L'étude de Ye et al. (1997) sur LASCAM, GSFb et IHACRES met en évidence l'importance d'une

représentation explicite des processus pour aboutir à des simulations satisfaisantes. La qualité des données de pluie joue également un rôle important (Michaud et Sorooshian, 1994).

Un nombre important de modèles conceptuels semi-spatialisés a été appliqué en zone semi-aride et méditerranéenne. Citons HSPF sur un bassin versant de 1040 km<sup>2</sup> en Bulgarie (Nino et al., 2004) ; les modèles de type HRU sur la Rambla de Nogalte (Kirkby et al., 2002) ; les modèles de type ESMA, comme VIC sur des bassins versants de 1260 km<sup>2</sup> (Woolridge et al., 2002), de 100 km<sup>2</sup> (Farmer, 2003) et de 6 ha (Woolridge et al., 2003), ou celui de Jothityangkoon (Jothityangkoon et al., 2001) sur le Collie Basin (2545 km<sup>2</sup>) ; ou LASCAM (Ye et al., 1997) sur 3 bassins versants de taille variable (0.82 km<sup>2</sup>, 15 km<sup>2</sup> et 517 km<sup>2</sup>) de l'ouest de l'Australie. Les résultats concernant l'application de LASCAM, VIC et du modèle de Jothityangkoon montrent l'importance critique des conditions antécédentes des sols sur les écoulements pour les rivières éphémères et mettent l'accent sur le besoin de prendre en compte les variations d'humidité spatio-temporelles des sols. Pour le modèle de type HRU, il est nécessaire de comprendre comment les aires contributives se regroupent et changent avec le temps, en fonction des saisons, mais aussi en fonction de l'occupation des sols et de la pente. L'extrapolation de processus à l'échelle du versant à des processus à l'échelle du bassin est également mal maîtrisée.

Des modèles physiques spatialisés comme KINEROS, SHE, TOPOG et SWAT<sup>1</sup> ont été également évalués. KINEROS a été conçu pour travailler en zone semi-aride. Ce modèle ne simule pas correctement les crues (Michaud et Sorooshian, 1994). Goodrich et al., (1997), ainsi que Smith et al., (1995) notent que les simulations sont bonnes pour des petits bassins versants (taille inférieure à 0.1 km<sup>2</sup>), mais moins bonnes pour les plus grands (6 km<sup>2</sup>). Pour le modèle SHE, Bathurst et al. (1996) concluent que la paramétrisation à l'échelle de la grille n'est possible que si le ruissellement de surface est le mécanisme d'écoulement prédominant et s'il n'est pas affecté par des écoulements hypodermiques latéraux. Quand ils utilisent TOPOG, Zhu et al. (1999) notent une bonne représentation de la majorité des crues et une meilleure simulation des événements de forte amplitude. Ils mettent en évidence l'importance de l'humidité antécédente du sol, du stockage en eau du sol, de la réinfiltration en surface lors du transfert. Deux applications de SWAT ont été menées sur le bassin versant de la Vène par Plus et al. (2002) et Bernon (2005). Les résultats montrent que le pas de temps journalier de ce modèle n'est pas adapté à la simulation de la dynamique des crues : la montée de la crue, la décrue sont mal simulées et le débit de pointe est sous-estimé. Certaines crues sont anticipées, car les comportements hydrologiques différents, liés à la variation temporelle de la pluie à l'échelle d'une journée, ne sont pas pris en compte. Les crues simulées à la période charnière de reprise d'écoulement sont surestimées. En période sèche, le modèle simule mal la phase d'assèchement de la rivière.

Des modèles conceptuels, à base physique et semi-spatialisés, comme TOPMODEL ont également été testés. TOPMODEL a été notamment utilisé sur le Cal Parisa (36 ha) en Espagne (Gallart et al., 1994), sur des bassins agricoles de l'ouest de l'Australie dont la taille varie de 0.14 à 0.41 km<sup>2</sup> (Coles et al., 1997), sur l'Avic - 51.6 ha - et la Teula - 38.5 ha - en Espagne (Piñol et al., 1997), sur le Maimai - 10ha, en Nouvelle-Zélande et le Panola - 41ha, près d'Atlanta aux USA (Freer et al., 1997), sur le bassin du Guadalperòn (Ceballos et Schnabel, 1998) et sur le bassin Can Vila - 0.56 km<sup>2</sup> - (Gallart et al., 2006, sous presse). Le modèle est bien adapté à des bassins à sols minces perméables et à un cours d'eau drainant des nappes peu profondes, mais pas pour les environnements méditerranéens, notamment durant les périodes sèches et les périodes de remise en eau. Des résultats corrects sont obtenus en Méditerranée (Franchini et al., 1996 ; Saulnier et al., 1997), mais sont imputés à une compensation des paramètres entre eux.

Le plus souvent, en zone semi-aride et méditerranéenne, les auteurs concluent que la qualité des simulations est fortement dépendante des données d'entrée, notamment celles des précipitations et des conditions antécédentes d'humidité des sols sur le bassin. Les difficultés principales qui ont été rencontrées lors d'une modélisation en continu concernent la prise en compte de la période où l'écoulement est nul et la représentation des crues à la reprise de l'écoulement après cette période.

---

<sup>1</sup> SWAT peut être considéré comme un modèle conceptuel, mais à base physique .

### Choix du modèle

Le modèle choisi doit représenter à la fois la nature et la dynamique temporelle des processus existant sur le bassin versant et en rivière, en accord avec la disponibilité des données d'entrée. Il est important de noter que, même basé sur des descriptions mathématiques complexes, le modèle choisi sera nécessairement une simplification de la compréhension perceptuelle des processus. Nous nous baserons sur les conclusions de l'analyse des données hydrologiques, afin de déterminer les facteurs importants à prendre en compte et le mode de représentation des processus.

Nous disposons de données d'entrées pluviométriques et débitométriques, mais aussi de cartes représentant l'hétérogénéité du bassin versant en terme de géologie et d'occupation des sols. Les observations disponibles, malgré leur quantité, ne permettent cependant pas d'aboutir à une compréhension physique complète des processus hydrologiques durant les crues rapides.

Nous nous orientons donc vers une modélisation conceptuelle semi-spatialisée et nous utilisons l'atelier de modélisation conceptuelle ATHYS développé par Bouvier et al. (1994) ; Bouvier et Delclaux (1996).

ATHYS présente l'avantage de réunir dans un environnement convivial et homogène un ensemble de modèles hydrologiques associés à des modules de traitement de données hydro-climatiques et géographiques.

Nous utiliserons 3 modules d'ATHYS :

- VISHYR, qui assure le traitement des données hydro-climatiques stationnelles
- VICAIR, relatif au traitement des données géographiques spatialisées
- MERCEDES (Maillage Élémentaire Régulier Carré pour l'Etude Des Ecoulements Superficiels) qui est une plate-forme de modélisation spatialisée pour l'étude de la transformation pluie-débit. MERCEDES permet à chaque utilisateur d'ajouter ses propres modèles dans un cadre de programmation FORTRAN peu contraignant.

#### 4.1.3 Le modèle MERCEDES

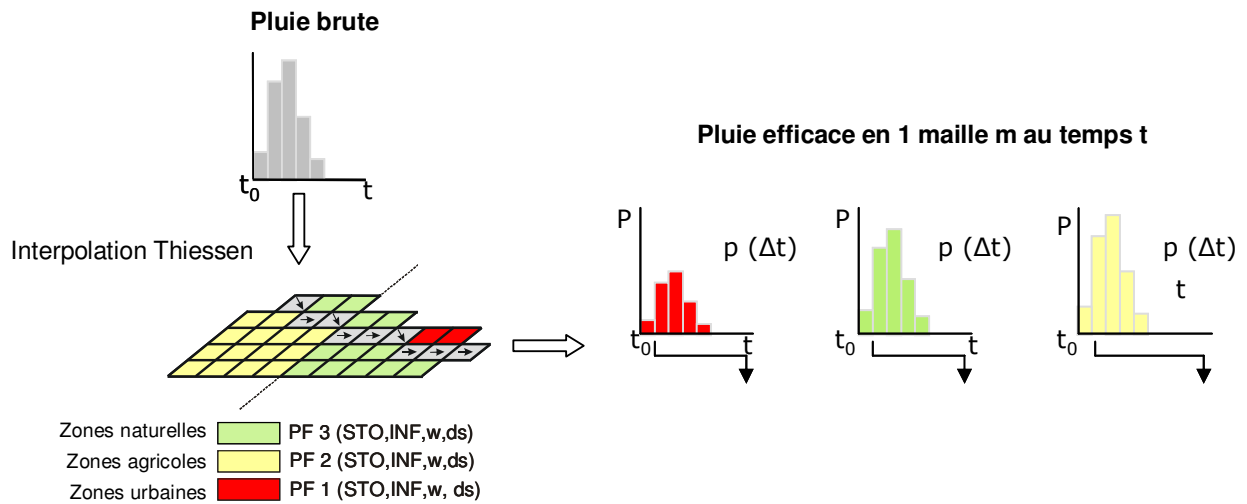
MERCEDES est un modèle spatialisé basé sur un modèle numérique de terrain (MNT).

Le bassin étudié est discrétisé en mailles carrées, dont la taille est définie par l'utilisateur (dans notre cas, la taille de la maille est de 50 m). MERCEDES propose un grand nombre de fonctions de production et de transfert.

##### *Fonctions de production*

Les fonctions de production proposées dans MERCEDES correspondent à différents types de processus physiques et couvrent un spectre assez large de fonctionnements hydrologiques classiques : Green et Ampt (type hortonien), Smith et Parlange (type hortonien), TOPMODEL classique (type aires contributives), TOPMODEL généralisé (type aires contributives), SCS complété par un réservoir sol (type conceptuel) et de nombreuses autres fonctions basées sur la combinaison de réservoirs.

Plusieurs fonctions peuvent intervenir au sein d'un même bassin. Les mailles peuvent avoir la même fonction de production, mais des paramètres différents. Les mailles peuvent également avoir des fonctions de production différentes. Des groupements de mailles peuvent être effectués, par exemple par classes d'occupation du sol, afin d'appliquer une fonction de production par groupe (cf. Figure 4.1.a).



**Figure 4.1.a :** Transformation de la pluie brute en pluie efficace sous MERCEDES.

A chaque pas de temps, les précipitations mesurées en une station sont interpolées dans l'espace par la méthode de Thiessen. La pluie efficace pour une cellule donnée, à chaque pas de temps t, est calculée via une fonction de production PF définie.

### Fonctions de transfert

Le transfert de la pluie efficace à l'exutoire peut être mené selon deux modes, en considérant des mailles indépendantes ou des mailles connectées (cf. Figure 4.1.b). Un nombre important de fonctions de transfert existe dans MERCEDES. Deux fonctions seront présentées ici, en vue de l'utilisation que nous en ferons sur le bassin versant de la Vène : un modèle simple de translation-stockage (MTS) illustrant un transfert en mailles indépendantes et le modèle de l'onde cinématique, relatif à un transfert en maille connectées.

#### Transfert en mailles indépendantes

Le transfert en mailles indépendantes s'opère sans interaction avec les autres mailles du bassin versant et sans tenir compte des pertes possibles dans le lit de la rivière. Chaque entrée de pluie efficace  $p(t_0)$  à un temps  $t_0$  et pour une maille donnée, produit un hydrogramme élémentaire, qui est transféré directement à l'exutoire du bassin, par une fonction spécifique de translation-stockage.

Le temps de propagation  $T_m$  d'une maille donnée à l'exutoire peut être défini ainsi :

$$T_m = \sum_{i=1}^k \frac{L_i}{V_i}$$

où k est le nombre de mailles i parcourues pendant le transfert jusqu'à l'exutoire ;  $V_i$  ( $m.s^{-1}$ ) est la vitesse de l'écoulement de la maille i ;  $L_i$  est égal soit à la taille de la maille i – pour nous, 50 m, si l'écoulement est transversal, soit égal à  $i \cdot \sqrt{2}$  si la maille est traversée en diagonale.

L'amortissement est simulé par un réservoir linéaire, de capacité  $K_m$  (Maidment, 1993 ; Chocat, 1997). L'organisation spatiale des vitesses de transfert peut être décrite par un vecteur de translation constant sur l'ensemble des mailles :  $V_m = V_0$ , associé à une loi d'amortissement, où  $K_m$  est proportionnel à  $T_m$  :  $K_m = K_0 \times T_m$ . La diffusion augmente linéairement avec le temps de transfert.

$K_m$  représente les variations des vitesses dans le temps. L'hydrogramme élémentaire à l'exutoire de débit  $q(t)$ , peut alors être exprimé ainsi :

$$q(t) = \begin{cases} 0 & \text{si } t < t_0 + T_m \\ \frac{p(\Delta t)}{K_m} \exp\left(-\frac{t - (t_0 + T_m)}{K_m}\right) \Delta x^2 & \text{si } t > t_0 + T_m \end{cases}$$

où  $p(\Delta t)$  (m) est la pluie efficace,  $t_0$  (s) le temps correspondant à l'initiation de la pluie,  $\Delta x$  la longueur de la maille (m).

L'utilisation du modèle simple de translation-stockage nécessite alors la calibration de deux paramètres :  $V_0$  et  $K_0$ .

Un hydrogramme de crue complet, de débit  $Q(t)$ , est obtenu en sommant les hydrogrammes élémentaires sur l'ensemble des mailles et l'ensemble des pas de temps.

Le modèle spatialisé de translation-stockage exécute une transformation linéaire de la pluie efficace, dans le sens où les vitesses peuvent varier pour chaque maille, mais ne peuvent pas varier au cours d'un événement de crue.

#### Transfert en mailles connectées

Le modèle utilisé est celui de l'onde cinématique, qui prend en compte les entrées des mailles en amont. Ce modèle est basé sur le système d'équation de Barré de Saint Venant où les termes d'accélération et de pression sont négligés et où la pente du fond est égale à la pente de la ligne de charge (cf. Annexe C-VI.).

En théorie, les domaines d'utilisation de l'onde cinématique sont restreints :

- Le modèle peut décrire le transport d'une onde, mais pas son atténuation.
- L'approximation de l'onde cinématique n'est valable qu'en régime permanent, les régimes non permanents devant être considérés comme une succession de régimes permanents, la pente de la ligne d'eau restant constante.
- Le modèle ne prend pas en compte les influences aval.
- L'absence de la prise en compte de la diffusion conduit inévitablement à une réduction du temps de montée, qui aboutit au phénomène de choc cinématique (Ponce et Windingland, 1985 ; Vieux et al., 1990).

Les résultats obtenus avec l'onde cinématique peuvent être, de plus, souvent biaisés par une diffusion numérique dépendante de la discrétisation et du schéma de résolution (Hromadka et De Vries, 1988). Dans certaines circonstances, la solution peut devenir instable : durant la montée d'un hydrogramme de crue, il y a de nombreuses situations où les ondes rapides rattrapent les plus lentes. C'est le cas quand la pente de l'hydrogramme diminue, devient concave, ou à la rencontre de deux pentes présentant des caractéristiques différentes. Dans MERCEDES, un schéma de résolution explicite, respectant la condition de Courant est utilisé pour résoudre l'équation :

$$\Delta t \leq \frac{\Delta x_i}{c_k}, \quad c_k \text{ étant la vitesse de l'onde cinématique.}$$

La condition de Courant implique que le pas de temps de la simulation  $\Delta t$  doit être inférieur au temps nécessaire à l'onde pour parcourir la distance  $\Delta x_i$ .

Le modèle d'onde cinématique est ainsi surtout valable pour les fortes pentes, les fortes rugosités et les petits bassins versants.

Cependant, il est d'une relative simplicité et permet par une méthode explicite aux différences finies, une économie de temps de calculs. Il est ainsi utilisé dans la majorité des modèles spatialisés à base physique (Wotling, 2000). L'utilisation d'équations dynamiques complexes pour améliorer les simulations ne paraît en effet pas nécessaire, tellement est forte la variation des caractéristiques de l'écoulement liée aux choix des paramètres et à la représentation de l'écoulement (Loague and Kyriakidis, 1997).

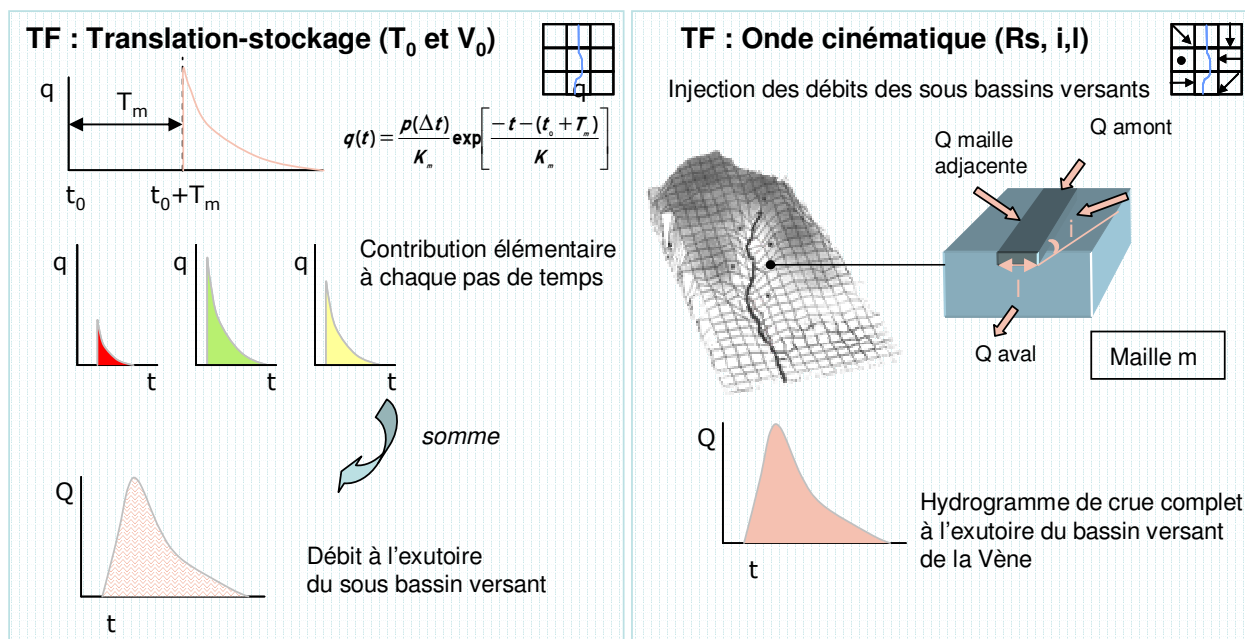


Figure 4.1.b : Fonctions de transfert utilisées dans le modèle MERCEDES.

### Procédures de calage

Plusieurs procédures de calage des paramètres de production et de transfert sont disponibles sous MERCEDES ; elles sont basées sur la minimisation de différents critères numériques ou le tracé des isovaleurs de la fonction critère.

Les paramètres de production et de transfert peuvent être optimisés simultanément ou indépendamment, sur un seul événement à la fois ou simultanément sur un groupe d'événements.

La gamme d'outils disponibles pour l'optimisation comprend le critère de Nash et l'écart quadratique moyen (EQM) sensibles à l'ajustement sur les débits de pointe, l'écart arithmétique moyen (EAM) et le critère CREC, privilégiant plus l'optimisation sur les volumes.

Le choix d'un critère d'optimisation est fonction de l'objectif que l'on souhaite atteindre. Cependant l'appréciation d'un même critère sur une série d'événements est laissée à l'utilisateur du modèle. Une même valeur de critère pour deux événements ne conduit pas toujours à la même qualité de simulation.

## 4.2 Le traitement des données sur le bassin versant de la Vène

### 4.2.1 Données géographiques

Le modèle MERCEDES a besoin pour fonctionner, d'un certain nombre d'informations, relatives au bassin versant : un modèle numérique de terrain (MNT), correspondant à une grille des altitudes, un fichier de drainage issu du MNT, ainsi que deux fichiers permettant respectivement la définition des classes de production et de transfert.

Sur le bassin versant de la Vène, nous disposons des informations géographiques suivantes :

- un MNT de la base Bd Alti. de l'IGN. La résolution du MNT est de 50 m et sa précision en altitude est de 1 à 3 m. Le MNT permet de définir le réseau de drainage.
- un fichier de directions de drainage calculées à partir du MNT. Une correction du MNT a été effectuée par Payraudeau (2002) afin que le réseau hydrographique extrait du réseau de drainage soit conforme aux observations de terrain et à la cartographie de l'IGN.

- une carte d'occupation des sols (SAGOT, 1999). Cette carte comporte 7 classes, constituant 3 groupes principaux, à savoir, les zones urbaines, les aires agricoles et les espaces naturels. Les classes d'occupation du sol correspondent aux principaux groupes géologiques et pédologiques du bassin versant (§1.1.1, chapitre 2).

#### 4.2.2 Données de pluie et de débit

Les données de pluie sont disponibles pour toute la période 1994-2005 au pluviographe de Montbazin et à partir de juillet 2002 et avril 2003 respectivement à Mas Plagnol et aux Clash.

Les données de débit des stations de jaugeage sont utilisées comme points de référence -stations *S* et *V*, ou comme données d'entrée -station *K*. Les débits enregistrés à la station *K* ont pour origine principale la source karstique de Cournonsec, sauf durant les épisodes pluvieux où le ruissellement sur le petit bassin agricole en amont de la station *K* alimente la rivière.

Dans l'étape de simulation en continu des débits, les débits enregistrés en *K* seront utilisés comme une donnée d'entrée du modèle.

Quatre types de crues ont été identifiés sur la Vène (§ 2.2.1) : les crues de ruissellement urbains – CRRU, les crues rapides mixtes – CRM et les crues influencées par le karst – CRK et CHK.

Sur la période 1994-2005, on dénombre 95 crues rapides, à la fois à la reprise d'écoulement (§ 2.2.2) et lors du tarissement (§ 2.4.1). De 2002 à 2005, où l'on dispose d'un enregistrement à la station *S*, ce nombre est de 34. L'analyse du fonctionnement hydrologique de la rivière (§ 2.2.2) a révélé que les crues dont le débit de base à l'exutoire est inférieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  peuvent être influencées par un stockage dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka dont il faudra tenir compte dans la simulation. Il convient donc de distinguer des CRRU avec un faible débit de base à l'exutoire, avec stockage et avec un fort débit de base à l'exutoire, sans stockage. On dénombre 11 CRRU avec un faible débit de base pour la période 2002-2005, 37 CRRU avec un faible débit de base pour la période 1994-2002.

**Tableau 4.2.a :** Enregistrements de crues rapides disponibles pour la modélisation.

	Période 1994-2002	Période 2002-2005
$Q_{\text{base}} \leq 0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	40 CRRU 9 CRM	11 CRRU 7 CRM
$Q_{\text{base}} > 0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	3 CRRU 5 CRM	11 CRRU 9 CRM

### 4.3 La modélisation à l'échelle pluriannuelle : l'existant

Une modélisation à l'échelle pluriannuelle en continu a été réalisée par Jean Louis Perrin (Perrin et Tournoud, soumis), à l'exutoire et à la station *S*. Comme les crues successives sont produites grâce à une contribution progressive des différentes zones d'occupation des sols, la définition des principales zones de production de ces crues se fera grâce à la carte d'occupation des sols. Les fonctions de production utilisées sont de type réservoir. La modélisation est de type agrégatif : les contributions des différentes zones du bassin versant seront traitées successivement aux cours des périodes de simulation. Le transfert s'effectuera en mailles indépendantes, avec une fonction de type translation-stockage.

#### 4.3.1 Fonctions de production

3 fonctions de production sont définies : PF1 pour les zones urbaines, PF2 pour les zones agricoles et PF3 pour les espaces naturels karstiques. Ces fonctions de production sont relativement simples et sont basées sur un certain nombre d'hypothèses. L'objectif de la modélisation est de reproduire la dynamique des crues.



Compte tenu des conditions hydrologiques du bassin versant : des valeurs d'ETP doubles par rapport aux précipitations, la présence de sources karstiques dont le bassin versant est externe à celui de la Vène, un très faible coefficient d'écoulement sur la majeure partie du bassin, il ne s'agit pas d'établir un bilan hydrologique sur le bassin versant.

### Les zones urbaines : PF1

Afin de modéliser la production de ruissellement sur les zones urbaines, on suppose que :

- les zones urbaines contribuent en totalité à l'écoulement.
- le coefficient de ruissellement sur les zones urbaines est constant dans le temps et l'espace, bien que l'analyse des CRRU ait montré que ce coefficient faible est assez variable, de l'ordre de 25% (§ 2.2.1).

La fonction de production des zones urbaines est un simple réservoir contrôlé par 3 paramètres,  $STO_{urb.}$ ,  $w_{urb.}$  et  $ds_{urb.}$  (cf. Figure 4.3.a) :

- $STO_{urb.}$  est une valeur seuil (en mm) permettant de définir les pertes initiales.
- $w_{urb.}$  correspond à des pertes proportionnelles.  $(1-w)$  doit être interprété comme un coefficient de ruissellement constant pendant la crue. Les précipitations efficaces sont alors directement proportionnelles à l'intensité de la pluie.
- $ds_{urb.}$  est le coefficient de tarissement du réservoir.

stoc est le niveau du réservoir à chaque pas de temps.

Ce schéma de transformation de la pluie brute en pluie efficace a déjà été utilisé en milieu semi-aride (Gallart et al., 1994 ; Kirkby et Bracken, 2002 ; Nasri et al., 2004).

Dans le schéma choisi ici, les pertes initiales  $STO_{urb.}$  sont prioritaires sur les pertes proportionnelles  $w_{urb.}$ .  $w_{urb.}$  est peu sensible à l'utilisation d'une pluie uniforme ou spatialement variable, car le coefficient de ruissellement transforme linéairement la pluie brute en pluie efficace (Arnaud et al., 2002).

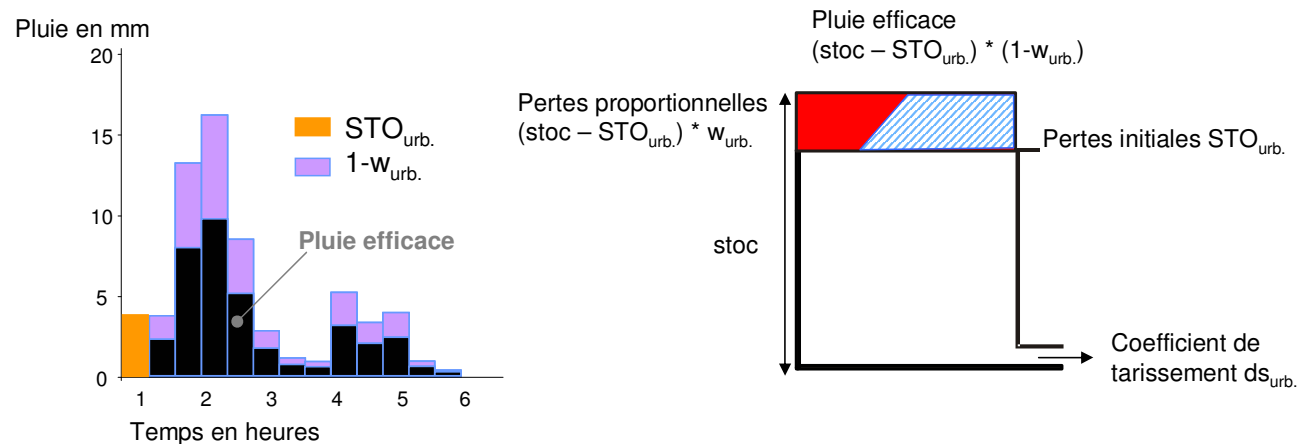


Figure 4.3.a : Fonction de production PF1 des zones urbaines.

### Les sols perméables des zones agricoles : PF2

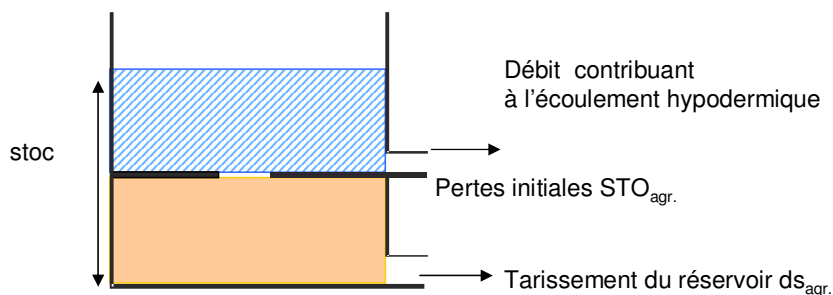
Afin de modéliser la production de l'écoulement hypodermique provenant des zones agricoles, on suppose que :

- les zones agricoles contribuent en totalité à l'écoulement.
- l'écoulement provenant des sols agricoles, qui participe au débit de base de la rivière, est en majorité un écoulement hypodermique à l'échelle annuelle. Le modèle ne simule pas le ruissellement sur les sols agricoles, responsable des pics de quelques crues.

Un modèle simple de type réservoir linéaire et à deux paramètres,  $STO_{agr.}$  et  $ds_{agr.}$ , est utilisé pour la production de l'écoulement provenant des zones agricoles.  $STO_{agr.}$  correspond aux pertes initiales et à

la capacité du réservoir ;  $ds_{agr.}$  est le coefficient de tarissement du réservoir. Pour obtenir une pluie efficace, il est nécessaire que la lame précipitée brute dépasse ce seuil  $STO_{agr.}$ .

Le paramètre  $STO_{agr.}$  est sensible à la variation spatiale de la pluie. Quand la pluie est très variable spatialement, le seuil  $STO_{agr.}$  peut être, à un instant donné, dépassé en certains endroits et pas à d'autres (Arnaud et al., 2002).



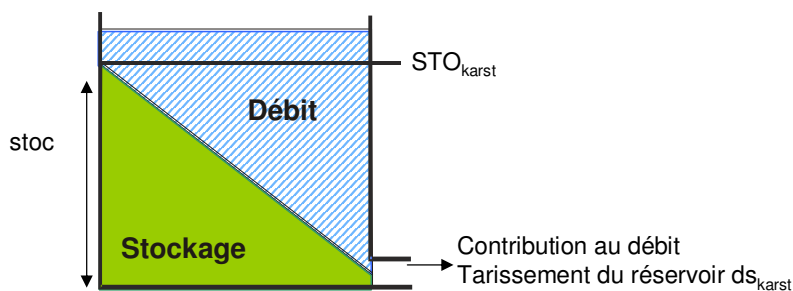
**Figure 4.3.b :** Fonction de production PF2 des zones agricoles dans le cas d'une modélisation à l'échelle pluriannuelle.

### Les zones naturelles : l'écoulement karstique : PF3

L'infiltration de la pluie dans les zones naturelles est à l'origine de l'écoulement des sources karstiques. Les zones naturelles du bassin versant topographique de la Vène sont supposées être à l'origine de l'écoulement de la source karstique d'Issanka. Pour la source karstique de Cournonsec, dont le bassin versant est externe à celui de la Vène, nous disposons d'enregistrements de débits à la station K.

Les écoulements de la source karstique d'Issanka sont simulés à l'aide d'un réservoir à deux paramètres,  $STO_{karst}$  et  $ds_{karst}$ .

Le réservoir fonctionne comme une "chasse d'eau".  $STO_{karst}$  est le niveau d'eau nécessaire pour vider le réservoir,  $ds_{karst}$  est le coefficient de tarissement du réservoir.



**Figure 4.3.c :** Fonction de production PF3 des zones naturelles dans le cas d'une modélisation à l'échelle pluriannuelle destinée à simuler le débit de la source d'Issanka.

## 4.3.2 Méthodologie de calibration des paramètres

### *Les zones urbaines*

Les paramètres de la fonction de production sur les surfaces urbaines ont été calibrés et validés sur les CRRU à la station *S*. Le bassin versant du point *S* comprend 6 % de surface urbaine, soit 2 % de plus que le bassin versant de l'exutoire. De plus, il permet d'éviter la prise en compte de la zone d'Issanka, plus en aval, qui peut stocker une part conséquente du volume de la crue et donc diminuer l'intensité de la crue.

Compte tenu de la durée des petites crues de ruissellement de surface sur la Vène qui est de quelques heures et du temps de concentration du bassin (cf. Glossaire) qui est de 6 heures, nous avons choisi d'utiliser un pas de temps de calcul de 5 minutes pour la modélisation des CRRU. Un pas de temps de calcul de 5 minutes est également préconisé par Pilgrim (1988) pour l'étude des crues rapides en milieu semi-aride. L'utilisation d'un pas de temps aussi fin est cependant délicate, car les variations spatiales de la pluie sur 5 minutes peuvent être fortes.

### *Les sols perméables des zones agricoles*

Les paramètres relatifs à la fonction de production des zones agricoles sont calibrés et validés sur des chroniques de débit en continu à la station *S*, avec un pas de temps de calcul de 1 heure.

On émet l'hypothèse que les zones naturelles karstiques ne contribuent pas à l'écoulement entre les stations *K* et *S*, ce qui est conforté par les observations de terrain. Entre la station *K* et la station *S*, seules les zones agricoles et les zones urbaines contribuent à l'écoulement. Pour une simulation à la station *S*, la prise en compte de l'écoulement du karst nécessite seulement l'injection du débit de la source karstique de Cournonsec à la station *K*.

La calibration est effectuée sur la période présentant les crues les plus importantes, entre décembre et mars 2003 (le cumul des précipitations est de 487 mm). Une validation a été effectuée sur les mois d'août à novembre 2002 (le cumul des précipitations est de 81 mm) et de septembre à décembre 2003 (le cumul des précipitations est de 405 mm).

### *Les sources karstiques*

Les paramètres relatifs à la fonction de production des zones naturelles sont calibrés et validés sur des chroniques de débit en continu à la station *V*, avec un pas de temps de calcul de 1 heure.

Les périodes de calibration et de validation sont les mêmes que pour la fonction de production des zones agricoles.

### *Le transfert*

Le transfert s'effectue en mailles indépendantes via le modèle de translation-stockage détaillé en section 4.1. Ce modèle nécessite de fixer deux paramètres :  $V_0$  et  $K_0$ .

Les auteurs du modèle (Bouvier et al., 1994) suggèrent d'estimer la constante  $V_0$  comme étant a priori la vitesse maximale atteinte à l'exutoire au cours de l'événement.  $V_0$  est estimée après la calibration à  $1.4 \text{ m.s}^{-1}$ . Le paramètre  $K_0$  doit être considéré comme un paramètre empirique.  $K_0$  est fixé à 0.76 (Bouvier et al., 1994)

### 4.3.3 Les résultats de la modélisation sur la période 2002-2005

La modélisation de la période 2002-2005 est de type agrégatif : la production des zones urbaines a été simulée en mode événementiel à la station *S*. Puis, en mode continu, à la station *S*, la contribution des sols agricoles et de la source karstique de Cournonsec a été ajoutée. Ensuite, à l'exutoire, la contribution à l'écoulement de la source karstique d'Issanka est additionnée.

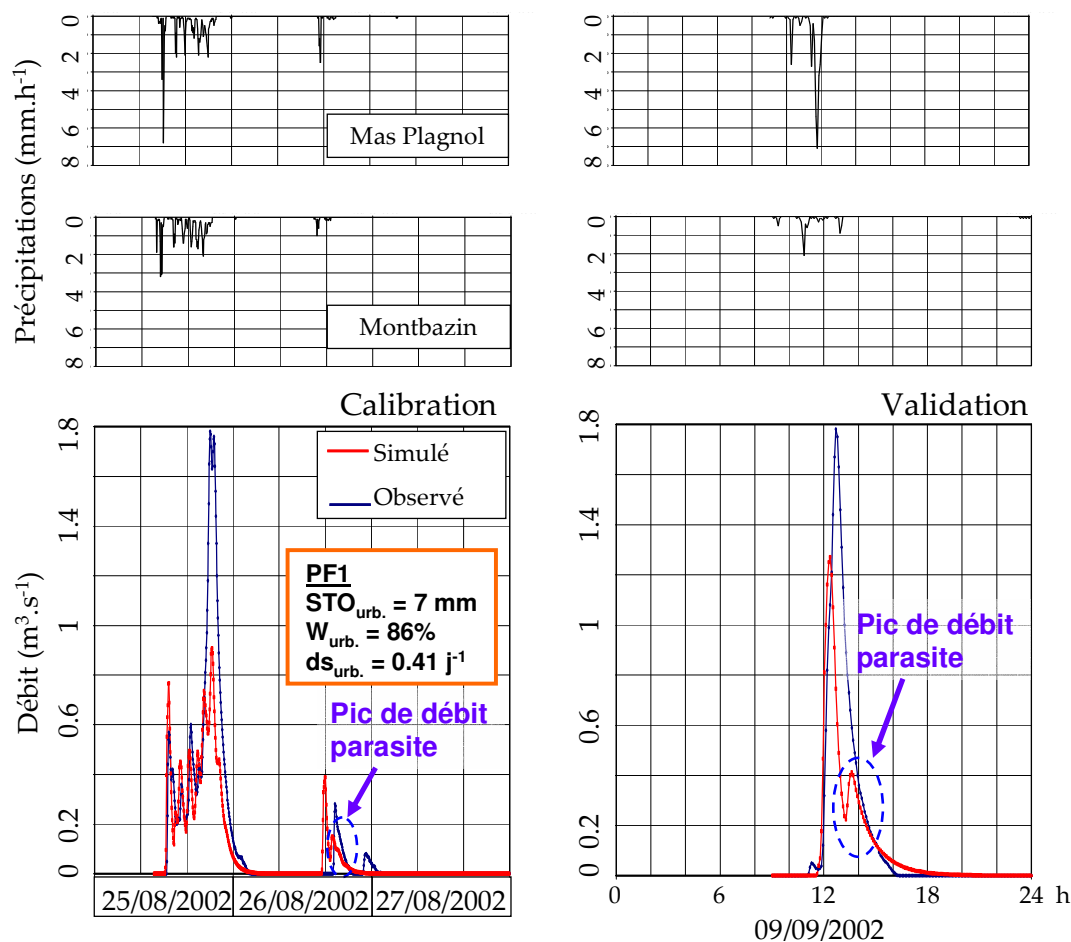
#### Les zones urbaines

La calibration fournit les résultats suivants :  $STO_{urb.}$  est estimé à 7 mm,  $w_{urb.}$  à 86% et  $ds_{urb.}$  à  $0.41j^{-1}$ . La calibration à la station *S* est satisfaisante pour certaines crues (cf. Figure 4.3.d.), même si différents jeux de paramètres peuvent fournir des simulations acceptables.

Les pertes initiales sont dans la gamme de celles habituellement utilisées sur des zones urbaines, bien qu'elles soient un peu fortes. En fait, les zones urbaines du bassin versant de la Vène correspondent principalement à des villages. Ces villages sont classés en zones urbaines discontinues (Corine Land Cover 1998) et ne peuvent donc pas être considérés comme des surfaces totalement imperméables.

Le ruissellement sur les zones urbaines produit des petites crues rapides, qui sont modélisées au pas de temps de 5 minutes. Les simulations sont acceptables, mais des problèmes existent. Les pics de débits sont mal contrôlés : certains sont sous-estimés, d'autres sont simulés alors qu'ils n'existent pas -pics de débit parasites (cf. Figure 4.3.d). Les raisons principales sont :

- la mauvaise prise en compte de l'hétérogénéité spatiale et de la dynamique de la pluie.
- une mauvaise représentation des zones réellement contributives qui produit des pics de débit parasites en rivière.
- une fonction de transfert uniforme pour le bassin versant et la rivière.



**Figure 4.3.d** : Modélisation du ruissellement sur les zones urbaines à la station *S*. Exemple des crues du 25/08/2002 et du 09/09/2002.

## Les zones agricoles

La meilleure adéquation entre les débits simulés et observés est obtenue avec  $STO_{agr.} = 105 \text{ mm}$  et  $ds_{agr.} = 0.03 \text{ j}^{-1}$ . Une valeur de  $STO_{agr.}$  de 100 mm pour les sols du bassin, dont la porosité avoisine 50%, impliquerait une saturation des 20 premiers centimètres du sol.

Les sols du bassin versant de la Vène sont épais, constitués de silts (70%) et de sables (20 à 30%). Pour des sols silteux-sableux du bassin versant de l'Aude, Gaume et al. (2004) estime un stockage de 120 mm d'eau. La valeur trouvée par ces auteurs a été obtenue après 300 mm de précipitations moyennes pendant l'événement et un cumul précipité de 180 mm sur les 3 mois précédant l'événement des 12 et 13 novembre 1999. Même si le cumul précipité est exceptionnel, le stockage obtenu avant l'événement pluvieux par ces auteurs est en accord avec ce qui a été observé dans des études en région méditerranéenne (Camarasa-Belmonte et Segura-Beltràn, 2001). Notre estimation du  $STO_{agr.}$  semble donc cohérente avec ce résultat.

Les hydrogrammes observés sont assez bien simulés lors de la calibration et de la validation (cf. Figure 4.3.e).

Quelques problèmes persistent :

- Le ruissellement urbain, qui a été calibré au pas de temps de 5 minutes, n'est pas ou mal reproduit au pas de temps d'une heure.
- Des pics de débit en mars, octobre et novembre 2003, produits par des pluies de forte intensité sont sous-estimés.
- Des phénomènes de saturation locale apparaissent sur les zones agricoles. Ces phénomènes sont difficiles à identifier, à localiser et à quantifier.

La décrue de certains événements doit être améliorée (en novembre et en octobre 2002), car elle est trop rapide à la station *S*.

## La source karstique d'Issanka

La meilleure adéquation entre les débits simulés et observés est obtenue avec  $STO_{karst}$  égal à 110 mm et  $ds_{karst}$  égal à  $0.08 \text{ j}^{-1}$ .

Le  $ds_{karst}$  calibré pour la source d'Issanka est plus faible que celui calculé pour la source de Cournonsec en hautes eaux, soit  $0.140 \text{ j}^{-1}$  (§ 2.3). Le tarissement de la source d'Issanka est en effet plus lent, en accord avec les observations.

A l'exutoire, la conceptualisation extrêmement simple des processus karstiques donne de bons résultats, non seulement pour le débit de base, mais également pour la simulation des crues (cf. Figure 4.3.e).

Les principales différences entre les hydrogrammes observés et calculés sont dues principalement aux imperfections de la fonction de production des zones agricoles :

- les pics de débit en mars, octobre et novembre 2003 sous-estimés à la station *S*, le sont également à l'exutoire.
- la succession des crues de décembre 2003 est très mal simulée : la première est surestimée, la seconde sous-estimée. Pour ce mois, la calibration et la validation de la fonction de production des zones agricoles à la station *S* n'ont pas été possibles, faute de données.

La décrue des périodes de validation est de plus mauvaise, notamment en novembre et décembre 2003, où cette fois ci, à l'exutoire, elle est trop lente.

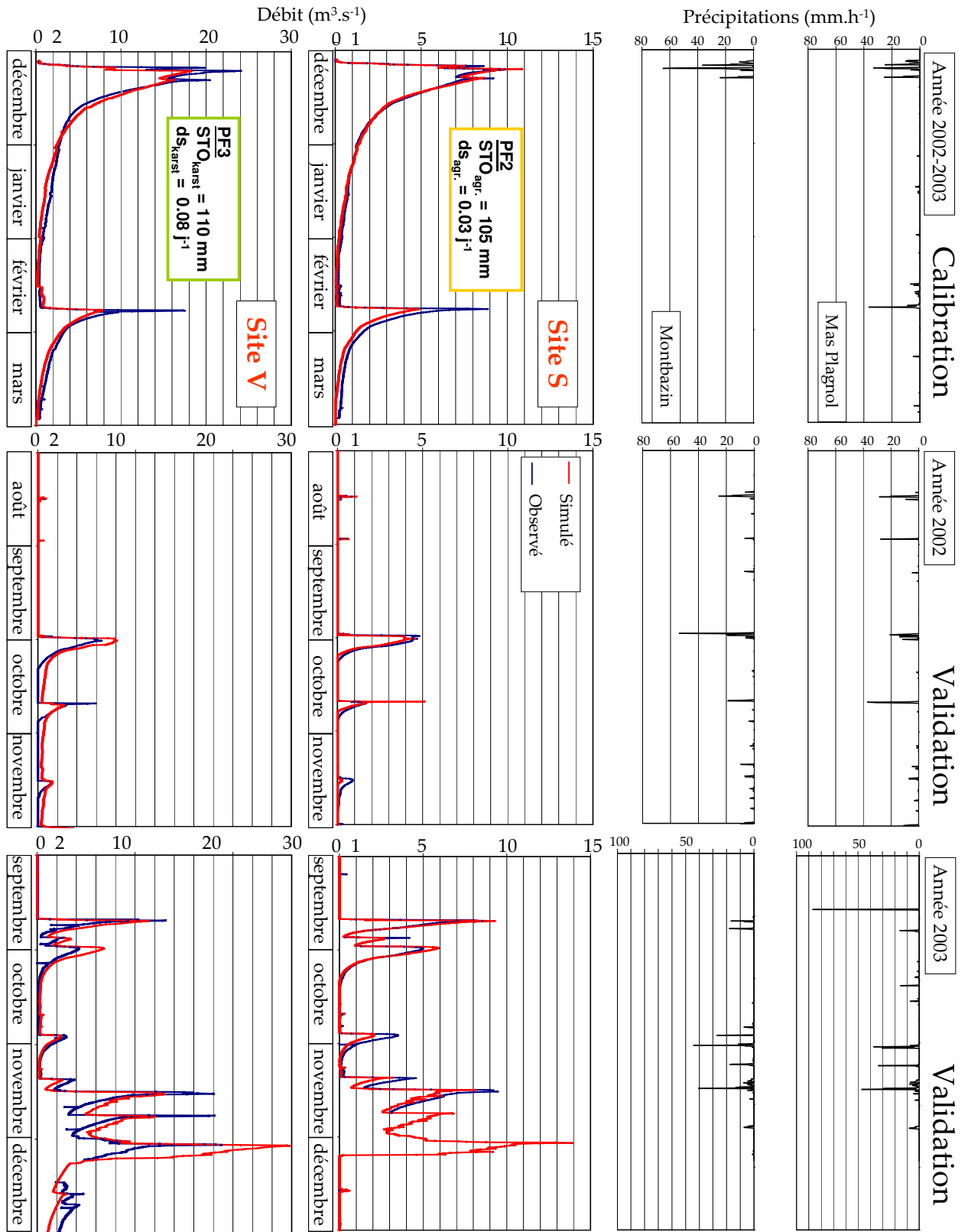


Figure 4.3.e : Calibration et validation des chroniques de débit à la station S et à l'exutoire. Modélisation à l'échelle pluriannuelle.

#### 4.3.4 Conclusion

La modélisation agrégative pluri-annuelle fournit des résultats satisfaisants, en présentant l'avantage d'utiliser des fonctions de production simples, de type réservoir, avec peu de paramètres.

La production et le transfert du ruissellement sur les zones urbaines doivent être améliorés, notamment en ce qui concerne la production des pics de débit parasites. La simulation de la réponse des zones urbaines est en effet globale ici et toutes les zones sont supposées contributives. Or la contribution des zones urbaines peut être partielle, les zones éloignées du réseau hydrographique ne participant probablement pas à l'écoulement en début de reprise d'écoulement. Le pic parasite peut provenir ainsi d'une zone sur laquelle un ruissellement urbain peut être produit, mais ce ruissellement n'est pas transféré à la station *S*.

De plus, la vitesse de transfert, qui peut masquer le pic parasite, est uniforme pour le réseau hydrographique. Il n'y a pas de distinction entre les biefs bétonnés à faible rugosité comme celui de la rivière à Montbazin et les biefs à forte rugosité dont le lit est envahi par la végétation, comme à la source de Cournonsec.

Enfin, la simulation des crues rapides à l'exutoire nécessite d'inclure dans le modèle le stockage d'un certain volume de crue dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka.

L'utilisation de la fonction de production des zones agricoles aboutit à une sous-estimation des débits de pointe des crues et la décrue de ces événements est trop rapide. Les débits de pointe des CRM sont dus à des processus de ruissellement urbain. Il est donc nécessaire d'inclure cette fonction pour simuler la production des zones agricoles, surtout à la reprise de l'écoulement.

### 4.4 La modélisation des événements de crues rapides

Les crues rapides urbaines et mixtes – CRRU et CRM, sont les premières crues à apparaître au cours de l'année hydrologique, après l'étiage et elles présentent de ce fait beaucoup d'intérêt pour l'étude de la qualité de l'eau. Ce sont des événements pour lesquels on émet l'hypothèse d'une contribution du ruissellement sur les zones urbaines et parfois agricoles, au débit à l'exutoire.

La modélisation des CRRU sera divisée en deux étapes, chaque étape s'effectuant sur une partie distincte du bassin versant. Une fonction de transfert différente sera utilisée dans chaque cas. Un stockage artificiel à Issanka sera également représenté lors des simulations à l'exutoire. Dans le cas des CRM, nous considérerons le bassin versant dans sa globalité.

Les paramètres seront calibrés et validés à la station *S* en mode événementiel. La modélisation des crues rapides sera ensuite menée sur l'ensemble des crues, à la station *S* et à l'exutoire.

#### 4.4.1 Fonctions de production

##### *Les zones urbaines*

Les conclusions de l'analyse des données des CRRU (§ 2.2) impliquent de tester l'existence d'un seuil initial de pluie et d'un coefficient de ruissellement pour la production sur les zones urbaines. Le schéma de la fonction de production urbaine PF1, définie pour la modélisation à l'échelle pluriannuelle, est donc utilisé ici (§ 4.3.1).

##### *Les zones agricoles*

La fonction de production des zones agricoles existantes (§ 4.3.1) permet de générer exclusivement des écoulements hypodermiques en provenance des sols perméables.

Afin de reproduire le ruissellement sur les zones agricoles, qui sont une composante de l'écoulement des CRM, nous avons modifié la fonction de production PF2.

Les hypothèses suivantes ont été faites :

- Un ruissellement de surface est ainsi produit si l'intensité des précipitations à un pas de temps donné dépasse un seuil d'infiltration constant.
- Toutes les zones agricoles du bassin ne participent pas au ruissellement de surface.

Nous utilisons un modèle simple de type réservoir linéaire à 4 paramètres,  $STO'_{agr}$ ,  $INF'_{agr}$ ,  $g'_{agr}$  et  $ds'_{agr}$ .  $INF'_{agr}$  et  $g'_{agr}$  sont utilisés pour la production du ruissellement de surface agricole.  $INF'_{agr}$  ( $mm.h^{-1}$ ) correspond à l'infiltration constante des précipitations, que la pluie brute doit dépasser pour produire un ruissellement de surface.  $g'_{agr}$  (%) correspond à la part du bassin versant qui contribue au ruissellement par dépassement de la capacité d'infiltration  $INF'_{agr}$ .

Le volume précipité qui n'est pas ruisselé rejoint un réservoir souterrain. Le fonctionnement du réservoir souterrain est le même que celui de la fonction PF2.  $ds'_{agr}$  est le coefficient de tarissement du réservoir.

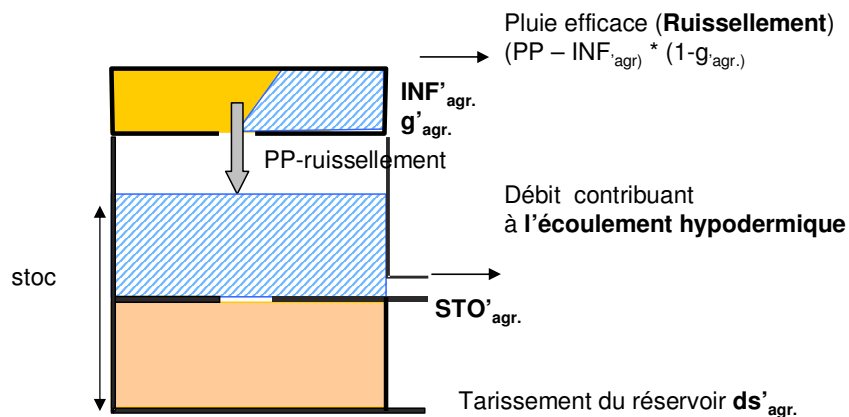


Figure 4.4.a : Fonction de production PF2' des zones agricoles pour la modélisation des CRM.

#### 4.4.2 Fonctions de transfert

Le transfert des CRM se fera en mailles indépendantes.

La modélisation des événements de CRRU, s'effectue en 2 étapes, sur deux zones géographiques distinctes du bassin versant (cf. Figure 4.4.b) : les sous-bassins versants des affluents et le réseau hydrographique principal de la rivière et ses abords.

Le transfert sur chacun des sous-bassins versants s'effectue en mailles indépendantes (Etape 1) par la fonction de translation-stockage.

Sur le réseau hydrographique de la rivière (Etape 2), le transfert se fait en mailles connectées via l'onde cinématique. Les hydrogrammes des sous-bassins versants sont injectés dans la maille de la rivière directement en aval de leurs exutoires respectifs.

La surface totale occupée par les 33 sous-bassins (Etape 1) correspond à 94% de la surface totale du bassin et englobe 99% des zones naturelles, 87% des zones agricoles et 85% des zones urbaines du bassin versant.

À la station S, les bassins versants des affluents correspondent respectivement à 55% et 56% des zones urbaines et des zones agricoles du bassin versant total. A cette station, la surface occupée par le réseau hydrographique principal et ses abords (Etape 2) regroupe 14% des zones urbaines, correspondant principalement au village de Montbazin et 9% des zones agricoles du bassin versant total.

A l'exutoire, il est nécessaire, pour les faibles volumes de crue, de simuler le stockage d'une partie du volume de la crue dans le réservoir hydraulique à Issanka. On répartit alors ce volume stocké dans les mailles du MNT qui correspondent à la longueur de l'ouvrage d'Issanka.



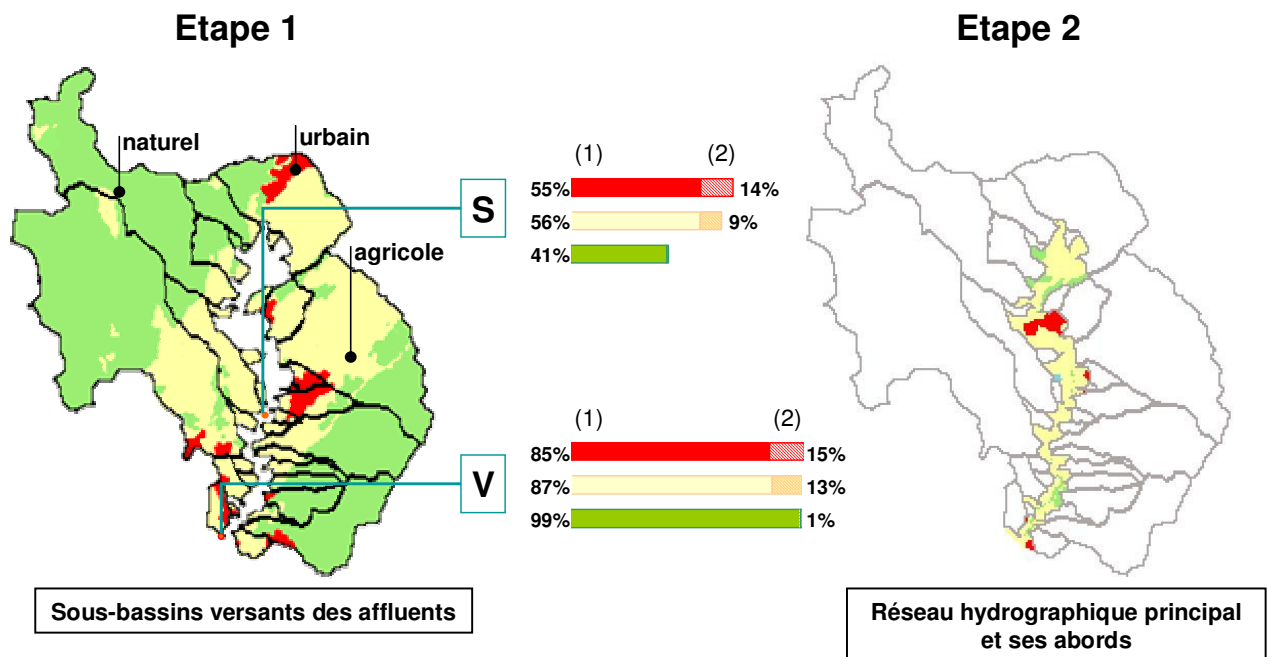


Figure 4.4.b : Découpage du bassin versant de la Vène pour la modélisation des crues rapides.

#### 4.4.3 Méthodologie de calibration des crues rapides

Le but de la modélisation est la simulation de l'ensemble des crues. Nous essaierons d'obtenir la meilleure combinaison de paramètres afin de simuler de manière adéquate tous les événements. Le pas de temps de calcul est de 5 minutes.

##### *Les zones urbaines*

A la station *S*, l'application de la fonction de production PF1 nécessite la calibration et la validation des deux paramètres  $w_{urb.}$  et  $STO_{urb.}$ .

La calibration et la validation de  $w_{urb.}$  se feront sur des crues rapides dont le débit de base initial à la station *V* est supérieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (§ 2.2.2). Nous supposons en effet que, lors de la production de ces événements à l'exutoire, l'humidité des terrains est plus élevée et les pertes initiales sont faibles.  $STO_{urb.}$  peut alors être fixé à 0 ou 1 mm.

La calibration et la validation de  $STO_{urb.}$  se feront sur des crues de reprise d'écoulement dont le débit de base initial à la station *V* est inférieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Les crues à débit de base inférieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  seront simulées par groupe de 2 ou 3 si elles sont séparées de moins de 5 jours, afin de ne pas avoir à calibrer les conditions antécédentes de ces crues successives -cas des événements de septembre 2003 et décembre 2004.

##### *Les sols perméables*

Il s'agit ici de calibrer à la fois les paramètres contrôlant la production du ruissellement de surface agricole,  $INF'_{agr.}$  et  $g'_{agr.}$ , celui contrôlant la production de l'écoulement hypodermique,  $STO'_{agr.}$  et  $ds$ , relatif au tarissement du réservoir. La calibration de  $STO'_{agr.}$  doit être effectuée quand le niveau du réservoir est proche de zéro, sur les crues après l'étiage. Afin de vérifier que le ruissellement sur les zones agricoles ne contribue qu'au débit des CRM, nous calibrerons  $INF'_{agr.}$  et  $g'_{agr.}$  sur une période en continu, à la fin de l'étiage, où apparaissent à la fois des CRRU et des CRM.

Avec un pas de temps de calcul de 5 minutes, il est possible de simuler des périodes continues de 20 jours dans le modèle MERCEDES. La calibration se fera donc du 03/09/2003 au 22/09/2003 inclus. Nous validerons les paramètres sur deux périodes : du 27/08/2004 au 15/09/2004 inclus et du 26/09/2004 au 15/10/2004 inclus. Cinq CRM apparaissent pendant ces périodes. Parmi ces événements, il faut distinguer les crues dont le débit de pointe est supérieur à  $8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Il s'agit des crues du 22/09/2003 et du 14/09/2004.

### *Le transfert en rivière et sur les sous-bassins*

Comme nous l'avons vu, le transfert en mailles indépendantes sur les sous-bassins nécessite de fixer deux paramètres :  $V_0$  et  $K_0$ .  $K_0$  est fixé comme précédemment (§ 4.3.3) à 0.76 (Bouvier et al., 1994).

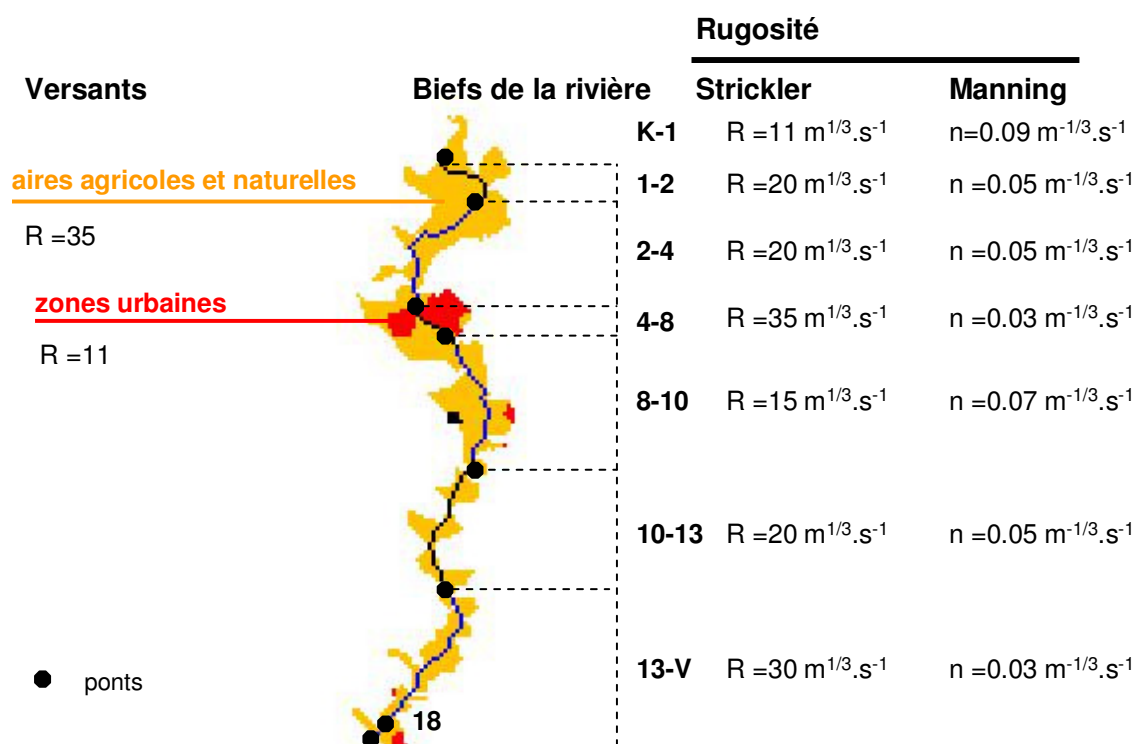
Le seul sous-bassin versant dont nous contrôlons l'exutoire est celui des Oulettes. Le débit maximal qui y est enregistré est de  $0.57 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ , pendant la CRRU du 17/08/2003. Des valeurs variant de 0.1 à  $1.5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  ont été testées sur 10 crues aux Oulettes. Les simulations obtenues ne sont pas de bonne qualité. Cependant la meilleure valeur de  $V_0$  obtenue est de  $0.46 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ . La valeur de  $V_0$  utilisée ici est moitié moindre que celle utilisée pour le transfert à la station *S* ou à la station *V*. Nous avons donc appliqué cette vitesse pour simuler les débits aux exutoires des 33 sous-bassins versants des affluents.

Sur le réseau hydrographique principal, les paramètres intervenant dans le modèle d'onde cinématique étant des paramètres physiques, nous nous efforcerons d'utiliser les données terrain disponibles afin de calibrer la fonction de transfert. Quatre paramètres sont nécessaires pour mettre en œuvre le modèle d'onde cinématique sur le bassin versant :

- la hauteur et la largeur de la portion de rivière sélectionnée
- la pente de la rivière (supposée égale à la pente de la ligne d'énergie)
- la rugosité exprimée en terme de coefficient de Strickler

Sept biefs ont été définis sur la rivière pour la modélisation. Deux zones sur les versants correspondent aux zones agricoles et urbaines (cf. Figure 4.4.c). Des relevés topographiques effectués en 18 ponts sur la Vène, à l'aide d'un distanciomètre à laser, permettent d'estimer la hauteur et la largeur des différents biefs. La pente de la rivière des sept biefs a été homogénéisée, la pente calculée à partir de la distance et de l'altitude mesurée en chacun des ponts étant locale. Les événements de crue ont été simulés à la station *S* avec une pente égale à  $0.006 \text{ m} \cdot \text{m}^{-1}$ . Afin d'obtenir une simulation optimale à la station *V*, la pente est fixée à  $0.003 \text{ m} \cdot \text{m}^{-1}$  entre les stations *S* et *V*. Ces valeurs sont en accord avec la pente moyenne de la rivière, de  $0.004 \text{ m} \cdot \text{m}^{-1}$  environ.

La rugosité des biefs a été déterminée à l'aide du logiciel Isis (cf. Chapitre 2), pour des débits assez faibles -au maximum,  $4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  à l'exutoire. Isis permet d'obtenir par calibration, à partir des lignes d'eau dans chaque bief, des valeurs de rugosité à la fois pour les berges et le lit de la rivière. Lors des crues rapides, un faible volume d'eau est présent dans la rivière. Nous retiendrons dans le modèle MERCEDES la valeur de rugosité du lit pour chaque bief (cf. Figure 4.4.c).



**Figure 4.4.c :** Discrétisation spatiale du réseau hydrographique principal de la rivière et coefficients de rugosité associés.

Le découpage du bassin versant en 33 sous-bassins permet de mieux contrôler la production, notamment sur les zones urbaines. Nous pouvons notamment identifier la zone de production qui produit le pic parasite lors de la simulation à l'échelle pluriannuelle ; il s'agit de la zone urbaine de Cournonsec. La zone urbaine de Cournonsec est la plus éloignée de la rivière et l'affluent qui la draine a un lit présentant des zones potentielles de stockage au cours du transfert des premières crues. Nous supposons donc que cette zone ne contribue pas à l'écoulement des CRRU.

#### 4.4.4 Les résultats de la modélisation des crues rapides

##### *Les zones urbaines : CRRU à la station S*

Calibration et validation de  $w_{urb}$ .

Lors de l'analyse des données, le coefficient de ruissellement sur les zones urbaines a été estimé entre 20% et 30% à la station S (§ 2.2.3). Ainsi, la valeur de  $w_{urb}$ , correspondant aux pertes proportionnelles, devra être comprise entre 0.70 et 0.90, soit des coefficient de ruissellement compris entre 30% et 10% .

La meilleure adéquation entre les valeurs simulées et observées est obtenue pour le jeu de paramètres  $STO_{urb.} = 1$  mm et  $w_{urb.} = 0.75$  à 0.8. Une corrélation de 70% (Pearson, 5%) est obtenue entre les valeurs simulées et observées concernant les lames écoulées et de 80% concernant les pics de crue (cf. Annexe C-VII).

La dynamique des CRRU dont le débit de base est supérieur à 0.140 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, est donc simulée de manière optimale avec le jeu de paramètres  $STO_{urb.} = 1$  et  $w_{urb.} = 0.75$ .

Calibration et validation de  $STO_{urb.}$

$STO_{urb.}$  correspondant à une perte initiale fixe, sa valeur a priori encadrera donc celle du seuil de pluie supposé pour le ruissellement de surface. Ce seuil de pluie est évalué à 5 mm. Sur les CRRU

dont le débit de base est inférieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , nous testerons donc des valeurs de  $\text{STO}_{\text{urb.}}$  comprises entre 1 et 7 mm, en fixant  $w_{\text{urb.}}$  à 0.75.

Pour tous les jeux de paramètres testés, les lames écoulées observées et simulées sont corrélées à plus de 95% (cf. Annexe C-VII). Les meilleurs résultats sont fournis par  $\text{STO}_{\text{urb.}} = 3 \text{ mm}$  (cf. Annexe C-VII).

Cependant  $\text{STO}_{\text{urb.}}$  est sensé représenter un seuil de pluie fonction des conditions initiales du bassin versant, variables d'une crue à l'autre. Les zones urbaines correspondent en effet comme nous l'avons vu précédemment à des villages et non à des zones fortement urbanisées et totalement imperméables. Nous ferons donc varier  $\text{STO}_{\text{urb.}}$  de 1 à 7 mm pour chaque événement et nous garderons la valeur permettant de simuler au mieux la dynamique de chaque CRRU.

CRRU dont le débit de base à l'exutoire est supérieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Les CRRU bien simulées par le modèle ont un coefficient de ruissellement compris entre 0.85% et 1.10%.

De fait, au dessus d'un coefficient de ruissellement de 1%, les CRRU sont sous-estimées et en dessous d'un coefficient de ruissellement de 0.84%, elles sont surestimées. La valeur de 0.84% correspond au coefficient de ruissellement moyen observé pour l'ensemble des CRRU à la station *S*.

La qualité des simulations est cependant parfois difficile à évaluer. Les pluies dont l'intensité moyenne est inférieure à  $1 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$  produisent des crues très étalées, avec des pics de débit inférieurs à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Le volume observé des crues dont le débit de base à l'exutoire est supérieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , est difficile à évaluer, car il est délicat de séparer le volume important correspondant au débit de base du faible volume de crue issu d'un ruissellement sur les zones urbaines. D'où la difficulté d'apprécier alors la corrélation entre les lames écoulées simulées. C'est le cas pour les événements du 01/12/2002 (cf. Figure 4.4.d), du 19/02/2003, du 23/02/2003 et du 25/05/2003 (cf. Annexe C-VIII).

La variabilité spatiale et la dynamique de la pluie influent beaucoup sur la dynamique de la crue.

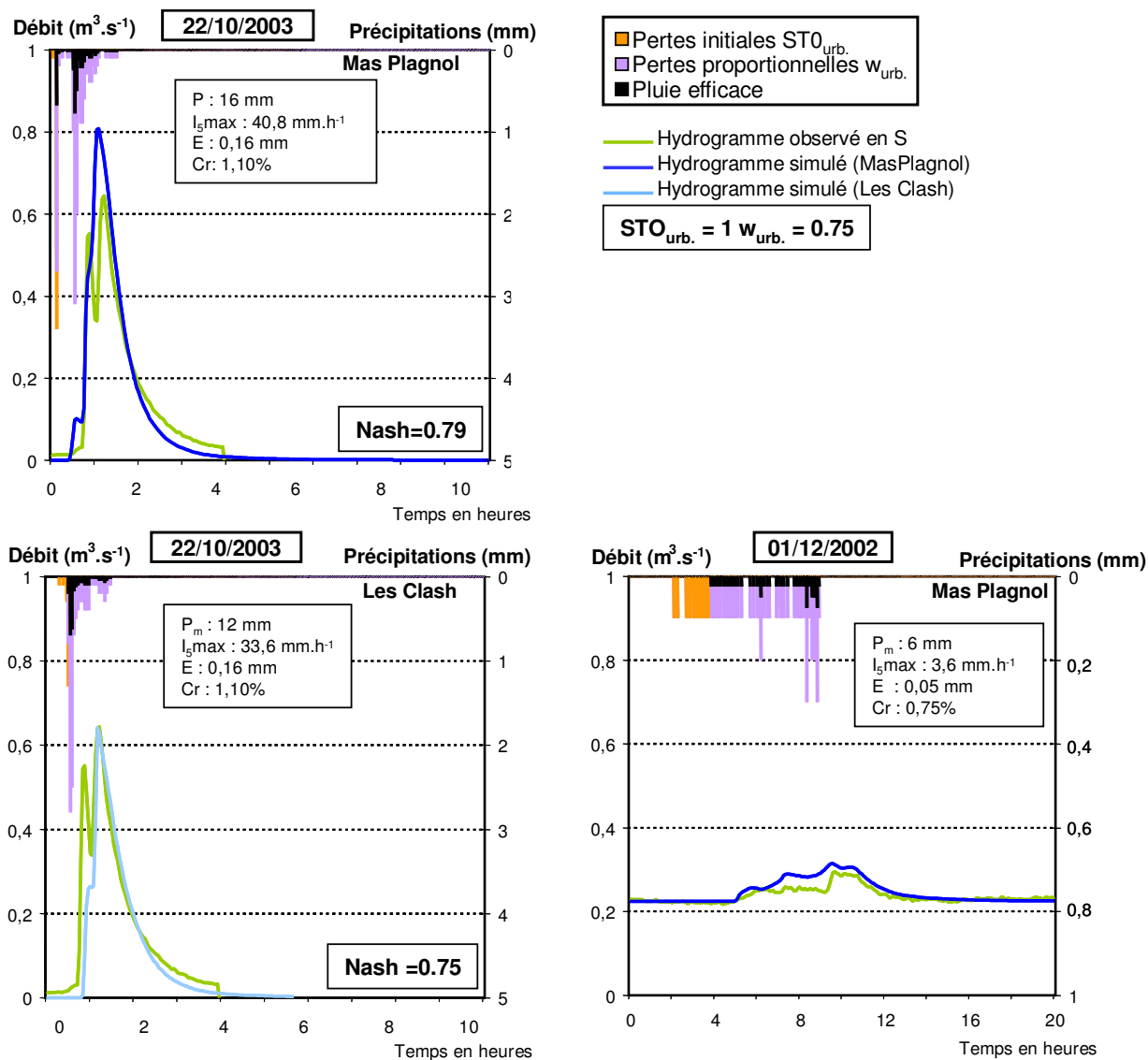
Pour des événements où l'on ne dispose que des données d'un seul pluviographe, les résultats de la simulation sont mauvais (crue du 09/11/2003, Annexe C-VIII).

De plus, même si les cumuls précipités sont peu variables sur le bassin versant, la dynamique de la pluie à 5 minutes, qui peut varier fortement d'un pluviographe à un autre, influence beaucoup la qualité des simulations (cf. Figures 4.4.d).

Pour la crue du 22/10/2003 (cf. Figure 4.4.d), la prise en compte des données pluviographiques à Mas Plagnol permet ainsi une meilleure simulation du début de la crue à la station *S*. Les précipitations aux Clash permettent cependant une meilleure adéquation du pic de crue simulé au pic de crue observé.

Le modèle est ainsi très sensible aux variations spatiales du cumul précipité et à la dynamique de la pluie, d'autant plus que le pas de temps utilisé, 5 minutes, est très fin. La qualité et la densité des données de pluie sur le bassin versant sont donc primordiales pour obtenir de bonnes simulations.

Certains hydrogrammes des crues simulés sont en avance par rapport aux hydrogrammes observés. Il s'agit de crues qui ont des lag time supérieurs à la valeur médiane des lag time, soit 2 h. C'est le cas de l'événement du 26/10/2003 (cf. Annexe C-VIII, avance de 2h40), dont le temps de montée est égal à 7 heures.



**Figure 4.4.d :** Résultats de la simulation à la station S des CRRU du 22/10/2003 et du 01/12/2002 sur un débit de base à l'exutoire supérieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

CRRU dont le débit de base à l'exutoire est inférieur ou égal à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Les crues présentant un débit de pointe de l'ordre de  $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  sont bien simulées, même si elles présentent des coefficients de ruissellement différents (cf. Figure 4.4.e).

Cependant certains événements ne sont pas bien reproduits par le modèle (cf. Figure 4.4.f) :

- des événements, comme celui du 25/08/2002, sont mal simulés à cause des données de pluie.
- certains événements sont sous-estimés, même avec des pertes initiales faibles –  $STO_{urb.}$  de 1 mm. Il s'agit des crues du 09/10/2002, du 07/09/2003 et du 11/09/2004. La crue du 07/09/2003 est illustrée sur la figure 4.4.f, les autres crues figurent en Annexe C-VIII.
- l'événement du 09/10/2002 présente une forte variabilité spatiale de la pluie.
- excepté la crue du 11/09/2004, les coefficients de ruissellement des événements sous-estimés sont supérieurs à la médiane des coefficients de ruissellement des crues à faible débit de base.
- certains événements sont surestimés par la simulation, même avec des pertes initiales fortes –  $STO_{urb.}$  de 6 mm. Il s'agit des crues avec un coefficient de ruissellement très faible, plus de 15 fois inférieur à la moyenne des coefficients de ruissellement ( $Cr=0.04\%$ ) : c'est le cas des crues du 05/09/2003 et du 10/08/2004. La crue du 10/08/2004 est illustrée sur la figure 4.4.f.

Les crues du 05/09/ 2003 et du 10/08/2004 ont toutes deux une lame précipitée de 9 mm. Elles se produisent après un à deux mois sans pluie. Leur écoulement, qui arrive dans un lit en partie sec, peut être stocké au cours du transfert à l'exutoire. Ces pertes au cours du transfert ne sont pas prises en compte, ce qui explique que les crues simulées soient surestimées

Cette hypothèse est confirmée par la simulation de la crue du 05/09/ 2003. Le début de la crue simulée apparaît 3 heures avant le début de la crue observée, le retard de la crue étant attribué aux pertes au cours du transfert.

Au niveau du transfert, des décalages temporels peuvent apparaître entre les hydrogrammes observés et simulés pour des événements présentant de fortes variations spatiales de la pluie -le 07/09/2003 (cf. Figure 4.4.f) et le 01/09/2004 (cf. Annexe C-VIII). Lorsque les précipitations sont faibles, comme c'est le cas le 07/09/2003, ou lorsque la pluie est localisée, le modèle est d'autant plus sensible à la valeur de  $STO_{urb.}$  et les erreurs sont d'autant plus susceptibles de se produire. (Arnaud et al., 2002).

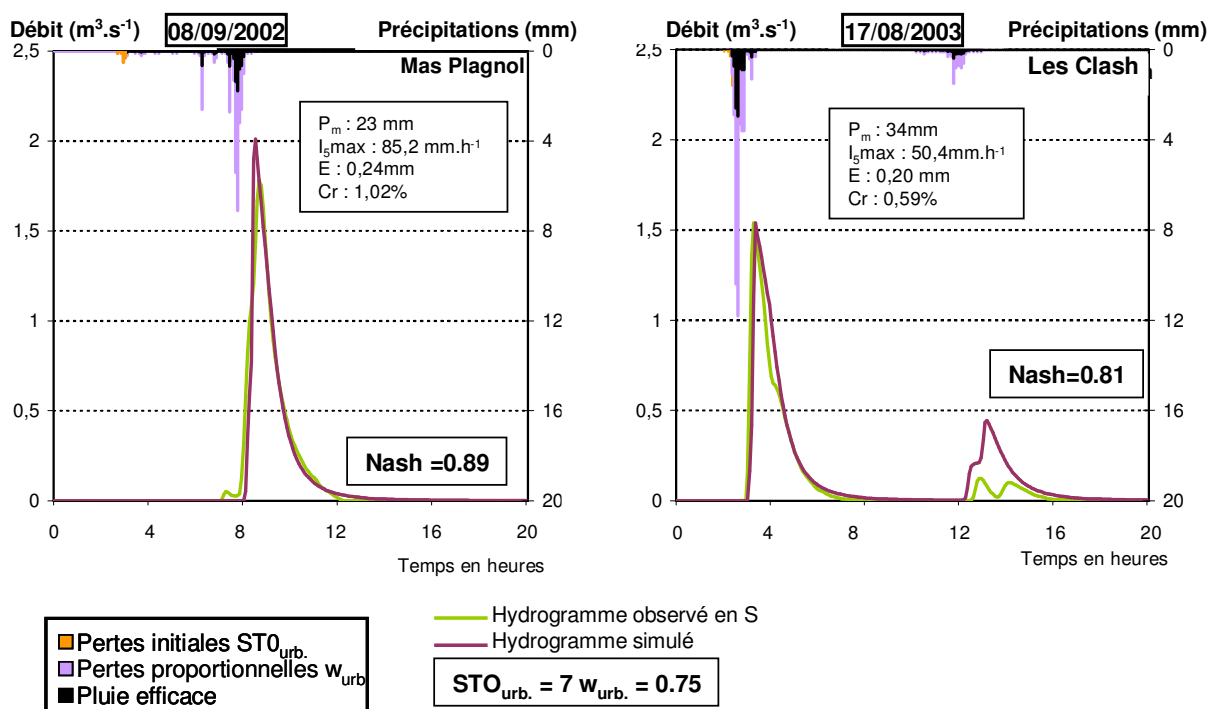
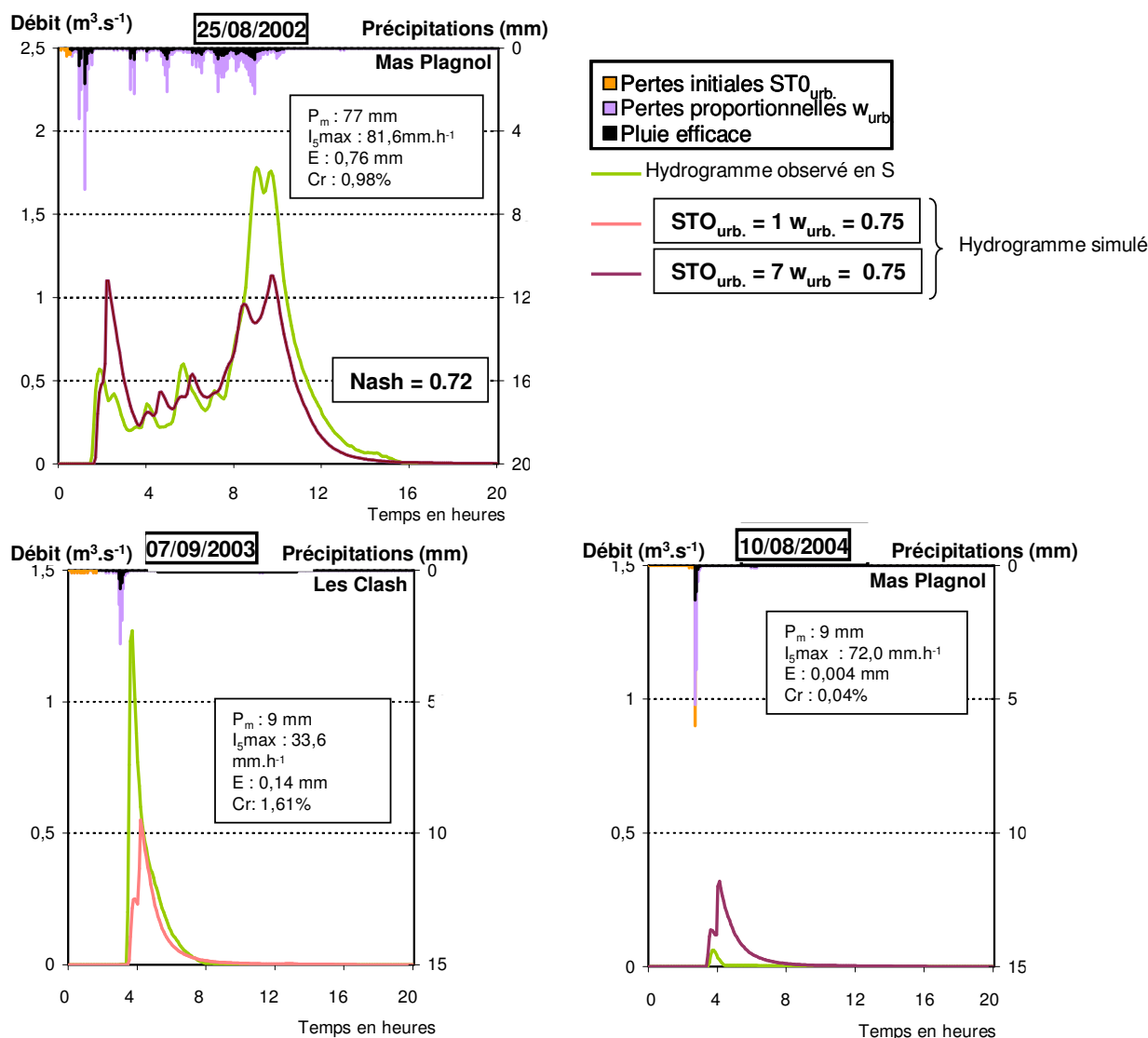


Figure 4.4.e : Résultats des simulations des CRRU à la station S sur un débit de base à l'exutoire inférieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}(1)$ .



**Figure 4.4.f :** Résultats des simulations des CRRU à la station S sur un débit de base à l'exutoire inférieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (2).

### CRM à la station S

La production d'un ruissellement pour la crue du 22/09/2003 permet une valeur maximale de  $INF'_{agr}$  de  $87 \text{ mm.h}^{-1}$ . A la reprise de l'écoulement, si l'on veut limiter la production d'un écoulement hypodermique entre les crues, pour être conforme aux observations, il est nécessaire d'avoir un  $STO'_{agr}$  de 100 mm, valeur en accord avec les résultats du paragraphe 4.3.3.

Après optimisation,  $INF'_{agr}$  est de  $80 \text{ mm.h}^{-1}$ ,  $g'_{agr}$  de 0.35,  $STO'_{agr}$  de 100 mm et  $ds'_{agr}$  de  $0.03 \text{ j}^{-1}$ .

Les CRM de reprise d'écoulement de la période 2002-2005 à la station S sont au nombre de 5. Les événements à débit de base inférieur à  $3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  fournissent des simulations acceptables. La production d'un ruissellement sur les zones agricoles améliore les simulations, même si les zones urbaines contribuent principalement au volume écoulé lors de ces événements (cf. Figure 4.4.g).

Les crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004 sont moins bien reproduites par le modèle : le débit de pointe simulé est semblable à l'observé, mais le volume de la crue n'est pas bien simulé.

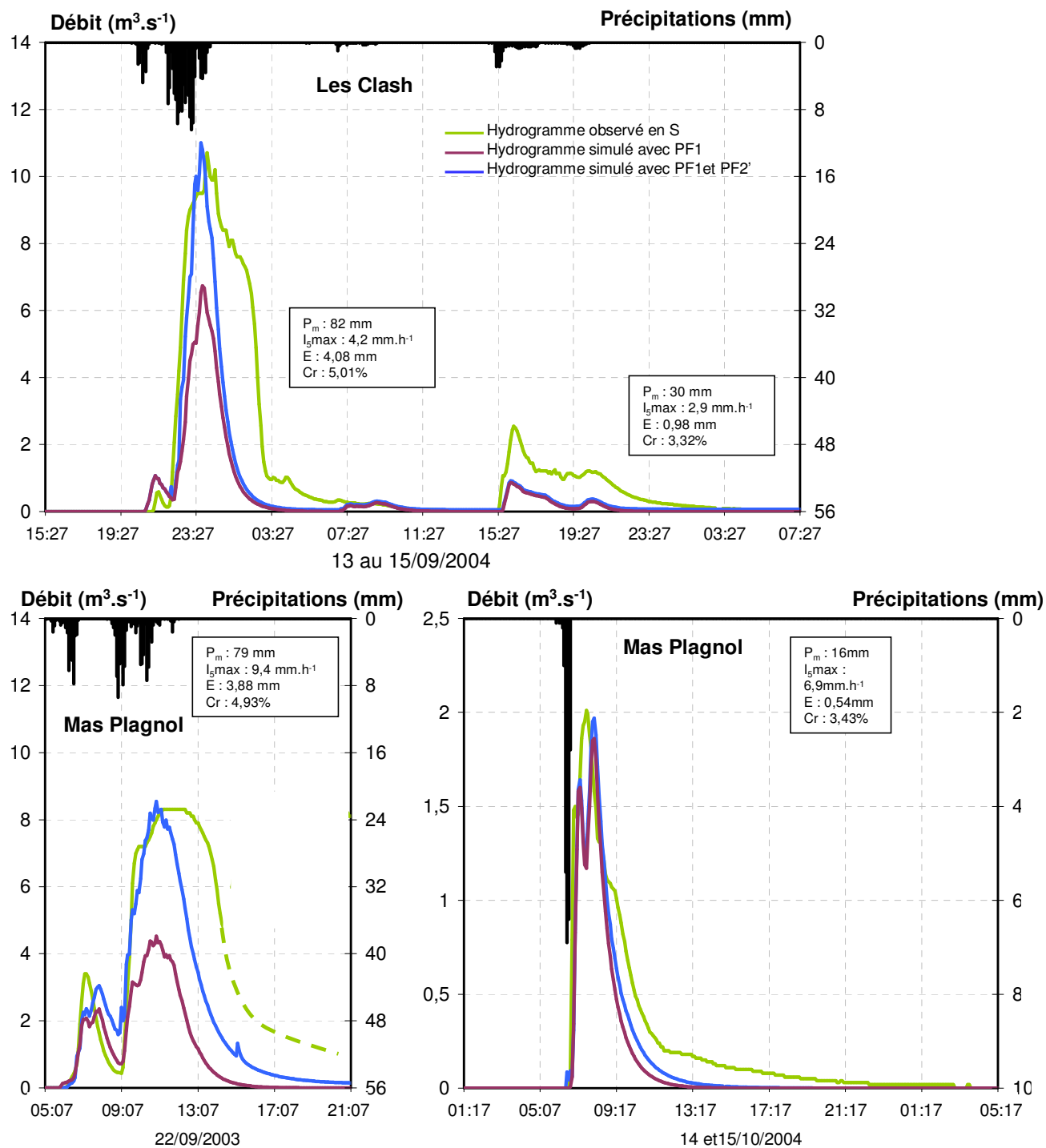


Figure 4.4.g : Simulation des CRM à la station S.

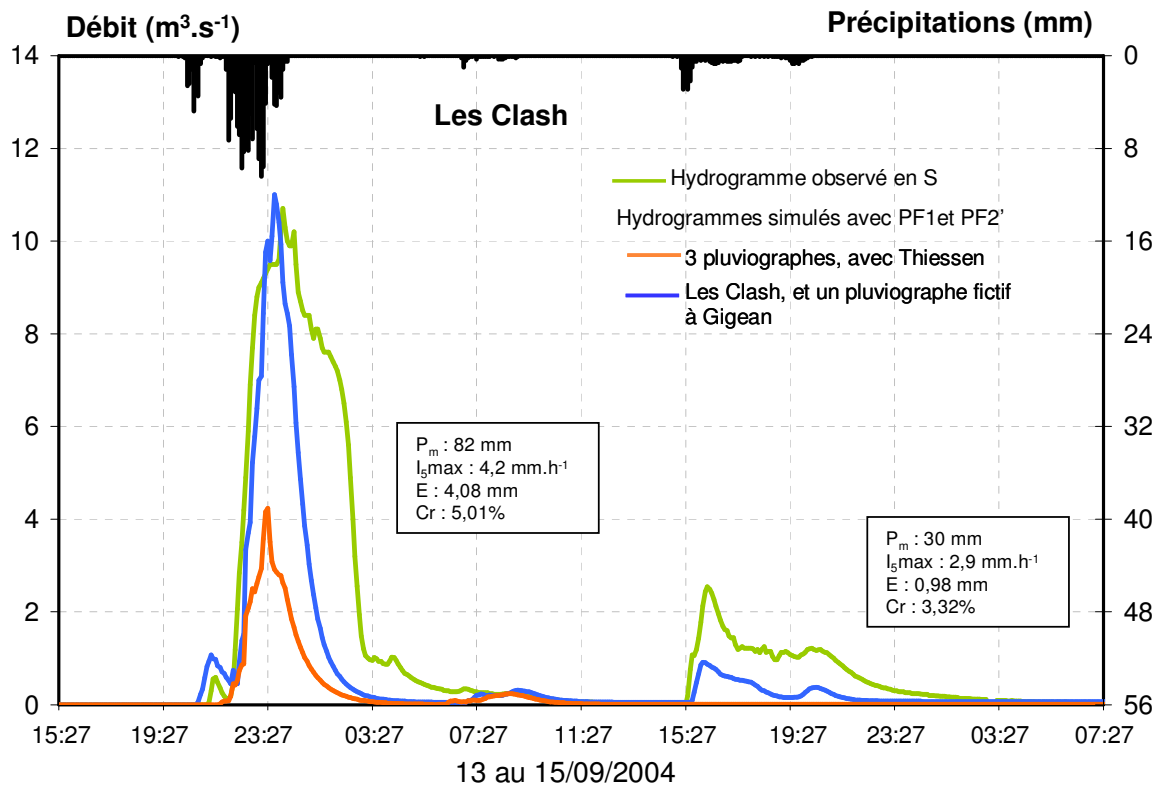
Il peut y avoir deux raisons principales à ce résultat :

- une mauvaise représentation du ruissellement sur les surfaces agricoles par le modèle. Aucune mesure d'infiltration dans les sols n'étant effectuée après l'étiage, nous n'avons pas assez de données permettant de modifier la fonction de production PF2'.
- Un apport karstique provenant du cause d'Aumelas : un affluent drainant une zone karstique Nord-Ouest rejoint la rivière avant le village de Montbazin. Cependant, l'affluent des Oulettes drainant la même zone ne semble pas recevoir l'apport des eaux karstiques.



Lors de la crue du 13/09/2003, il existe une forte variabilité spatiale des précipitations : 161 mm aux Clash et 51 mm à Mas Plagnol. Les simulations utilisant une répartition des pluies de type Thiessen sous-estiment fortement le débit de crue (cf. Figure 4.4.h).

Nous avons supposé que les précipitations tombant aux Clash se déplacent du sud-ouest vers le nord-est, et donc du pluviographe des Clash vers Gigean. Nous avons alors estimé les précipitations pouvant tomber à Gigean, en calculant une pluie moyenne entre le pluviographe des Clash et celui de MasPlagnol. L'utilisation d'une image radar confirme le fait que les précipitations se déplacent du sud vers le nord le 13/09/2004 et que les lames précipitées au nord du bassin versant sont 3 fois plus faibles qu'au sud (Ibrahim, 2006). Cette nouvelle répartition de la pluie permet d'améliorer nettement les simulations.



**Figure 4.4.h :** Simulation de la crue du 13/09/2004 : comparaison des résultats obtenus avec une répartition de la pluie de type Thiessen et une répartition de la pluie tenant compte des images radar.

#### CRRU à la station V, à l'exutoire

CRRU dont le débit de base à l'exutoire est supérieur à  $0.140 m^3.s^{-1}$

On applique à l'exutoire, le jeu de paramètres optimal obtenu pour la production à la station S en terme de dynamique de crue, à savoir,  $STO_{urb.} = 1$  et  $w_{urb.} = 0.75$ .

Les lames écoulées observées et simulées sont corrélées à 70% (Pearson, 5%). Les débits de pointe observés et simulés sont corrélés à 45% et sont en majorité sous-estimés, excepté certaines crues comme celle du 22/10/2003, qui est surestimée (cf. Figure 4.4.i).

De même qu'à la station S, les crues les mieux simulées sont celles qui ont un coefficient de ruissellement proche de la moyenne.

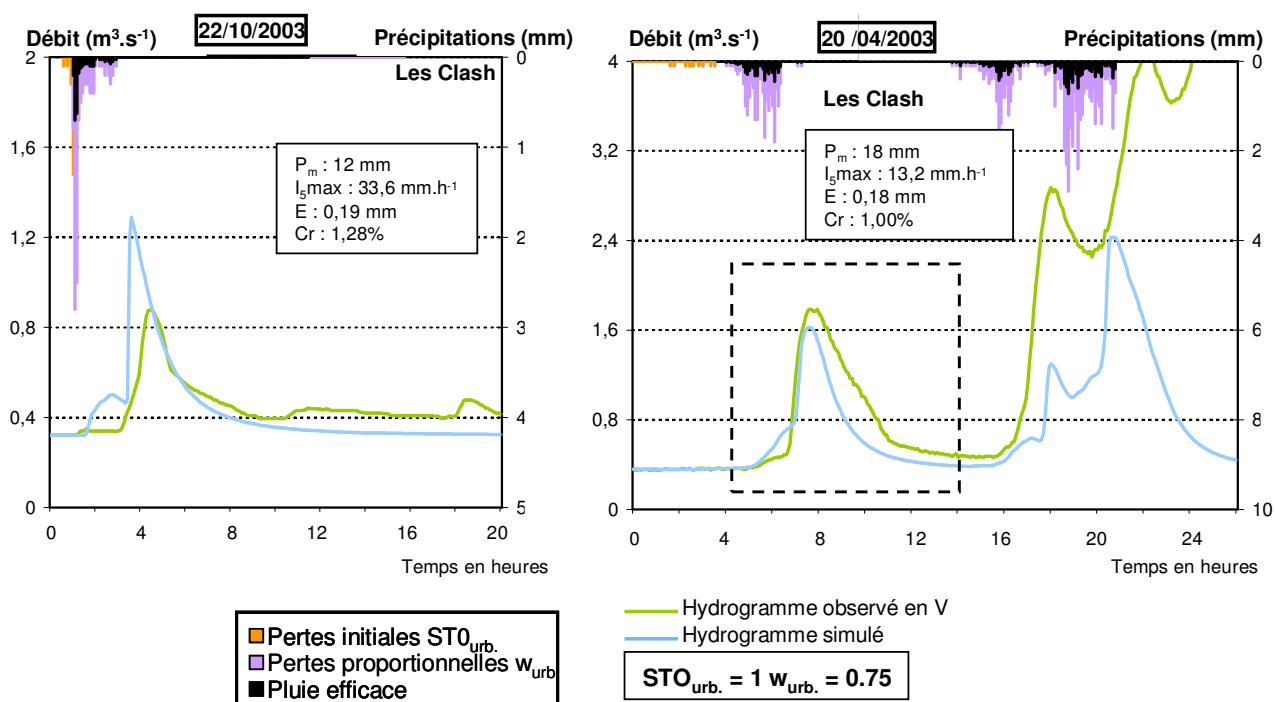
Des problèmes importants apparaissent avec la dynamique des crues à la station V. Les crues observées à la station V présentent un hydrogramme de crue plus écrasé qu'à la station S. Les crues simulées ne sont pas de bonne qualité (cf. Figure 4.4.i) :

- Certains hydrogrammes de crues simulés par le modèle sont en avance de 1 à 3 h, sur les hydrogrammes observés – crues du 25/05/2003, du 22/10/2003 et du 26/10/2003.

- d'autres crues, comme celle du 07/05/2003, sont simulées avec un retard par rapport aux observations – de 1 h, dans ce cas.

Ces différences peuvent être liées à des différences de lag time entre les stations *S* et *V* respectivement égales à 10h pour celle du 22/10/2003 et 1h pour celle du 07/05/2003 – la valeur médiane du lag time à la station *S* de l'ensemble des crues est de 2 h. La variabilité spatiale de la dynamique de la pluie entre les stations *S* et *V* peut également être responsable de ces variations de temps de transfert entre les différentes crues simulées.

Les mêmes remarques sont applicables aux cinq crues à fort débit de base de la période 1994-2002.



**Figure 4.4.i :** Résultats de la simulation à l'exutoire des CRRU du 22/10/2003 et du 20/04/2003 sur un débit de base à l'exutoire supérieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . A la suite de la crue du 20/04/2004, le karst alimente la rivière, ce qui explique le décalage entre les débits observés et simulés avec PF1.

CRRU à débit de base à l'exutoire inférieur ou égal à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

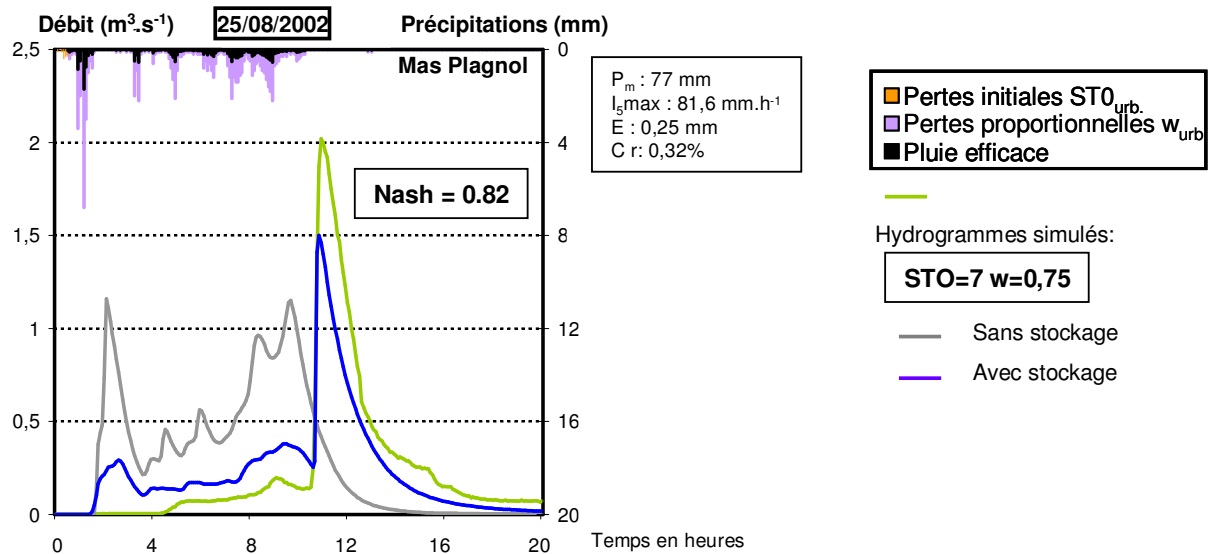
Pour ce type de crue, la difficulté de la modélisation est liée à la présence du stockage artificiel entre les stations *S* et *V* à Issanka. Dans MERCEDES, ce stockage est ajouté comme une perte initiale à la production.

Sans prise en compte du stockage, toutes les crues sont surestimées à l'exutoire. La corrélation entre les lames écoulées observées et simulées sans stockage est de 68%. En soustrayant le volume total calculé stocké à celui du volume observé à la station *S*, on obtient un volume théorique calculé sans stockage à la station *V*. La corrélation entre le volume théorique calculé et le volume observé à la station *V* passe alors à 86%. Les débits de pointe simulés sont cependant toujours surestimés (cf. Annexe C-VII).

La majorité des événements présentent un hydrogramme écrasé avec un faible débit de pointe à la station *V*, ce qui ne permet pas de juger de la dynamique de crue. La crue qui présente, d'après nos calculs (§ 2.2.2), le stockage maximal à Issanka, montre cependant un problème de dynamique (cf. Figure 4.4.j).

De plus, le stockage à Issanka est insuffisant. Si le volume stocké calculé semble correct, sa répartition dans le temps ne l'est pas : il faut stocker un volume plus important au début de la crue.

Le stockage à Issanka des crues antérieures à 2002 n'étant pas déterminable, ces événements de crue sur faible débit de base ne seront pas simulés à l'exutoire.



**Figure 4.4.j :** Simulation de la crue du 25/08/2002 à l'exutoire avec un stockage hydraulique à Issanka.

## 4.5 Conclusion

En se basant sur les résultats de la simulation à l'échelle pluriannuelle, la simulation des crues rapides a permis de préciser certains points de leur fonctionnement hydrologique.

Les CRRU peuvent être correctement simulées avec une fonction de production de type réservoir. En définitive, les résultats des simulations des CRRU nous permettent de confirmer les résultats issus de l'analyse du fonctionnement hydrologique : un coefficient de ruissellement de 25% sur les zones urbaines et des pertes initiales variant de 1 mm pour les crues se produisant sur un bassin versant "humide" à 7 mm, pour celles se produisant sur un bassin versant "sec". L'application de la fonction de production, successivement sur le bassin versant, puis sur la rivière et ses abords a également permis de mieux contrôler la contribution des différentes zones urbaines, notamment celle de Cournonsec.

La fonction de production utilisée est cependant très sensible à la variation spatiale et à la dynamique de la pluie.

Les débits des CRRU sont surestimés en début de crue, quand on reproduit le stockage dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka.

Lors des CRM, en modélisant le ruissellement sur les zones agricoles, nous avons pu obtenir des simulations correctes des débits de pointe. Les résultats des simulations ont montré qu'il était nécessaire de dépasser un seuil de pluie élevé pour produire un ruissellement de surface et que toutes les zones agricoles n'étaient pas contributives à la station S.

Cependant, nous ne pouvons pas représenter un écoulement durant toute la durée de l'événement pour les crues à débit de pointe supérieur à  $8 \text{ m}^3 \cdot s^{-1}$  : soit notre représentation des processus, trop simple, ne permet pas de simuler un écoulement hypodermique lors de toute la durée la décrue, soit la rivière reçoit un apport supplémentaire en provenance du karst qui rejoindrait la rivière entre les stations K et S.



# Chapitre 4. Contribution des différents apports en azote et en phosphore

L'étude de la qualité de l'eau dans la rivière –MES, azote et phosphore, sera menée en trois étapes successives, correspondant à trois parties.

Tout d'abord, nous présenterons les caractéristiques générales de la qualité de l'eau à l'exutoire de la rivière au cours des différentes années hydrologiques, de 1994 à 2005. Le but est de définir le niveau de contamination de la rivière et celui des différentes composantes de l'écoulement, ainsi que les flux exportés à l'exutoire. Nous définirons également des modes de fonctionnement au cours de l'année hydrologique.

Puis, à l'échelle de l'année hydrologique, nous essayerons de quantifier, pour chaque mode de fonctionnement, la contribution de chacune des composantes du bassin versant ou de la rivière, au flux de nutriments dans la rivière.

Ensuite, nous présenterons un bilan des résultats obtenus lors de l'analyse de chaque mode de fonctionnement et nous nous intéresserons à la représentativité de chacun de ces modes au cours des différentes années hydrologiques.

## 1. Caractéristiques générales

### 1.1 Données disponibles

Trois types d'informations sont disponibles pour évaluer la qualité de l'eau de la Vène (cf. Tableau 1.1.a) : les données du suivi régulier, les données issues des campagnes spatiales et les données provenant de l'échantillonnage des crues.

**Tableau 1.1.a :** *Durée, localisation et fréquence d'échantillonnage des différents types de suivi sur la Vène.*

Type de suivi	Durée et localisation du suivi	Pas de temps
<i>Suivi régulier</i>	Depuis 1993, 8 années, (station V) Depuis 2002 (station K, S et O)	Bimensuel, sauf 1998-1999 (mensuel) 1995-1996 (variable)
<i>Suivi spatial</i>	12 campagnes sur 19 points : (cf. Figure 1.1.a) : <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 4 de reprise d'écoulement</li> <li>▪ 4 de hautes eaux,</li> <li>▪ 3 de tarissement</li> <li>▪ 1 à l'étiage</li> </ul>	Variable, en général tous les deux mois.
<i>Suivi de crues</i>	Depuis 1994, station V : 16 crues Depuis 2002, station K : 6 crues station S : 10 crues station O : 4 crues	Fréquence d'échantillonnage très variable d'une crue à l'autre. (cf. Annexe D-I)

Les caractéristiques hydrologiques et climatiques des 8 années de suivi régulier, ainsi que le nombre d'échantillons par année sont présentés en Annexe D-I. Les conditions hydrologiques et climatiques précédant les campagnes spatiales sont également présentées en Annexe D-I.

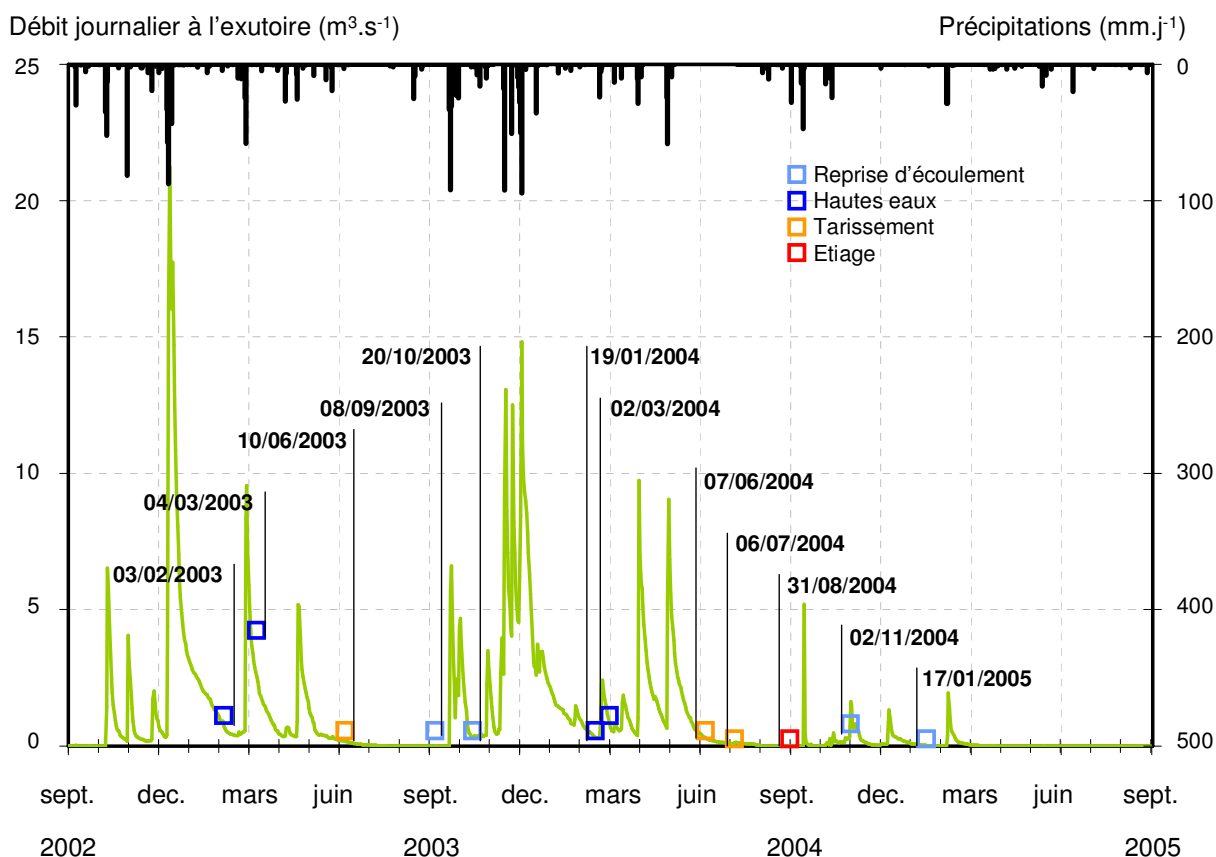


Figure 1.1.a : Les campagnes spatiales au cours de la période 2002-2005.

Dans cette étude, nous nous intéresserons aux composés suivants : les matières en suspension (MES), les matières volatiles en suspension (MVS), le phosphore total brut ( $P_{tb}$ ), le phosphore soluble réactif ( $PO_4$ ), un indicateur de phosphore particulaire ("PP"), l'azote total ( $N_t$ ), les formes oxydées de l'azote ( $NO_x$ ), l'ammonium ( $NH_4$ ) et l'azote organique ( $N_{org}$ ) (cf. Chapitre 2, § 3.2.2).  $NO_x$  est la somme des nitrates ( $NO_3$ ) en général majoritaire et des nitrites ( $NO_2$ ).

## 1.2 Variabilité temporelle des concentrations à l'exutoire

Nous présenterons dans cette partie les variabilités temporelles à l'exutoire des concentrations en MES et en nutriments ( $P_{tb}$ ,  $N_t$ , "PP",  $PO_4$ ,  $NH_4$ ,  $NO_x$  et  $N_{org}$ ). Nous déterminerons un niveau moyen annuel de contamination pour chacun de ces composants et discuterons l'évolution de ce niveau au cours des différentes années hydrologiques. Puis nous étudierons spécifiquement les variations des concentrations en MES et en nutriments pour les différents modes hydrologiques déterminés précédemment (cf. Chapitre 3, § 1.2.3).

### 1.2.1 Niveau moyen de contamination

A l'échelle annuelle, les teneurs moyennes en MES de l'eau de la Vène varient de 6 à 45  $mg.L^{-1}$ . Celles en  $N_t$  varient de 1.4 à 7.2  $mgN.L^{-1}$ , teneur en moyenne 4 fois plus forte que celles du  $P_{tb}$  qui varient de 0.2 à 1.8  $mgP.L^{-1}$  (cf. Figure 1.2.a).

Au cours des différentes années étudiées, le phosphore est majoritairement sous forme de phosphore soluble réactif  $PO_4$ , dont la teneur moyenne annuelle, 0.6  $mgP.L^{-1}$ , est le triple de celle du "PP", égale à 0.2  $mgP.L^{-1}$ . Les teneurs fortes en  $P_{tb}$  et  $PO_4$  indiquent, d'après le SEQ-Eau, une qualité des eaux de la Vène moyenne à mauvaise.

A l'échelle annuelle, les différentes formes de l'azote ont des teneurs moyennes annuelles similaires : 1  $mgN.L^{-1}$  pour  $NH_4$ , 1.1  $mgN.L^{-1}$  pour  $NO_x$  et 1.3  $mgN.L^{-1}$  pour  $N_{org}$ . La teneur en  $NH_4$  est forte et indique une qualité de l'eau qui peut être de moyenne à mauvaise (cf. Figure 1.2.a). Les autres

indicateurs de l'azote ont des concentrations raisonnables, induisant une qualité de l'eau bonne à moyenne.

La variabilité interannuelle des teneurs en nutriments est de plus très forte, excepté pour les  $\text{NO}_x$ , car ils sont en majorité apportés par les sources karstiques, dont celle d'Issanka, qui assure un débit réservé à la rivière lors des années sèches.

Le niveau moyen annuel de contamination de la Vène est donc fort. Les activités agricoles ont cependant un faible impact sur la pollution de la rivière, car la vigne, qui représente 57% des cultures du bassin versant, est peu consommatrice d'engrais azoté, ce que confirment Arheimer et Lidèn (2000) et Petry et al. (2002).

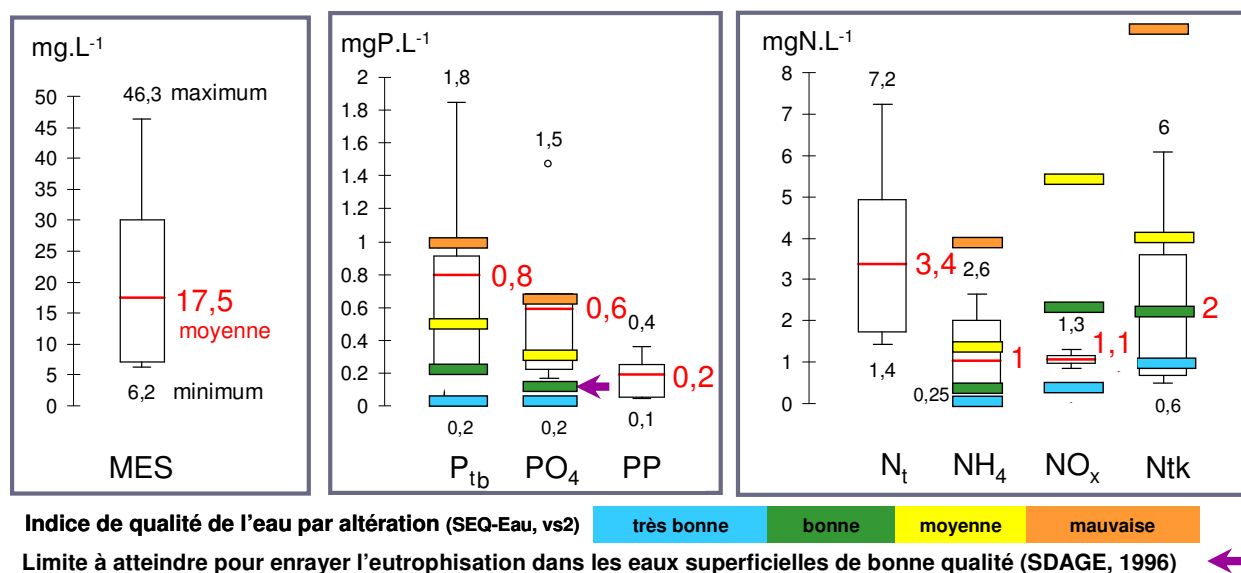


Figure 1.2.a : Niveau de contamination annuel des eaux de la Vène.

Les variations intra annuelles des concentrations en MES et nutriments à l'exutoire sont présentées sur la figure 1.2.b. Y figurent également les teneurs maximales, issues des suivis de crues. Pour une année hydrologique, ces teneurs sont fonction du nombre de crues échantillonnées par année, de leur position au cours l'année hydrologique (reprise d'écoulement ou hautes eaux), ainsi que de leur fréquence d'échantillonnage. Nous noterons que toutes les crues ne sont pas échantillonnées, les crues échantillonnées ne le sont pas forcément sur toute leur durée et certaines des mesures régulières peuvent être effectuées en période de crues.

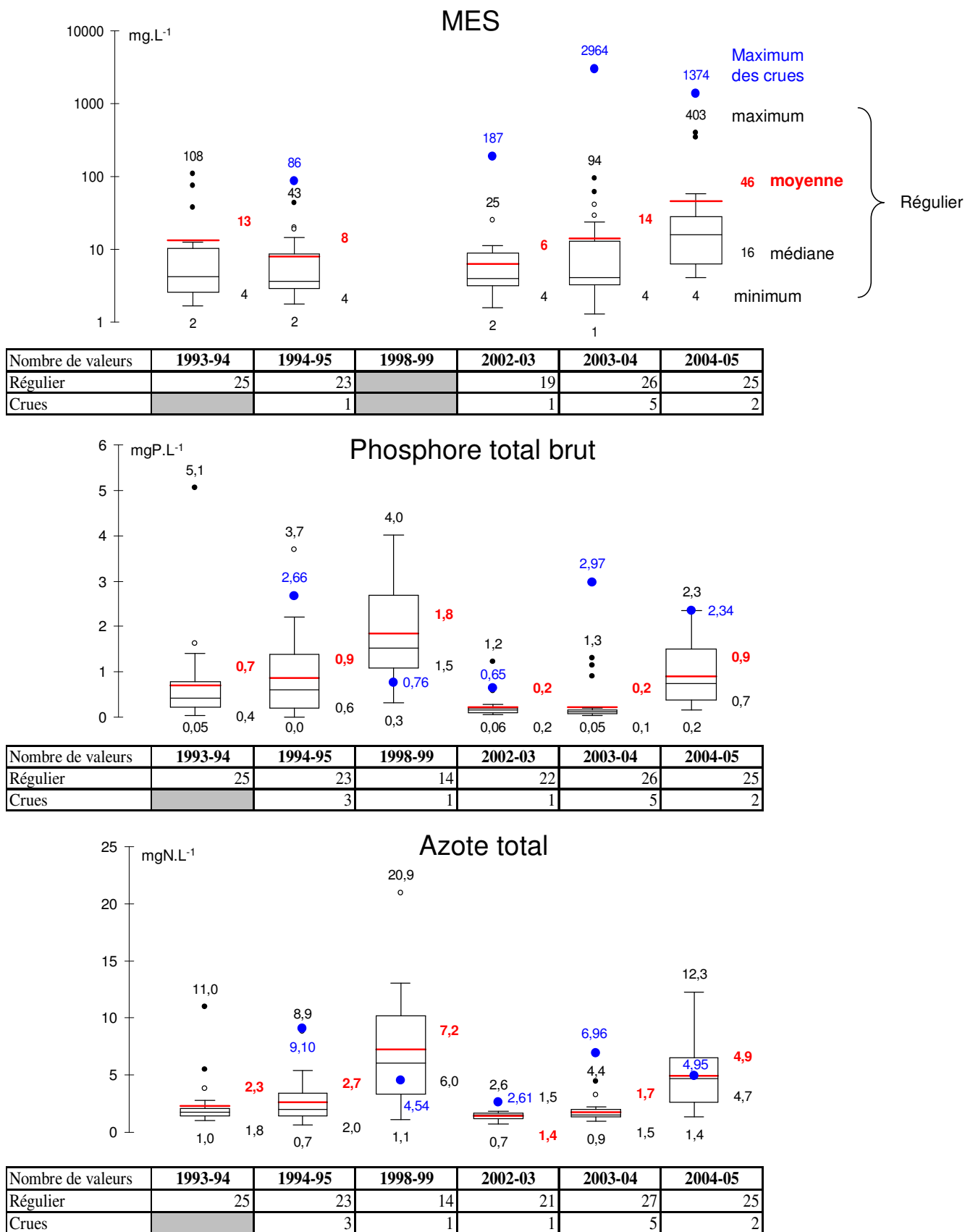


Figure 1.2.b : Evolution des teneurs moyennes annuelles en MES, azote et phosphore



Les variations des teneurs moyennes annuelles en MES et en nutriments, excepté pour le "PP", sont liées aux variations des caractéristiques climatiques des années hydrologiques (cf. Tableau 1.2.a). Les teneurs moyennes annuelles en  $\text{NH}_4$  et  $\text{NO}_3$  montrent une corrélation négative avec les précipitations annuelles.

Les teneurs moyennes annuelles en  $\text{N}_t$  et  $\text{P}_{\text{tb}}$  sont corrélées avec la lame d'eau écoulée annuelle (corrélation négative) et la durée d'étiage (corrélation positive). Quand l'année a un étiage long et une lame d'eau écoulée faible, les teneurs moyennes annuelles en  $\text{N}_t$  et  $\text{P}_{\text{tb}}$  ont tendance à être plus élevées. Les principales formes d'azote et de phosphore concernées par cette augmentation sont  $\text{N}_{\text{tk}}$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{N}_{\text{org}}$  et  $\text{PO}_4$ . Ces formes de nutriments étant contenues dans les rejets de STEP, source principale d'écoulement durant l'étiage, leur augmentation va de pair avec la durée de l'étiage et la diminution des débits. Cependant, seulement cinq années hydrologiques sont disponibles pour établir les corrélations entre les teneurs en nutriments et les caractéristiques climatiques et hydrologiques et la moyenne calculée est fonction chaque année du nombre de données disponible (cf. Figure 1.2.b). Il faut donc considérer ces résultats avec prudence.

**Tableau 1.2.a :** Matrice de corrélation Pearson entre les concentrations moyennes annuelles des nutriments et des MES et les caractéristiques hydro-climatiques. Les valeurs significatives au seuil  $\alpha=0$  (test bilatéral) sont en gras.

Matrice de corrélation	MES	MVS	$\text{P}_{\text{tb}}$	$\text{PO}_4$	PP	$\text{N}_t$	$\text{NH}_4$	$\text{NO}_x$	$\text{N}_{\text{org}}$
<b>Précipitations (mm)</b>	<b>-0.89</b>	<b>-1.00</b>	-0.78	-0.76	-0.78	-0.87	<b>-0.91</b>	<b>-0.94</b>	-0.77
<b>Écoulement (mm)</b>	-0.78	<b>-0.92</b>	-0.85	-0.83	-0.76	<b>-0.93</b>	<b>-0.96</b>	-0.82	-0.85
<b>Durée de l'étiage (j)</b>	0.54	0.75	<b>0.94</b>	<b>0.91</b>	<b>0.88</b>	<b>0.92</b>	<b>0.93</b>	0.77	0.87

## 1.2.2 Variabilité temporelle au cours de l'année hydrologique

Les variations intra annuelles des teneurs en azote et phosphore total sont fortes et d'autant plus marquées quand l'année hydrologique est sèche, comme en 1998-1999 et 2004-2005 (cf. Figure 1.2.b). Toutes années confondues, les teneurs en  $\text{P}_{\text{tb}}$  sont fortement variables : de 0.01 à 5.1  $\text{mgP.L}^{-1}$ . C'est également le cas pour  $\text{N}_t$  : le minimum est de 0.7  $\text{mgN.L}^{-1}$  et le maximum de 20.9  $\text{mgN.L}^{-1}$ . La gamme des teneurs en  $\text{N}_t$  est similaire à celle des eaux de ruissellement de surface d'une parcelle de vigne dans l'est de l'Espagne - 2.6 à 25.4  $\text{mgN.L}^{-1}$  pour une parcelle de 0.4 ha (Ramos et Martinez-Casasnovas, 2006). Les concentrations en  $\text{P}_{\text{tb}}$  relevées par ces auteurs, 2.5 à 27.1  $\text{mgP.L}^{-1}$ , sont par contre beaucoup plus fortes que celles de la Vène.

Contrairement à ce que nous notons à l'échelle annuelle, en utilisant les données des campagnes régulières, nous n'obtenons pas de corrélation significative entre les concentrations en nutriments et le débit instantané, excepté pour  $\text{N}_{\text{tk}}$  et  $\text{NO}_x$ . Cette absence de corrélation provient entre autres du fait que les origines de l'écoulement et donc probablement des nutriments, varient fortement au cours de l'année hydrologique, ce qui entraîne une dynamique des nutriments très variable au cours des différents modes.

### *Teneurs en nutriments et MES des précipitations, des sources karstiques et des STEP.*

Nous pouvons avoir une estimation des apports provenant des STEP grâce aux campagnes spatiales. Les apports provenant des sources karstiques sont déterminés à partir des données du suivi régulier et des campagnes spatiales. Les apports en provenance des précipitations ont été estimés à partir des données récoltées par Christian Salles (communication personnelle). Les teneurs moyennes des nutriments, suivant les différentes origines identifiées, sont illustrées sur la figure 1.2.c.

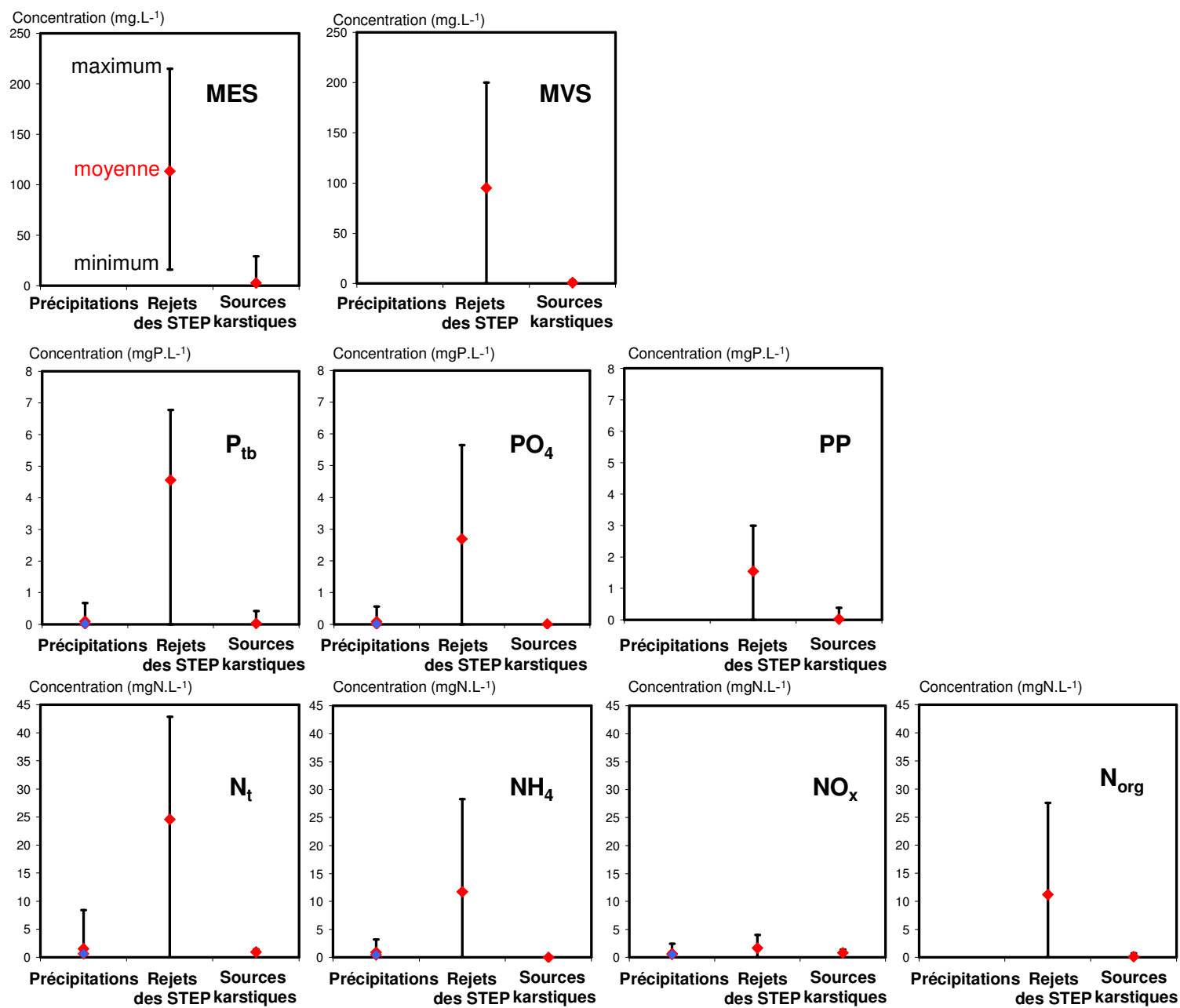
Les précipitations, i.e. les dépôts secs et humides - points rouges, figure 1.2.c - ont une teneur moyenne en  $\text{P}_{\text{tb}}$  forte ( $m = 0.1 \text{ mgP.L}^{-1}$ ), les teneurs pouvant varier de 0.01 à 0.7  $\text{mgP.L}^{-1}$  ( $\sigma = 0.1 \text{ mgP.L}^{-1}$ ,  $n = 40$ ). La teneur moyenne en  $\text{N}_t$  est égale à 1.5  $\text{mgN.L}^{-1}$ , les teneurs pouvant varier de 0.3 à 8.4  $\text{mgN.L}^{-1}$  ( $\sigma = 1.6 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $n = 40$ ) (Christian Salles, communication personnelle). A Mas Plagnol, le "pluviographe propre" qui ne tient pas compte des dépôts secs - points bleus figure 1.2.c, recueille les dépôts humides. Les échantillons provenant de ce pluviographe ont des teneurs en  $\text{P}_{\text{tb}}$  5 fois plus faibles que les autres ( $m = 0.02 \text{ mgP.L}^{-1}$ ;  $\sigma = 0.02 \text{ mgP.L}^{-1}$ ,  $n = 9$ ). Les teneurs en  $\text{N}_t$  sont 2

fois plus faibles ( $m = 0.6 \text{ mgN.L}^{-1}$  ;  $\sigma = 0.6 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $n = 9$ ), ceci étant principalement dû des teneurs en  $\text{NH}_4$  plus faibles. Les valeurs obtenues pour les dépôts humides seuls et les dépôts totaux, sont dans la gamme des valeurs observées pour des sites affectés par des émissions anthropogéniques dans le nord de l'Amérique et dans la baie d'Arcachon (Rimmelin et al., 1999). Dans les précipitations, le phosphore est sous la forme de  $\text{PO}_4$  et l'azote sous forme de  $\text{NH}_4$  et  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_3$  principalement.  $\text{NH}_4$  provient des émissions de  $\text{NH}_3$ , des activités agricoles et  $\text{NO}_x$  provient de l'oxyde d'azote émis par le trafic routier, les activités industrielles, les sols et la foudre (Delmas et al., 1997).

Les rejets des STEP ont une teneur moyenne en  $\text{P}_{\text{tb}}$  égale à  $4.6 \text{ mgP.L}^{-1}$ , les teneurs variant de 2.8 à  $8.1 \text{ mgP.L}^{-1}$  ( $\sigma = 1.3 \text{ mgP.L}^{-1}$ ,  $n = 21$ ). La teneur moyenne en  $\text{N}_t$  est égale à  $24.6 \text{ mgN.L}^{-1}$ , les teneurs variant de 12.2 à  $42.9 \text{ mgN.L}^{-1}$  ( $\sigma = 9.6 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $n = 21$ ). L'azote provenant des STEP est majoritairement sous forme de  $\text{NH}_4$  et  $\text{N}_{\text{org}}$ . Le phosphore est plutôt sous forme de  $\text{PO}_4$ , hormis à la fin de l'étiage, le 08/09/2003 et le 31/09/2004, où il est majoritairement sous forme de "PP". La teneur moyenne des rejets des STEP en MES est de  $133 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $\sigma = 55 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $n = 21$ ), avec un maximum de  $215 \text{ mg.L}^{-1}$ . En moyenne, les MES ont une teneur en phosphore forte, égale à 1.3% ( $\sigma = 0.56\%$ ,  $n = 20$ ). Les MES sont de 76% à 99% sous forme de MVS – matières volatiles en suspension. Les rejets des STEP présentent des variations saisonnières : les MES atteignent leurs valeurs maximales en été et au début de l'automne. Les concentrations en  $\text{NH}_4$  sont maximales de janvier à mars.  $\text{NH}_4$  est la forme prédominante d'azote durant l'hiver et le printemps, ceci pouvant s'expliquer par le faible taux de dénitrification durant ces périodes par rapport aux autres mois, où la température est plus élevée. La prédominance des nutriments sous forme particulaire ou dissoute est liée d'après Baleux et Gales (1993) à la production primaire du plancton : quand l'ensoleillement est important, comme à l'étiage, le phytoplancton se développe massivement dans les lagunages et l'azote et le phosphore se retrouvent massivement sous forme particulaire. Quand l'ensoleillement est plus faible, la production de phytoplancton est réduite et les nutriments sont préférentiellement sous forme dissoute.

Les sources karstiques de Courmonsec (station *K* en hautes eaux) et d'Issanka (point *K'*) ont des teneurs moyennes en nutriments et MES très faibles. Les teneurs en nutriments sont inférieures à celles des précipitations qui s'infiltrent dans le karst, ce qui reflète des pertes en nutriments lors de l'infiltration. Les concentrations moyenne en  $\text{P}_{\text{tb}}$  sont très faibles ( $m = 0.03 \text{ mgP.L}^{-1}$ ) mais peuvent atteindre  $0.4 \text{ mgP.L}^{-1}$  ( $\sigma = 0.07 \text{ mgP.L}^{-1}$ ,  $n = 37$ ). La teneur moyenne en  $\text{N}_t$  des sources karstiques est égale à  $0.9 \text{ mgN.L}^{-1}$ , les teneurs variant de 0.4 à  $1.4 \text{ mgN.L}^{-1}$  ( $\sigma = 0.2 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $n = 37$ ). Les nutriments sont plutôt sous forme dissoute dans les sources karstiques : le phosphore est majoritairement sous forme de  $\text{PO}_4$ , l'azote principalement sous forme de  $\text{NO}_3$ . Les sources karstiques contiennent peu de MES ( $m = 2.9 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\sigma = 4.9 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $n = 36$ ).

**Figure 1.2.c :** Concentrations en MES et nutriments des précipitations, des sources karstiques et des rejets des STEP (échantillons ponctuels).



### Evolution des teneurs en nutriments au cours des différents modes hydrologiques

Nous allons présenter dans ce paragraphe les teneurs en nutriments et MES au cours des 4 modes hydrologiques et rappeler quelles sont les principales composantes de l'écoulement, qui peuvent être des sources de nutriments. Les données sont issues des suivis réguliers. Les variations des teneurs en MES et nutriments à l'exutoire au cours des différents modes sont présentées sur la figure 1.2.d.

Le début de l'année hydrologique est marqué par la reprise de l'écoulement, caractérisé par l'occurrence de crues rapides. Ces crues rapides ont les concentrations moyennes en MES les plus fortes de la chronique ( $m = 69 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\sigma = 122 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $n = 15$ ), avec des pics pouvant atteindre  $403 \text{ mg.L}^{-1}$  pour un débit de  $0.02 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ . Les MES contiennent en moyenne 1.3% de phosphore ( $\sigma = 2\%$ ,  $n = 13$ )

La concentration moyenne en  $P_{\text{tb}}$  est égale à  $0.6 \text{ mgP.L}^{-1}$  ( $\sigma = 0.8 \text{ mgP.L}^{-1}$ ,  $n = 23$ ), avec une teneur maximale de  $3.7 \text{ mgP.L}^{-1}$ . La concentration moyenne en  $N_{\text{t}}$  est égale à  $2.1 \text{ mgN.L}^{-1}$  ( $\sigma = 1.7 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $n = 23$ ), avec une teneur maximale de  $8.8 \text{ mgN.L}^{-1}$ .

Lors des crues rapides, les nutriments sont remobilisés préférentiellement sous forme particulaire - "PP" -61% du phosphore- et  $N_{\text{org}}$ . La teneur moyenne en "PP" des crues rapides,  $0.4 \text{ mgP.L}^{-1}$ , est plus forte qu'au cours des autres modes hydrologiques.  $N_{\text{org}}$  et  $\text{NO}_x$  sont les formes prédominantes de l'azote. Les indicateurs de qualité de l'eau indiquent une qualité de l'eau mauvaise à moyenne pour le phosphore dont les concentrations sont fortes, notamment pour les premières crues de ruissellement : les concentrations en  $\text{PO}_4$  notamment sont bien au dessus de la limite préconisée pour limiter l'eutrophisation (SDAGE, 1996). Les concentrations en  $\text{NH}_4$  indiquent une qualité de l'eau moyenne – crues de ruissellement- à bonne pour les crues influencées par le karst.

Entre les crues de reprise d'écoulement, les teneurs en MES sont moindres ( $m = 17 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\sigma = 17 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $n = 8$ ), celles en  $P_{\text{tb}}$  sont similaires ( $m = 0.8 \text{ mgP.L}^{-1}$ ,  $\sigma = 0.7 \text{ mgP.L}^{-1}$ ,  $n = 12$ ), alors que des teneurs doubles sont notées en  $N_{\text{t}}$  ( $m = 4.3 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $\sigma = 3.8 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $n = 12$ ). Les MES sont majoritairement sous forme de MVS et contiennent en moyenne moins de phosphore que lors des crues ( $m = 1\%$ ,  $\sigma = 0.4\%$ ,  $n = 7$ ).  $N_{\text{org}}$  et  $\text{PO}_4$  sont les formes prédominantes de nutriments.

Lors des crues de hautes eaux, la concentration des MES est plus faible que celle des crues de reprise d'écoulement : leur teneur moyenne est égale à  $19 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $\sigma = 31 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $n = 38$ ), avec un maximum de  $137 \text{ mg.L}^{-1}$  pour un débit de  $12.5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ . Les MES contiennent en moyenne 0.8% de phosphore ( $\sigma = 0.7\%$ ,  $n = 33$ ), teneur forte dans l'absolu, mais la plus faible de l'année pour la Vène.

Les concentrations des nutriments sont les plus faibles de l'année : la teneur moyenne en  $P_{\text{tb}}$  est de  $0.1 \text{ mgP.L}^{-1}$  ( $\sigma = 0.1 \text{ mgP.L}^{-1}$ ,  $n = 40$ ) ; celle en  $N_{\text{t}}$  est égale à  $1.4 \text{ mgN.L}^{-1}$  ( $\sigma = 0.5 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $n = 40$ ). Les indicateurs de qualité de l'eau indiquent une qualité de l'eau bonne sauf pour  $P_{\text{t}}$  –qualité moyenne. Les sources karstiques sont en effet faiblement chargées en nutriments et les forts débits observés à la sortie de ces sources provoquent un effet de dilution. Le phosphore est préférentiellement sous forme de "PP" - 63%. La forme prédominante de l'azote est  $\text{NO}_x$ , qui peut provenir des sources karstiques .

Lors du tarissement, les concentrations en MES diminuent ( $m = 3.1 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\sigma = 0.8 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $n = 18$ ), les vitesses d'écoulement dans la rivière ne permettant plus le transport des particules. Le pourcentage de phosphore contenu dans les MES est le plus fort de l'année : il est en moyenne égal à 2.7% ( $\sigma = 3.9\%$ ,  $n = 29$ ). Les MES sont à 50% sous forme de MVS. Le phosphore est préférentiellement sous forme dissoute. Les teneurs en  $N_{\text{t}}$  ( $m = 3.2 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $\sigma = 3.8 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $n = 25$ ) sont les mêmes qu'en hautes eaux alors que celles du  $P_{\text{tb}}$  doublent ( $m = 0.3 \text{ mgP.L}^{-1}$ ,  $\sigma = 0.3 \text{ mgP.L}^{-1}$ ,  $n = 25$ ). Les  $\text{NO}_3$ , qui peuvent provenir des sources karstiques, restent la forme prédominante de l'azote. Les indicateurs de qualité de l'eau indiquent une qualité de l'eau moyenne sauf pour  $\text{NO}_x$  –bonne qualité : les concentrations en  $\text{PO}_4$  notamment sont bien au dessus de la limite préconisée pour limiter l'eutrophisation (SDAGE, 1996).

## Concentration moyenne EN CRUES et formes principales

### A la reprise de l'écoulement :

Les plus fortes concentrations moyennes en crue  
Forte pollution en phosphore

- Volume de crue plus faible
- Durée de quelques heures à quelques jours

	MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>x</sub>	N <sub>org</sub>
Crues rapides de ruissellement urbain Type 1	52-84	20-24	1,6-2,2	1,1-1,6	0,5-2,2	2,3-4,7	0,7-1,1	0,2-0,9	1,4-2,7
Crues rapides de ruissellement urbain et agricole Type 2	14-1830	13-132	0,3-1,5	0,1-0,2	0,2-1,3	2-4,7	0,002-0,5	0,4-1,5	0,4-3,5
Crues rapides influencées par le karst Type 3	2-27		0,3-0,5	0,1-0,2	0,2-0,3	1,3-2,1	0,1-0,2	0,7-0,8	0,5-1,2

### En crue de hautes eaux :

Les plus faibles concentrations moyennes en crue  
Pollution moyenne à faible

- Fort volume de crue,
- Durée de 15 jours à 1 mois

mg.L <sup>-1</sup>		mgP.L <sup>-1</sup>			mgN.L <sup>-1</sup>			
MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>x</sub>	N <sub>org</sub>
2 - 409	25 - 40	0,3 - 0,5	0,1	0,2 - 0,4	1,5-2,3	0,04-0,3	0,7-1	0,7-1

## Concentration moyenne EN RÉGIME PERMANENT et formes principales

### En hautes eaux :

Les plus faibles concentrations de l'année  
Faible pollution

- Fort débits

mg.L <sup>-1</sup>		mgP.L <sup>-1</sup>			mgN.L <sup>-1</sup>			
MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>x</sub>	N <sub>org</sub>
18.56	2.64	0.15	0.07	0.09	1.40	0.21	0.81	0.21

### A l'étiage et tarissement :

Les plus fortes concentrations de l'année  
Forte pollution

- Faibles débits
- Assèchement de la rivière

	MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>x</sub>	N <sub>org</sub>
Tarissement	3,13	1,58	0,30	0,24	0,05	3,23	0,86	1,86	0,44
Etiage	11,39	11,62	1,39	1,14	0,18	5,98	2,53	1,59	1,71

Indice de qualité de l'eau par altération (SEQ-Eau, vs2)

très bonne

bonne

moyenne

mauvaise

Figure 1.2.d : Concentrations moyennes en nutriments et MES à l'exutoire au cours des différents modes hydrologiques (échantillons ponctuels).

A l'étiage, les concentrations en MES sont plus élevées qu'au cours du tarissement ( $m = 11 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $\sigma = 9 \text{ mg.L}^{-1}$ ,  $n = 31$ ), mais restent faibles. Les MES sont majoritairement sous forme de MVS. Le phosphore est préférentiellement sous forme de  $\text{PO}_4$ . Les teneurs en nutriments sont les plus fortes de toute l'année et avoisinent, pour les valeurs maximales, celles des STEP qui sont la composante majoritaire de l'écoulement à l'étiage :  $1.4 \text{ mgP.L}^{-1}$  en moyenne pour  $\text{P}_{\text{tb}}$  ( $\sigma = 0.8 \text{ mgP.L}^{-1}$ ,  $n = 43$ ) avec un maximum de  $4 \text{ mgP.L}^{-1}$  et  $6 \text{ mgN.L}^{-1}$  en moyenne pour  $\text{N}_t$  ( $\sigma = 4.9 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $n = 44$ ) avec un maximum de  $23.3 \text{ mgN.L}^{-1}$ . Les variations des concentrations au cours de l'étiage sont fortes. Les indicateurs de qualité de l'eau indiquent une qualité de l'eau mauvaise sauf pour  $\text{NO}_x$  –bonne qualité et les concentrations en  $\text{PO}_4$  notamment sont bien au dessus de la limite préconisée pour limiter l'eutrophisation (SDAGE, 1996).

Au cours de différents modes hydrologiques, les concentrations en MES et nutriments sont ainsi très variables. Les concentrations maximales en MES sont observées en crue à la reprise de l'écoulement et en hautes eaux. En dehors des crues, les MES sont majoritairement sous forme de MVS. Les concentrations maximales en nutriments sont notées à l'étiage. Hors crue, le phosphore est sous forme de  $\text{PO}_4$  et en crue sous forme particulaire.  $\text{N}_{\text{org}}$  est en quantité importante également à la reprise d'écoulement. Lors des modes hydrologiques où les sources karstiques participent au débit de la rivière, les  $\text{NO}_x$  prédominent sur les autres formes d'azote. A l'étiage, l'azote est préférentiellement sous forme de  $\text{NH}_4$  et  $\text{N}_{\text{org}}$ , provenant tous deux des STEP.

### 1.3 Flux annuels à l'exutoire

Nous présenterons ici les caractéristiques du flux annuel en MES et nutriments –  $\text{N}_t$  et  $\text{P}_{\text{tb}}$  - à l'exutoire de la Vène. Nous examinerons la variabilité des flux instantanés entre les différentes années, ainsi qu'au cours d'une année hydrologique. Puis nous nous intéresserons aux flux annuels exportés à l'exutoire.

#### 1.3.1 Flux instantanés à l'exutoire

##### *Variabilité interannuelle*

Les variations de flux instantanés en MES et en nutriments à l'exutoire au cours des différentes années échantillonnées sont représentées sur la figure 1.3.a. Y figurent les flux instantanés calculés à partir des campagnes régulières et de l'échantillonnage des crues (points bleus). Les flux instantanés sont calculés avec des données de débit à 5 minutes.

A l'échelle annuelle, les flux instantanés moyens en MES varient de 60 à  $435 \text{ kg.h}^{-1}$ . Ceux en  $\text{P}_{\text{tb}}$  varient de 0.3 à  $2.9 \text{ kgP.h}^{-1}$ . Ces flux sont en moyenne 6 fois plus faibles que ceux de  $\text{N}_t$ , qui évoluent de 1.6 à  $12.8 \text{ kgN.h}^{-1}$  au cours des différentes années. D'une année à l'autre, les flux instantanés moyens sont ainsi fortement variables. A l'échelle annuelle, la moyenne des flux instantanés n'est pas corrélée de manière significative à l'écoulement moyen.

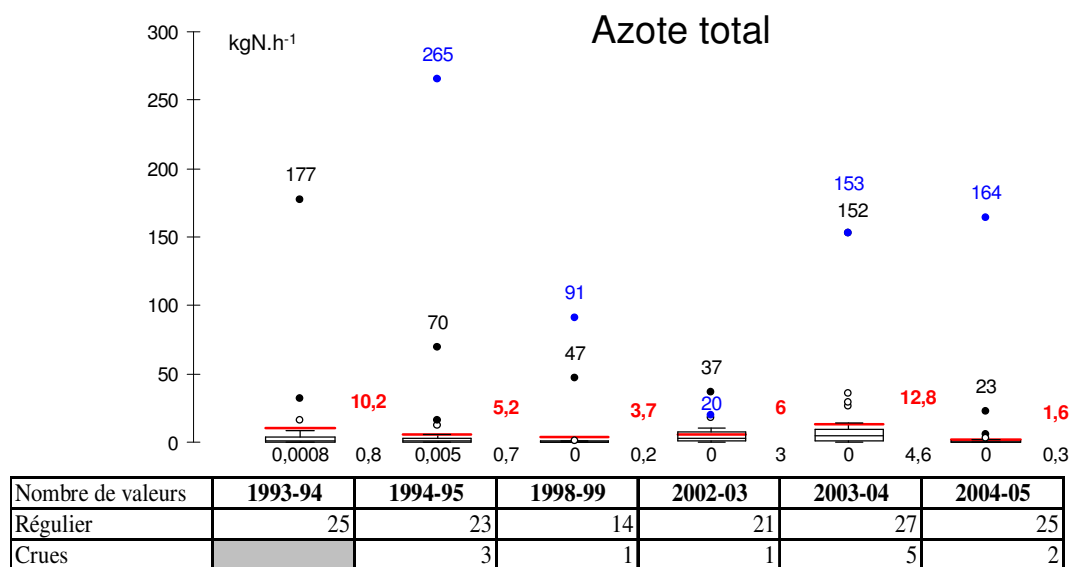
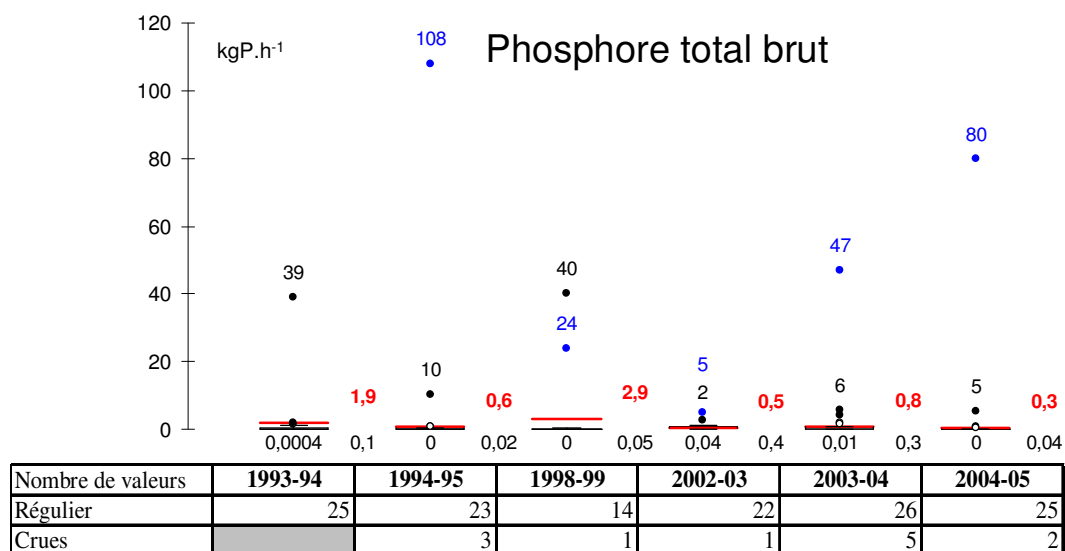
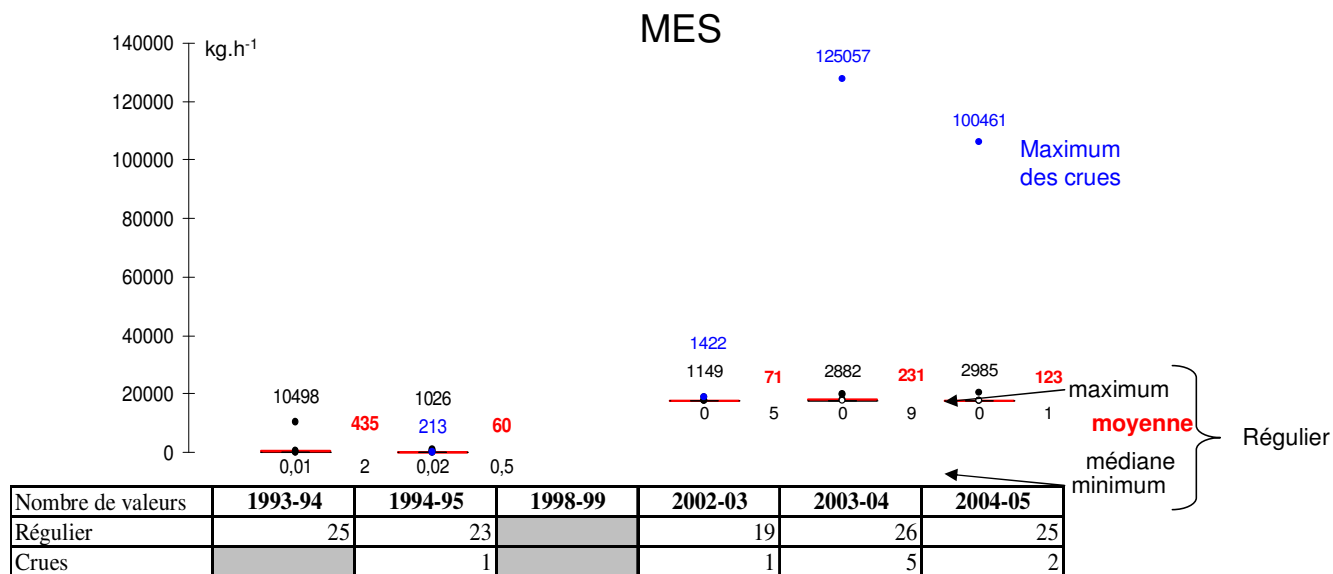


Figure 1.3.a : Variation des flux instantanés en MES, azote et phosphore à l'échelle annuelle.

Variabilité au cours des différents modes hydrologiques

Au cours des différentes années hydrologiques, les variations sont également fortes (cf. Figure 1.3.a). Toutes années confondues, le flux instantané en  $P_{tb}$  maximal à l'exutoire est de  $108 \text{ kgP.h}^{-1}$ . Pour  $N_t$ , il est égal à  $265 \text{ kgN.h}^{-1}$ .

L'observation de la figure 1.3.b nous permet de distinguer 2 groupes en fonction de la valeur des flux instantanés. Les flux instantanés maximaux sont notés lors des crues rapides de reprise d'écoulement et des crues karstiques de hautes eaux présentant les débits instantanés les plus forts. En moyenne, le flux instantané de MES est égal à  $380 \text{ kg.h}^{-1}$  lors des crues rapides et à  $544 \text{ kg.h}^{-1}$  en hautes eaux. Le flux instantané maximum en MES, égal à  $6180 \text{ kg.h}^{-1}$  ( $Q_{inst.} = 12.5 \text{ m}^3.s^{-1}$ ), est observé lors de la montée de la dernière crue de hautes eaux de l'année hydrologique 1995-1996, le 15/03/1996. Le flux instantané moyen en  $P_{tb}$  est de  $3 \text{ kgP.h}^{-1}$  à la reprise de l'écoulement et de  $3.3 \text{ kgP.h}^{-1}$  en hautes eaux, avec un maximum de  $40 \text{ kgP.h}^{-1}$  ( $Q_{inst.} = 8.7 \text{ m}^3.s^{-1}$ ), lors de la plus importante crue de l'année hydrologique 1995-1996, le 29/01/1996. Le flux instantané moyen en  $N_t$  est de  $11 \text{ kgN.h}^{-1}$  à la reprise de l'écoulement et de  $23 \text{ kgN.h}^{-1}$  en hautes eaux, avec un maximum de  $152 \text{ kgN.h}^{-1}$  ( $Q_{inst.} = 12.9 \text{ m}^3.s^{-1}$ ), lors de la montée de la deuxième crue de hautes eaux de l'année 2002-2003, le 16/11/2003.

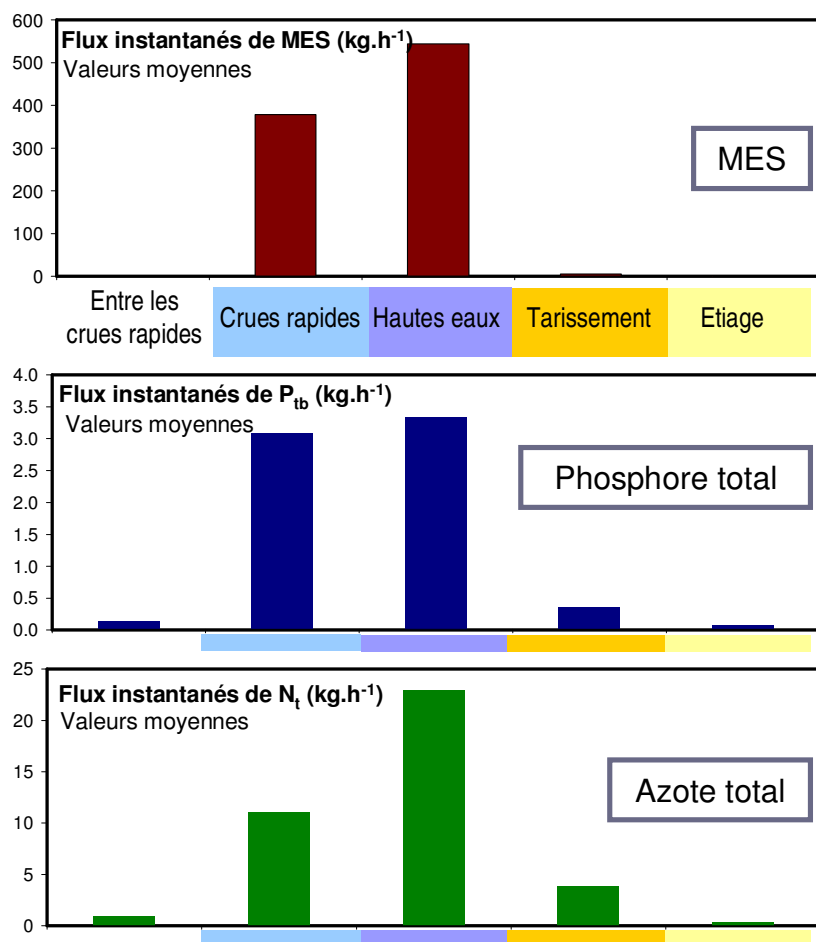


Figure 1.3.b : Variations des flux instantanés en nutriments et MES à l'exutoire au cours des différents modes hydrologiques.

Entre les crues de reprise d'écoulement, à l'étiage et lors du tarissement, les flux instantanés sont beaucoup plus faibles. Les flux instantanés en MES sont très faibles : ils varient de  $0.4$  à  $5.5 \text{ kg.h}^{-1}$  en moyenne, avec un maximum de  $26 \text{ kg.h}^{-1}$  lors du tarissement ( $Q_{inst.} = 1.4 \text{ m}^3.s^{-1}$ ). Les flux instantanés en  $P_{tb}$  varient de  $0.07$  à  $0.4 \text{ kgP.h}^{-1}$  en moyenne, avec un maximum de  $2.5 \text{ kgP.h}^{-1}$  lors du tarissement ( $Q_{inst.} = 0.9 \text{ m}^3.s^{-1}$ ). Ceux en  $N_t$  varient de  $0.4$  à  $3.7 \text{ kgN.h}^{-1}$  en moyenne, avec un maximum de  $33 \text{ kgN.h}^{-1}$  lors du tarissement ( $Q_{inst.} = 0.9 \text{ m}^3.s^{-1}$ ).



Les modes hydrologiques peuvent être ainsi regroupés en deux groupes principaux en fonction de la valeur de leur flux instantané. Les modes de hautes eaux et de reprise d'écoulement lors des crues rapides ont les flux instantanés les plus forts. Etant donné les forts débits lors de ces crues, on peut supposer que ces modes sont propices au transport des nutriments. Entre les crues de reprise d'écoulement, à l'étiage et lors du tarissement, les flux instantanés sont plus faibles et les débits sont également plus faibles. On peut supposer que ces modes sont propices à l'accumulation des nutriments dans la rivière.

### 1.3.2 Flux annuels exportés à l'exutoire

Les flux annuels à l'exutoire seront calculés en utilisant à la fois les données bimensuelles issues du suivi régulier et celles issues du suivi en crue. Différentes méthodes peuvent être utilisées pour calculer les flux, en fonction de la fréquence d'échantillonnage et de la relation entre les débits et les concentrations.

Sur la Vène, la fréquence d'échantillonnage du suivi régulier est assez faible (cf 1.1) et l'ajustement réalisé entre les concentrations et les débits ne donne pas de résultat satisfaisant pour les MES,  $N_t$  et  $P_{tb}$  (Carrillo, 2006). Les méthodes permettant une interpolation des concentrations de type linéaire, ou une hypothèse de concentration constante entre deux dates d'échantillonnage, ont de ce fait été estimées les plus efficaces (cf. méthodes M3 et M6 en Annexe D-II). Comme les deux méthodes donnent des résultats similaires, une seule méthode 6 est présentée dans le tableau 1.3.a.

La quantité de  $N_t$  et de  $P_{tb}$  exportée à l'exutoire d'un bassin versant est fonction de nombreux facteurs, tels que la période et la durée de l'étude, la taille du bassin versant, la morphologie, la géologie, les stratégies d'échantillonnage et les méthodes analytiques. Le flux annuel exporté, exprimé en  $kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$  est fonction de la superficie que représente la zone à l'origine des exportations par rapport au bassin versant total et des processus hydrologiques qui y ont lieu. Une synthèse des coefficients d'exportation des nutriments des bassins agricoles montre que les flux annuels exportés à l'exutoire sont fortement variables d'un bassin à l'autre et peuvent varier d'un facteur 5 pour le phosphore à un facteur 200 pour l'azote (Pilleboue, 1987). La comparaison entre des données bibliographiques est donc difficile. De plus, du fait d'une part des apports karstiques (pauvre en MES et nutriments) et d'autre part des apports polluants directs à la rivière dont la contribution est majoritaire sur de longues périodes, il semble que les taux d'exportation annuels calculés sur le bassin de la Vène soient difficilement comparables à d'autres bassins. Quelques chiffres seront donnés à titre d'exemple.

**Tableau 1.3.a** : Flux annuels exportés à l'exutoire.

Flux	1994-1995	1998-1999	2002-2003	2003-2004	2004-2005
<b>MES ( <math>kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}</math> )</b>	188.6	129.3	92.1	284.7	19.5
<b><math>N_t</math> ( <math>kgN \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}</math> )</b>	6.6	0.8	7.5	11.8	1.4
<b><math>P_{tb}</math> ( <math>kgP \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}</math> )</b>	1.1	0.2	0.7	1.0	0.2

Les flux de MES exportés à l'exutoire du bassin versant sont faibles par rapport à des bassins versants agricoles de faible pente – de l'ordre de  $500 kg \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$  (Jordan-Meille et Dorioz, (2004), en accord avec Mosimann (1991)). Ces valeurs sont en contradiction avec certaines études en région méditerranéenne qui montrent que les vignobles, agriculture principale du bassin versant, favorisent l'érosion des sols par rapport aux autres cultures (Kosmas et al., 1997 ; Ramos et Martinez-Casasnovas, 2004).

Les flux annuels d'azote à l'exutoire de la Vène sont compris entre 0.8 et 11.8  $kgN \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ , les flux les plus faibles étant obtenus lors des années les plus sèches. Sur une parcelle de vignes en Espagne (550 mm de précipitations annuelles), Ramos-Casasnovas (2006) estiment des taux d'exportations en  $N_t$  par ruissellement de surface qui correspondent à ceux de nos années les plus humides, soit 8  $kgN \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$ .

Les flux annuels de phosphore exportés à l'exutoire sont compris entre 0.2 et 1.1 kgP.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>. Ces valeurs sont dans la gamme de celles obtenues pour un bassin versant de 175 km<sup>2</sup> où les surfaces cultivées représentent 50% du bassin et les zones suburbaines 10% (0.76 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>) (May et al., 2001). Des valeurs similaires sont reportées pour des bassins de même taille que le précédent en Italie-0.54-0.82 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (Marchetti et Verna, 1992 in May et al., 2001) et pour des bassins versants à agriculture mixte des USA (Beaulac et Reckhow, 1982 in May et al., 2001). Sur une parcelle de vignes en Espagne, le taux d'exportation du P<sub>tb</sub> estimé - 6.5 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>, est plus fort que les nôtres (Ramos-Casasnovas, 2006). Cependant, sur le bassin versant de la Vène, le phosphore total ne peut pas provenir exclusivement des zones agricoles. En plus des sources de pollution diffuses, la rivière reçoit des nutriments en provenance des STEP et Pieterse et al. (2003) ont démontré que les sources ponctuelles pouvaient être la contribution principale aux flux de nutriments dans la rivière par rapport à des sources de pollution diffuses. May et al. (2001), reportent des taux d'exportation par année en phosphore de 0.73 kg.hab.<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour des STEP de 3500 habitants environ.

D'une année à l'autre, les flux exportés à l'exutoire sont fortement variables. Ces variations sont en relation avec les caractéristiques hydrologiques des années considérées. Une corrélation de type *puissance* existe en effet entre les flux annuels en N<sub>t</sub> exportés à l'exutoire et la lame d'eau écoulée (R<sup>2</sup>=0.97). Il en est de même pour le P<sub>tb</sub> (R<sup>2</sup>=0.94). Nous n'avons cependant que 5 années hydrologiques échantillonnées.

De plus, au cours des différents modes hydrologiques, les flux exportés sont fortement variables. En 1998-1999, par exemple, plus de la moitié de la masse annuelle en nitrates est exportée lors d'un événement, le 03/05/1999. Ces résultats sont donc à considérer avec précaution et difficilement extrapolables à d'autres bassins.

## 1.4 Conclusion

Les teneurs en nutriments et en MES de la Vène sont fortes, excepté pour N<sub>org</sub> et NO<sub>x</sub> et présentent une forte variabilité interannuelle. A l'échelle annuelle, les teneurs de certains nutriments sont corrélées avec les caractéristiques hydro-climatiques. Au cours des différents modes hydrologiques, il y a également une forte variabilité des concentrations en nutriments : elles sont maximales à l'étiage et minimales lors des hautes eaux. Parmi les apports en nutriments contrôlés, les STEP présentent les concentrations les plus fortes. D'une année à l'autre et au cours de l'année hydrologique, les flux instantanés varient également fortement. Ils sont maximaux lors des crues, à la reprise d'écoulement et en hautes eaux et faibles lors des autres modes hydrologiques. Les flux exportés à l'exutoire sont fortement variables et semblent corrélés avec la lame écoulée annuelle.

## 2. Dynamique de transfert des polluants

Cette partie sera consacrée à l'étude successive de 3 modes de fonctionnement. Un premier mode de fonctionnement regroupe les modes hydrologiques où les flux dans la rivière sont faibles, i.e. le tarissement, l'étiage et la période située entre les crues de reprise d'écoulement. Les autres modes de fonctionnement concernent les modes hydrologiques où les flux sont les plus importants : un deuxième mode de fonctionnement est relatif aux crues rapides et un troisième aux crues karstiques et au mode hydrologique de hautes eaux. Lors de l'étude successive de ces modes de fonctionnement, nous étudierons la dynamique spatiale et temporelle des MES et des nutriments et déterminerons leurs origines. Nous nous intéresserons également aux quantités accumulées ou exportées au cours de ces modes.

### 2.1 Le tarissement, l'étiage et la reprise d'écoulement entre les crues

Nous nous intéresserons dans cette sous partie à l'accumulation des MES et des nutriments durant les périodes où les débits et les flux dans la rivière sont en général faibles. Nous suivrons

l'évolution des concentrations en nutriments au cours de ces périodes. Puis, nous chercherons à identifier l'origine de ces nutriments, le long de la rivière. Nous localiserons ensuite les biefs où il y a accumulation de nutriments en tenant compte des conditions hydrologiques et nous quantifierons la contribution des différentes sources de nutriments à l'exutoire. Un dernier paragraphe sera consacré à l'évaluation de l'accumulation des nutriments dans la rivière et des autres pertes en nutriments pouvant être mises en évidence au cours de ces modes hydrologiques.

### 2.1.1 Evolution des concentrations du tarissement à l'étiage

Comme nous l'avons vu précédemment, du tarissement à l'étiage, les concentrations en  $N_t$  et en  $P_{tb}$  augmentent (§ 1.2.2). Durant ces périodes et pour toutes les années échantillonnées, les nutriments sont majoritairement sous forme dissoute :  $NO_x$ ,  $NH_4$  pour l'azote,  $PO_4$  pour le phosphore. A l'étiage,  $N_{org}$  représente également une part importante de l'azote.

A titre d'exemple, l'évolution temporelle des concentrations en MES et nutriments est illustrée sur la Figure 2.1.a., au cours de l'année hydrologique 1994-1995, assez bien échantillonnée. Cette année présente 213 jours d'étiage, la moyenne étant de 180 jours. L'évolution des concentrations en nutriments et MES au cours des autres années est présentée en Annexe D-IV.

Du point de vue du fonctionnement hydrologique, trois périodes se succèdent :

- de janvier à mi-février, nous sommes en mode de tarissement ; les composantes de l'écoulement sont les sources karstiques, les sols et les rejets des STEP,
- de mi-février à mi-avril, nous sommes à l'étiage ; les composantes de l'écoulement sont les sols et les rejets des STEP,
- de mi-avril à août, nous sommes à l'étiage et les débits dans la rivière avoisinent ceux des STEP, seules composantes de l'écoulement.

L'augmentation des concentrations en  $N_t$  et en  $P_{tb}$  est concomitante avec la diminution des débits jusqu'au début du mois de mai.

Pour l'azote :

- de janvier à mi-février, ce sont les  $NO_x$ ,  $NO_3$  principalement, qui sont les formes prédominantes d'azote, les sources karstiques contribuant encore majoritairement à l'écoulement. La même observation est faite en 1999-2000, lors du tarissement.
- de mi-février à mi-avril, les  $NO_x$  prédominent également et proviennent de l'écoulement hypodermique des sols. A cette période de l'année, au cours de ces deux années hydrologiques, un pic de concentration en  $NO_x$  a été observé. Ce pic est associé à des augmentations de débit à l'exutoire, sans que des précipitations soient enregistrées : le débit passe de  $0.08$  à  $0.19 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  en 1994-1995 et de  $0.007$  à  $0.016 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  en 1998-1999. Peut-être s'agit-il d'une alimentation de la Vène via le pompage de la source d'Issanka : le débit réservé de la source, de  $0.011 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , pourrait expliquer les augmentations de débit à l'exutoire de la rivière (cf. Chapitre 2, 1.1.2). La prédominance des  $NO_x$  proviendrait alors de cette alimentation.
- de mi-avril à mai, quand les débits à l'exutoire atteignent la valeur de  $0.006 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , les concentrations en  $NO_x$  diminuent et  $NH_4$  et  $N_{org}$  deviennent les formes prédominantes de l'azote - de mi-avril à début mai. Ce phénomène est aussi observable au cours des années 2003-2004 et 2004-2005. En 2004-2005 et en 1998-1999, années particulièrement sèches, les  $NH_4$  sont prédominants sur  $N_{org}$  de mars à juin.  $NH_4$  et  $N_{org}$  proviennent des rejets des STEP, qui participent majoritairement à la lame écoulée à l'exutoire quand les débits sont faibles. La prédominance de  $NH_4$  de mars à juin est liée à la prédominance de  $NH_4$  à cette même période dans les rejets des STEP.
- à partir du début du mois de mai 1995 (pointillés rouges sur la figure 2.1.a), une diminution des concentrations en  $N_t$  est observée, liée principalement à une diminution des concentrations en  $NH_4$ . Le même type d'observation a pu être fait pour les années sèches 1998-1999 et 2004-2005, sur des périodes d'étiage de 3 et 6 mois. La rétention de  $NH_4$  pourrait être due à une assimilation

par les organismes vivants, favorisée par la température et à la nitrification (May et al., 2001 ; Marti et Sabater, 1996).  $\text{NH}_4$  peut être également volatilisé si le pH est basique ( $\text{pK}_a=9.2$  en théorie).

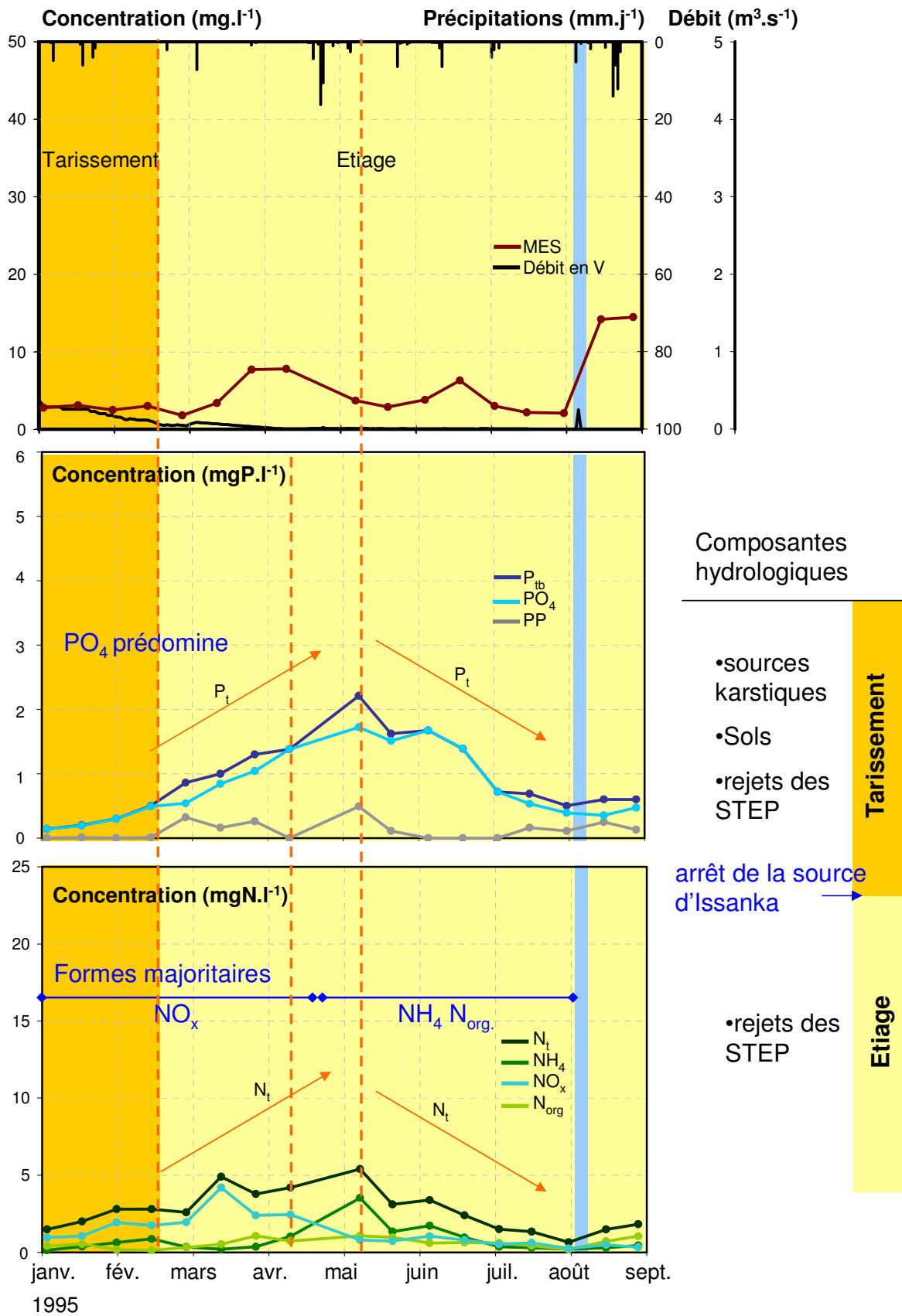
Pour le phosphore  $\text{PO}_4$  est la forme prédominante, toutes périodes confondues :

- de janvier à mi-avril,  $\text{PO}_4$  et "PP" peuvent provenir des sols, dont la contribution diminue et des rejets de STEP
- de mi-avril à mai, quand les débits à l'exutoire atteignent la valeur de  $0.006\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ , les  $\text{PO}_4$  proviennent essentiellement des rejets de STEP
- à partir du début du mois de mai 1995, une diminution des concentrations en  $\text{P}_{\text{tb}}$ , liée principalement à une diminution des concentrations en  $\text{PO}_4$ , accompagne les diminutions des concentrations en  $\text{N}_t$ , excepté en 2004-2005. La diminution des concentrations en  $\text{PO}_4$  a été attribuée à la fois à des phénomènes de précipitation avec  $\text{CaCO}_3$  et à des processus d'assimilation par les organismes vivants (Marti et Sabater, 1996 ; May et al., 2001). "PP" peut se déposer dans le lit de la rivière.

Les rapports entre l'azote total et le phosphore total brut –  $\text{N}_t/\text{P}_{\text{tb}}$ , calculé à partir du suivi régulier - permettent de suivre d'une autre manière l'origine des nutriments du tarissement à l'étiage, jusqu'à la reprise de l'écoulement. Lors du tarissement,  $\text{N}_t/\text{P}_{\text{tb}}$  est égal à 10, valeur supérieure au rapport  $\text{N}_t/\text{P}_{\text{tb}}$  calculé pour les rejets de STEPs, voisin de 6, car en plus des sols et des rejets de STEP dont peuvent provenir l'azote et le phosphore, les sources karstiques sont un apport supplémentaire en azote. A l'étiage, cet apport n'existe plus, les STEPs étant la source majeure de nutriments.  $\text{N}_t/\text{P}_{\text{tb}}$  est alors égal à 4, traduisant des pertes importantes d'azote par dénitrification. A la reprise de l'écoulement, où il y a parfois une contribution du karst et des sols à l'écoulement,  $\text{N}_t/\text{P}_{\text{tb}}$  a une valeur intermédiaire, égale à 7. La valeur de  $\text{N}_t/\text{P}_{\text{tb}}$  des sources karstiques égale à 80 en moyenne, n'est cependant jamais atteinte, cet apport en nutriment n'étant pas majoritaire.

Nous noterons **qu'à l'étiage, le rapport  $\text{N}_t/\text{P}_{\text{tb}}$  étant faible** et les nutriments provenant essentiellement des STEPs, le **phosphore est potentiellement biodisponible**, comme le suggèrent Dorioz et al. (1998a) pour des sédiments provenant de rejets anthropiques.

Le passage **du tarissement à l'étiage** est ainsi marqué par **un changement dans la prédominance des différentes formes de nutriments**, notamment pour l'azote, en relation avec les composantes de l'écoulement prédominantes au cours des modes hydrologiques :  **$\text{NO}_x$  lors du tarissement, apporté par les sources karstiques et  $\text{NH}_4$  et  $\text{N}_{\text{org}}$  à l'étiage, apportés par les rejets des STEP. Du tarissement à l'étiage, les concentrations en nutriments augmentent. Puis, au cours de l'étiage, les concentrations en nutriments diminuent**, ceci étant peut-être dû à des processus de rétention dans la rivière, à la fois biotiques et abiotiques



**Figure 2.1.a :** Evolution des débits et des teneurs en MES et nutriments à l'exutoire au cours de l'étiage et du tarissement de l'année hydrologique 1994-1995 (suivi régulier).

### 2.1.2 Sources de pollution et identification des biefs d'accumulation

Les campagnes spatiales permettent de localiser l'origine des pollutions dans la rivière. Nous nous intéresserons à l'impact que ces pollutions ont sur les concentrations dans la rivière. Des campagnes sont disponibles à la fin du tarissement (campagnes du 10/06/2003 et du 06/07/2004), à l'étiage (campagne du 31/08/2004) et entre les crues de reprise progressive des écoulements (campagnes du 08/09/2003, du 20/10/2003 et du 17/01/2005). Nous distinguerons 2 types de campagnes :

- les campagnes du 08/09/2004 et du 31/08/2004, où la source d'Issanka ne fonctionne pas. Le réseau hydrographique est discontinu et des trous d'eau persistent à l'aval des points de rejet des STEP.
- les autres campagnes, où la source d'Issanka coule. Cette source karstique est la principale source d'écoulement à l'exutoire, sauf le 17/01/2005, où son débit est très faible. Le réseau est continu à partir du point *L*, alimenté par l'affluent *a*, ou à partir du village de Montbazin, alimenté par des rejets urbains (cf. Chapitre 3).

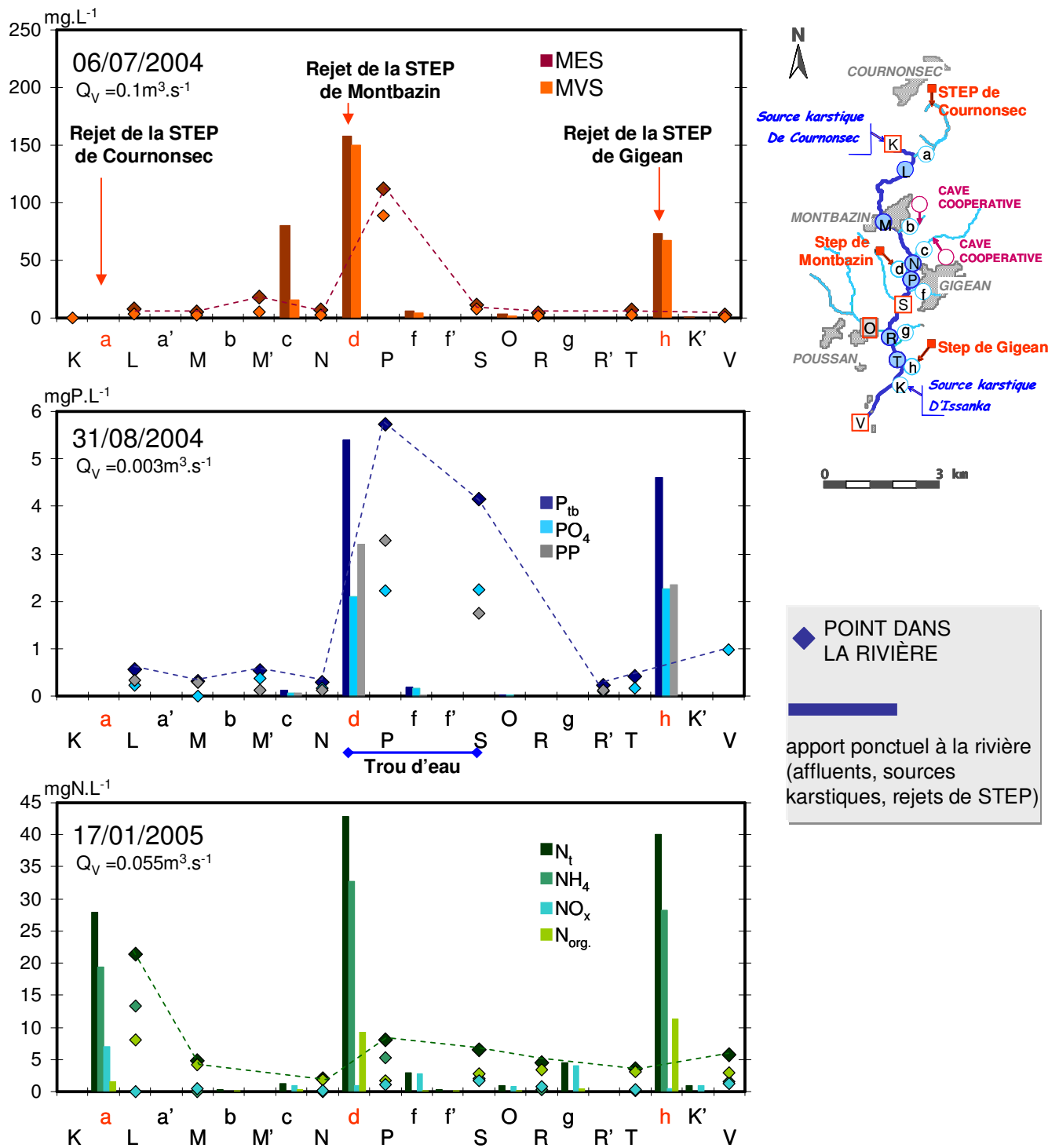
La figure 2.1.b présente l'évolution des concentrations en matières en suspension, en phosphore et en azote le long de la Vène lors des campagnes représentatives du tarissement - 06/07/2004, de l'étiage - 31/08/2004 et de la reprise de l'écoulement - 17/01/2005.

Sur la figure 2.1.b, nous distinguons **trois types d'apports ponctuels à la rivière** :

- **les rejets des STEP** (*a*, *d* et *h*, en rouge) qui apportent des matières en suspension essentiellement sous forme organique (§ 1.2.2) : les MVS représentent plus de 75% des MES. L'azote est principalement sous forme de  $\text{NH}_4$  et de  $\text{N}_{\text{org}}$ , le phosphore est préférentiellement sous forme de  $\text{PO}_4$ , hormis à la fin de l'étiage, comme le 31/08/04, où il est majoritairement sous forme de "PP".
- **les affluents** (*a*, *c*, *f*) qui apportent des matières en suspension avec peu de matière organique, des  $\text{PO}_4$  et de l'azote, qui peut être indifféremment sous forme de  $\text{NH}_4$ ,  $\text{N}_{\text{org}}$  et  $\text{NO}_x$ . Peu d'affluents coulent durant les campagnes échantillonnées.
- **la source karstique d'Issanka** qui est principalement une source de  $\text{NO}_x$  (§ 1.2.2). Cette source ne fournit un apport en nutriments qu'à 400m de l'exutoire et ne concerne pas la majeure partie du cours d'eau. Durant les périodes étudiées dans cette section, la source de Cournonsec ne fonctionne pas.

Quand la rivière présente des biefs secs, comme le 31/08/2004, l'affluent *a*, apportant le rejet de la STEP de Cournonsec, ne coule plus : les rejets *d* et *h* sont alors les seules sources d'eau et de nutriments ( cf. Figure 2.1.b).

Le 17/01/2005, le réseau est continu. Les seules sources d'eau et de nutriments sont les affluents et les rejets de STEP. Pour les autres campagnes, comme le 06/07/2004, la source d'Issanka est la source majoritaire d'écoulement et de nutriments, dans la partie très en aval de la rivière, les STEP et les affluents apportant la majorité de l'eau et des nutriments en amont.



**Figure 2.1.b :** Evolution des concentrations en matières en suspension et nutriments le long de la rivière, du tarissement à la reprise de l'écoulement. Les points situés dans la rivière sont notés en majuscule, excepté les Oulettes (O), affluent principal de la Vène et la source d'Issanka (K'). ils sont représentés par des losanges. Les autres points correspondant aux exutoires des affluents ou aux rejets des STEP sont désignés par des lettres minuscules). Ils sont représentés par des barres.

**Entre l'amont et l'aval immédiat d'un rejet de STEP** (cf. Figure 2.1.b), **les concentrations de presque tous les nutriments et des MES dans la rivière augmentent** de manière significative, notamment pour le phosphore, comme l'ont noté House et Denison (1997) et Marti et al. (2004). Par contre, comme le soulignent également ces auteurs, les rejets des STEP ont peu d'effet sur les concentrations en  $\text{NO}_x$  dans la rivière, car ils n'en apportent pas.

Le suivi des concentrations en nutriments et MES en aval du rejet de la STEP de Gigean est délicat, car celui-ci est transféré via une canalisation à l'aval de la résurgence de la source d'Issanka (cf. Chapitre 2, § 1.1.2.)

Les mêmes observations peuvent être faites à l'aval des affluents quand ils coulent (cf. impact des concentrations en  $\text{N}_i$  de l'affluent  $a$ , qui apporte le rejet de la STEP de Cournonsec, sur le point  $L$ , le 17/01/2005).

**L'impact des STEP sur la qualité de l'eau dans la rivière est donc important à des périodes où les débits sont faibles, comme l'ont noté Pieterse et al. (2003) et Marti et al. (2004).**

**A l'aval des rejets ponctuels, les concentrations en MES et nutriments diminuent rapidement.** Par exemple, la concentration en  $\text{P}_{\text{tb}}$  le 31/08/2004 de  $5.7 \text{ mgP.L}^{-1}$  en  $P$ , à 60m de  $d$ , n'est plus que de  $4.1 \text{ mgP.L}^{-1}$  à la station  $S$ , à 980m de  $d$ . La diminution des concentrations à l'aval des rejets est concomitante avec celle des débits. A l'étiage, comme le 31/08/2004, il y a un trou d'eau entre le rejet  $d$  et la station  $S$ , où les nutriments et les MES s'accumulent.

Sur le Redon, 3 km après un rejet ponctuel, la diminution rapide des concentrations, est due, d'après Dorioz et al. (1989), à une sédimentation rapide aboutissant à des teneurs en "PP", inférieures à  $0.08 \text{ mgP.L}^{-1}$ . Les diminutions des concentrations le long de la rivière peuvent être ainsi dues à des phénomènes d'accumulation dans les sédiments du lit de la rivière, mais également à des transformations, que nous avons évoquées dans le paragraphe précédent.

L'analyse de l'évolution des concentrations le long de la rivière nous a donc permis de localiser les principales sources de nutriments : les STEP, les affluents, dont l'impact sur les concentrations dans la rivière reste faible à l'étiage et la source d'Issanka à 400m de l'exutoire. Les rejets des STEP sont les sources qui présentent les concentrations en MES et nutriments les plus élevées. Entre l'amont et l'aval immédiats d'un rejet d'une STEP, on observe, pour toutes les campagnes, une forte augmentation des concentrations en nutriments. Plus en aval, les concentrations diminuent, indiquant que les nutriments se sont accumulés dans la rivière, ont été transformés ou volatilisés.

### 2.1.3 Evolution des flux instantanés dans la rivière, de l'amont à l'aval

Dans la section suivante, nous déterminerons la contribution principale au flux dans la rivière. Nous étudierons l'évolution de ces flux dans la rivière, afin d'identifier les éléments dont le flux instantané diminue d'amont en aval. Nous nous intéresserons également aux processus à l'origine de cette diminution.

Les campagnes à l'étiage, le 08/09/2003 et le 31/08/2004, ne seront pas traitées ici. Lors de ces campagnes, le réseau hydrographique se limite en effet aux biefs en aval des rejets des STEP, signifiant d'une part que celles-ci sont la contribution principale à la rivière en terme de nutriments et d'autre part que l'accumulation des nutriments est localisée entre le rejet  $d$  et la station  $S$  et entre le rejet  $h$  et la station  $V$ .

Sur les figure 2.1.c et 2.1.d sont présentés, à titre d'exemple de campagnes spatiales, les flux dans la rivière calculés au cours des campagnes du 10/06/2003 et du 20/10/2003. La légende des figures 2.1.c et 2.1.d est la même que celle de la figure 2.1.b.

Les composantes de l'écoulement au cours des deux campagnes sont similaires. Les rejets des STEP (en rouge sur les figures 2.1.c et 2.1.d) sont la contribution principale à la rivière en terme de phosphore et de MES.  $\text{N}_i$  est apporté à la rivière par les rejets des STEP et la source d'Issanka –  $\text{NO}_x$  principalement. Les affluents fournissent un apport négligeable en MES et nutriments. La contribution de la source d'Issanka est plus importante le 20/10/2003, où son débit est élevé ( $Q_{\text{inst.}}=0.337 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ ), que le 10/06/2003, où son débit est plus faible ( $Q_{\text{inst.}}=0.168 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ ).



**Le long de la rivière**, au cours des deux campagnes, **on observe une diminution des flux, en aval des points de rejets**. Nous pouvons distinguer 3 biefs principaux (cf. Figures 2.1.c et 2.1.d) :

- **en amont - de la station *K* au point *N***, pour toutes les campagnes, les flux en nutriments et en MES sont très faibles, ceci étant dû au fait que d'une part, les débits sont très faibles et que d'autre part, il y a peu ou pas d'apport à la rivière par les affluents.
- **du rejet de la STEP de Montbazin *d* au point *T***, où il y a une diminution systématique des flux, car le flux au point *P* est inférieur à la somme des flux du rejet *d* et du point *N*.
- **entre le rejet de la STEP de Gigan *h* et l'exutoire** où, à cause du fort débit de la source karstique d'Issanka, une diminution des flux en nutriments et en MES est observée pour toutes les campagnes, exceptée celle du 20/10/2003 pour l'azote. Cette diminution des flux est due à la dilution des concentrations en nutriment de la rivière par la source d'Issanka qui présente des teneurs en nutriments faibles et des débits au moins égaux à ceux de la rivière. La diminution des flux est observée quand le flux à l'exutoire est inférieur à la somme des flux du point *T*, du rejet *h* et du point *K*'.

D'une manière générale, **plus les débits sont faibles dans la rivière, plus les flux vont diminuer rapidement à l'aval des stations d'épuration**. Jouret (2004) définit alors **un seuil de débit pour l'accumulation** dans la zone en aval du rejet *h*, débit compris entre le débit mesuré le 20/10/10 et celui du 10/06/04, où il y a accumulation. **A l'exutoire**, ce seuil est compris **entre 0.350 et 0.168 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>**, ce qui correspond à des vitesses d'écoulement de **0.14 et 0.07 m.s<sup>-1</sup>** respectivement. Plusieurs auteurs ont noté qu'une diminution du débit influençait positivement la capacité des cours d'eau à retenir des nutriments : NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub> dans le cas de rivières où il n'y a pas de rejet de STEP (Peterson et al., 2001 ; Butturini et Sabater, 1998 in Marti et al., 2004), PO<sub>4</sub> et "PP" en aval d'un rejet de STEP (Dorioz et al., 1989).

**Les principales espèces concernées** par la diminution de flux sont **NH<sub>4</sub>, N<sub>org</sub> et "PP"**, bien que les flux de PO<sub>4</sub> diminuent également. Quand la rivière est à **l'étiage**, c'est le flux de **NO<sub>x</sub> qui diminue le plus**, notamment **dans les trous d'eau**, ce qui sera expliqué dans les paragraphes suivants.

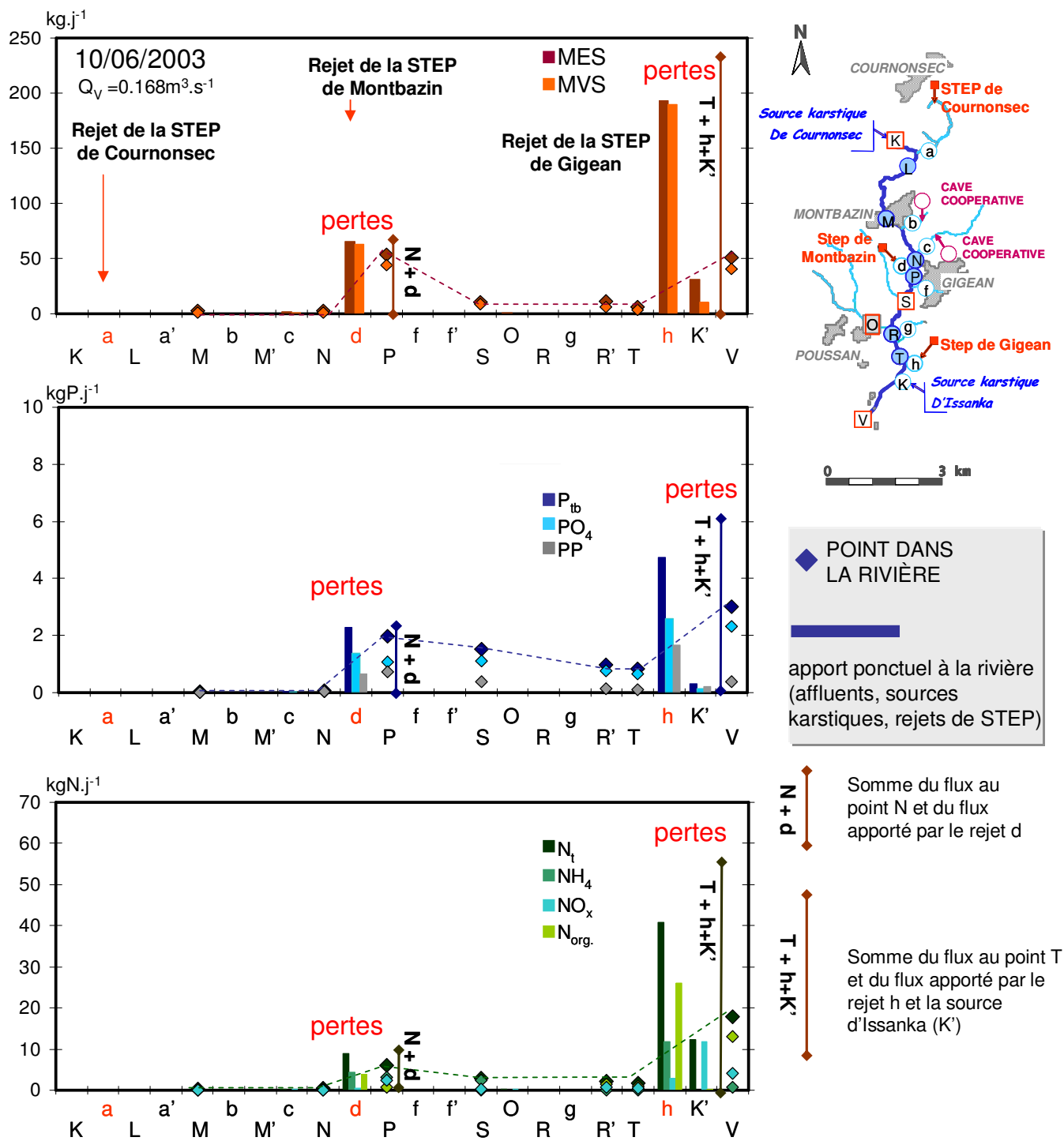


Figure 2.1.c : Evolution des flux en matières en suspension et nutriments le long de la rivière le 10/06/2003.

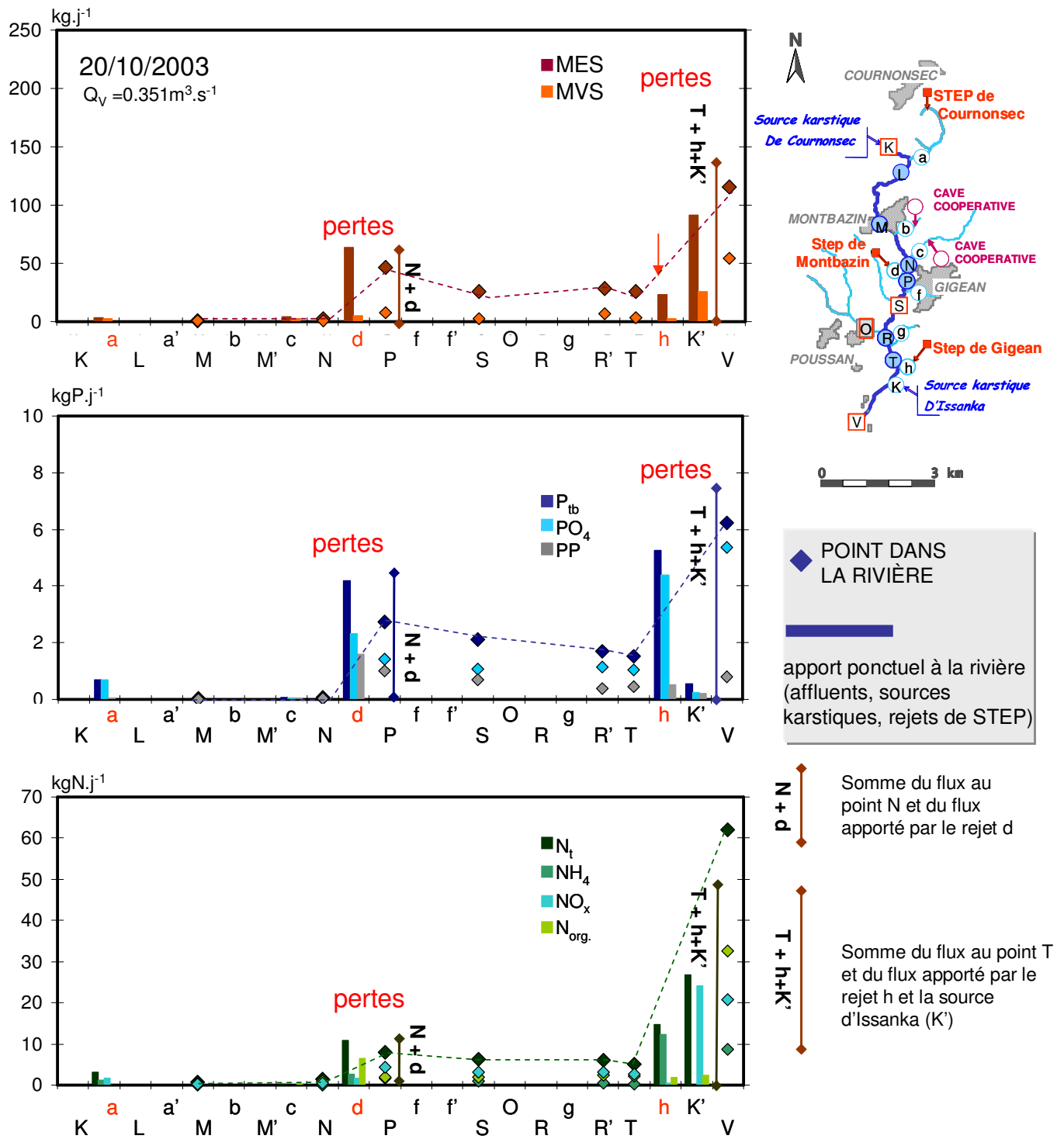


Figure 2.1.d : Evolution des flux en matières en suspension et nutriments le long de la rivière le 20/10/2003.

Des processus différents sont à l'origine de la diminution de flux des deux formes **du phosphore** dans la rivière :

- le **"PP" sédimente**. A l'aval de rejets ponctuels, des diminutions rapides de "PP". ont été attribuées à une rétention efficace du phosphore dans les sédiments fins (Dorioz et al., 1989).
- **PO<sub>4</sub>** peut être lié au fer par adsorption chimique sur des hydro-complexes ferriques, ou précipiter avec CaCO<sub>3</sub> en fonction des conditions physico-chimiques. La précipitation du phosphore et CaCO<sub>3</sub> joue un rôle important dans les rivières ayant de fortes teneurs en carbonates de calcium (House et Denison, 1998). Cette précipitation est favorisée par un pH est supérieur à 7, quand la température est élevée et quand des algues planctoniques et des biofilms algaires sont présents (House et Denison, 1997), notamment dans les rivières où il n'y a pas de rejet d'origine anthropique (Peterson et al, 2001).

Lors des campagnes étudiées sur la Vène, du tarissement à la reprise de l'écoulement, la température avoisine les 20°C, le pH est supérieur à 7.5 à l'aval des rejets des STEP et des algues ont été observées dans le bief entre le rejet *d* et la station *S* : **la co-précipitation de PO<sub>4</sub> et CaCO<sub>3</sub> devrait donc être favorisée**, comme cela a été montré sur d'autres rivières où l'eau présente de fortes concentrations en CaCO<sub>3</sub> (House et Denison, 1998 ; Jarvie et al., 2002). Cependant, aucune expérience n'a été menée au cours de l'été sur la Vène et il est difficile de distinguer la précipitation de l'adsorption qui peut se produire en même temps dans la rivière (De Groot et Van Wijck, 1993).

Notons que les matières en suspension fortement chargées en matière organique, apportées par les 2 rejets de STEP *d* et *h* peuvent également réduire la mobilité des PO<sub>4</sub> grâce à leur pouvoir complexant. La forte concentration en PO<sub>4</sub>, apportée par les rejets des STEP peut de plus inhiber la précipitation de PO<sub>4</sub> et CaCO<sub>3</sub>, comme l'ont noté Marti et al. (2004) à l'aval de rejets de STEP présentant des concentrations similaires aux nôtres. D'autres processus peuvent alors expliquer les pertes de flux en PO<sub>4</sub>.

Les processus biotiques peuvent également jouer un rôle important dans le cas de la rétention de PO<sub>4</sub>, favorisée par la production algale (Marti et Sabater, 1996). C'est le cas sur la Vène fin août 2005 : les algues, depuis l'affluent *c* jusqu'à la station *S*, ont des teneurs en phosphore variant de 2 à 11 gP.m<sup>-2</sup> beaucoup plus importantes que celles observées en hiver, inférieures à 2 gP.m<sup>-2</sup> (Kertschmer et al., non publié). Le PO<sub>4</sub> peut être également assimilé par la végétation, notamment en été (Jarvie et al., 2002). House et Denison (1997) attribuent en effet la diminution des teneurs en PO<sub>4</sub> à ces deux processus biotiques dans les eaux calcaires du bief de 8 km de la Great Ouse.

Dans le cas de **l'azote**, des processus différents sont également la cause de la diminution de flux de N<sub>org</sub>, NO<sub>x</sub> et NH<sub>4</sub> :

- N<sub>org</sub> peut être **minéralisé ou sédimenter** en rivière.
- la diminution du flux de **NO<sub>x</sub>** lors des périodes où persiste un trou d'eau entre le rejet *d* et la station *S* peut avoir pour origine **la dénitrification des nitrates**. La dénitrification est un processus envisageable durant le tarissement, l'étiage et la reprise de l'écoulement pour expliquer les pertes de flux d'azote dans la rivière, notamment en période de basses eaux (House et Denison, 1998).

**Les conditions physico-chimiques sont favorables à la dénitrification** : les concentrations en O<sub>2</sub> et le Eh entre le rejet *d* et la station *S* sont faibles pour toutes les campagnes – excepté le 17/01/2005 : les teneurs en O<sub>2</sub> varient de 1.2 à 0.6 mg.L<sup>-1</sup> au point *P* et sont toujours inférieures à 1 mg.L<sup>-1</sup> à la station *S*; de plus, le Eh est inférieur à 250 mV dans la rivière. Les températures de l'eau de l'ordre de 20°C, plus élevées, en été, peuvent également favoriser la dénitrification. La nitrification et la dénitrification peuvent de plus coexister dans un même bief et la distance

physique entre les deux processus peut n'être parfois que de quelques mm (Golterman, 2004). Les teneurs en  $O_2$  et la valeur du Eh ne sont en effet mesurées qu'en un point du bief et elles peuvent varier, sur la largeur du bief. Les  $NO_3$  nécessaires à la dénitrification peuvent être ainsi produits dans la Vène. Les taux de dénitrification peuvent donc être fonction des taux de nitrification.

**Le potentiel de dénitrification** a été estimé de deux manières sur le bief entre le rejet  $d$  et la station  $S$  par Jouret (2004) et David (2005).

Jouret (2004) estime un taux de dénitrification de  $0.1 \text{ gN.j}^{-1}$  en supposant que seuls les sédiments fins contiennent des bactéries dénitrifiantes. Si on considère toute la surface des sédiments et des biofilms entre le rejet  $d$  et la station  $S$ , le taux de dénitrification est alors de  $0.3 \text{ gN.j}^{-1}$ . Pour ce calcul, Jouret (2004) ne considère pas la nitrification de  $NH_4$  en nitrates, alors que la teneur en  $O_2$  de l'eau est égale à environ  $5.5 \text{ mg.L}^{-1}$ . Ces teneurs sont supérieures au minimum requis pour lesquelles Edeline (2001) synthétisant différents travaux, citent des valeurs comprises entre 1 et  $3 \text{ mg.L}^{-1}$ .

David (2005) a par contre **pris en compte la nitrification** - les teneurs en  $O_2$  de l'eau étaient alors de  $12.6 \text{ mg.L}^{-1}$ . Le taux de dénitrification qu'il estime est compris entre **4.9 et 81.9  $\text{gN.j}^{-1}$  pour le bief entre le rejet  $d$  et la station  $S$ , si les nitrates ne sont pas limitants**. Ces taux, ramenés à une surface unitaire, sont égaux à  $3.4$  et  $56.9 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ , cette dernière valeur étant élevée par rapport à ce qui est noté communément dans la littérature, bien que des taux maximaux de  $400 \text{ mgN.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$  aient été notés dans les sédiments par Hill et Sanmugadas (1985, in Edeline, 2001). Lors des périodes dites d'accumulation, les pertes en  $NH_4$  varient de  $0.3$  à  $7.4 \text{ kgN.j}^{-1}$  et celles en  $NO_x$  varient de  $0.2$  à  $2.7 \text{ kgN.j}^{-1}$ . Même si la température de l'eau, d'une vingtaine de degrés à la fin de l'été, plus forte que la température mesurée lors des tests de dénitrification, peut favoriser la réaction, les taux de dénitrification prenant en compte la nitrification ne permettraient d'expliquer que partiellement les pertes de flux en  $NO_x$  et  $NH_4$ .

Ce processus peut d'ailleurs expliquer la diminution des concentrations en  $NO_x$  quand les débits à l'exutoire atteignent la valeur de  $0.006 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  (cf. Figure 2.1.a), les conditions étant favorables pour la dénitrification.

**$NO_3$  peut être également assimilé par les végétaux.**

- la diminution de flux **de  $NH_4$**  peut être due à l'adsorption sur les sédiments limitée dans la Vène (cf. Chapitre 2), la **nitrification**, mais aussi à la **volatilisation** ou à **l'assimilation par les végétaux**, notamment sur de faibles distances (résultats de Peterson et al., 2001, sur des biefs de 10 m). De plus, certains auteurs pensent que  $NH_4$  est assimilé préférentiellement par rapport à  $NO_3$  (Newbold, 1992), ce qui est observé en été, où la rétention en  $NO_3$  est faible (Marti et Sabater, 1996). Sur la Vène, fin août 2006, les algues et les briophytes, depuis l'affluent  $c$  jusqu'à la station  $S$ , ont des teneurs en azote variant de 14 à  $33 \text{ gN.m}^{-2}$  beaucoup plus importantes que celles observées en hiver, inférieures à  $2 \text{ gN.m}^{-2}$  (Kertschmer et al., non publié), indiquant une assimilation en azote par ces organismes vivants au cours de l'étiage.

La ripisylve qui, d'après la littérature, peut prélever une quantité d'eau non négligeable à l'étiage (cf. Chapitre 3), peut aussi prélever des nutriments pour sa croissance. Pinay et al. (1995) ont montré, dans la zone alluviale garonnaise, qu'une ripisylve peut prélever en moyenne  $0.38 \text{ gN.j}^{-1}.\text{m}^{-2}$ . Le prélèvement en nutriments par la ripisylve et la part que celui-ci représente par rapport à la dénitrification sont cependant variables en fonction des contextes pédologiques et hydrologiques, mais ces résultats sont largement contestés par d'autres auteurs (Norton et Fisher, 2000).

Notons que **l'assèchement partiel ou total des sédiments pouvant se produire à l'étiage dans les biefs secs de la Vène, modifie également la biodisponibilité des nutriments dans les sédiments de la rivière**, ainsi que la chimie des formes de nutriments précipitées ou adsorbées (Baldwin et Mitchell, 2000). Au début de l'assèchement, la colonisation par les plantes terrestres commence et une compétition s'engage entre les bactéries nitrifiantes et les macrophytes, toutes deux consommatrices d' $O_2$  et de  $NH_4$ . La nitrification serait réduite par manque d'oxygène et par la suite les pertes d'azote par dénitrification peuvent être ainsi limitées, l'azote devenant biodisponible. En revanche, le

phosphore serait inclus dans des phases minérales, du fait de l'exposition à l'air et ne serait pas disponible pour les organismes vivants (De Groot et Van Wijck, 1993).

L'analyse de l'évolution des flux de MES et nutriments dans la rivière nous a ainsi permis de déterminer que les STEP constituent l'apport majoritaire en MES et nutriments à l'exutoire, excepté pour les  $\text{NO}_x$  qui sont apportés par la source d'Issanka. En aval des rejets des STEP, il peut y avoir une accumulation de nutriments dans la rivière, durant les périodes où le débit à l'exutoire est inférieur à  $0.168 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Les diminutions des flux sont attribuées pour  $\text{N}_{\text{org}}$  et "PP" à des processus de sédimentation, pour  $\text{NH}_4$  à une assimilation par la végétation et/ou à une adsorption sur les particules, pour  $\text{PO}_4$  à une co-précipitation avec  $\text{CaCO}_3$  et pour les  $\text{NO}_x$ , à la dénitrification.

#### 2.1.4 Accumulation dans le lit de la rivière

Des taux d'accumulation dans la rivière ont pu être calculés à partir des données issues des campagnes spatiales. Des campagnes de mesures supplémentaires ont été effectuées au cours du printemps 2005, marqué par des assèchements successifs, afin d'estimer des taux d'accumulation sur des durées plus courtes, de l'ordre de 3 semaines.

##### *Bilan à partir des campagnes spatiales*

En s'inspirant la démarche de Jouret (2004), nous pouvons estimer le **flux résiduel des MES et des nutriments accumulés ou perdus dans la rivière**. Un exemple de bilan des flux pour la campagne du 10/06/2003 est présenté sur la figure 2.1.e. Le flux résiduel est défini comme la différence entre le flux à l'exutoire et la somme des flux des rejets des STEP, des sources karstiques et des affluents. Le flux résiduel correspond donc globalement, s'il est négatif, à l'accumulation ou aux pertes des MES et des nutriments dans la rivière. Dans le cas du phosphore, il ne s'agira pas de pertes mais d'accumulation dans la rivière, le phosphore étant conservatif, contrairement à l'azote.

Pour chacune des campagnes réalisées, les flux résiduels ont été reportés dans le tableau 2.1.a. Ainsi pour les campagnes du tarissement, de l'étiage et de la reprise de l'écoulement, on évalue des accumulations dans la rivière variant de 3 à  $6 \text{ kgP} \cdot \text{j}^{-1}$ , pour  $\text{P}_{\text{tb}}$ . Les pertes ou accumulation de  $\text{N}_t$  sont de 13 à  $45 \text{ kgN} \cdot \text{j}^{-1}$ . Les principales espèces concernées sont celles issues des rejets des STEP. L'accumulation de  $\text{PO}_4$  va de 2 à  $4 \text{ kgP} \cdot \text{j}^{-1}$ , celle en "PP" de 1 à  $4 \text{ kgP} \cdot \text{j}^{-1}$ . Jusqu'à  $32 \text{ kgN} \cdot \text{j}^{-1}$  de  $\text{NH}_4$  et 7 à  $17 \text{ kgN} \cdot \text{j}^{-1}$  de  $\text{N}_{\text{org}}$  peuvent être accumulés, voire perdus ( $\text{NH}_4$ ).

On peut évaluer que **40% à plus de 90% des nutriments en provenance des rejets des STEP sont accumulés voire perdus ( $\text{NH}_4$ ) dans la rivière au cours des différentes campagnes étudiées.**

**D'une campagne à l'autre, les flux résiduels varient**, mais ces variations ne sont pas corrélées de manière significative avec l'évolution des débits à l'exutoire. Lors de l'étiage et du tarissement, l'essentiel du débit provient en effet de la source d'Issanka proche de l'exutoire qui n'influence pas l'accumulation des nutriments à l'aval du rejet de la STEP de Montbazin.

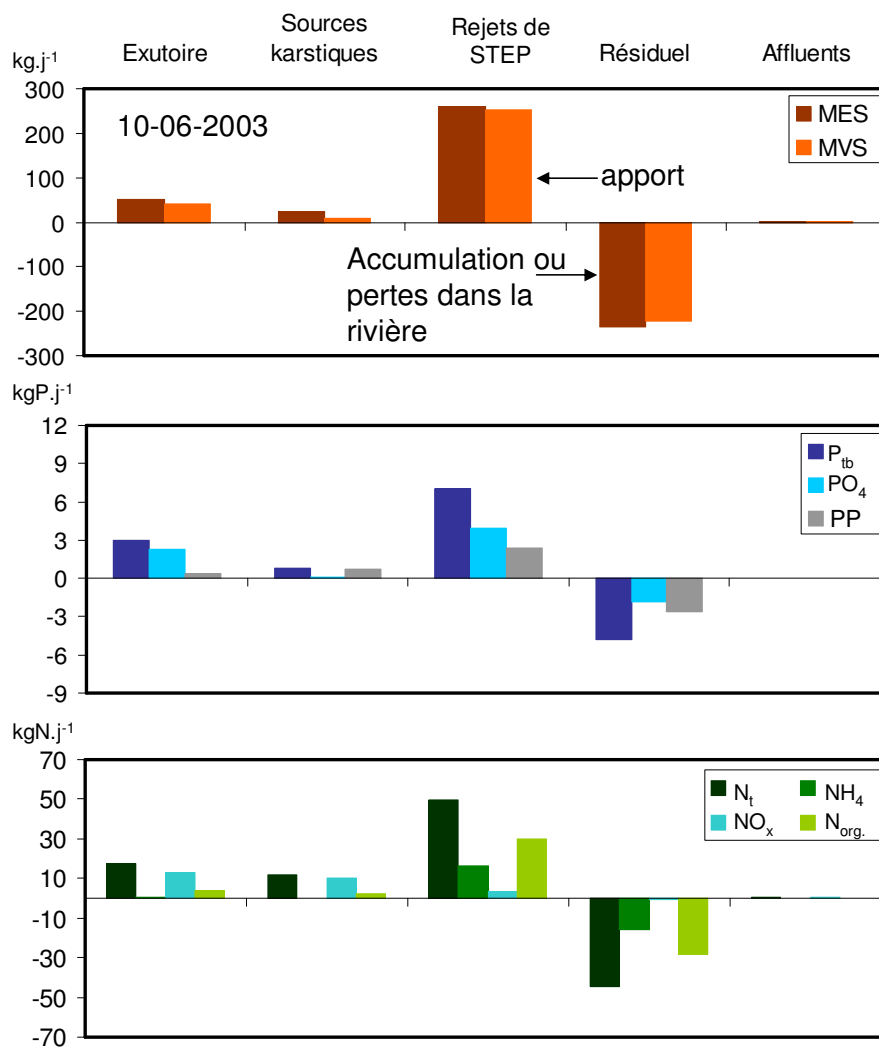


Figure 2.1.e : Bilan des apports au cours du tarissement (campagne du 10/06/2003).

Tableau 2.1.a : Flux résiduels accumulés dans la rivière ou perdus (calculés à partir des campagnes spatiales)

Pertes	(kg.j <sup>-1</sup> )		(kgP.j <sup>-1</sup> )			(kgN.j <sup>-1</sup> )				Q <sub>v</sub> (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	v <sub>v</sub> (m.s <sup>-1</sup> )
	MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>x</sub>	N <sub>org.</sub>		
10/06/2003	232	221	5	2	3	44	16	0	28	0.168	0.069
08/09/2003	173	60	5	2	3	13	0	3	11	0.016	0.007
20/10/2003	23		5	2	3		6			0.351	0.143
06/07/2004	124	122	6	1	4	17	12		7	0.1	0.041
31/08/2004	206	171	6	3	3	20	2	1	17	0.003	0.001
17/01/2005	88	80	3	2	1	26	32		8	0.055	0.022

Q<sub>v</sub> : débit à l'exutoire ; v<sub>v</sub> : vitesse à l'exutoire

#### Suivi des taux d'accumulation en continu

Une campagne de suivi d'accumulation des nutriments dans la rivière, permettant d'évaluer les transformations que pouvaient subir les nutriments a été menée par David (2005), sur une période de 3 mois. L'étude a été mise en œuvre sur le bief en amont de la station S qui reçoit le rejet de la station d'épuration de Montbazin, d. Les résultats sont présentés dans le tableau 2.1.b, où des valeurs négatives signifient que les sédiments "relarguent" des nutriments.

**Tableau 2.1.b :** Taux d'accumulation dans la rivière calculés à l'aide de relevés de campagnes espacées de 3 semaines (d'après David, 2005). Les durées correspondent au temps écoulé depuis la mise en place de collecteurs contenant des sédiments fins prélevés dans le lit de la rivière dans une section non perturbée (cf. Chapitre 2, 3.1.3).

Taux d'accumulation	$N_t$ (gN.m <sup>-2</sup> .j <sup>-1</sup> )					$P_{tb}$ (gP.m <sup>-2</sup> .j <sup>-1</sup> )				
	0-22j	23-42j	43-65j	66-85j	bilan	0-22j	23-42j	43-65j	66-85j	Bilan
Durée depuis l'implantation	3sem.	6sem.	9sem.	12sem.	12sem.	3sem.	6sem.	9sem.	12sem.	12sem.
<b>N</b>	0.18	-0.20	0.13	-0.02	0.03	0.00	0.00	0.02	0.03	0.00
<b>Aval de d</b>	0.58	0.30	0.00	4.54	1.27	0.24	-0.27	0.05	1.20	0.28
<b>P</b>	0.13	0.03	0.34	0.39	0.22	0.15	-0.01	0.21	0.35	0.08
<b>S</b>	-0.02	0.12	-0.05	0.66	0.17	-0.27	0.10	-0.24	0.50	0.01

sem.=semaine

Les taux d'accumulation observés directement en aval du rejet *d* sont maximaux pour toute la période: 1.27 gN.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> et 0.28 gP.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup>. Plus en aval, les taux d'accumulation diminuent : 0.22 g-N.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> et 0.08 gP.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> au point *P* - 40 m en aval de *d*, 0.17 g-N.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> et 0.01 gP.m<sup>-2</sup>.j<sup>-1</sup> à la station *S* - 920 m en aval de *d*.

Si on considère des relevés effectués toutes les 3 semaines en chaque point, il apparaît que **les taux d'accumulation varient beaucoup** (cf. Tableau 2.1.b). Pour le phosphore, on note de plus une alternance des processus d'accumulation et de relargage au cours des différentes périodes. Peterson et al. (2001) ont émis la même hypothèse pour NH<sub>4</sub>, en supposant que l'équilibre entre les processus de rétention et de relargage aboutissaient à des concentrations peu variables sur un bief de 10 m. Ces mêmes auteurs ont montré que NH<sub>4</sub>, adsorbé sur les particules dans le lit de la rivière, pouvait être relargué pendant de courtes périodes, allant de la semaine au mois. Les fluctuations des taux d'accumulation d'un relevé à l'autre influencent donc les taux d'accumulation calculés pour la totalité de la période (85 jours). **Tous les nutriments apportés par les STEP pendant le tarissement et l'étiage ne seraient donc pas accumulés dans la rivière.**

La diminution de flux observée lors des campagnes spatiales entre le rejet *d* et le point *P* varie de 0.3 à 2.6 kgP.j<sup>-1</sup> pour  $P_{tb}$  et de 1.2 kgN.j<sup>-1</sup> à 7.5 kgN.j<sup>-1</sup> pour  $N_t$ . En faisant le rapport entre le taux d'accumulation pour le bief de 60 m<sup>2</sup> entre le rejet *d* et le point *P* et la perte de flux entre ces deux points, David (2005) a calculé des taux de rétention des sédiments dans la rivière. Il apparaît que ces taux sont très faibles, rarement supérieurs à 1% entre le rejet *d* et le point *P*. Pour des cours d'eau recevant de fortes masses de nutriments en provenance de STEP, Marti et al. (2004) notent en effet une diminution de l'efficacité du cours d'eau à retenir NH<sub>4</sub> et PO<sub>4</sub>. **Il existe donc des pertes de flux dans la rivière au cours des périodes de tarissement et d'étiage qui soit ne sont pas liées à l'accumulation de nutriments dans les sédiments, soit sont liées à ce processus, mais ne sont pas mises en évidence par notre protocole expérimental.**

### 2.1.5 Conclusion

Les éléments affectant la dynamique des nutriments durant les périodes d'étiage et de tarissement sont résumés sur la figure 2.1.f. La succession des différentes formes de nutriments au cours du temps reflète la participation majoritaire de sources d'écoulement successives : la source karstique d'Issanka (NO<sub>x</sub>), puis les rejets des STEP (PP, PO<sub>4</sub>, NH<sub>4</sub>, N<sub>org</sub>).

Les rejets des STEP ont un impact fort sur les concentrations en nutriments qui augmentent alors brutalement pour les points situés directement à leur aval. Plus en aval de ces rejets, les concentrations diminuent, indiquant une accumulation des nutriments dans certains biefs, situés préférentiellement après les rejets des stations d'épuration. Pour un débit à l'exutoire inférieur à 0.17 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, on estime qu'il y a accumulation des nutriments dans les biefs en aval des rejets des STEP. Le phosphore accumulé provenant des rejets de STEP est potentiellement biodisponible.

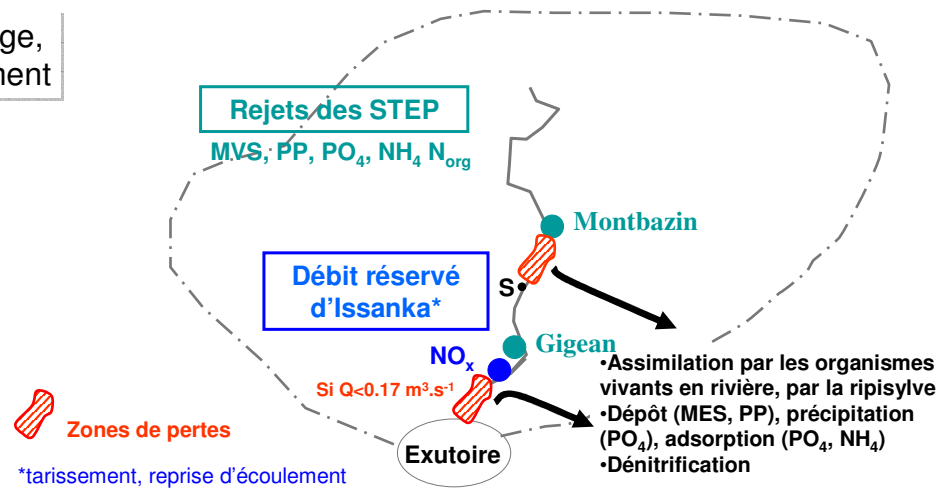
Les pertes de flux en nutriments peuvent être variables du tarissement à la reprise de l'écoulement. Elles ont plusieurs origines possibles : le phosphore particulaire sédimentaire, le phosphore soluble



réactif précipite avec le carbonate de calcium et peut également. L'azote organique sédimente. L'ammonium peut être, d'après la littérature, adsorbé sur les particules, assimilé par les organismes vivants et subir la nitrification. Les nitrates sont perdus par dénitrification, les conditions étant favorables. Cependant les taux de dénitrification calculés pour le bief entre le rejet  $d$  et le point  $P$  sont trop faibles pour expliquer les pertes en  $\text{NO}_3$  et  $\text{NH}_4$  observées.

Les protocoles expérimentaux mis en place dans la Vène ont de plus révélé que les taux d'accumulation des nutriments dans la rivière sont faibles et des expériences ultérieures, menées au cours de l'été, sont nécessaires pour confirmer les processus d'accumulation dans les sédiments.

Tarissement, étiage,  
reprise d'écoulement



**Figure 2.1.f :** Origine et forme principale des nutriments au cours des périodes d'étiage et de tarissement.

## 2.2 Les crues rapides de la reprise d'écoulement

Trois types de crues ont été définis en fonction de la contribution des différentes composantes à l'écoulement (cf. chapitre 3) : les CRRU –crues rapides générées par le ruissellement urbain, les CRM –crues rapides mixtes et les CRK –crues rapides à composante karstique. De 1994 à 2005, les teneurs en nutriments de 3 CRRU, 4 CRM et 6 CRK ont été étudiées. Nous présenterons en détail dans cette partie, les deux événements les mieux suivis : celui du 22/09/2003, qui consiste en la succession d'une CRRU, d'une CRM et d'une CRK et celui du 13/09/2004, qui consiste en la succession d'une CRRU et d'une CRM.

### 2.2.1 Etat initial

A l'exutoire et à la station S, les concentrations initiales avant la crue du 22/09/2003 ont pu être évaluées à partir d'une campagne de mesure le 08/09/2003, soit 14 jours avant. Pour les crues du 13/09/2004, nous disposons d'un prélèvement 10 heures avant le début de la crue (cf. Tableau 2.2.a.).

**Tableau 2.2.a :** Concentrations en MES et nutriments de la rivière avant les crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004.

Crue	Date heure TU	Q (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Concentrations									
			mg.L <sup>-1</sup>		mgP.L <sup>-1</sup>			mgN.L <sup>-1</sup>				
			MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NOx	Norg	
22/09/2003	V	08/09/2003 08:50	0.008	41	26	1.30	0.85	0.44	4.45	0.48	1.37	2.60
	S	08/09/2003 07:50	0.001	51	27	0.63	0.50	0.10	2.95	0.03	0.04	2.87
13/09/2004	V	13/09/2004 09:45	0.004	50	45	2.34	1.60	0.74	4.75	0.45	0.41	3.89
	S	13/09/2004 12:55	0.001	50	46	1.62	0.91	0.70	4.07	0.07	0.10	3.89

La crue du 22/09/2003 est la seconde crue de l'année hydrologique 2003-2004, la première ayant lieu le 07/09/2003. Entre le 08/09/2003 et le début de cette crue, les débits dans la rivière sont quasiment nuls à la station *S* et varient de 0 à 0.01m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> à l'exutoire. On peut donc supposer que l'état de la rivière est le même le 22/09/2003 : le réseau est discontinu et de nombreux trous d'eau persistent dans la rivière (cf. Chapitre 3, figure 2.2.d.).

La crue du 13/09/2004 succède à deux CRRU dont le débit n'a pas été transmis de la station *S* jusqu'à l'exutoire. L'une d'elles s'est produite deux jours avant, le 11/09/2004. L'état de la rivière est alors probablement le même qu'avant la crue du 22/09/2003.

Avant les crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004, les concentrations en MES et phosphore sont parmi les concentrations maximales notées à l'exutoire entre les crues de reprise d'écoulement. Les concentrations en azote sont par contre dans la moyenne de celles calculées pour cette période (cf. 1.2.2).

Le fait que les formes de nutriments principales soient PO<sub>4</sub> et N<sub>org</sub> et que les concentrations de ces nutriments soient fortes, indique une pollution organique due aux rejets des STEP.

## 2.2.2 Caractéristiques hydrologiques des crues

La réponse de la rivière aux différentes averses présente des caractéristiques communes au cours des deux crues, qui seront de ce fait commentées en même temps. La dynamique des 2 événements est présentée sur la figure 2.2.a.

Les crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004 durent moins d'une journée et sont produites par des événements de pluies successifs complexes. Les événements de pluie correspondent à plusieurs averses et le cumul de précipitations de chaque averse est assez variable d'un pluviographe à un autre. Le pluviographe des Clash est le seul à avoir enregistré toutes les averses constituant les événements de pluie générant les crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004 : 3 averses successives ont été enregistrées le 22/09/2003 et 2 le 13/09/2004. Le cumul des précipitations est de 93 mm en 11h35 le 22/09/2003 et de 157 mm en 4h10 le 13/09/2004.

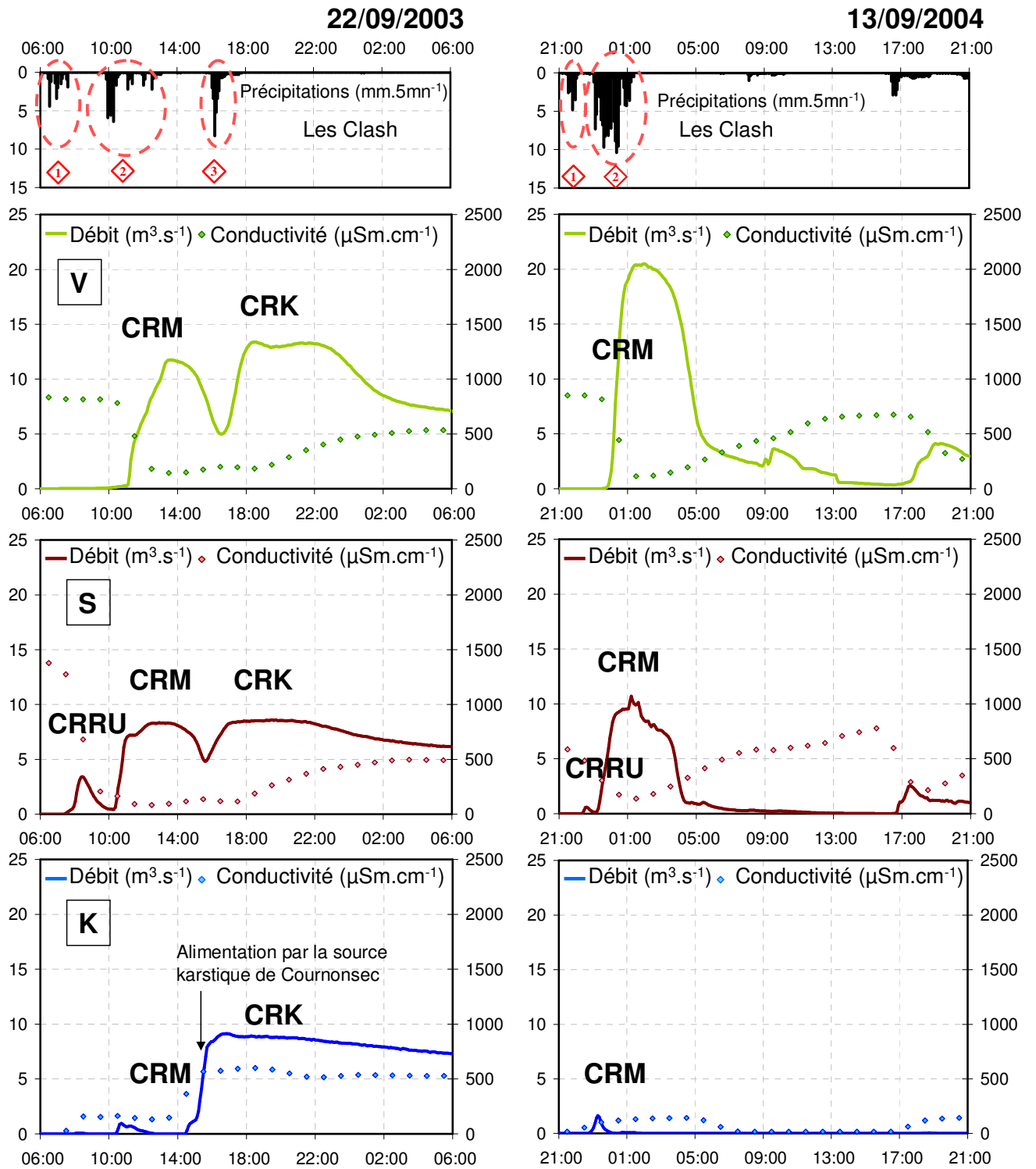


Figure 2.2.a : Dynamique des crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004.

La première averse  $\diamond$  présente un cumul de pluie de 19 mm le 22/09/2003 et 18 mm le 13/09/2004, avec des intensités maximales sur 5 minutes respectives de 52.8 mm.h<sup>-1</sup> et 57.6 mm.h<sup>-1</sup>. Ces précipitations génèrent un débit uniquement à la station *S*, avec des temps de réponse rapides, de respectivement 1h30 et 50 minutes. En réponse aux précipitations, la conductivité diminue brutalement à la station *S*. Comme il n'y a pas de débit enregistré à la station *K*, le débit à la station *S* a vraisemblablement pour origine un ruissellement sur les zones urbaines, ce que semble confirmer la valeur des coefficients de ruissellement des crues à la station *S*, de l'ordre de 1% et les débits de pointe faibles. Comme aucun débit n'est enregistré à la station *V*, on peut supposer que le volume perdu entre les stations *S* et *V* a servi à remplir les irrégularités du lit de la rivière et a été stocké dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka.

La deuxième averse  $\diamond$  présente un cumul de 44 mm le 22/09/2003 et 139 mm le 13/09/2004, avec des intensités maximales sur 5 minutes respectives de 76.8 mm.h<sup>-1</sup> et 71.8 mm.h<sup>-1</sup>. Ces précipitations produisent des débits conséquents aux stations *K*, *S* et *V*, à la fois le 22/09/2003 et le 13/09/2004 : à l'exutoire, on enregistre des débits de pointe de 11.7 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> le 22/09/2003 et 20.3 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> le 13/09/2004. En réponse aux précipitations, la conductivité diminue brutalement aux stations *S* et *V* et on enregistre une conductivité à la station *K*. La valeur de la conductivité enregistrée à la station *K* avoisine les 150 μS.cm<sup>-1</sup>, valeur bien inférieure à celle des eaux karstiques (600 μS.cm<sup>-1</sup>) et les temps de réponse à l'exutoire sont rapides - 3h15 le 22/09/2003 et 1h30, le 13/09/2004 : le débit enregistré aux stations *K* et *S* a pour origine un ruissellement sur les zones urbaines et sur les zones agricoles. Les coefficients de ruissellement enregistrés à la station *S*, voisins de 5%, sont de plus supérieurs à ceux obtenus lors de la première averse. A l'exutoire, ils sont de 3 %, le 22/09/2003 et de 7% le 13/09/2004. Etant donné le fort coefficient de ruissellement calculé le 13/09/2004, la contribution au débit à la station *V* de la source d'Issanka, que nous ne pouvons pas contrôler, n'est pas exclue.

Une troisième averse  $\diamond$  présente un cumul de 30.2 mm le 22/09/2003, avec une intensité maximale sur 5 minutes de 99.6 mm.h<sup>-1</sup>. Ces précipitations produisent des débits conséquents aux stations *K*, *S* et *V*. A l'exutoire le débit de pointe atteint 13.4 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. En réponse à la pluie, les conductivités augmentent à toutes les stations. La conductivité à la station *K* atteint la valeur de celle des eaux karstiques : la source de Cournonsec participe au débit aux stations *K*, *S* et *V*. La source d'Issanka participe au débit à la station *V*, comme nous l'avons noté pour l'ensemble des CRK échantillonnées en ce point (cf. Chapitre 3).

L'étude de la dynamique des événements du 22/09/2003 et du 13/09/2004 permet de constater qu'en réponse aux averses successives, le débit a pour origine un ruissellement sur les zones urbaines, puis un ruissellement sur les zones agricoles. Lors de la troisième averse, le 22/09/2003, le débit à l'exutoire provient, en plus, des sources karstiques. Ces sources d'écoulement sont des apports potentiels en nutriments pour la rivière. Lors de ces crues successives, les débits dans la rivière augmentent de pair avec le cumul des contributions à l'écoulement. Ces forts débits peuvent remobiliser les sédiments accumulés pendant l'étiage, mais peuvent aussi avoir un effet de dilution sur les concentrations en MES et en nutriments rejetés par les sources ponctuelles

### 2.2.3 Dynamique des éléments

Les crues sont bien échantillonnées, excepté la montée de la CRM du 13/09/2004 (cf. Tableau 2.2.b). La dynamique des MES et des nutriments des crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004 est représentée sur les figures 2.2.b et 2.2.c. Chaque début d'averse est représenté par une flèche rouge. Les caractéristiques de chacune des crues sont présentées dans le tableau 2.2.c.

**Tableau 2.2.b : Echantillonnage des crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004**

			Durée éch.(j)	Nb éch.	Nb éch/h
22/09/2003	CRRU	K	2	3	1.5
		S	2	4	2.0
		V	1	3	2.6
	CRM	K	3	4	1.3
		S	4	5	1.2
		V	3	4	1.3
	CRK	K	43	4	0.1
		S	41	9	0.2
		V	24	2	0.1
13/09/2004	CRRU	K			
		S	9	2	0.2
		V			
	CRM	K	3	6	2.4
		S	9	9	1.0
		V	14	11	0.8

Durée éch. : durée d'échantillonnage ; Nb. éch : nombre total d'échantillons ; Nb. éch/h : nombre d'échantillons par heure

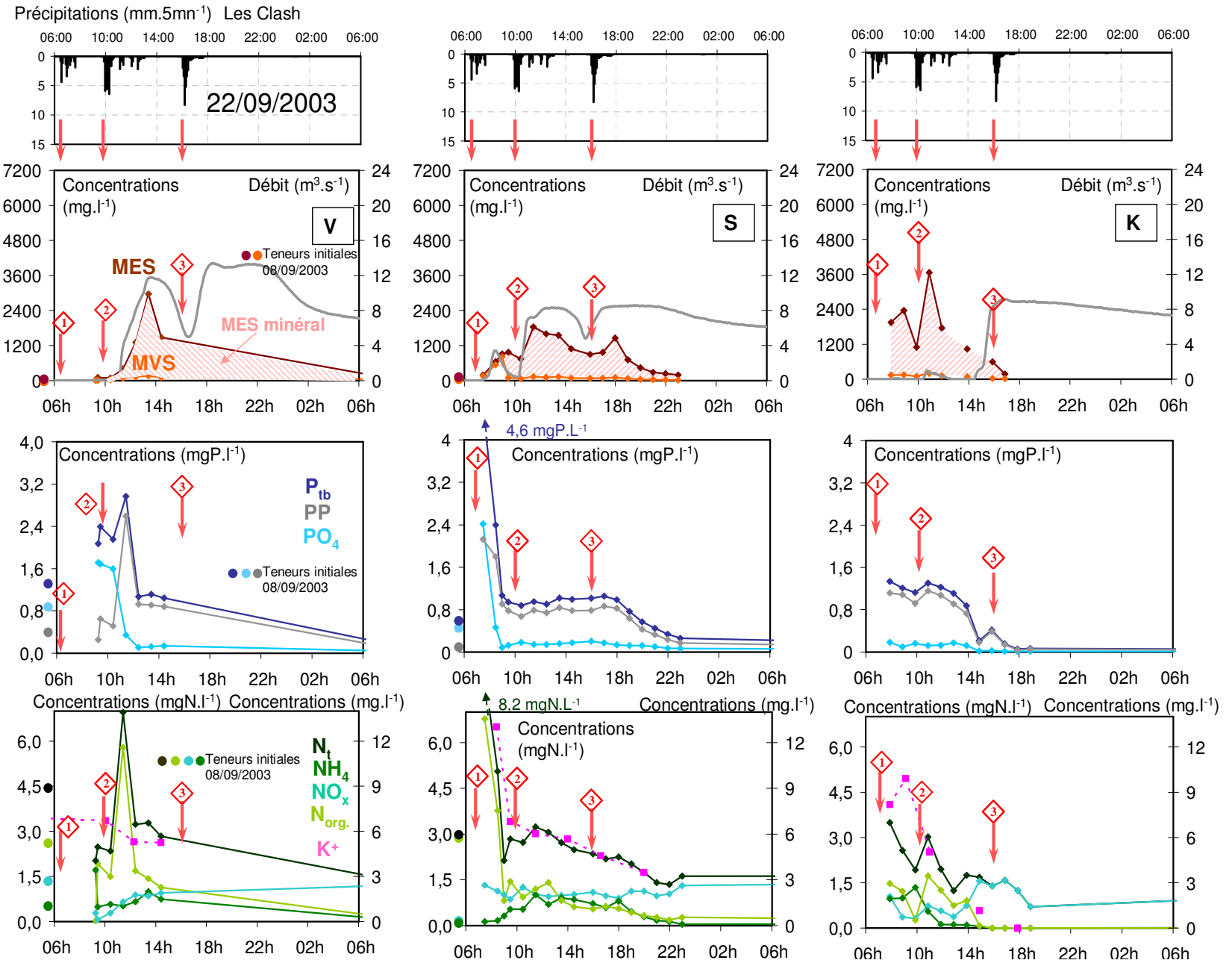


Figure 2.2.b : Dynamique des MES et des nutriments au cours des crues du 22/09/2003.

Figure 2.2.c : Dynamique des MES et des nutriments au cours des crues du 13/09/2004.

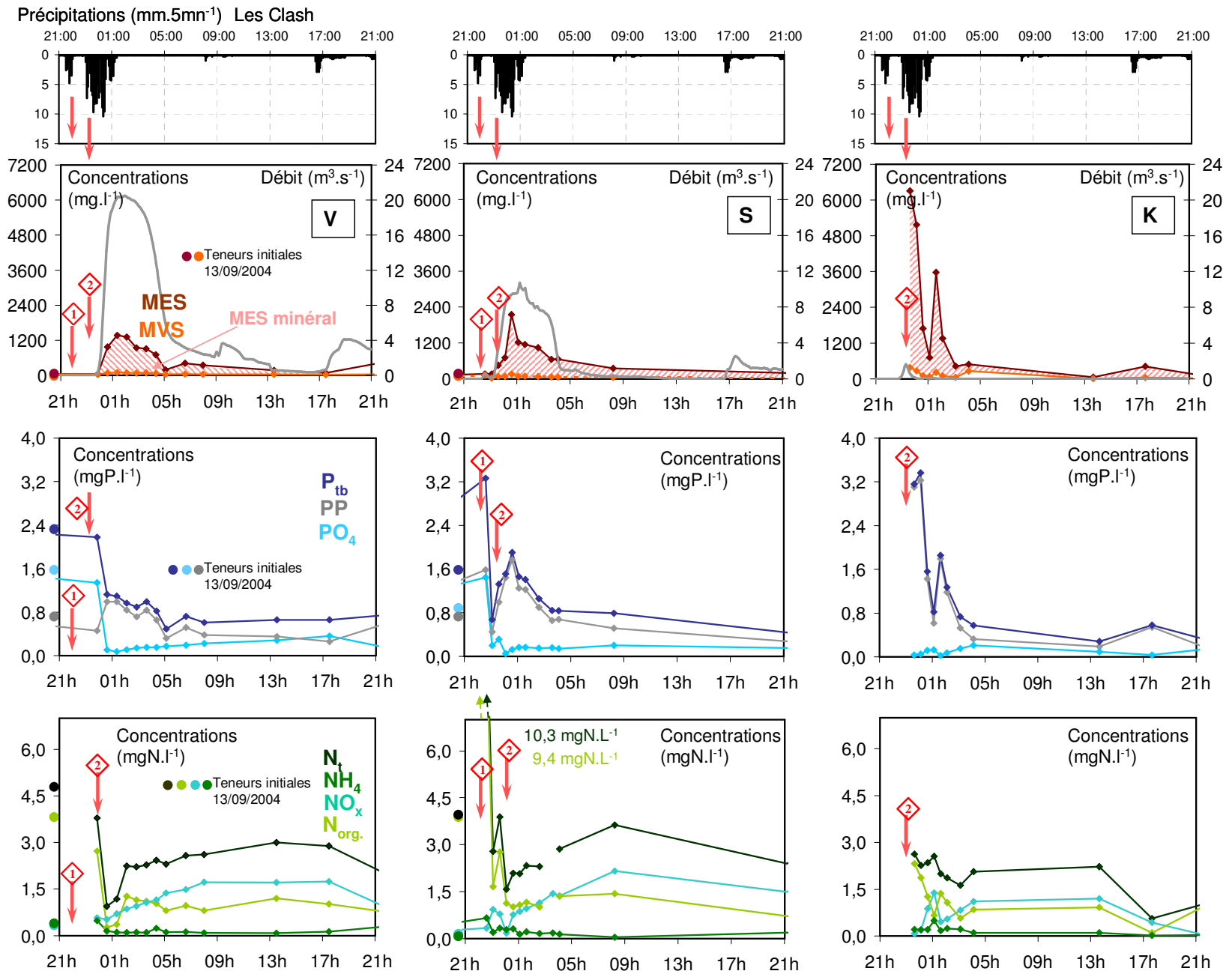


Tableau 2.2.c : Récapitulatif des caractéristiques des crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004.

		22/09/2003			13/09/2004	
		Averses			Averses	
		1	2	3	1	2
<b>P (mm)</b>		19	44	30	18	139
<b>I<sub>5</sub>max (mm.h<sup>-1</sup>)</b>		52.8	76.8	99.6	57.6	71.8
<b>Type de crue</b>		<b>CRRU</b>	<b>CRM</b>	<b>CRK</b>	<b>CRRU</b>	<b>CRM</b>
<b>tr S</b>		1h30	2h40		50 mn	50 mn
<b>Q<sub>m</sub> S (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)</b>		3.44	8.35		0.59	10.7
<b>Cr S</b>		1%	4.93%		0.15%	4.98%
<b>tr V</b>			3h15			1h30
<b>Q<sub>m</sub> V (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)</b>			11.7	13.4		20.3
<b>Cr V</b>			3.21%			6.70%
<b>MES</b>						
<b>C max (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>K</b>	2358	3658			6307
	<b>S</b>	976	1840		458	2150
	<b>V</b>	113	2964			1374
<b>C moy. (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>K</b>	2358	3127			5649
	<b>S</b>	781	1485		165	1110
	<b>V</b>	84	1831			980
<b>P<sub>tb</sub></b>						
<b>C max (mgP.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>K</b>	1.3	1.3			3.4
	<b>S</b>	4.61	1.02		3.26	1.90
	<b>V</b>	2.39	2.97			2.17
<b>C moy. (mgP.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>K</b>	1.2	1.3			2.9
	<b>S</b>	1.8	1		2.8	1.3
	<b>V</b>	2.2	1.3			0.9
<b>N<sub>t</sub></b>						
<b>C max (mgN.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>K</b>	3.5	3.0			2.6
	<b>S</b>	8.23	3.23		10.35	3.63
	<b>V</b>	2.48	6.96			3.79
<b>C moy. (mgN.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>K</b>	2.6	2.7			2.6
	<b>S</b>	3.8	3		8.9	2.0
	<b>V</b>	2.3	3.5			2.0

*P* : précipitations ; *I<sub>5</sub>max* : intensité maximale de la pluie sur 5 minutes ; *tr* : temps de réponse ;  
*Q<sub>m</sub>* : débit de pointe ; *Cr* : coefficient de ruissellement ; *C max* : concentration maximale de la crue ;  
*C moy.* : concentration moyenne de la crue.



## *Matières en suspension*

À la station *S*, suite à la première averse  $\diamond$ , on observe une **CRRU** le 22/09/2003 et le 13/09/2004 (cf. Figure 2.2.b et 2.2.c). Le 22/09/2003, un pic de concentration en MES de  $976 \text{ mg.L}^{-1}$ , est observé après un pic de débit de  $3.44 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , correspondant à une vitesse de  $0.84 \text{ m.s}^{-1}$ . Aucun pic de concentration en MES n'est noté le 13/09/2004. Ce même jour, le débit de pointe à la station *S* est égal à  $0.6 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , ce qui équivaut à une vitesse d'écoulement de  $0.4 \text{ m.s}^{-1}$ . Cette vitesse correspond au seuil de vitesse d'écoulement déterminé par Niño et al (2003) pour la mise en suspension de particules de 0.2 mm.

À la station *S*, le 22/09/2003, **les MES sont à plus de 80% sous forme de MVS.**

La provenance des MES peut être déterminée à partir de l'étude des hystérésis (cf. Figure 2.2.d). **Dans le cas des CRRU, les hystérésis des MES évoluent dans le sens inverse des aiguilles d'une montre** : la concentration est forte quand le débit est faible et elle diminue quand il augmente : **il s'agit d'une remobilisation des particules accumulées dans le lit de la rivière pendant l'étiage.** Ces particules sont principalement sous forme organique, vu la forte proportion de MVS. Il a en effet été observé que les MVS représentent plus de 75% des MES des rejets des STEP (cf. 1.2.2). Nous ne disposons cependant pas d'informations relatives au ruissellement sur la zone urbaine de Montbazin pour exclure un apport en MES provenant de cette zone.

À la station *S*, lors de la **CRM**, la seconde averse, bien qu'elle présente une  $I_{5\text{max}}$  inférieure à l'averse de pluie précédente, produit une eau plus chargée en MES. Lors des CRM, les MVS représentent une faible proportion des MES. Les hystérésis des MES évoluent dans le sens des aiguilles d'une montre : les MES augmentent de pair avec le débit, jusqu'à ce que leur source soit tarie. Reguès et al (2004), ont également observé cette évolution principalement à la fin de la période sèche, quand les concentrations en sédiments dans l'eau sont faibles. Globalement, les variations concomitantes du débit et des concentrations en MES et les plus faibles intensités de pluie indiquent que **les MES proviennent du lit de la rivière et des berges.**

Lors de la troisième averse  $\diamond$  générant une **CRK** le 22/09/2003, les concentrations en MES diminuent, suite à leur **dilution par les eaux des sources karstiques** qui en contiennent très peu (cf. figure 2.2.d). De fait, à la station *K*, on ne note pas de pic de concentration en MES.

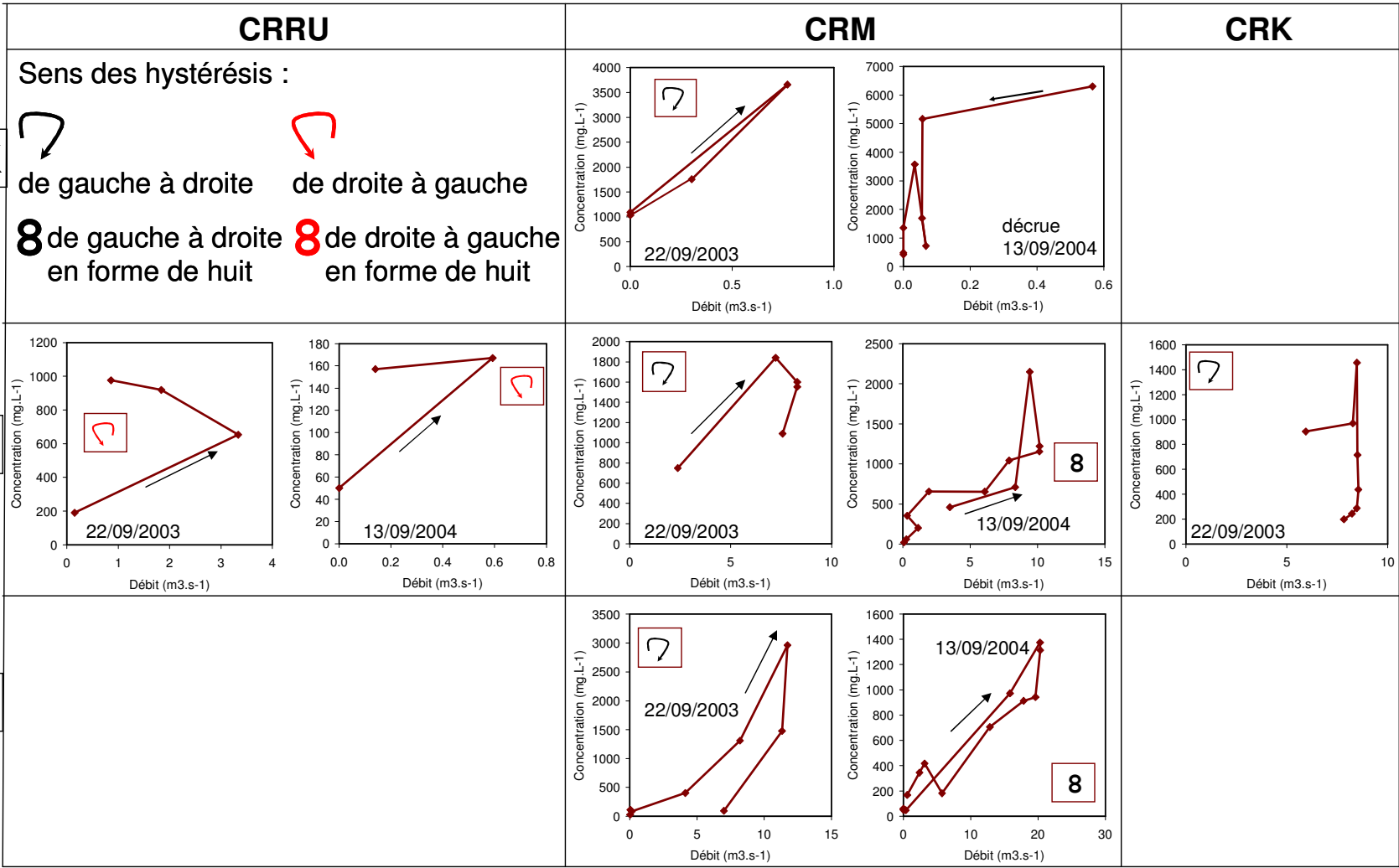


Figure 2.2.d : Hystérésis des concentrations en MES (crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004).

## Phosphore

Lors des **CRRU**, à la station **S**, au tout début de la crue, du phosphore est remobilisé sous forme de **"PP"**. Durant la première heure échantillonnée, les **concentrations sont fortes**, voire maximales : un pic maximum de concentration en  $P_{\text{ib}}$  de  $4.6 \text{ mgP.L}^{-1}$  est noté le 22/09/2003. Cette valeur est très forte et proche de celle d'eaux usées brutes. Le débit est le plus faible en tout début de crue, ce qui suggère que **"PP"** provient comme les MES d'une remobilisation de matériel accumulé dans le lit de la rivière. Puis, au cours de la CRRU, les hystérésis montrent que la concentration évolue de pair avec le débit ; le phosphore pourrait provenir des sols du bassin versant (cf. Figure 2.2.e). Le **rapport** entre les concentrations de **PP/MES**, de l'ordre de 10 ppm, **est fort (cf. Figure 2.2.f)**, voire supérieur à des valeurs relevées à proximité de rejets d'eaux usées (Dorioz et al., 1998a). **Le phosphore est biodisponible** et ce d'autant plus que le rapport entre  $(\text{NH}_4+\text{NO}_x)/\text{PO}_4$  **est faible, inférieur à 2**.

Au début de la CRRU du 22/09/2003, le pic de concentration en  $\text{PO}_4$  est associé à un "relargage" du  $\text{PO}_4$  stocké dans les trous d'eau entre le rejet *d* et la station *S*, qui peut correspondre à une dissolution du phosphore lié au carbonates de calcium. Des conclusions similaires ont été obtenues concernant le "relargage" du  $\text{PO}_4$  lors de crues estivales présentant de faibles débits de pointe (Dorioz et al., 1989). Puis la concentration en  $\text{PO}_4$  diminue et **"PP"** devient l'espèce prédominante.

Dans le cas des **CRM**, les hystérésis montrent une évolution différente des débits et des concentrations en fonction des formes de phosphore considérées : les concentrations en  $\text{PO}_4$  diminuent quand les débits augmentent à toutes les stations, le 22/09/2003 et le 13/09/2004 (cf. Figure 2.2.e). En début de crue, les  $\text{PO}_4$  proviennent d'un "relargage" depuis les trous d'eau.

**Au début des CRM**, les rapport **PP/MES sont forts**, supérieur à 2 ppm (cf. Figure 2.2.f), indiquent, comme le signalent Dorioz et al. (1998b) que le phosphore ne provient pas a priori du bassin versant, la charge des sédiments en phosphore étant trop forte. De plus, pour **"PP"**, les hystérésis n'ont pas la même forme à différentes dates et différentes stations. Le 22/09/2003, en début de crue alors que les débits sont encore faibles, on a le maximum de concentration en phosphore dans la rivière à toutes les stations, puis les concentrations diminuent. Cette évolution des débits et des concentrations et les valeurs du rapport **PP/MES** suggèrent que les **"PP" proviennent en début de crue, d'une source interne à la rivière**, comme de nombreux auteurs l'on noté à la fin des basses eaux (Bowes et House, 2001 ; May et al., 2001 ; Bowes et House, 2003).

De plus, les rapports  $(\text{NH}_4+\text{NO}_x)/\text{PO}_4$  **sont faibles**, surtout le 13/09/2004 indiquant que le **phosphore n'est pas le nutriment limitant**. Provenant de nutriments stockés dans le lit de la rivière à partir des rejets de STEP, **le phosphore est alors potentiellement biodisponible**, comme Dorioz et al. (1998a) le suggèrent quand les sédiments riches en phosphore proviennent de rejets anthropiques. Certains auteurs montrent également que du phosphore biologiquement actif est exporté à cette période (House et Denison, 1997 ; May et al., 2001), ce qui est possible pour le bief entre le rejet *d* et la station *S* où l'on observe la présence de biofilms à l'étiage.

La crue se poursuivant, certaines hystérésis, comme celle du 23/09/2003 à l'exutoire et celles du 13/09/2004, montrent une évolution conjointe des débits et des conductivités : le **"PP"** provient des surfaces agricoles quand il y a ruissellement, ce que confirment les faibles valeurs de **PP/MES** relevées alors, inférieures à 2 ppm.

Lors des **CRK**, les **forts débits diluent les concentrations en phosphore**, ce que montre bien l'hystérésis de la figure 2.2.e : à débit constant, les concentrations diminuent fortement au cours du temps du fait de la contribution au débit à la station *S* des eaux de la source karstique de Cournonsec.

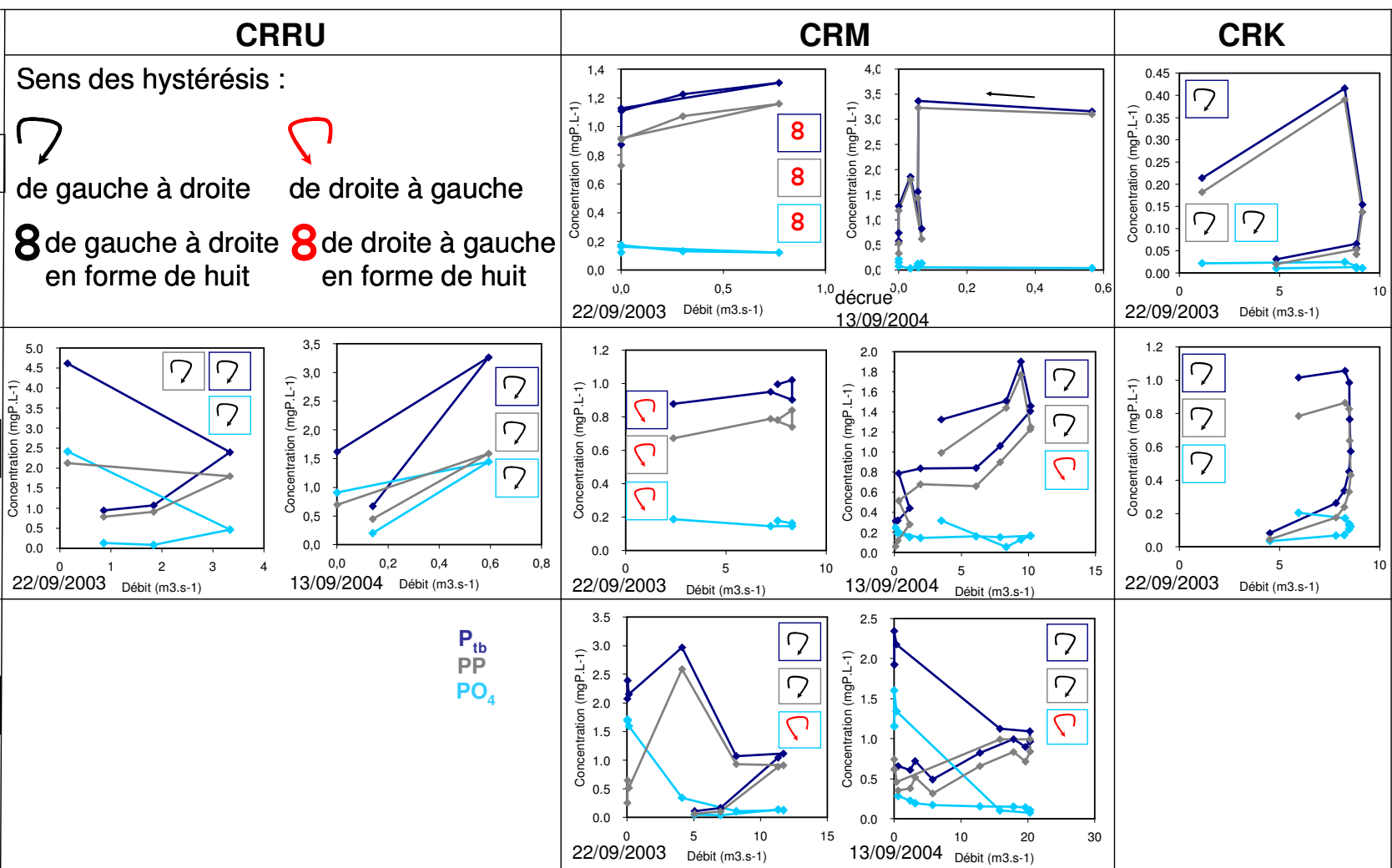


Figure 2.2.e : Hystérésis des concentrations en phosphore (crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004).

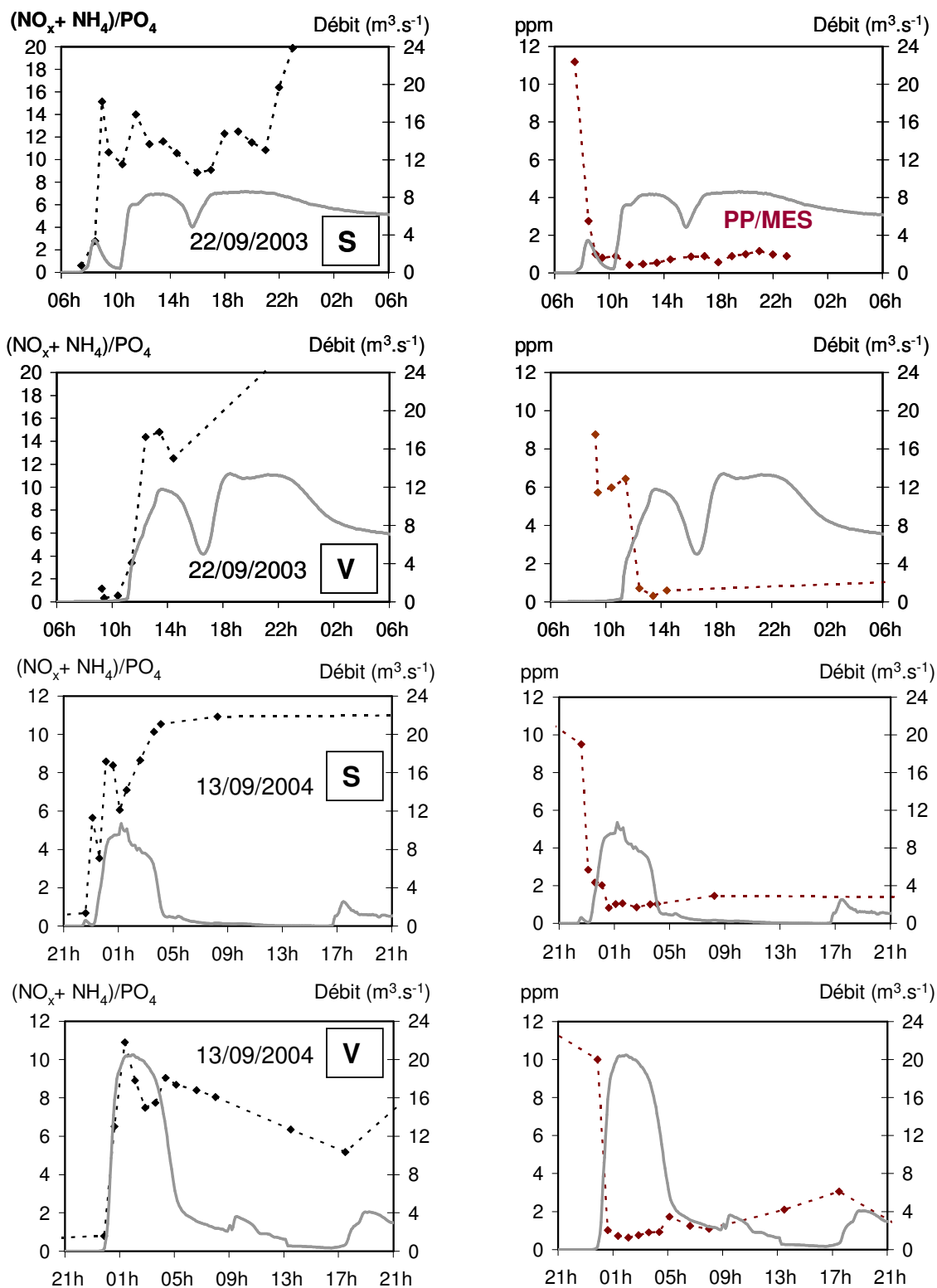


Figure 2.2.f : Rapports  $(NO_x+NH_4)/PO_4$  et  $PP/MES$  pour les crues en S et V du 22/09/2003 et du 13/09/2004.

## Azote

Lors des **CCRU**, à la station *S*, les concentrations fortes, voire maximales en  $N_t$  -10.4 mgN.L<sup>-1</sup>, le 13/09/2004- sont observées au début de la crue, quand les débits sont faibles et avant le pic de débit. **L'azote, à 75% sous forme de  $N_{org}$**  à la station *S* provient alors du **lit de la rivière**. Aux cours des 2 CRRU du 22/09/2003 et du 13/09/2004, les concentrations en  $NH_4$ , évoluent de pair avec la diminution des débits et le 22/09/2003, (cf. Figure 2.2.b), de pair avec les concentrations en potassium, ce qui indique que  $NH_4$  peut provenir du **ruissellement sur les zones urbaines**. Le 22/09/2003, les concentrations en  **$NO_x$  plus élevées au début de la crue, pourraient provenir a priori de la pluie** : leur concentration moyenne est de 1.1 mgN.L<sup>-1</sup> le 22/09/2003 et de 0.4 mgN.L<sup>-1</sup> le 13/09/2004 (§ 1.2.2).

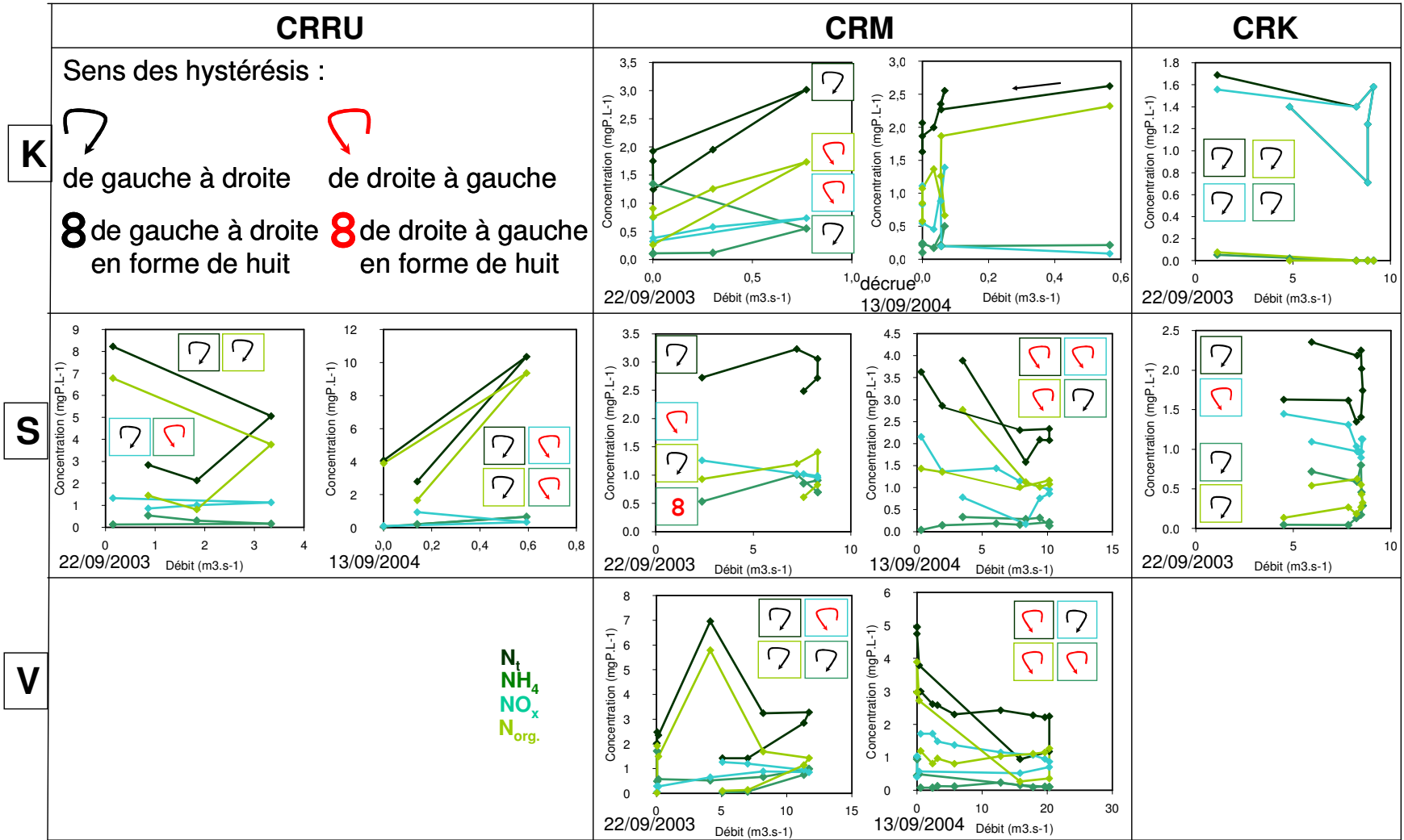
Lors des **CRM**, à la station *V*, le pic de concentration en  $N_{org}$  peut provenir de la **biomasse accumulée dans la rivière en été, car il est simultanément aux pics de concentrations en  $PO_4$** . Ceci est confirmé par le fait que, le 13/09/2004, les concentrations en  $N_{org}$  aux stations *S* et *V* évoluent de pair avec la diminution des débits

Aux stations *K* et *S*, le 22/09/2003, un pic de concentration en  $NH_4$  apparaît en même temps qu'un pic de concentration en potassium, (cf. Figure 2.2.b) : ces 2 éléments proviennent d'un **lessivage des parcelles de vignes avoisinant la station *K***. Leurs concentrations diminuent ensuite quand les débits augmentent (cf. Figure 2.2.b, 2.2.c et 2.2.g).

Le 22/09/2003, on note aux stations *K* et *S*, comme lors des CRRU, une **augmentation de la concentration moyenne en  $NO_x$  apportés par les précipitations** qui diminuent quand les débits augmentent, excepté à l'exutoire, le 22/09/2003 et à la station *S*, le 13/09/2004(cf. Figure 2.2.g). Il peut alors y avoir un apport en  $NO_x$  en provenance de l'écoulement hypodermique. La crue se poursuivant, les concentrations en  $N_{org}$  diminuent et les concentrations en  $NO_x$  augmentent.

Lors de la **CRK**, comme dans le cas du phosphore, les hystérésis montrent que **les eaux du karst diluent fortement les concentrations en azote** à débit constant, excepté pour celles en  $NO_x$  qui augmentent –cf crue du 22/09/2003. **Les  $NO_x$ , dont la concentration est voisine de celles des eaux karstiques, sont apportés par la source de Cournonsec – station *S***.

Figure 2.2.g : Hystérésis des concentrations en azote (crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004).



## 2.2.4 Quantification des flux et origine

Les exportations des nutriments et des MES sont estimées à l'exutoire et à la station *S* pour chacune des crues précédemment présentées à l'aide de méthodes de calcul proposées par Salles et al. (sous presse). Deux méthodes différentes (Loadcrue 3 et Loadcrue 6) ont été utilisées et nous avons retenu la moyenne des résultats. Nous avons présenté dans les tableaux 2.2.d et 2.2.e les masses exportées au cours des crues du 22/09/2003 et du 13/09/2004. Le 22/09/2003, nous avons calculé des masses exportées au cours de la CRRU aux stations *K* et *V*, car on observe une légère augmentation du débit en ces deux stations.

Pour les CRRU, les masses exportées à la station *S* sont faibles et seulement une proportion faible voire nulle est transmise à l'exutoire. Des maxima de 27 kg de  $P_{tb}$  et 58 kg de  $N_t$  sont exportés le 22/09/2003, les principaux nutriments exportés étant "PP" et  $N_{org}$ .

Lors des CRM, les masses sont exportées jusqu'à l'exutoire. Un maximum de 352 kg de  $P_{tb}$  et 770 kg de  $N_t$  sont exportés le 13/09/2004. Les principaux nutriments exportés au cours des CRM sont "PP",  $NO_x$  et  $N_{org}$ .

Afin d'estimer la provenance des nutriments lors des crues rapides, nous avons calculé les flux des apports ponctuels dont nous connaissons les concentrations, pendant toute la durée de la crue (§. 1.2.2). Le calcul a été effectué du début de la montée de la crue, jusqu'à la fin de la décrue pour les CRRU et les CRM, qui sont des crues de durée courte (cf. Figures 2.2.b et 2.2.c). Lors de la CRK du 22/09/2003, nous avons limité notre calcul au début de la crue, quand nous disposions d'échantillons (cf. Tableau 2.2.b).

Les apports en provenance des précipitations sont estimés comme étant le produit du volume ruisselé au cours de la crue par la concentration moyenne de la pluie (cf. Chapitre 2). Ceux en provenance d'une STEP sont calculés comme étant le produit du débit, de la concentration moyenne du rejet de la STEP et de la durée de la crue. A la station *S*, nous calculons les apports en provenance d'une STEP et à l'exutoire, de deux STEPs. Les apports qui ne proviennent ni des précipitations, ni des STEPs sont nommés apports résiduels et ils correspondent aux apports en provenance des sols agricoles et du lit de la rivière. L'analyse de la dynamique des différentes formes de nutriments au cours de la crue nous permet d'évaluer l'importance des apports en provenance du lit de la rivière.

Dans le cas des CRK, nous calculons pour la station *S*, les apports provenant de la source de Cournonsec, échantillonnés à la station *K*. Ils correspondent au produit du volume de la source de Cournonsec par la concentration moyenne de cette source estimée à l'aide des campagnes spatiales et du suivi régulier.

Nous pouvons ainsi connaître les apports des STEP, des sources karstiques et des précipitations pendant la crue. Nous avons également utilisé les résultats de Kerschner et al. (communication personnelle résultant d'un travail commun), concernant l'analyse de la matière organique accumulée – biomasse - au cours de l'été 2004 dans la Vène.

Lors de la CRM du 13/09/2004 (cf. Tableau 2.2.e), à l'exutoire,  $N_t$  est apporté à 2% par les STEP, 23% par la biomasse - estimation à partir des données d'août 2005 et à 49% par la pluie, le reste étant apporté par les écoulements en provenance des sols, des zones urbaines et du lit de la rivière.  $P_{tb}$  est apporté en majorité par cette dernière composante, les STEP n'en fournissant que 1% et la biomasse remobilisée, 18%.

Lors de la CRM du 22/09/2003 (cf. Tableau 2.2.d) nous pouvons faire sensiblement le même constat, même si l'estimation des nutriments apportés par la biomasse n'est pas possible, la crue du 22/09/2003 étant la deuxième crue de l'année à la station *V*. A cette date,  $N_t$  provient à 1% des STEP, à 35% des précipitations, 64% étant apportés par les écoulements en provenance des sols, des zones urbaines et de la remobilisation dans le lit de la rivière, biomasse comprise.  $P_{tb}$  provient en quasi-totalité de cette dernière composante.



**Tableau 2.2.d : Masses exportées au cours des crues du 22/09/2003.**

22/09/2003		Masses exportées (kg)								
		MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NOx	Norg
CRRU	K	359	23	0,20	0,02	0,17	0,45	0,16	0,09	0,21
	S	10930	7601	27	6	20	58	4	15	39
	V	89	24	2	1	1	2	1	0	1
CRM	K	10577	597	5	0	4	9	2	2	5
	S	195072	15253	130	22	105	382	113	136	133
	V	253854	18348	176	21	149	486	111	125	251

**Tableau 2.2.e : Masses exportées au cours des crues du 13/09/2004.**

13/09/2004		Masses exportées (kg)								
		MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NOx	Norg
CRRU	K									
	S	157	96	3	1	1	8	1	0	7
	V									
CRM	K	19297	1176	10	0	10	9	1	1	7
	S	176056	15041	217	27	186	372	36	184	182
	V	348872	28635	352	56	288	770	48	379	343

De la station K à la station V, les masses exportées augmentent, excepté pour les CRRU car le volume de la crue n'est pas transmis en totalité à l'exutoire. D'une station à l'autre, les masses exportées lors des 2 CRM varient beaucoup. La majorité des exportations, le 22/09/2003 et le 13/09/2004, provient de la zone entre les stations K et S qui fournit 50 à 70% des exportations en MES, N<sub>t</sub> et P<sub>tb</sub> à l'exutoire. Les nutriments accumulés en aval du rejet de la STEP de Montbazin, pourraient alors quand ils sont remobilisés, en début de crue, correspondre à plus de la moitié des exportations. Cependant, un suivi en crue n'a été effectué simultanément aux stations K, S et V que lors de deux événements, le 22/09/2003 et le 13/09/2004 et les résultats obtenus sont à considérer avec prudence.

## 2.2.5 Généralisation

Nous allons présenter dans cette section une analyse de l'ensemble des crues échantillonnées de 1994 à 2005. Nous présenterons les caractéristiques hydrochimiques, ainsi que les masses transportées pour chaque type de crue rapide. L'objectif est d'identifier les crues ayant le plus d'impact sur la qualité de l'eau à l'exutoire de la Vène. Puis nous nous intéresserons aux différences de concentrations et de masses exportées le long de la rivière, de la station K à la station V, afin d'identifier les biefs qui présentent les concentrations en nutriments les plus fortes et l'origine de la majorité des nutriments à l'exutoire. L'ensemble des graphiques concernant la dynamique des crues figure en Annexe D-III.

### *Remarques concernant le calcul des concentrations moyennes et des masses*

Le calcul des masses et des concentrations moyennes des crues a été effectué comme précédemment (Salles et al., sous presse). La qualité des valeurs obtenues est fonction de la densité de l'échantillonnage en crue. Cette qualité est assez variable d'une crue à l'autre et nous effectuons le calcul sur toute la durée de l'écoulement de crue pour les CRRU et les CRM. Pour les crues qui durent plusieurs jours, comme certaines CRM, ou les CRK, le calcul s'effectue seulement sur la seule partie de la crue à être échantillonnée, i.e le début de crue. La masse de ces événements aurait donc tendance à être sous-estimée.

A l'exutoire, nous disposons d'une CRRU le 07/09/2003, de 3 CRM et de 6 CRK. Nous disposons à la station S de 2 CRRU, 2 CRM et 3 CRK et à la station K, de 1 CRRU, 3 CRM et 2 CRK.

Caractéristiques hydrochimiques des différentes crues rapides

Concentrations moyennes

Elles correspondent à la moyenne des flux calculés par les méthodes Loadcrue 3 et 6 divisée par le volume de la crue (Salles et al., sous presse). La concentration moyenne en MES et nutriments des crues rapides varie beaucoup, d'un type de crue à l'autre (cf. Figure 2.2.h). Les concentrations moyennes en MES sont les plus fortes durant les CRK, qui présentent les plus forts volumes en crue et les pics de débit les plus importants. La concentration instantanée maximale notée pendant une CRK est de 2964 mg.L<sup>-1</sup> le 22/09/2003, pour un débit instantané de 11.7 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Cependant, la médiane des concentrations moyennes en crue des MES n'est pas très différente pour chaque type de crues, ce qui peut s'expliquer par une dilution des MES par les débits les plus forts, ou un appauvrissement dans les apports en MES, dont le stock est limité sur le bassin versant.

Les concentrations moyennes en nutriments sont les plus fortes pour les CRRU, avec des valeurs médianes de 1.9 mgP.L<sup>-1</sup> pour le P<sub>tb</sub> et de 3.5 mgN.L<sup>-1</sup> pour N<sub>t</sub>. Les concentrations en P<sub>tb</sub> et en N<sub>t</sub> peuvent atteindre des valeurs instantanées maximales de 2.4 mgP.L<sup>-1</sup> et 5.4 mgN.L<sup>-1</sup> pour des débits instantanés de 0.06 et 0.04 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Les premières crues après l'étiage sont donc celles qui présentent les concentrations moyennes et instantanées maximales en nutriments.

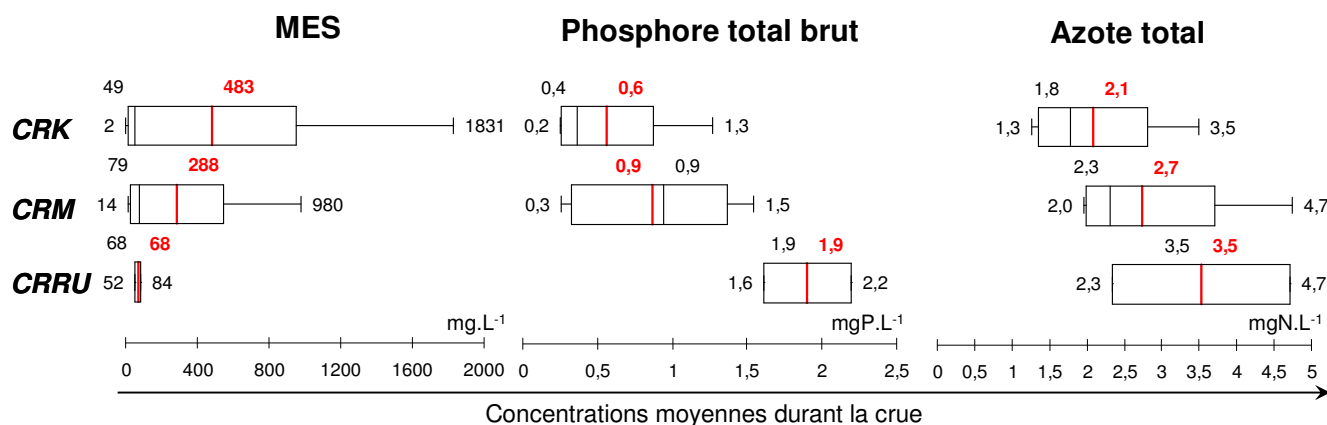


Figure 2.2.h : Concentrations moyennes en MES et nutriments à l'exutoire durant les crues rapides de reprise d'écoulement.

Dynamique des nutriments et sources potentielles de nutriments

La dynamique temporelle des nutriments et des MES telle qu'elle été décrite pour les événements du 22/09/2003 et du 13/09/2004, peut être généralisée à tous les événements.

Les CRRU, premières crues de l'année, sont produites par des processus de ruissellement urbain sur les zones imperméabilisées. Les concentrations notées en moyenne pour une CRRU sont assez fortes pour un site faiblement urbanisé (Valiron et Tabuchi, 1992) et ce d'autant plus que les débits observés sont faibles. Les nutriments transportés par les premières crues de l'année pourraient donc provenir du lit de la rivière après les périodes d'étiage. La dynamique des nutriments confirme cette hypothèse : quand les débits sont faibles, il y a un pic de concentration en phosphore principalement sous forme de "PP" et PO<sub>4</sub> et un pic de concentration en azote sous forme de N<sub>org</sub>. Les MVS représentent de plus une part importante des MES, ce qui indique une pollution organique.

Lors des CRM, les principales espèces remobilisées sont toujours les "PP" et N<sub>org</sub> qui peuvent provenir à la fois de la remobilisation dans le lit de la rivière et des sols, ce qui est favorisé à la fin de la période sèche par la formation de croûte (Mc Dowell et Sharpley, 2002). Après le pic de ruissellement, les concentrations en N<sub>org</sub> et "PP" diminuent assez rapidement. A l'exutoire, les hystérésis des crues évoluent en général dans le sens des aiguilles d'une montre, ce qui signifie que les

nutriments proviennent d'une zone proche de la rivière, ou du lit de la rivière. Pour les CRM de septembre - 22/09/1994, 06/09/1999, 13/09/1994, on observe des hystérésis en forme de 8 pour  $N_{org}$  et parfois même pour les  $PO_4$  (13/09/2004). Cette forme d'hystérésis signifie qu'un deuxième apport en  $N_{org}$ , voire en  $PO_4$  arrive à la rivière, lors de la décrue. Les  $N_{org}$  proviennent probablement des sols plus éloignés du chenal de la rivière, d'où leur arrivée avec un certain retard.

Lors des CRK, les  $NO_x$  et les "PP" sont les formes de nutriments prédominantes, excepté le 24/11/2002, où les  $PO_4$  prédominent. La crue du 23/09/94 en fournit une bonne illustration (cf. Annexe D-III).

Les  $NO_x$ , principalement sous forme de  $NO_3$ , peuvent provenir alors soit des sources karstiques, soit de la lixiviation des sols via l'écoulement hypodermique. Les sources karstiques participant en grande majorité au débit de base, les concentrations en  $NO_x$  à l'exutoire sont alors dans la gamme de celles relevées pour les sources karstiques : elles évoluent de 0.5 à 1 mgN.L<sup>-1</sup>. Austin et al. (2004) ont cependant mis en évidence que la remobilisation des  $NO_3$  par écoulement hypodermique est favorisée à la reprise de l'écoulement : lors des périodes sèches, le prélèvement de  $NO_3$  et  $NH_4$  est faible et ces deux formes s'accumulent dans les sols ; on observe une minéralisation de  $N_{org}$  et une augmentation des processus de nitrification, dénitrification et lessivage. On peut donc envisager que les nitrates proviennent des sols même si cette contribution n'est pas majoritaire.

En l'absence de précipitations, en fin de la crue, les concentrations en "PP" et  $PO_4$  diminuent : elles sont comprises entre 0.1 et 0.3 mgP.L<sup>-1</sup>. Les sources en phosphore sont en effet limitées : les sols ne contiennent que 6,6% de phosphore pouvant être remobilisé sous forme dissoute en surface et 1.1% si l'on considère tout le profil. Les concentrations en phosphore des sources karstiques sont de plus très faibles, égales à 0.01 mgP.L<sup>-1</sup> pour  $P_{tb}$  (§ 1.2.2).

#### Masses exportées à l'exutoire et origine

Les masses exportées au cours des crues sont maximales pour les CRK, excepté pour les MES et minimales pour les CRRU du fait de l'importance respective des volumes pour les différents types de crues (cf. Figure 2.2.i). Les CRK étant échantillonnées souvent seulement au début de la crue, les masses exportées sont sous-estimées. Les masses maximales exportées pour les MES sont de 250 tonnes le 22/09/2003. La masse maximale de  $P_{tb}$  exporté à l'exutoire est de 640 kg le 06/09/1999 et celle de  $N_t$  est de 3130 kg le 18/10/1999.

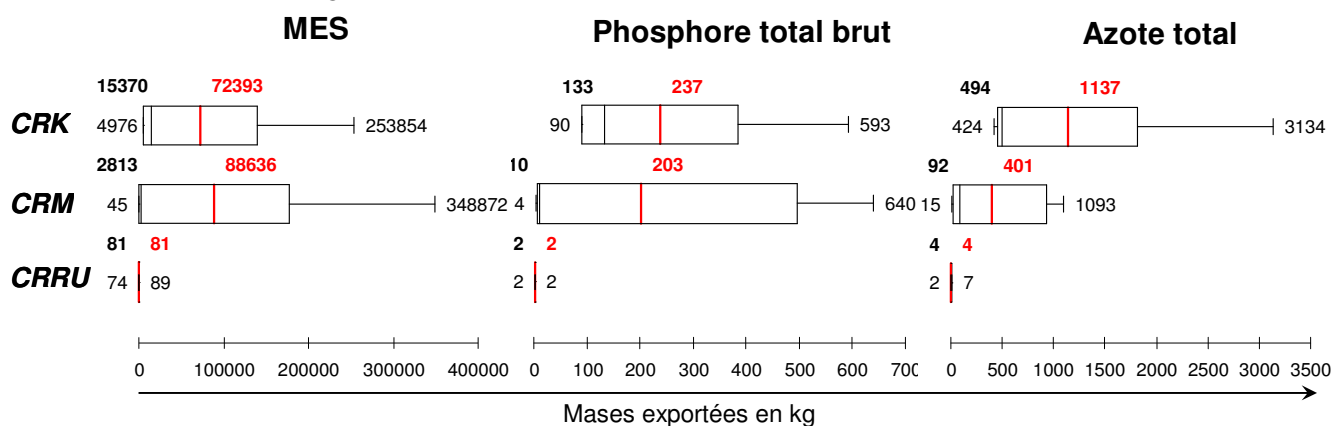


Figure 2.2.i : Masses en MES et nutriments exportées à l'exutoire des crues rapides de reprise d'écoulement.

Si on utilise des données de flux exportés exprimés en kg.h<sup>-1</sup>, qui permettent de diminuer l'effet du volume total de crue sur les calculs de flux, les résultats indiquent, que pour toutes les formes de nutriments, exceptés les  $NO_x$ , ce sont les CRM qui présentent les valeurs de flux exportés maximaux (cf. Figure 2.2.j).

Les CRM sont donc les crues rapides qui ont le plus d'impact en rivière sur les exportations.

	MES (kg.h <sup>-1</sup> )		PHOSPHORE (kgP.h <sup>-1</sup> )			AZOTE (kgN.h <sup>-1</sup> )			
	MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>x</sub>	N <sub>org</sub>
<b>Type 1</b>	6 - 43	2 - 11	0.2 - 0.9	0.1 - 0.6	<b>0.06 - 0.9</b>	0.6 - 1	0.1 - 0.3	0.1	<b>0.3 - 0.7</b>
<b>Type 2</b>	3 - 58000	90 - 4200	0.2-50	0.03 - 7	<b>0.04 - 40</b>	1 - 110	0.003-25	0.1-30	<b>1 - 60</b>
<b>Type 3</b>	40 - 425		1-4	0.2-1	<b>0.4-3</b>	3-20	0.3-2	<b>1 - 10</b>	<b>2 - 8</b>

A la reprise d'écoulement :

Type 1 : crues de ruissellement urbain

Type 2 : crues de ruissellement urbain et agricole

Type 3 : crues influencées par le karst

**Figure 2.2.j :** Flux de nutriments et de MES exportés au cours des crues de reprise d'écoulement.

Au cours des CRRU, les nutriments accumulés sur les surfaces urbaines, peuvent être transmis à la rivière. Huber et Dickenson (1988) estiment que 0.04 kg.ha<sup>-1</sup> de P<sub>tb</sub> peuvent être accumulés sur ces surfaces en 40 jours sans pluie, ce qui correspond à une masse de 1.8 kg de P<sub>tb</sub> sur la surface du village de Montbazin. Cette valeur représente une part relativement faible de la masse de 16 kg de P<sub>tb</sub> exportée à la station S lors de la première CRRU de l'année 2004 et ce d'autant plus qu'il a plu durant les 40 jours précédant la crue (25.6 mm à Mas Plagnol). Les zones urbaines ont ainsi peu d'effet sur les exportations en nutriments durant les crues. Les nutriments mobilisés lors des CRRU proviennent donc en majorité de la remobilisation dans le lit de la rivière et sont fonction également des processus complexes liés à la remise en eau de sédiments secs (Baldwin et Mitchell, 2000).

Les nutriments peuvent provenir de la même origine au début des CRM.

Nous avons estimé la provenance des nutriments de la même manière qu'au paragraphe 2.2.4 (cf. Figure 2.2.k). Lors des crues de reprise d'écoulement, le P<sub>tb</sub> exporté, principalement sous forme de PP, vient principalement du lit de la rivière pour les premières crues –et donc d'un stock provenant de l'accumulation des rejets de STEP, ou en moindre mesure, du bassin versant.

Le N<sub>t</sub> exporté, principalement du N<sub>org</sub>, provient du lit de la rivière et en moindre mesure du bassin versant. Le NO<sub>x</sub> et NH<sub>4</sub> proviennent en grande partie des précipitations, qui peuvent représenter 35% des apports en azote.

La biomasse accumulée pendant l'été peut fournir jusqu'à 20% et 25% des apports respectifs en P<sub>tb</sub> et N<sub>t</sub>. Pour une CRM échantillonnée plus tard dans l'année, le 30/09/2003, sur un fort débit de base, l'apport de nutriments en provenance du lit est réduit : P<sub>tb</sub> provient à la fois des STEP et du bassin versant et du lit de la rivière et N<sub>t</sub> a pour origine majoritaire les précipitations - 50%, puis les STEP, le bassin versant et le lit de la rivière.

Quand les sources karstiques coulent, lors des CRK, elles représentent la source essentielle de N<sub>t</sub> à la station S – crue du 09/10/2002. La source de Cournonsec apporte également en cette station 25% du phosphore total.

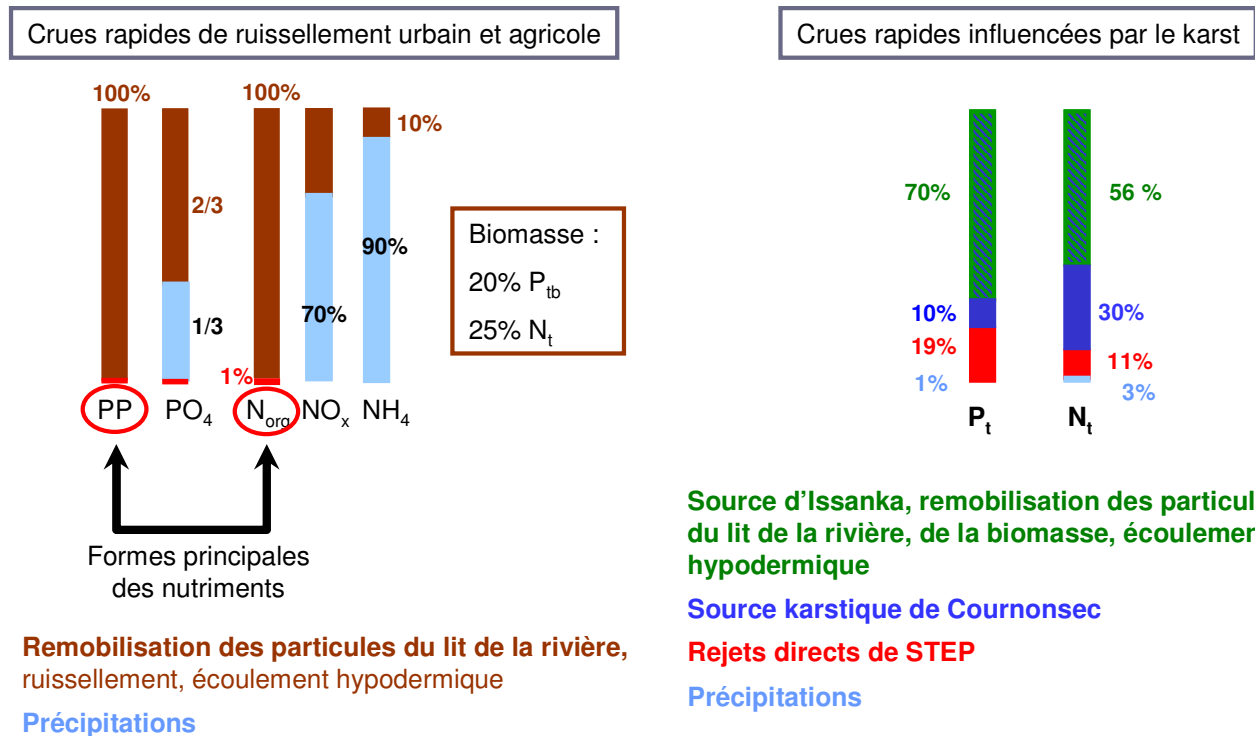


Figure 2.2.k : Origine des exportations à l'exutoire de la Vène au cours des crues rapides.

## 2.2.6 Conclusion

Les éléments affectant la dynamique des nutriments durant la reprise de l'écoulement sont résumés sur la figure 2.2.1.

A la reprise de l'écoulement se succèdent 3 types de crues, les CRRU, les CRM et les CRK.

Lors des premières crues de reprise de l'écoulement, qui sont souvent des CRRU, nous notons une augmentation des concentrations des MES et des formes organiques de nutriments : MVS, "PP",  $PO_4$ ,  $N_{org}$ , alors que les débits sont faibles. Cette augmentation a pour origine la remobilisation des particules du lit de la rivière pour les nutriments sous forme particulaire, ou des processus de reprise, à partir des trous d'eau dans le cas de  $PO_4$ . Il s'agit d'un transfert différé des rejets de STEP.

Lorsque les averses produisent des pics de ruissellement au début des CRM, avec des débits plus importants, les principales espèces impliquées sont "PP" et  $N_{org}$ , qui peuvent provenir des sols et  $NH_4$ , provenant du ruissellement sur les parcelles de vignes. Après le pic de débit dû au ruissellement de surface, les concentrations diminuent assez rapidement.

Lors des CRK, la rivière est alimentée par les sources karstiques et dans une moindre mesure par un écoulement hypodermique. Les MVS constituent une faible proportion des MES et  $NO_x$  et "PP" sont alors les formes majoritaires de nutriments. Les concentrations en  $NO_x$  proviennent en majorité des sources karstiques. Les concentrations en phosphore sont cependant faibles, car les sols et les sources karstiques contiennent peu de phosphore et le débit des sources karstiques a un effet de dilution.

Les concentrations moyennes en MES sont plus fortes pour les crues présentant les plus forts débits : elles varient de  $70 \text{ mg.L}^{-1}$  pour les CRRU à  $500 \text{ mg.L}^{-1}$  pour les CRK. Les concentrations moyennes en crue pour les nutriments sont par contre maximales lors des CRM et minimales lors des CRK : elles varient de  $0.6$  à  $1.9 \text{ mgP.L}^{-1}$  pour  $P_{tb}$  et de  $2.1$  à  $3.5 \text{ mgN.L}^{-1}$  pour  $N_t$ .

La masse exportée en MES varie de  $80 \text{ kg}$  pour les CRRU, à  $90\,000 \text{ kg}$  pour les CRM. En raison de leur fort volume en crue, les CRK présentent les plus fortes masses exportées. La masse exportée au cours d'une crue varie de  $2$  à  $240 \text{ kg}$  pour  $P_{tb}$  et de  $4$  à  $1150 \text{ kg}$  pour  $N_t$ .

Lors des CRRU et des CRM, l'origine des exportations provient à  $75\%$  de la remobilisation du matériel accumulé dans le lit de la rivière et du bassin versant pour le phosphore. Pour l'azote, cette contribution varie de  $50$  à  $55\%$ , les précipitations apportant  $35$  à  $50\%$  de l'azote restant. Dans le cas des CRK, l'origine du phosphore est difficilement déterminable. Dans le cas de l'azote les sources

karstiques peuvent contribuer à la masse totale exportée à l'exutoire d'une manière non négligeable : la source de Cournonsec apporte 90% de l'azote à la station S et à l'exutoire, cette contribution est égale à 30%.

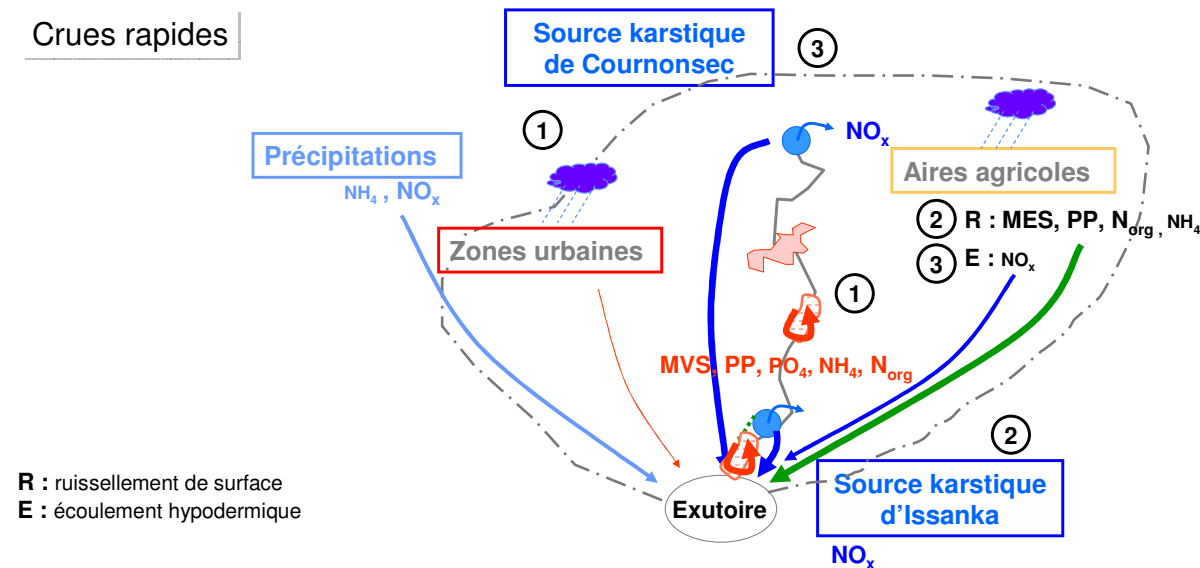


Figure 2.2.I : Origine et formes principales des nutriments au cours de la reprise de l'écoulement et des crues rapides.

## 2.3 Hautes eaux et crues karstiques

Nous nous intéresserons dans cette section à l'identification et à la quantification des sources principales de nutriments en hautes eaux en dehors des crues, puis lors des crues karstiques de hautes eaux - CHK. Après avoir décrit l'état antérieur de la rivière à ces crues, nous présenterons leur dynamique hydrologique. Nous commenterons ensuite la dynamique des nutriments. Puis, nous étudierons les masses exportées au cours de ces crues. Enfin, nous discuterons de la représentativité de ces événements et nous nous intéresserons également au cas d'une crue produite par ruissellement de surface, le 23/04/1996, quand le débit de base de la rivière à l'exutoire est élevé.

### 2.3.1 Flux de nutriments entre les crues

Les concentrations en MES et nutriments dans la rivière observées lors des campagnes de hautes eaux sont plus faibles que celles des campagnes du tarissement, de l'étiage et de la reprise de l'écoulement. Les concentrations en MES varient de 1.4 à 7.7 mg.L<sup>-1</sup>, celles en P<sub>th</sub>, de 0.006 à 0.2 mgP.L<sup>-1</sup> et celles en N<sub>t</sub>, de 0.8 à 2 mgN.L<sup>-1</sup>. En hautes eaux, les sources karstiques sont les sources majeures d'écoulement à l'exutoire : la contribution de la source de Cournonsec est égale à environ 20% et celle d'Issanka varie de 60 à 90%. Les affluents et l'écoulement en provenance des sols contribuent de 10 à 16% à l'écoulement à l'exutoire et les rejets des STEP, de 1 à 4% (cf. chapitre 3, § 2.3). Les concentrations en MES et nutriments sont donc réduites par les eaux karstiques.

Afin d'identifier les sources de MES et de nutriments sur le bassin versant, nous disposons de 4 campagnes spatiales au cours desquelles les sources karstiques de Cournonsec et d'Issanka coulaient : le 07/06/2004 au tarissement et les 03/02/2003, 19/01/2004, 02/03/2004 en hautes eaux. Les campagnes du 03/02/2003, du 19/01/2004 et du 02/03/2004 sont présentées sur la figure 2.3.a.

En hautes eaux, les MES sont à moins de 50% sous forme de MVS, excepté le 02/03/2004, où les rejets des STEP et K' en contiennent une forte proportion. Les nutriments sont principalement sous forme dissoute et l'azote est majoritairement sous forme de NO<sub>x</sub>. On observe des gains de flux en nutriments en provenance du bassin versant de la station K au point N et du point T à la station V. Les

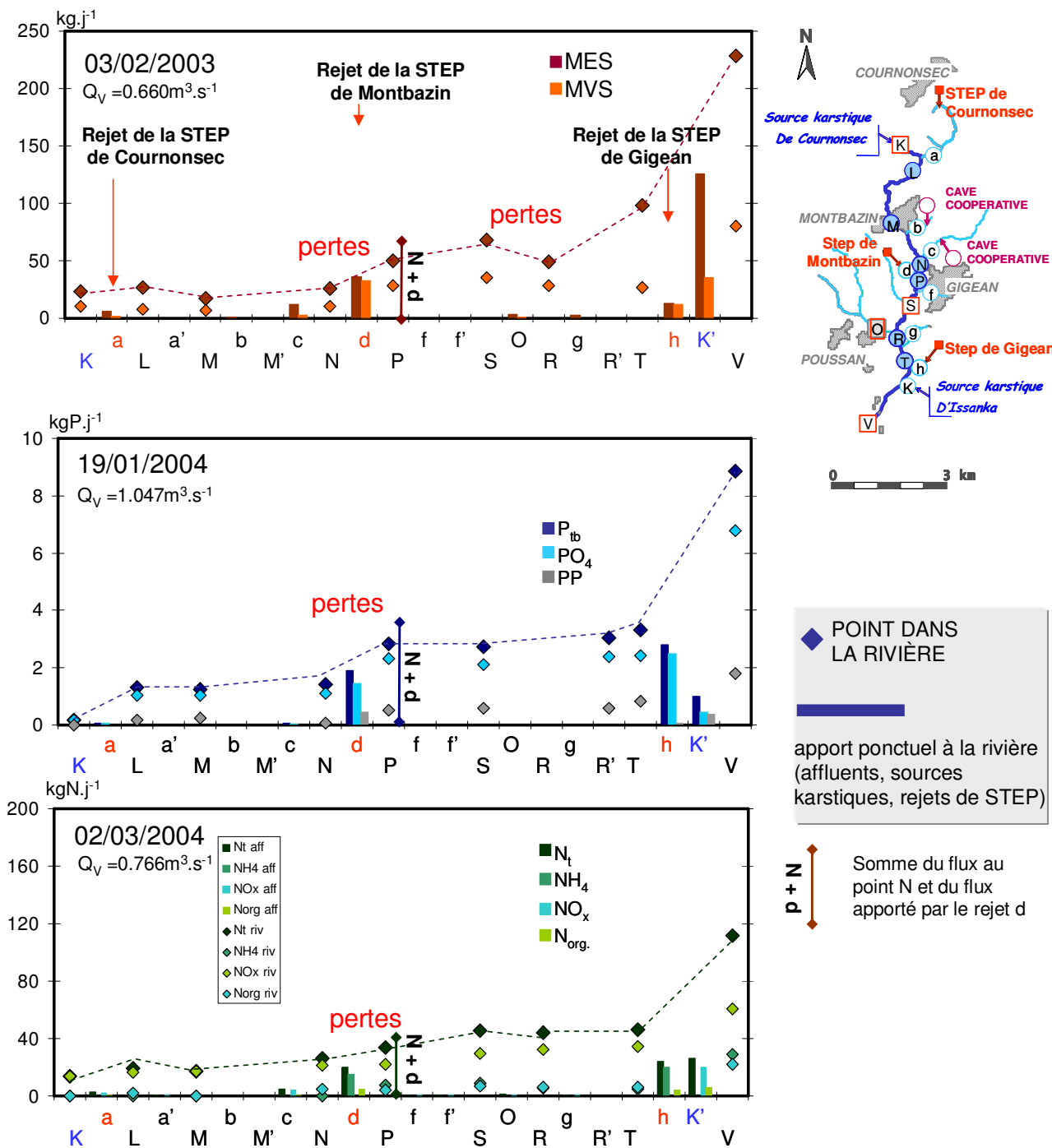
apports en phosphore à la rivière les plus importants proviennent des STEP (cf. rejets  $d$  et  $h$ , figure 2.3.a) et de l'écoulement hypodermique (cf. gain, figure 2.3.a). Les apports principaux en azote le long de la rivière proviennent des sources karstiques (cf.  $K$  et  $K'$ , figure 2.3.a) et de l'écoulement hypodermique pour les  $\text{NO}_x$  et des STEP pour  $\text{NH}_4$ .

Lors de la plupart des campagnes, une diminution de flux est observée dans la rivière entre le rejet  $d$  et le point  $P$ , voire entre la station  $S$  et le point  $R$  (cf. Figure 2.3.a). Le débit maximum pour lequel on observe ces pertes est de  $0.340 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  en  $P$ , le 19/01/2004. Ces pertes concernent  $\text{NH}_4$  et  $\text{PO}_4$ . Des analyses de sédiments prélevés le 03/02/2003 sur la Vène entre les points  $N$  et  $P$  montrent que les concentrations des sédiments en  $\text{NH}_4$  doublent entre ces deux points. Pour cette campagne, l'adsorption de  $\text{NH}_4$  sur les sédiments serait alors l'origine principale de la diminution du flux de  $\text{NH}_4$  (Tournoud et al., 2005). La volatilisation de  $\text{NH}_4$  pourrait également être envisageable, les pH mesurés au cours de l'ensemble des campagnes étant supérieurs à 7.4 entre les points  $N$  et  $P$  et entre la station  $S$  et le point  $R$ . De plus, en hiver, quand les températures sont faibles, il a été montré que l'assimilation de  $\text{NH}_4$  par les organismes microbiens est favorisée (Marti et Sabater, 1996).

Pour le phosphore, les pertes en  $\text{PO}_4$  entre les points  $N$  et  $P$  sont attribuées à une co-précipitation de  $\text{PO}_4$  et de  $\text{CaCO}_3$ , au vu des forts indices de saturation en  $\text{CaCO}_3$  calculés le long de la rivière (Neal, 2002, in Tournoud et al, 2005).

Nous avons effectué un bilan des flux en rivière (cf. Figure 2.3.a) à partir des données de la campagne spatiale. Les apports en provenance des STEP correspondent à la somme des flux de  $d$  et  $h$ , ceux en provenance des sources karstiques, à la somme des flux à la station  $K$  et au point  $K'$ . Les apports diffus correspondent ici à la somme des gains de flux entre deux points en rivière, sans qu'il n'y ait d'affluent ou de rejet ponctuel entre ces deux points. La somme des apports diffus et des affluents représentent les apports en provenance du bassin versant.

Le bilan indique que les MES proviennent à environ 60% du bassin versant et à 25% environ des STEP, le reste provenant des sources karstiques.  $P_{\text{ib}}$  provient à 50% des rejets des STEP et à 40% du bassin versant. Les sources karstiques apportent 60% à 100% des  $\text{NO}_x$ , le reste étant apporté par les écoulements en provenance des zones agricoles par écoulement hypodermique. Solubles dans l'eau et non retenus par le sol, les  $\text{NO}_x$  sont en effet entraînés par percolation à travers le sol (lixiviation), surtout en automne et en hiver, après la nitrification automnale et quand l'humidité des sols est élevée, au moment où les cultures sont peu actives ou absentes. Les  $\text{NH}_4$  sont apportées par les STEP.  $N_{\text{org}}$  provient des STEP quand les débits dans la rivière à l'amont de la station  $K'$  sont inférieurs à  $0.2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ; au-delà de ce seuil de débit, le bassin versant et le lit de la rivière peuvent apporter jusqu'à 87% du  $N_{\text{org}}$ .



**Figure 2.3.a :** Evolution des concentrations en matières en suspension et nutriments le long de la rivière lors des campagnes de hautes eaux. Les points dans la rivière sont en majuscule, sauf O, les Oulettes, affluent principal de la Vène et K', correspondant à la source d'Issanka. Les rejets des STEP sont figurés en rouge et les stations correspondant aux sources karstiques de Cournonsec – station K - et d'Issanka – station K' - en bleu.



## 2.3.2 Les crues karstiques

Le type principal de crues pouvant apparaître en hautes eaux est la crue avec apport du karst ou CHK. De 1994 à 2005, 3 CHK seulement ont bénéficié d'un suivi de qualité de l'eau, dont une à la fois à la station *S* et à la station *V*. Nous présenterons en détail dans cette partie, les deux événements les mieux suivis, celui du 16/11/2003 et celui du 12/11/1999.

### *Etat initial*

A l'exutoire et à la station *S*, l'état initial des concentrations avant la crue du 16/11/2003 peut être évalué à partir d'un échantillon prélevé le 13/11/2003, lors de la décrue de la CRK du 12/11/2003. L'état initial de la crue du 12/11/1999 peut être évalué à partir d'un échantillon prélevé le 02/11/1999, lors de la décrue de la CRK du 18/10/1999. Les concentrations sont présentées dans le tableau 2.3.a.

**Tableau 2.3.a :** Concentrations en MES et en nutriments de la rivière avant les crues du 16/11/2003 et du 12/11/1999.

	Date heure TU	Q (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Concentrations								
			mg.L <sup>-1</sup>		mgP.L <sup>-1</sup>			mgN.L <sup>-1</sup>			
			MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>x</sub>	Norg
V	13/11/2003 08:55	3.95	17	5.20	0.20	0.04	0.15	1.35	0.16	0.93	0.27
S	13/11/2003 08:10	3.59	17	4.80	0.06	0.03	0.01	1.37	0.05	0.95	0.37
V	02/11/1999 09:20	0.53			0.20	0.09	0.09	0.65	0.04	0.51	0.10

La crue du 16/11/2003 est la première CHK de l'année hydrologique 2003-2004. Elle se produit après 2 crues rapides, dont le débit de pointe le plus important est de 6.6 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> à l'exutoire. La crue du 12/11/1999 est la seule CHK de l'année 1999-2000 et elle se produit après 3 crues rapides, dont le débit de pointe le plus fort est de 6.2 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> à l'exutoire.

Les concentrations en MES et MVS mesurées avant les deux crues sont parmi les concentrations les plus faibles notées à la reprise d'écoulement. C'est également le cas pour le phosphore. Les concentrations moyennes en NO<sub>x</sub> sont par contre dans la moyenne de celles calculées pour ce mode (§1.2.2). On se situe en effet dans les deux cas à la fin de la décrue d'une CRK et la rivière a un débit de base important. Les sources karstiques ont un effet de dilution sur tous les nutriments, sauf dans le cas de NO<sub>x</sub>.

### *Dynamique des crues de hautes eaux*

Nous commenterons dans cette partie la dynamique hydrologique des crues du 12/11/1999 et du 16/11/2003. La dynamique des 2 événements est présentée sur la figure 2.3.b. Les caractéristiques des crues sont présentées dans le tableau 2.3.b.

Les crues du 12/11/1999 et du 16/11/2003 durent quelques jours. Avant la crue du 16/11/2003, un débit de base d'environ 4 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> est présent à la station *V* et à la station *S*. D'après les enregistrements de débit et de conductivité à la station *K*, la source karstique de Cournonsec participe en grande partie au débit à la station *S*. La conductivité enregistrée à la station *S* est cependant supérieure à celle des eaux des sources karstiques –trait bleu en pointillé sur la figure 2.3.b, ce qui signifie qu'en plus des sources karstiques, il y a une participation importante au débit de base d'un écoulement hypodermique en provenance des sols.

On enregistre 3 averses le 16/11/2003 et 5 averses le 12/11/1999 (cf. Figure 2.3.b). Les 3 averses du 16/11/2003 ont successivement une lame précipitée égale à 49 mm, 5 mm et 41 mm et des intensités maximales sur 5 minutes - I<sub>5</sub>max de 31, 23 et 36 mm.h<sup>-1</sup>. Le 12/11/1999, les 5 averses ont des lames précipitées successives de 28, 32, 54, 36 et 10 mm, avec des I<sub>5</sub>max faibles, égales à 12, 11, 19, 24 et 12 mm.h<sup>-1</sup>.

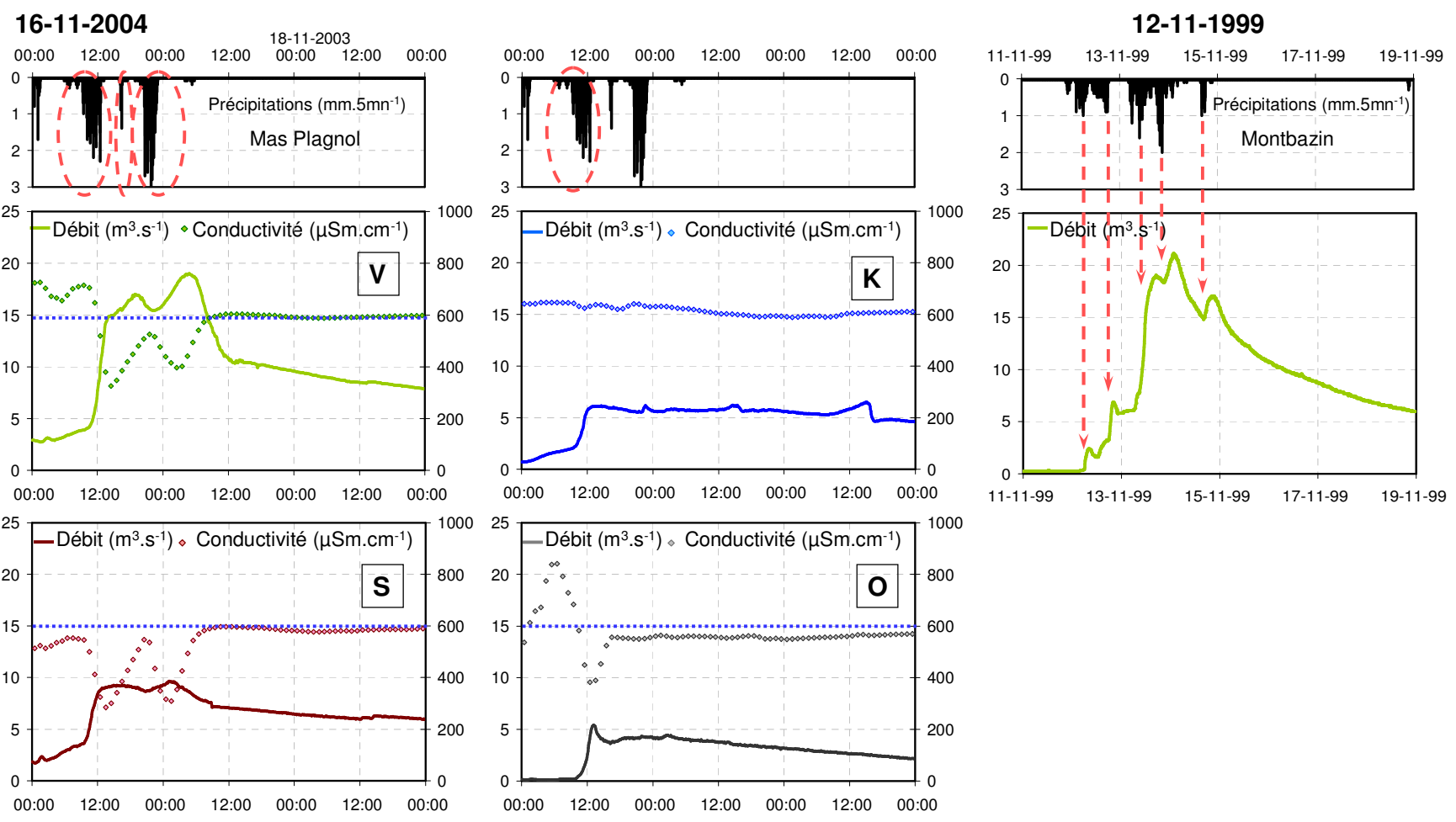
Chaque averse provoque une augmentation des débits concomitante à une diminution des conductivités en chaque station lors des deux crues (cf. Figure 2.3.b). Cette diminution des conductivités indique que le ruissellement sur les zones urbaines, voire agricoles, participe au débit en chaque station. Les temps de réponse sont par contre variables.

Le 16/11/2003, le temps de réponse à la première averse à la station *S* et à la station *V* est rapide, de respectivement 1h et 1h 30. L'écoulement arrivant rapidement à la rivière provient d'un ruissellement sur les zones urbaines, voire agricoles, peut-être proches du chenal principal. Lors de la deuxième averse, les débits augmentent à la station *V*, avec un temps de réponse de 3 heures. Il n'y a pas de pic de débit à la station *S*, alors que les conductivités à la station *S* et à la station *V* suivent la même tendance : le volume ruisselé à la station *S* est peut-être trop faible, ce qui fait qu'il ne se distingue pas nettement des apports des sources karstiques. Lors de la troisième averse, le 16/11/2003, le temps de réponse à la station *S* est plus important, égal à 3h30 et celui à la station *V* est égal à 7 heures. L'écoulement hypodermique participe alors également au débit à la station *S* et à la station *V* en plus du ruissellement de surface.

Le 12/11/1999, les temps de réponse à l'exutoire lors des deux premières averses sont rapides : ils sont de 2h et 2h30. L'origine de cet écoulement est probablement un ruissellement sur les zones urbaines, voire agricoles, comme le 16/11/2003, lors de la première averse. Lors des averses suivantes, les temps de réponse sont plus importants et varient de 4h00 à 7h30, indiquant peut-être que les écoulements hypodermiques participent également au débit.

Après les averses, le 16/11/2003, la conductivité à la station *S* et à la station *V* avoisine celle des eaux des sources karstiques, qui redeviennent la contribution essentielle à l'écoulement.

Figure 2.3.b : Dynamique des crues du 16/11/2003 et du 12/11/1999.



*Dynamique des nutriments et origine*

La dynamique des nutriments au cours des crues du 16/11/2003 et du 12/11/1999 est présentée sur les figures 2.3.c et 2.3.d. L'impact des averses sur la dynamique des nutriments est représenté par des flèches rouges.

**Tableau 2.3.b** : Caractéristiques des crues du 16/11/2003 et du 12/11/1999.

	16/11/2003			12/11/1999				
	Averses			Averses				
	1	2	3	1	2	3	4	5
<b>P (mm)</b>	49	5	41	28	32	54	37	10
<b>I<sub>5</sub>max (mm.h<sup>-1</sup>)</b>	31.5	22.8	36.0	12.0	10.8	19.2	24.0	12.0
<b>tr S</b>	1h00		3h30					
<b>Q<sub>m</sub> S (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)</b>	9		10					
<b>tr V</b>	1h30	3h00	7h00	2h	2h30	7h30	4h30	4h00
<b>Q<sub>m</sub> V (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)</b>	15	17	19	2	7	19	21	17
<b>MES</b>								
<b>C max (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>S</b>	1039						
	<b>V</b>	468						
<b>P<sub>tb</sub></b>								
<b>C max (mgP.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>S</b>	0.6						
	<b>V</b>	1			0.7	0.98	0.86	0.89
<b>N<sub>t</sub></b>								
<b>C max (mgN.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>S</b>	1.6						
	<b>V</b>	1.7			2.4	1.76	2.1	2.2

*P* : précipitations ; *I<sub>5</sub>max* : intensité maximale de la pluie sur 5 minutes ; *tr* : temps de réponse ; *Q<sub>m</sub>* : débit de pointe ; *C max* : concentration maximale de la crue.

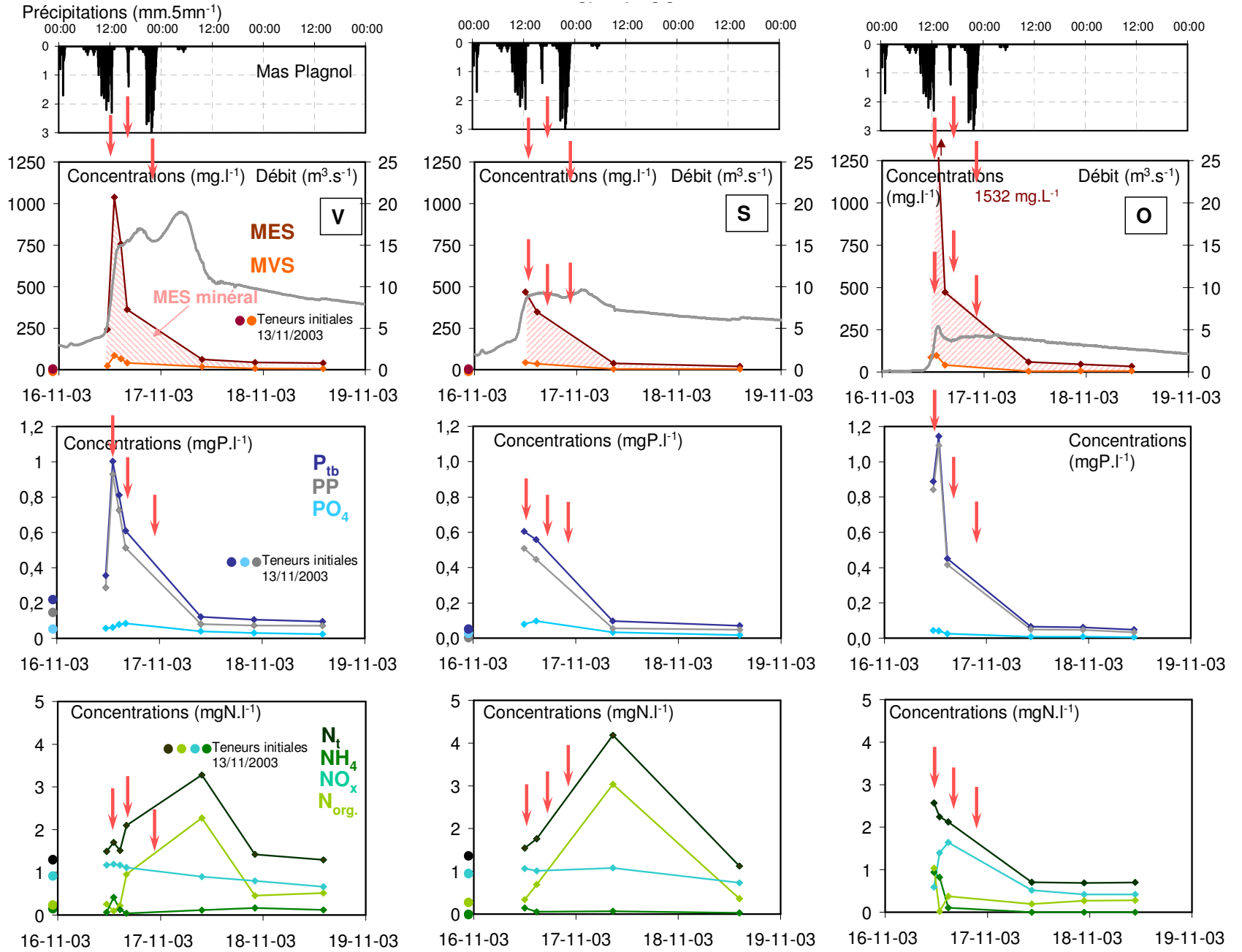
Matières en suspension (16/11/2003)

Suite à la **première averse** (cf. Figure 2.3.c), les concentrations en MES atteignent 1040 mg.L<sup>-1</sup> à la station V et 470 mg.L<sup>-1</sup> à la station S. **Les pics de concentration en MES** apparaissent environ 1h30 avant les pics de crue, mais le **débit est déjà élevé**, égal à 13 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> à la station V et 8 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> à la station S. Le pic de concentration en MES observé suite aux précipitations a cependant une amplitude bien plus faible que celui des crues rapides (§ 2.2.3). Un pic de concentration en MVS de 86 mg.L<sup>-1</sup> est noté à la station V, sans que l'on en observe un à la station S. **Les MES ne sont pas majoritairement sous forme de MVS.**

**L'impact des autres averses** sur les concentrations en MES n'est pas suivi. Après les averses, les concentrations des MES dans la rivière sont très faibles : 50 mg.L<sup>-1</sup> à la station V et 30 mg.L<sup>-1</sup> à la station S. **Il n'y a plus de source importante de MES pour la rivière et celles-ci sont de plus diluées par les forts débits de la crue.**

Etant donné les forts débits enregistrés et la relation positive entre les débits et les concentrations (cf. Figure 2.3.e), les MES peuvent avoir pour origine un **ruissellement sur les sols agricoles, mais aussi un nettoyage du karst.**

Figure 2.3.c : Dynamique des nutriments au cours des crues du 16/11/2003.



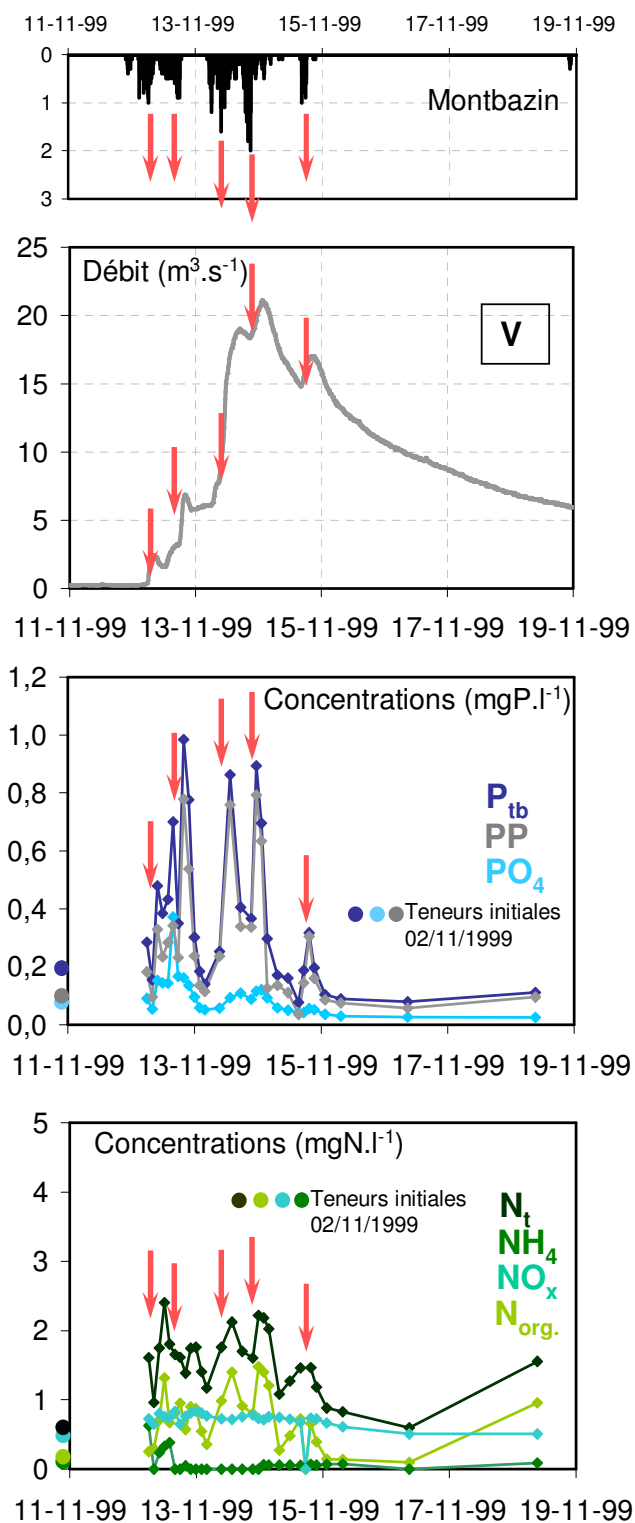


Figure 2.3.d : Dynamique des nutriments au cours des crues du 12/11/1999.

## Phosphore

Le 16/11/2003, suite à la première averse, un pic de concentration en  $P_{tb}$  de 1 et de 0.6 mgP.L<sup>-1</sup> est noté respectivement à la station *V* et à la station *S* en même temps que les pics de concentration en MES (cf. Figure 2.3.c). Ces augmentations ont une amplitude bien inférieure à celle observée lors des crues rapides. Le phosphore est majoritairement sous forme de "PP".

Le 12/11/1999 (cf. Figure 2.3.d), en réponse à chaque averse, on observe un pic de concentration en  $P_{tb}$ , correspondant en général à un pic de concentration en "PP". Lors de toutes les averses, on note également un pic de concentration en PO<sub>4</sub> et particulièrement lors de la deuxième averse.

Les pics de concentrations en  $P_{tb}$  associés aux pics de débit sont d'autant plus élevés que le débit est élevé pendant la montée de crue. Les hystérésis montrent d'ailleurs une relation débit-concentration positive. Le rapport **PP/MES est de plus 10 fois plus faible que pour les crues rapides** (cf. Figure 2.3.f).

Le "PP" proviendrait donc des **surfaces agricoles, ou encore de l'érosion des berges**, dont les sédiments ont une concentration en  $P_{tb}$  qui peut varier entre 0.8 et 1.6 mg.g<sup>-1</sup> le long de la rivière, concentration similaire à celle des sédiments du lit (Tournoud et al., 2005). En outre, les valeurs **(NO<sub>x</sub>+NH<sub>4</sub>)/PO<sub>4</sub> supérieur à 10** indiquent que le phosphore est un nutriment limitant. Le **phosphore est alors potentiellement peu biodisponible**.

On suppose que les PO<sub>4</sub> remobilisés en même temps proviennent également du ruissellement de surface.

## Azote

Lors des deux crues, à toutes les stations (cf. Figures 2.3.c et 2.3.d), la concentration en NO<sub>x</sub> est stable et avoisine 1 mgN.L<sup>-1</sup>, correspondant à la concentration moyenne des eaux des sources karstiques (§ 1.2.2.). Les sources karstiques sont la contribution principale au débit à l'exutoire.

En réponse à la première averse, la concentration de NH<sub>4</sub> augmente au cours des deux crues.

Lors de la crue du 12/11/1999, en réponse à la première averse, le pic de concentration en NH<sub>4</sub> et le pic de concentration en N<sub>org.</sub> sont simultanés. Le 16/11/2003, cette augmentation est simultanée à celle des concentrations en "PP", MVS et MES.

En réponse aux averses suivantes, le 12/11/1999, on observe seulement des pics de concentration en N<sub>org.</sub>

**Lors de la première averse**, le 16/11/2003, les nutriments indiquent une pollution organique –de faible concentration, que l'on retrouve sur l'affluent des Oulettes (cf. Figure 2.3.c). Le débordement des STEP, étant donné les forts débits, peut également être envisagé à la station *S* et à la station *V*. L'azote provient donc du **ruissellement de surface** sur le bassin versant, d'un élevage en amont des Oulettes, ou encore d'un débordement des STEP.

Puis, les hystérésis des différentes formes de l'azote montrent que les débits et les concentrations évoluent dans le même sens : **excepté les NO<sub>x</sub>, qui proviennent des sources karstiques**, les nutriments ont pour origine, les sols via le ruissellement de surface. **Lors de forts débits**, l'azote peut provenir **également de l'érosion des berges**, dont la teneur en N<sub>t</sub> peut varier entre 1.2 et 2.6 mg.g<sup>-1</sup> le long de la rivière, soit une concentration en N<sub>t</sub> 10 fois supérieure à celle des sédiments du lit de la rivière (Tournoud et al., 2005).

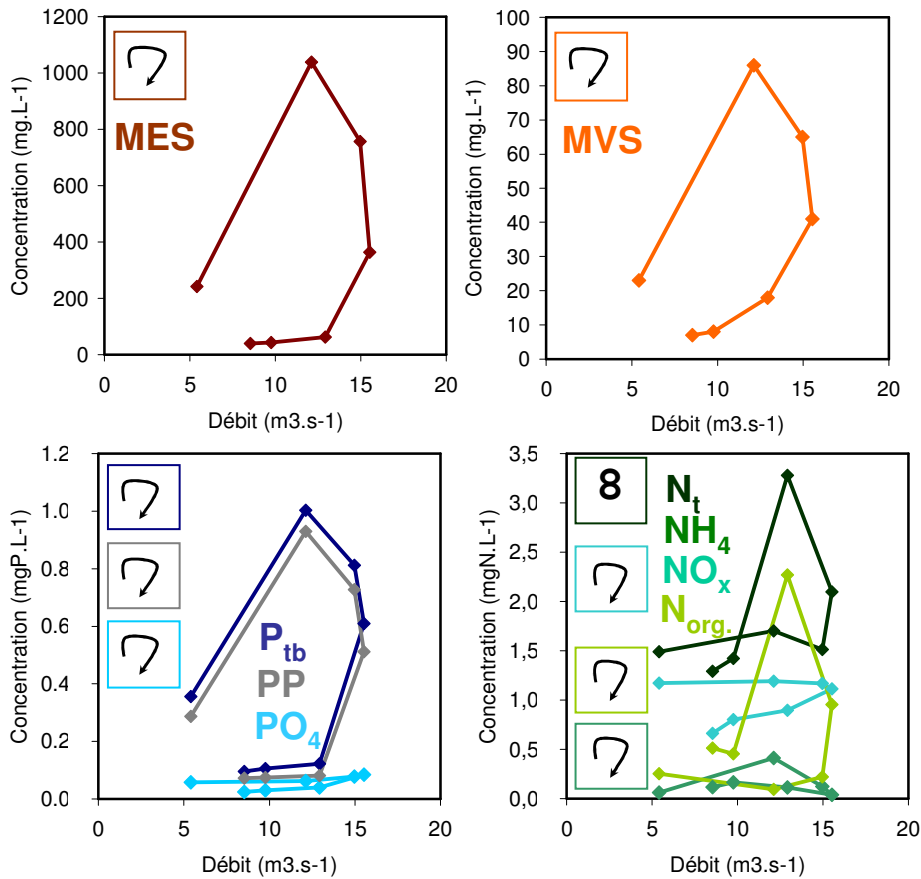


Figure 2.3.e : Hystérésis à l'exutoire de la crue du 16/11/2003.

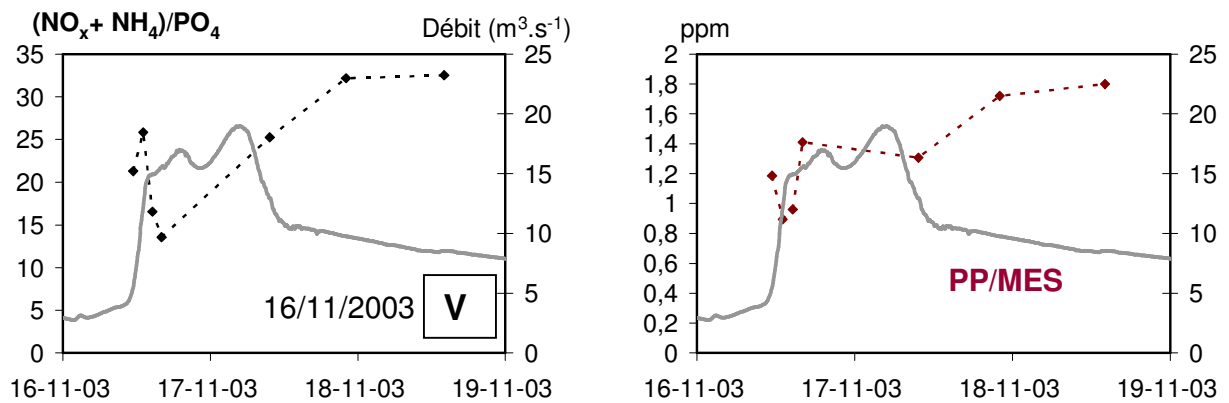


Figure 2.3.f : Rapports  $(NO_x+NH_4)/PO_4$  et PP/MES pour la crues à l'exutoire du 16/11/2003.



### Concentration moyenne en crue et masses exportées

Les crues karstiques ne sont pas toujours échantillonnées durant toute leur durée. Pour cette raison, les concentrations moyennes calculées à partir des échantillons sont représentatives seulement du début des crues du 16/11/2003 et du 12/11/1999 (cf. Tableau 2.3.c).

Ces concentrations moyennes des débuts des CHK sont inférieures à celles des crues rapides (§ 2.2.5).

**Tableau 2.3.c :** Concentrations moyennes des crues karstiques du 16/11/2003 (stations S et V) et du 12/11/1999.

Date	Durée éch.(j)	Nb. éch.	Nb. éch./h	Concentration moyenne								
				mg.L <sup>-1</sup>		mgP.L <sup>-1</sup>			mgN.L <sup>-1</sup>			
				MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>x</sub>	N <sub>org</sub>
12/11/1999 V	6	29	0.2			0.38	0.08	0.30	1.5	0.04	0.7	0.7
16/11/2003 V	2	7	0.1	409	40	0.49	0.06	0.43	1.9	0.15	1.0	0.7
16/11/2003 S	2	4	0.1	239	24	0.36	0.06	0.30	2.2	0.08	1.0	1.1

Durée d'échantillonnage (Durée éch.), nombre d'échantillons total (Nb. éch) et nombre d'échantillons par heure (Nb. éch/h).

D'après la dynamique hydrologique de la crue, le début de crue correspond à un apport en nutriments ayant pour origine les précipitations pour NO<sub>x</sub> et NH<sub>4</sub>, les sources karstiques pour NO<sub>x</sub>, les sols (via le ruissellement de surface et l'écoulement hypodermique) pour le phosphore et N<sub>org</sub>. L'apport relatif en nutriments des stations d'épuration est inférieur à 2%, leur débit, inférieur à 0.01m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, étant très faible par rapport au débit de la crue. Un bilan des différentes composantes en terme de masses exportées est difficile à établir : nous ne contrôlons le flux en nutriments d'aucune des sources karstiques et le calcul du volume ruisselé est délicat.

Les charges exportées au début des CHK du 16/11/2003 et du 12/11/1999 figurent dans le tableau 2.3.d. Ces charges, bien que sous-estimées, car calculées seulement pour le début des CRK sont supérieures à celles des crues rapides en ce qui concerne l'azote et le phosphore. Elles sont par contre dans la même gamme que celles des crues rapides concernant les MES.

**Tableau 2.3.d :** Charges exportées lors des crues karstiques du 16/11/2003 (stations S et V) et du 12/11/1999.

Charge (kg)	MES	MVS	P <sub>tb</sub>	PO <sub>4</sub>	PP	N <sub>t</sub>	NH <sub>4</sub>	NO <sub>x</sub>	N <sub>org</sub>
12/11/1999 V	11092		1706	380	1388	7713	235	3742	3700
16/11/2003 V	680941	72837	897	122	762	4712	303	2220	2189
16/11/2003 S	265020	27055	422	77	330	3437	97	1389	1951

### Généralisation

Peu de crues de hautes eaux ont été échantillonnées. Hormis celles présentées ci-dessus, nous disposons de l'échantillonnage d'une CHK le 19/10/1994, première CHK de l'année 1994-1995 et d'une petite crue le 23/04/1996 lors du tarissement de l'année 1995-1996, quand le débit de base dans la rivière est élevé. Pour l'évaluation des masses exportées en crue, nous disposons d'une campagne lors de la décrue d'une CHK, le 04/03/2003.

### Dynamique de crue

La dynamique du début de la crue du 19/10/1994 est similaire à celles du 16/11/2003 et du 12/11/1999 (cf. Annexe D-III) : en réponse à la première averse (P =104 mm, I<sub>5</sub>max =79 mm.h<sup>-1</sup>), on a un pic de concentration en "PP" et N<sub>org</sub> principalement et également un pic de concentration en NH<sub>4</sub>, de même amplitude que lors du 16/11/2003. Lors du pic de concentration, le débit à l'exutoire est de 16 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Le lendemain, lors d'une deuxième averse (P =56 mm, I<sub>5</sub>max =8 mm.h<sup>-1</sup>), les augmentations des concentrations en nutriments sont beaucoup plus faibles. Lors des CHK, les nutriments proviennent principalement de l'érosion des sols par le ruissellement de surface

Lors de la crue du 23/04/1996 (cf. Annexe D-III), on observe un pic de concentration en  $\text{NH}_4$  ( $3.7 \text{ mgN.L}^{-1}$ ) et en  $\text{PO}_4$  ( $1.5 \text{ mgP.L}^{-1}$ ) de plus forte amplitude que pour les autres CHK étudiées. L'augmentation de débit observée dans le même temps est faible, égale à  $0.5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ . Une augmentation des concentrations en "PP" et  $\text{N}_{\text{org}}$  est également observée, mais ces deux éléments ne sont pas les formes d'azote et de phosphore majoritaires. Deux jours plus tard, une averse plus importante n'entraîne pas d'augmentation des concentrations en nutriments, qui ont alors la valeur de celles des eaux des sources karstiques. Pour cette petite crue, les nutriments proviennent peut-être de la remobilisation du lit de la rivière

L'analyse de la dynamique des crues de hautes eaux suggère donc **qu'il existe deux types de sources de nutriments : le ruissellement sur les sols du bassin versant par le ruissellement de surface ou l'érosion des berges.**

#### Concentrations moyennes

Les concentrations moyennes des crues du 19/10/1994 et du 23/04/1996 sont du même ordre que celles du 16/11/2003 et du 12/11/1999 :  $0.5 \text{ mgP.L}^{-1}$  pour le  $\text{P}_{\text{tb}}$  et  $1.9 \text{ mgN.L}^{-1}$  pour  $\text{N}_t$ .

#### Masses exportées

Les masses exportées calculées pour la crue du 19/10/1994 sont de 3400 kg pour le  $\text{P}_{\text{tb}}$  et de 14 000 kg pour le  $\text{N}_t$ , soit les masses exportées les plus fortes des crues échantillonnées en hautes eaux. La durée de l'échantillonnage de la crue, sur laquelle le calcul est effectué, égale à 9 jours, est en effet importante et le débit de pointe atteint  $18 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ . Lors de la crue du 23/04/1996, les masses exportées en  $\text{P}_{\text{tb}}$  et  $\text{N}_t$  sont plus faibles - 500 et 2800 kg respectivement, car bien que son échantillonnage soit plus long, son volume est plus faible.

Si on s'intéresse aux flux exportés exprimés en  $\text{kg.h}^{-1}$ , on s'aperçoit que les quantités de MES et de nutriments remobilisées sont importantes, mais ne sont pas les maximales calculées en crue, excepté pour les  $\text{NO}_x$  (cf. Figure 2.3.g). Les  $\text{NO}_x$ , essentiellement sous forme de nitrates sont en effet apportés en majorité par les eaux karstiques.

	MES ( $\text{kg.h}^{-1}$ )		PHOSPHORE ( $\text{kgP.h}^{-1}$ )			AZOTE ( $\text{kgN.h}^{-1}$ )			
	MES	MVS	$\text{P}_{\text{tb}}$	$\text{PO}_4$	PP	$\text{N}_t$	$\text{NH}_4$	$\text{NO}_x$	$\text{N}_{\text{org}}$
<b>Type 1</b>	6 - 43	2 - 11	0.2 - 0.9	0.1 - 0.6	<b>0.06 - 0.9</b>	0.6 - 1	0.1 - 0.3	0.1	<b>0.3 - 0.7</b>
<b>Type 2</b>	3 - 58000	90 - 4200	0.2-50	0.03 - 7	<b>0.04 - 40</b>	1 - 110	0.003-25	0.1-30	<b>1 - 60</b>
<b>Type 3</b>	40 - 425		1-4	0.2-1	<b>0.4-3</b>	3-20	0.3-2	<b>1 - 10</b>	<b>2 - 8</b>
<b>HE</b>	52 - 13000	325-1400	6-17	1-3	<b>4-14</b>	30-90	2-6	<b>15 - 40</b>	<b>15-40</b>

A la reprise d'écoulement :

Type 1 : crues de ruissellement urbain  
 Type 2 : crues de ruissellement urbain et agricole  
 Type 3 : crues influencées par le karst

HE : crues de hautes eaux

**Figure 2.3.g** : Comparaison des flux exportés lors des crues à l'exutoire de la Vène.

Afin d'établir une typologie des masses exportées au cours d'une crue, nous allons utiliser les données d'une campagne spatiale, le 04/03/2003, lors de la décrue de l'événement du 26/02/2003. Le débit à l'exutoire est alors de  $4 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ . Lors de cette campagne, les concentrations en MES le long de la rivière sont supérieures à celles des autres campagnes de hautes eaux : elles varient de 2.3 à  $13.9 \text{ mg.L}^{-1}$ . Celles en  $\text{P}_{\text{tb}}$  sont dans la même gamme et varient de 0.01 à  $0.1 \text{ mgP.L}^{-1}$ , celles en  $\text{N}_t$  sont la moitié de celles des autres campagnes de hautes eaux et varient de 0.4 à  $1.2 \text{ mgN.L}^{-1}$ . Les flux instantanés de la campagne du 04/03/2003 sont par contre beaucoup plus importants que ceux de

toutes les autres campagnes (§ 2.3.1) : ils peuvent atteindre  $3850 \text{ kg.j}^{-1}$  pour les MES,  $31 \text{ kgP.j}^{-1}$  pour  $P_{\text{tb}}$  et  $411 \text{ kgN.j}^{-1}$  pour  $N_t$ .

Pour tous les nutriments et les MES, on observe un gain de flux de la station *K* au point *N* (cf. Figure 2.3.h). Pour l'azote, il y a également un gain de flux de la station *S* à la station *V* et pour les MES, un gain de flux du point *T* à la station *V*.

Si nous faisons un bilan des gains de flux le long de la rivière, de la même manière que dans le paragraphe 2.3.1, nous constatons (cf. Tableau 2.3.e) que les MES sont à 25% seulement sous forme de MVS et proviennent du bassin versant ou de l'érosion des berges. Le phosphore est à 80% sous forme de  $\text{PO}_4$  et  $P_{\text{tb}}$  provient à 65% du bassin versant. L'azote est à 70% sous forme de  $\text{NO}_x$  et  $N_t$  est apporté à 50% par les écoulements sur les versants et les affluents, le reste étant apporté majoritairement par les sources karstiques. Entre outre, le remaniement ultérieur des sédiments accumulés lors des périodes hors crues entre le rejet *d* et le point *P* entraîne probablement des phénomènes de désorption et de dissolution pour  $\text{PO}_4$  et  $\text{NH}_4$ .

**Tableau 2.3.e** : Origine des flux de nutriments lors de la décrue d'une CHK, le 04/03/2003.

04/03/2003		MES ( $\text{kg.j}^{-1}$ )	$P_{\text{tb}}$ ( $\text{kgP.j}^{-1}$ )	$N_t$ ( $\text{kgN.j}^{-1}$ )
Sources karstiques (K et K')		583	3	2
STEP (d et h)		49	6	4
Bassin versant et lit	Apports diffus (écoulement hypodermique, érosion, ruissellement, +remobilisation à partir du lit)	2230	13	11
	Affluents	256	4	3

La présence de pertes en hautes eaux peut-être due à des imprécisions dans la mesure des débits. Nous proposerons ici néanmoins quelques explications.

Des pertes en MES sont observées entre le point *P* et la station *S*, comme lors des campagnes entre les crues (§ 2.3.1) et également entre le point *T* et la station *V*. Peut-être s'agit-il d'un débordement de l'eau sur les berges qui entraîne le dépôt de MES : à certains endroits entre le point *P* et la station *S*, les berges n'excèdent pas 1,5 m (Gimbert, 2003). Cette explication est d'autant plus envisageable qu'entre le point *T* et la station *V*, on observe un débordement de l'eau sur les berges dans le parc d'Issanka.

Des pertes de flux en "PP" ont également été observées entre ces deux points. Bowes et al. (2001) ont attribué la rétention particulière du "PP" à ce même type de processus lors de forts débits dans la rivière.

Des pertes en  $\text{PO}_4$  et en  $\text{NH}_4$  sont observées à l'aval des STEP, entre le point *P* et la station *S* et pour  $\text{PO}_4$ , également entre le point *T* et la station *V*. Peut-être y a-t-il eu adsorption de  $\text{NH}_4$  apporté par les STEP, sur les MES. Le cas des  $\text{PO}_4$  est différent, car il ne provient pas en théorie essentiellement des rejets des STEP. La diminution des concentrations en  $\text{PO}_4$  n'est pas systématique le long de la rivière et il est difficile de savoir pourquoi cette diminution est localisée entre le point *P* et la station *S*.

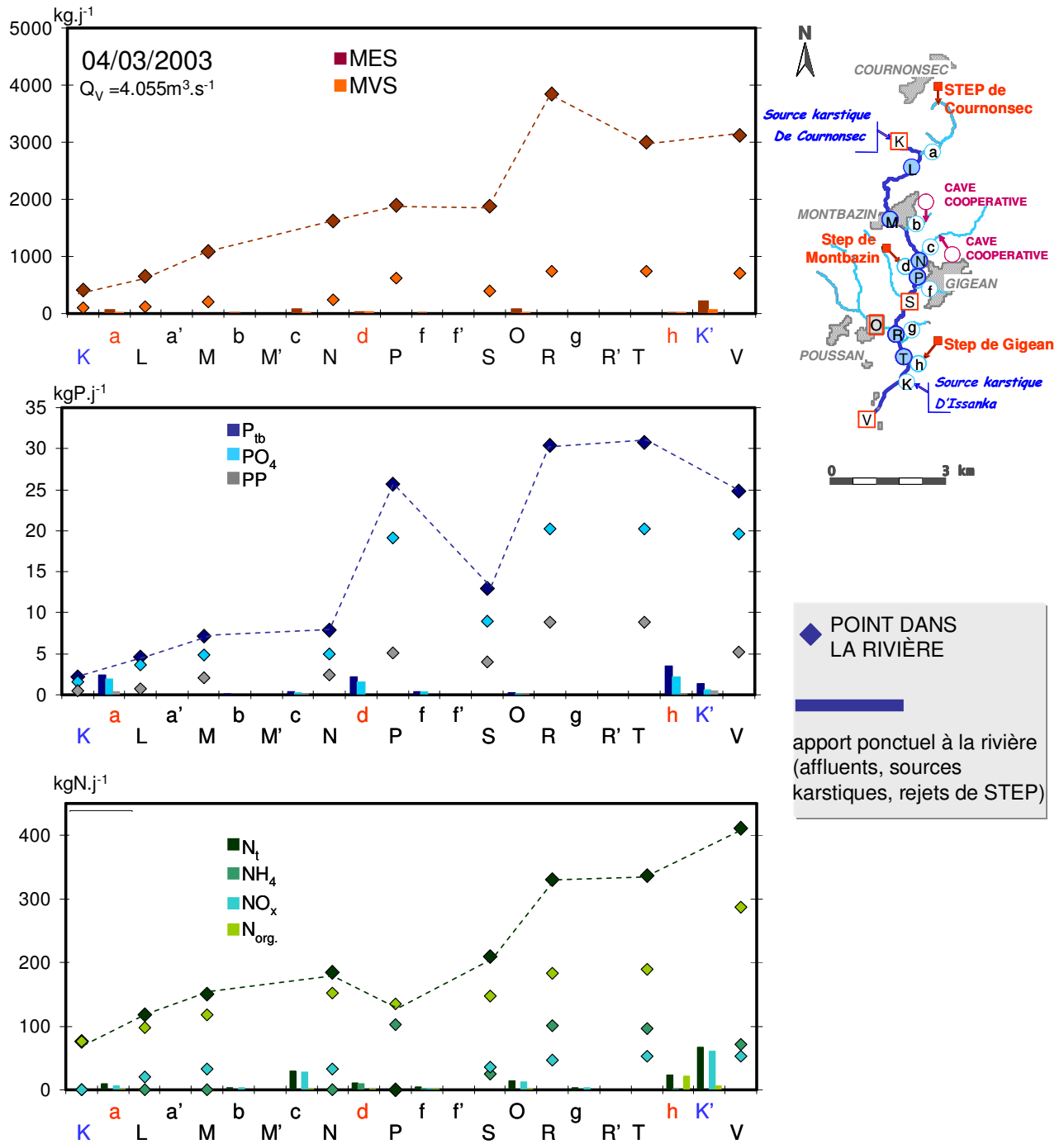


Figure 2.3.h : Evolution des flux de MES et nutriments dans la rivière au cours de la campagne du 04/03/2003.

### 2.3.3 Conclusion

Les éléments affectant la dynamique des nutriments durant les hautes eaux sont résumés sur la figure 2.3.i.

En hautes eaux, les MES sont principalement sous forme minérale et les nutriments sont sous forme dissoute. Entre les crues, les MES proviennent à 60% du bassin versant et des STEP, à 25%. Le phosphore provient à 50% du bassin versant –écoulement hypodermique et ruissellement confondus et à 40% des STEP. Les NO<sub>x</sub> proviennent des sources karstiques en majorité et de l'écoulement hypodermique et alors que NH<sub>4</sub> et N<sub>org</sub> sont essentiellement apportés par les STEP. Il peut exister le long de la rivière des pertes en NH<sub>4</sub> et PO<sub>4</sub> pouvant être attribuées respectivement à des phénomènes d'adsorption et de précipitation.

Lors des CHK, suite à la première averse, on note une augmentation des formes organiques des nutriments, "PP" et N<sub>org</sub>. Au vu des rapports PP/MES et des forts débits mesurés, les nutriments et les MES proviendraient principalement du ruissellement de surface et de l'érosion des berges. Les masses exportées maximales lors d'une CHK sont fortes, mais les flux en crue, exprimés en kg.h<sup>-1</sup> sont inférieurs à ceux des crues de ruissellement urbain et agricole, excepté pour les NO<sub>x</sub> apportés par les eaux du karst. Lors de l'étude de la décrue d'une CHK, on a pu identifier que les MES viennent en majorité du bassin versant, voire de l'érosion des berges. Le phosphore provient en plus grande proportion du bassin versant qu'entre les crues - 65%. C'est également le cas pour les NO<sub>x</sub> qui sont apportés à 60% par l'écoulement hypodermique et à 40 % par les sources karstiques.

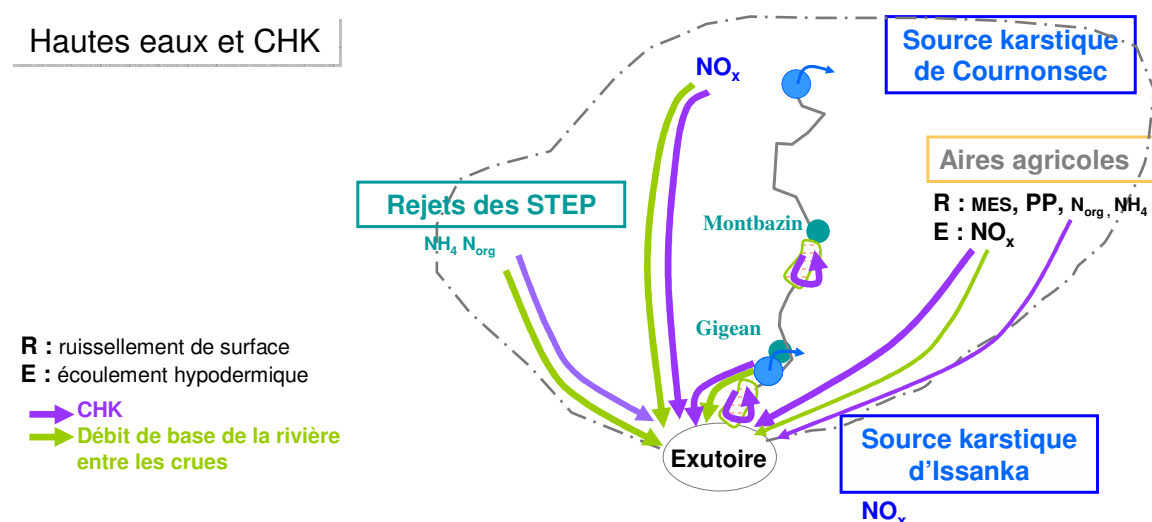


Figure 2.3.i : Origine et formes principales de nutriments au cours des hautes eaux et des CHK.

## 3. Cyclicité du fonctionnement du système

Trois modes de fonctionnement principaux ont été définies pour l'étude de la qualité de l'eau dans la rivière : un premier groupe est constitué par le tarissement, l'étiage, la reprise d'écoulement quand il n'y a pas de crues, que les concentrations en rivière sont fortes et les flux en rivière faibles. Les deux autres modes de fonctionnement sont la période d'occurrence des crues rapides et la période de hautes eaux. Cette partie a pour objet de faire un bilan des résultats obtenus au cours de l'analyse de chacune de ces modes. Nous nous intéresserons également à l'influence que les modes hydrologiques peuvent avoir sur les concentrations et les flux de nutriments au cours de la période 1994-2005.

### 3.1 Bilan des différents modes de fonctionnement

La synthèse des différents modes de fonctionnement relatifs à la dynamique des nutriments est illustrée sur la figure 3.1a.

En hautes eaux, le niveau de contamination de la rivière est faible et en raison des forts débits, les flux en crue sont les plus importants de l'année. Les MES sont seulement à 25% sous forme de MVS et les nutriments sont sous forme dissoute, principalement "PP" et NO<sub>x</sub>.

Entre les crues, les MES proviennent à 60% du bassin versant et à 25% des STEP. Le phosphore est apporté à 50% par le bassin versant et à 40% par les STEP. Les NO<sub>x</sub> proviennent des sources karstiques en majorité et du bassin versant via l'écoulement hypodermique, alors que NH<sub>4</sub> et N<sub>org</sub> proviennent en majorité des STEP.

Lors des CHK<sup>1</sup>, les nutriments sont principalement remobilisés sous forme de N<sub>org</sub>, et de "PP" et les MES sont principalement sous forme minérale. Les nutriments et les MES proviennent du ruissellement et peut-être du nettoyage du lit de la rivière. NO<sub>x</sub> est apporté par les sources karstiques tout au long de la crue. Le phosphore est potentiellement peu biodisponible. A la fin des hautes eaux, en raison des forts débits, les stocks en rivière s'épuisent.

Lors du tarissement et de l'étiage les flux en rivière sont faibles et les concentrations des nutriments en rivière sont très fortes. Au cours de ces modes, on note une prédominance des NO<sub>x</sub> au tarissement, puis de NH<sub>4</sub> et N<sub>org</sub>. Lors de l'étiage et de la reprise de l'écoulement, la succession des différentes formes de nutriments au cours du temps reflète la participation majoritaire de sources d'écoulement successives : la source karstique d'Issanka, puis les rejets des STEP. Le phosphore provenant des rejets de STEP est alors potentiellement biodisponible.

En aval des rejets directs de STEP, on note une accumulation ou une transformation des nutriments quand les débits sont faibles. Ces nutriments accumulés constituent d'importants stocks en rivière.

A la reprise de l'écoulement se succèdent 3 types de crues : les CRRU, les CRM et les CRK<sup>2</sup>. Les concentrations moyennes de ces crues sont fortes, particulièrement pour les CRRU. Lors des premières crues de reprise de l'écoulement, qui sont souvent des CRRU, on note une augmentation des concentrations MES et des formes organiques de nutriments : MVS, "PP", PO<sub>4</sub>, N<sub>org</sub>, alors que les débits sont faibles. Elles ont pour origine la remobilisation du lit de la rivière pour les nutriments sous forme particulaire ou des processus de "relargage", à partir des trous d'eau, dans le cas de PO<sub>4</sub>.

Lorsque les averses produisent des pics de ruissellement, au début des CRM, avec des débits plus importants, les principales espèces remobilisées sont "PP" et N<sub>org</sub>, qui peuvent provenir de l'érosion des sols et NH<sub>4</sub>, provenant du ruissellement sur les parcelles de vignes.

Lors des CRK, la rivière est alimentée par les sources karstiques et dans une moindre mesure par un écoulement hypodermique. NO<sub>x</sub> provenant en majorité des sources karstiques et "PP" sont alors les formes principales de nutriments. Les concentrations en phosphore sont cependant plus faibles.

Lors des CRRU et des CRM, pour le phosphore, les nutriments proviennent à 95% de la remobilisation du matériel accumulé dans le lit de la rivière et le phosphore est potentiellement biodisponible, surtout en début de crue. Pour l'azote, cette contribution varie de 50 à 55%, les précipitations apportant 35 à 50% de l'azote restant. Les CRM sont de plus les crues dont le flux de nutriment et de MES par heure est le plus important tout type de crues considéré. A la fin de la reprise d'écoulement, les stocks en rivière ont alors fortement diminués.

---

<sup>1</sup> CHK : crues de hautes eaux à composante karstique.

<sup>2</sup> CRRU : crue de ruissellement urbain, CRM : crue de ruissellement urbain et agricole, CRK : crues de reprise d'écoulement à composante karstique.

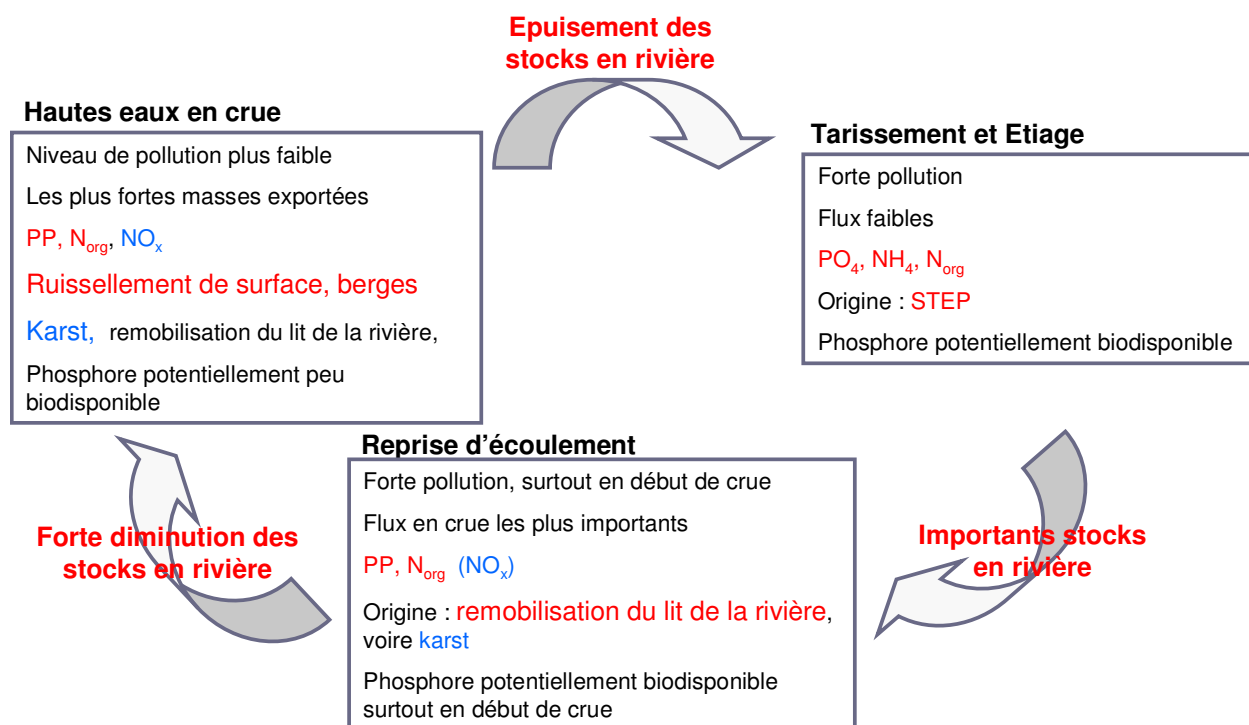


Figure 3.1.a : Synthèse de la dynamique des nutriments au cours d'une année hydrologique type.

### 3.2 Etude de la cyclicité du fonctionnement

Nous avons choisi de ce fait de représenter sur les figures 3.2.a et 3.2.b les concentrations des nutriments et des MES au cours d'une année moyenne<sup>1</sup>, 1994-1995 (cf. Figure 3.2.a), d'une année humide, 2003-2004 et d'une année sèche, 1998-1999 (cf. Figure 3.2.b). Les graphiques de l'ensemble des années hydrologiques sont en Annexe D-IV.

L'analyse des figures permet de constater que la durée et la fréquence des modes hydrologiques ont beaucoup d'influence sur l'évolution du niveau de contamination au cours d'une année hydrologique.

Lors de l'année hydrologique moyenne, les 4 modes hydrologiques sont représentés. L'étiage est suffisamment long pour que l'on puisse noter une augmentation des concentrations en N<sub>t</sub> et P<sub>tb</sub> qui peuvent atteindre presque 4 mgP.L<sup>-1</sup> pour P<sub>tb</sub> et 10 mgN.L<sup>-1</sup> pour N<sub>t</sub>. Les variations des concentrations au cours de l'étiage de l'année hydrologique 1994-1995 ont déjà été commentées en section 2.1.

Lors de l'année hydrologique humide, les concentrations en MES et nutriments sont plus faibles : les concentrations sont inférieures à 2 mgP.L<sup>-1</sup> pour P<sub>tb</sub> et 5 mgN.L<sup>-1</sup> pour N<sub>t</sub>. Les hautes eaux durent en effet la moitié de l'année hydrologique : pendant cette période, les sources karstiques diluent les concentrations de tous les nutriments sauf les nitrates, maintenant un niveau de contamination faible. Cette importance de la période de hautes eaux et des CHK entraîne une diminution des stocks en rivière. Les masses annuelles exportées sont importantes et le phosphore potentiellement peu biodisponible. On exporte 12 fois plus d'azote total que de phosphore total.

Lors d'une année hydrologique sèche, les concentrations en MES et nutriments sont très élevées. Le fonctionnement hydrologique de la rivière consiste en effet en une succession des modes hydrologiques d'étiage et de reprise d'écoulement. Les suivis réguliers ne permettent pas de visualiser les données en crues, mais nous pouvons cependant noter que des concentrations très importantes de 4 mgP.L<sup>-1</sup> et de plus de 20 mgN.L<sup>-1</sup> ont été observées au cours de cette année là. Lors des années

<sup>1</sup> Année moyenne : année au cours de laquelle une variable hydrologique ou météorologique observée a une valeur voisine de la moyenne de cette variable calculée sur une longue période. Ici il s'agit des précipitations annuelles.

sèches, l'accumulation en rivière lors des étiages est favorisée et les nutriments remobilisés lors des crues rapides sont principalement ceux qui se sont accumulés. Les masses exportées annuelles sont plus faibles et le phosphore remobilisé potentiellement biodisponible. On exporte seulement 4 fois plus d'azote total que de phosphore total.

L'alternance de modes d'étiage et de reprise d'écoulement, ainsi que la durée de l'étiage, méritent donc d'être étudiées plus en détail, car leurs influences sur le niveau de contamination de la rivière, la biodisponibilité potentielle du phosphore en rivière et les masses exportées annuelles sont évidentes.

Au cours d'une année, le niveau de contamination de la Vène, les masses exportées, ainsi que leur nature – rapport  $N_t/P_t$  - sont donc fortement conditionnés par le fonctionnement hydrologique de la rivière.



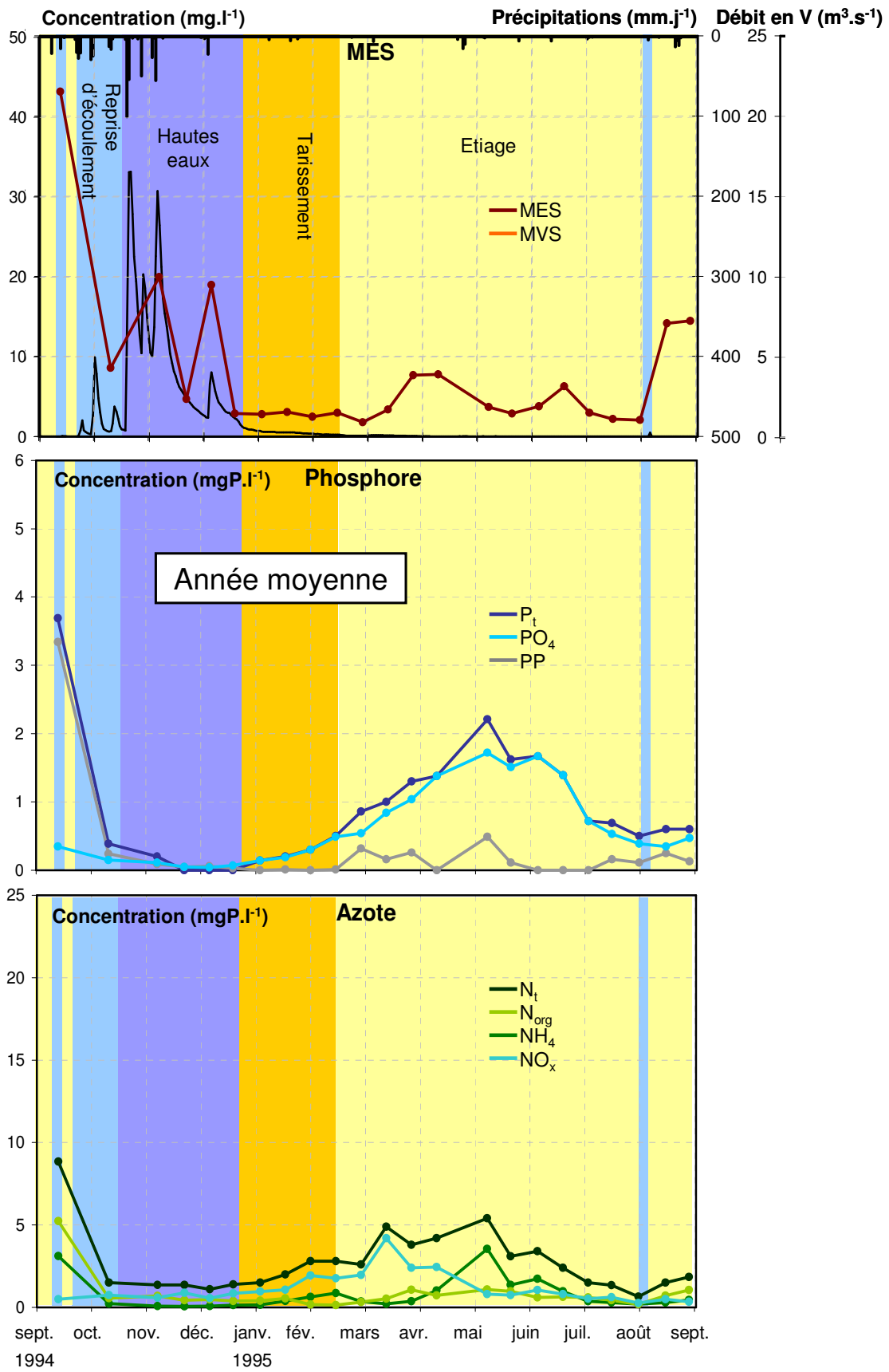
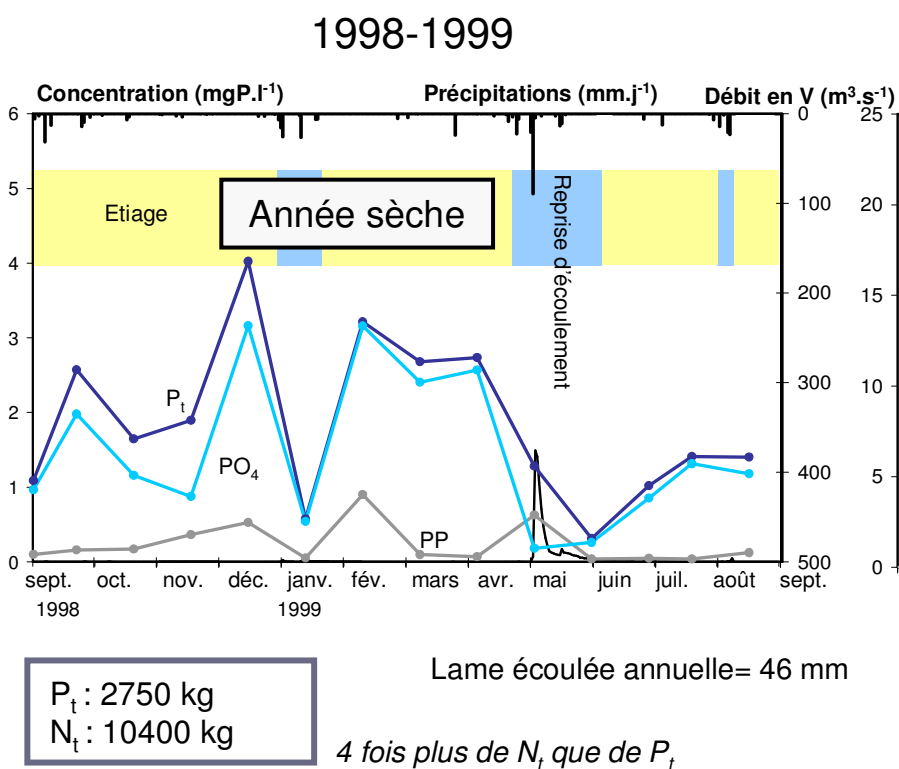
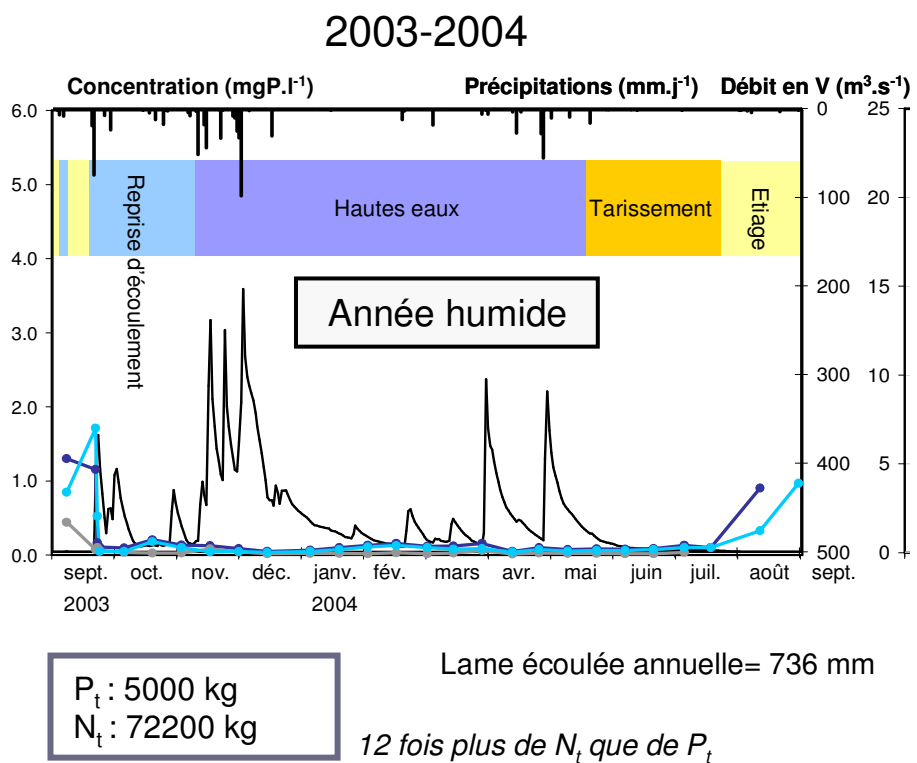


Figure 3.2.a : Dynamique des éléments au cours de l'année hydrologique moyenne 1994-1995.



**Figure 3.2.b** : Occurrence et durée des modes hydrologique au cours d'une année humide et d'une année sèche.

# Conclusion et perspectives

La durée, la fréquence et la sévérité des périodes sèches, ont des implications évidentes sur la qualité de l'eau des rivières intermittentes. La compréhension de l'évolution du niveau de contamination et des flux de nutriments d'une rivière de ce type nécessite donc une étude détaillée de son fonctionnement hydrologique.

## *Les apports de l'étude*

**Du point de vue méthodologique**, les apports de la thèse consistent à avoir réalisé **une étude couplée** dynamique des nutriments et hydrologie, pertinente sur une rivière intermittente, avec des suivis conjoints des débits et de la teneur des nutriments.

Trois types de suivis en hydrologie ont ainsi été menés :

1. un suivi continu avec un intervalle de temps fin en quelques stations.
2. un suivi ponctuel avec un intervalle de temps plus grossier mais une meilleure couverture spatiale.
3. un relevé pédestre ponctuel des biefs en eau sur tout le réseau hydrographique.

Le premier type de suivi a permis d'établir des schémas de fonctionnement hydrologiques du bassin versant au cours de l'année. Au cours des crues, grâce à ce type de mesures, nous avons pu également suivre la propagation des débits dans le réseau hydrographique.

Le deuxième type de suivi, effectué en régime permanent lors de campagnes spatiales, a été utilisé pour évaluer de l'amont à l'aval la contribution des différents apports à la rivière.

Le troisième type de suivi a servi à suivre l'assèchement progressif de la rivière intermittente et la remise en eau du réseau hydrographique.

Deux types de suivis de la teneur en nutriments ont été réalisés :

1. en quelques stations : il s'agit de suivis réguliers, de suivis en crue
2. en régime permanent : il s'agit de suivis plus espacés, mais avec une meilleure couverture spatiale.

Grâce au premier type de suivi nous avons évalué le niveau de contamination de la rivière et sa variabilité temporelle. Au cours des crues, ce type de mesure a servi à identifier l'origine des apports en nutriments, identifier les processus de transfert ayant lieu en rivière et quantifier les apports en nutriments.

Le deuxième type de suivi, effectué en régime permanent lors de campagnes spatiales, a été utilisé d'une part pour évaluer de l'amont à l'aval la contribution des différents apports à la rivière et d'autre part, identifier les processus en rivière.

**La démarche adoptée** a ainsi abouti à l'identification de modes de fonctionnement hydrologiques spécifiques au cours d'une année. Pour chacun de ces modes, nous avons déterminé les composantes principales de l'écoulement et identifié les processus générateurs de celui-ci. En fonction des flux en nutriments, nous avons ensuite regroupé les modes hydrologiques en périodes. Pour chacune de ces périodes, nous avons déterminé les principales sources d'apports en nutriments et essayé d'identifier les principaux processus liés aux pertes et aux gains de ces nutriments.

Concernant **l'état des connaissances du fonctionnement des rivières intermittentes**, les apports de l'étude concernent alors principalement :

- une bonne compréhension du fonctionnement hydrologique d'une rivière intermittente méditerranéenne, notamment des premières crues rapides après l'étiage.
- la reproduction de ces premières crues de ruissellement à l'aide d'un modèle conceptuel simple.

- l'évaluation de l'impact des rejets ponctuels en période d'étiage.
- l'identification de l'origine des différentes formes de nutriments au cours des crues.
- le couplage entre le fonctionnement hydrologique et la dynamique des nutriments.
- la quantification des exportations en nutriments à l'exutoire en fonction du mode hydrologique.

Les principaux apports de l'étude hydrologique seront détaillés dans les deux paragraphes suivants.

La Vène est une rivière intermittente recevant des apports karstiques. Lors d'années dites sèches, où la contribution du karst est réduite, son fonctionnement hydrologique correspond à celui d'une rivière intermittente ; deux modes hydrologiques se succèdent alors, l'étiage et la reprise de l'écoulement. Lors des autres années, quand les sources karstiques alimentent la rivière, deux modes de fonctionnement supplémentaires apparaissent : les hautes eaux et le tarissement.

Lors de l'étiage, la rivière s'assèche et le réseau hydrographique consiste alors en une succession de biefs secs et de trous d'eau. A la reprise de l'écoulement, les premières crues rapides, dont la durée varie de quelques heures à une journée, sont produites par le ruissellement sur les zones urbaines peu denses, principalement des villages. Ces premières crues remplissant les biefs secs du réseau hydrographique, une partie de leur volume est perdu au cours du transfert et parfois, n'est pas transmis à l'exutoire.

La majorité de ces crues de ruissellement ont pu être bien reproduites par un modèle conceptuel, utilisant peu de paramètres, en tenant compte notamment du seuil de pluie nécessaire au ruissellement et d'un coefficient de ruissellement.

Le fonctionnement hydrologique influence la dynamique des nutriments. En période d'étiage, les nutriments sont apportés en majorité par des rejets anthropiques, en l'occurrence des STEP. La qualité de l'eau est alors très mauvaise, notamment pour les indicateurs du phosphore et l'ammonium. Les rejets s'accumulent dans des trous d'eau le long du réseau hydrographique. A la fin de l'étiage, les teneurs en nutriments diminuent, du fait d'accumulation ou de pertes. Le phosphore particulaire a sédimenté. L'eau de la Vène étant chargée en carbonate de calcium, le phosphore réactif soluble a co-précipité. L'azote organique a sédimenté. Pour l'ammonium et les nitrates, nous pouvons attribuer une partie de leurs pertes aux processus de nitrification-dénitrification, les conditions étant favorables. Des processus d'assimilation par les organismes vivants dans la rivière ou la ripisylve sont également envisageables pour expliquer les pertes en phosphore soluble réactif, ammonium et nitrates.

A la reprise de l'écoulement, les premières crues liées à des processus de ruissellement urbain présentent les plus fortes concentrations moyennes en nutriments de toutes les crues répertoriées au cours de l'année : 1.9 mgP.L<sup>-1</sup> pour le phosphore total et 3.5 mgN.L<sup>-1</sup> pour l'azote total. La qualité de l'eau est alors mauvaise. Les nutriments exportés proviennent en majorité de la remobilisation du lit de la rivière, particulièrement pour le phosphore, et sont en majorité sous forme de phosphore particulaire et d'azote organique. La biodisponibilité potentielle du phosphore est alors forte.

En fonction du type de crue, les masses exportées à l'exutoire sont très variables. Elles sont plus faibles au cours des crues rapides de reprise de l'écoulement qu'au cours des crues de la période de hautes eaux, où le karst participe à l'écoulement, du fait des volumes plus importants de ces crues. Cependant, si on considère les flux instantanés, on s'aperçoit que ce sont les crues de ruissellement, à la reprise de l'écoulement, qui présentent les flux les plus forts, excepté pour les nitrates, apportés par le karst. Une grande partie du stock de nutriments accumulé pendant la période d'étiage est donc remobilisé lors de la reprise de l'écoulement.

### *Perspectives*

A l'issue cette étude, le fonctionnement hydrologique d'une rivière recevant, comme c'est souvent le cas en région méditerranéenne, des apports karstiques est donc assez bien compris. L'origine des nutriments est parfois plus difficile à déterminer et les processus à l'origine des

transformations des nutriments ne sont pas clairement identifiés. Les données concernant les teneurs en nutriments sont en effet relativement difficiles à obtenir, en raison de difficultés techniques et métrologiques, notamment pour les suivis de crues, mais également en raison du coût des analyses. Les résultats quantitatifs obtenus ne sont pas extrapolables en l'état à d'autres bassins versants. Néanmoins, la méthode utilisée, qui aboutit à l'identification des composantes du système bassin versant, fournit des résultats intéressants et pourrait être transposable à d'autres bassins.

Comme c'est le cas pour les études réalisées dans le cadre du projet tempQsim et du chantier PNEC Lagunes méditerranéennes, certains processus, liés au fonctionnement des rivières intermittentes restent encore assez mal décrits.

Concernant l'**aspect méthodologique**, il serait intéressant lors de travaux ultérieurs de changer d'échelle temporelle de travail, notamment lors de l'étiage au cours duquel de nombreux auteurs travaillent au pas de temps hebdomadaire. En effet, les taux d'accumulation en rivière qui ont été calculés en utilisant des données récoltées toutes les trois semaines ne mettent pas clairement en évidence un processus d'accumulation, processus existant au vu de la forte croissance des cyanobactéries et de la végétation. Une meilleure connaissance de l'accumulation des nutriments en rivière permettrait alors de mieux évaluer la quantité stockée, et donc la quantité remobilisée à la reprise de l'écoulement.

L'étude du **fonctionnement hydrologique** pourrait être complétée en créant un modèle simple de mélange des eaux ayant différentes conductivités, afin de mieux contrôler l'origine des apports. En outre les modalités de déclenchement des différentes sources karstiques ne sont pas bien connues. Identifier des seuils de pluies permettant l'alimentation des différentes sources à la rivière permettrait de mieux caractériser son fonctionnement.

L'analyse de la **dynamique des nutriments** nécessite de répondre encore à certaines questions. Durant l'étiage, les processus de transformation des nutriments au sein des sédiments doivent être évalués. Il faudrait également prendre en compte les hétérogénéités spatiales concernant ces processus. Il serait en outre intéressant d'évaluer l'influence de la durée des étiages sur l'accumulation des sédiments en rivière au cours de différentes années.

Lors des premières crues, les mécanismes de reprise du matériel accumulé à l'étiage ne sont pas assez connus. Dans ce cas, il serait également nécessaire d'évaluer la capacité de désorption des nutriments accumulés sous forme particulaire, en relation avec leur biodisponibilité et donc leur impact sur le milieu aval. L'étude de la biodisponibilité réelle du phosphore particulaire, forme majoritaire en crue, semble alors importante.

Néanmoins, l'étude réalisée au cours de cette thèse, en raison du volumineux travail de suivi, concernant à la fois l'hydrologie et les teneurs en nutriments, a dans un premier temps contribué à améliorer la connaissance que nous avons des rivières intermittentes méditerranéennes, et de ce fait répondu à certains objectifs du programme tempQsim.



# Bibliographie

**Abbott, M.B.**, Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. An introduction to the European Hydrological System - Système Hydrologique Européen "SHE". *Journal of Hydrology*, 1986, 112, 1-18.

**Ambroise, B.** La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant - Processus, Facteurs, Modèles. Éditions \*H\*G\*A\*, Bucarest (RO), 1999, 200p.

**Amit, H.**, Lyakhovsk, V., Katz, A., Starinsky, A., Burg, A. Interpretation of spring recession curves. *Ground Water*, 2002, 40 (5), 543-551.

**Arheimer, B. and Lidèn, R.** Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments - influence of spatial and temporal variables. *Journal of Hydrology*, 2000, 227, 140-159.

**Arnaud, P.**, Bouvier, C., Cisneros, L., Dominguez, R. Influence of rainfall spatial variability on flood prediction. *Journal of Hydrology*, 2002, 260(1-4), 216-230.

**Asaf, L.**, Nativ, R., Shain, D., Hassan, M., Geyer, S. Controls on the chemical and isotopic compositions of urban stormwater in a semiarid zone. *Journal of Hydrology*, 2004, 294, 270-293.

**Ascensio, E.** Aspects climatologiques des départements de la région Languedoc-Roussillon. Ed. de la Météorologie Nationale, Paris, 1984, 94p.

**Austin, A.T.**, Yahdjian, L., Stark, J., Belnap, J., Porporato, A., Norton, U., Ravetta, D.A. Schaeffer, S.M. Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia*, 2004, 141, 221-235.

**Avila, A.**, Piñol, J., Rodà, F., Neal, C. Storm solute behaviour in a montane Mediterranean forested catchment. *Journal of Hydrology*, 1992, 140, 143-161.

**Avila, A.**, Rodrigo, A., Rodà, F. Nitrogen circulation in a Mediterranean oak forest, La Castanya, Montseny, northeastern Spain. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2002, 6(3), 551-557.

**Bakalowicz, M.** Connaissance et gestion des ressources en eaux souterraines dans les régions karstiques. Guide Technique n°3, SDAGE Rhône - Méditerranée - Corse. Agence de l'Eau Rhône - Méditerranée - Corse, Lyon, 1999, 40p.

**Bakalowicz, M. et Dörfliger, N.** Ressources en eau du karst : un enjeu pour le bassin méditerranéen, *Géosciences*, 2, septembre 2005 –Thème : l'eau souterraine, 26-31.

**Baldwin, D.S.** Effects of exposure to air and subsequent drying on the phosphate sorption characteristics of sediments from an eutrophic reservoir. *Limnology and Oceanography*, 1996, 41(8), 1725-1732.

**Baldwin, D.S. and Mitchell, A.M.** The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems. A synthesis. *Regulated Rivers-Research & Management*, 2000, 16(5), 457-467.

**Baleux, B. et Gales, P.** Etude sur les apports des salmonelles et leur devenir dans les différents compartiments (eau, sédiment, coquillages filtreurs) de l'étang de Thau. Contrat pour l'étang de Thau. Université Montpellier II, 1993, 93p.

- Barbier, M.**, Collecte et intégration au sein d'un S.I.G. des données relatives aux rejets ponctuels sur les bassins versants de l'Or et de Thau. Rapport de PIFE. Ecole Polytechnique Universitaire de Montpellier, Université Montpellier II, 2000.
- Barling, R.D.**, Moore, I.D., Grayson, R.B. A quasi-dynamic wetness for characterising the spatial distribution of zones of surface saturation and soil water content, *Water Resources Research*, 1994, 30, 1029-1044.
- Bathurst, J. C.**, Kilsby, C., White, S. Modelling the impacts of climate and land use change on basin hydrology and soil erosion in Mediterranean Europe. In *J.C. Brandt and J.B. Thornes (Eds), Mediterranean Desertification and Land Use*, Wiley, Chichester, 1996, 335-387.
- Bergkamp, G.** A hierarchical view of the interactions of runoff and infiltration with vegetation and microtopography in semiarid shrublands. *Catena*, 1996, 33, 201-220.
- Bernal, S.**, Butturini, A., Sabater, F. Seasonal variations of dissolved nitrogen and DOC: DON ratios in an intermittent Mediterranean stream. *Biogeochemistry*, 2005, 75(2), 351-372.
- Bernon, J.** Application et critique du modèle SWAT sur le bassin versant de la Vène (Hérault). DEA Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental, Université Montpellier II, 2005, 61p.
- Beven, K. J. and Kirkby, M.** A physically-based variable contribution area model of catchment hydrology. *Hydrology Science Bulletin*, 1979, 24(1), 43-69.
- Beven, K.** Changing ideas in hydrology : the case of physically based models. *Journal of Hydrology*, 1989a, 105, 157-172.
- Beven, K.** A discussion of distributed hydrological modelling. In M.B. Abbott and J.C. Refsgaard (Eds) *Distributed Hydrological Modelling*, Kluwer, Dordrecht, 1996, 255-278.
- Beven, K.** Runoff generation in semi-arid areas. in *Dryland Rivers Hydrology and Geomorphology of Semi-arid Channels*. Edited by L.J. Bull and M.J. Kirkby. John Wiley & Sons, Ltd, 2002, 57-105.
- Biron, P.M.**, Roy, A.G., Courschesne, F., Hendershot, W., Côté, B., Fyles, J. The effect of antecedent moisture conditions on the relationship of hydrology to hydrochemistry in a small forested watershed. *Hydrological Processes*, 1999, 13, 1541-1555.
- Boström, B.**, Jansson, M., Forsberg, C. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 1982, 18, 5-59.
- Bouvier, C. and Delclaux, F.** ATHYS a hydrological environment for spatial modelling and coupling with a GIS. *Proceedings of the HydroGIS 96, Vienna, Austria.*, IAHS publication, 1996, 235, 19-28.
- Bouvier, C.**, Fuentes, G., Dominguez, R. Mercedes un modèle hydrologique d'analyse et de prévision de crues en milieu hétérogène. *Crues et Inondations, 23èmes journées de l'Hydraulique, SHF, Nîmes*, 14-16 Septembre 1994, 1994, 257-260.
- Bowes, M.J.**, Hilton, J., Irons, G.P., Hornby, D.D. The relative contribution of sewage and diffuse phosphorus sources in the River Avon catchment, southern England. Implications for nutrient management. *Science of the Total Environment*, 2005, 344(1-3), 67-81.
- Bowes, M.J. and House, W.A.** Phosphorus and dissolved silicon dynamics in the River Swale catchment, UK, a mass-balance approach. *Hydrological Processes*, 2001, 15(2), 261-280.



- Bowes, M.J.**, House, W.A., Hodgkinson, R.A., Leach, D.V. Phosphorus dynamics along a river continuum. *Science of the Total Environment*, 2003, 313(1-3), 199-212.
- Bowes, M.J.**, House, W.A., Hodgkinson, R.A., Leach, D.V. Phosphorus-discharge hysteresis during storm events along a river catchment, the River Swale, UK. *Water Research*, 2005, 39(5), 751-762.
- Bowes, M.J.**, Leach, D.V., House, W.A. Seasonal nutrient dynamics in a chalk stream the River Frome, Dorset, UK. *Science of the Total Environment*, 2005, 336(1-3), 225-241.
- Bowman, M.F.**, Chambers, P.A. et Schindler, D.W. Epilithic algal abundance in relation to anthropogenic changes in phosphorus bioavailability and limitation in mountain rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.* 2005, 62, 174-184.
- Bull, L.J.**, Kirkby, M.J., Shannon, J., Hooke J.M. The impact of rainstorms on floods in ephemeral channels in southeast Spain. *Catena*, 1999, 38(3), 191-209.
- Butcher, G.C. and Thornes, J.B.** Spatial variability in runoff processes in an ephemeral channel. *Zeitschrift für Geomorphologie Supplement Band*, 1978, 29, 83-92.
- Calvo-Calses, A.**, Boix-Fayos, C., Imeson, A.C. Runoff generation, sediment movement and soil water behaviour on calcareous (limestone) slopes of some Mediterranean environments in southeast Spain. *Geomorphology*, 2003, 50, 269-291.
- Camasara, A.M. and Tilford, K.A.** Rainfall-runoff modelling of ephemeral streams in the Valencia region (eastern Spain). *Hydrological Processes*, 2002, 16, 3329-3344.
- Camasara-Belmonte, A.M.C. and Segura-Beltran, F.S.** Flood events in Mediterranean ephemeral streams (ramblas) in Valencia region, Spain. *Catena*, 2001, 45, 229-249.
- Carillo, S.** Estimation de flux polluants annuels transitant par une rivière intermittente. Rapport de PIFE, Ecole Polytechnique Universitaire de Montpellier, Université Montpellier II, 2006, 33p.
- Casenave, A.** Le minisimulateur de pluie. Conditions d'utilisation et principes de l'interprétation des mesures. *Cahiers ORSTOM, Série Hydrologie*, 1982, XIX(4), 207-227.
- Casenave, A. and Valentin, C.** A runoff capability classification system based on surface features criteria in semi-arid areas of West Africa. *Journal of Hydrology*, 1992, 130, 231-249.
- Cataldo, J.**, Behr, C., Montalto, F., Pierce, R.J. An analysis of transmission losses in ephemeral streams. A case study in Walnut Gulch experimental watershed, Tombstone, AZ. A Report to the National Center for Housing and the Environment, 2005, 36p.
- Ceballos, A. and Schnabel, S.** Hydrological behaviour of a small catchment in the Dehesa landuse system (Extramadura, SW Spain). *Journal of Hydrology*, 1998, 210, 146-160.
- Cemagref, CAGC.** Pollution diffuse par l'azote, le phosphore et les matières en suspension. Influence des pratiques agricoles et d'élevage. Rapport à l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, Cemagref, avril 1997, 263p.
- Cerdà, A.** Seasonal variability of infiltration rates under contrasting slopes conditions in southern Spain. *Geoderma*, 1996, 69 (3-4), 217-232.

- Cerdà, A.** Seasonal changes of the infiltration rates in a Mediterranean scrubland on limestone. *Journal of Hydrology*, 1997, 198(1-4), 209-225.
- Cerdà, A.,** Schnabel, S., Ceballos, A., Gomez-Amelia, D. Soil hydrological response under simulated rainfall in the Dehesa land system (Extramadura, Spain) under drought conditions. *Earth Surface Processes and Landform*, 1998, 23, 195-209.
- Chevallier, P.** L'indice des précipitations antérieures, évaluation de l'humectation des sols des bassins versants représentatifs. *Cah. ORSTOM. Série Hydrologie*, 1983, 20(3-4), 179-189.
- Chocat, B.** Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement, Eurydice92, Collection Technique et Documentation, Lavoisier, 1997, 112p.
- Chow, V.T.,** Maidment, D.R., Mays, L.W. Applied Hydrology. McGraw-Hill Series in water resources and environmental engineering. - New York McGraw-Hill, 1988, 572p.
- Coles, N.A.,** Sivapalan, M., Larsen, J.E., Linnet, P.E., Fahrner, C.K. Modelling runoff generation on small agricultural catchments can real world runoff responses be captured. In K.J. Beven (Ed.). *Distributed Hydrological Modelling Applications of the TOPMODEL Concept*. Wiley, Chichester, 1997, 289-314.
- Conesa-Garcia, C. and Alonso-Sarria, F.** Stochastic matrices applied to the probabilistic analysis of runoff events in a semi-arid stream. *Hydrological Processes*, 1997, 11, 297-310.
- Contrat pour l'Étang de Thau.** Inventaire des foyers de pollution. Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse - Ministère de l'environnement - CEE (Programme Intégré Méditerranéen) Région Languedoc-Roussillon. Maître d'ouvrage CEMAGREF, 1992, 111p + Annexes.
- Contrat pour l'étang de Thau.** Suivi des apports du bassin versant de l'étang de Thau et des échanges avec la mer par les canaux de Sète. Laboratoire Géofluide-Bassin-Eau, Laboratoire d'Hydrobiologie marine et continentale, Laboratoire de Biogéochimie et Métrologie Physico-Chimique, Université de Montpellier I et II, Montpellier, 1997, 175p.
- Cordery, I.,** Pilgrim, D.H., Doran, D.G. Some hydrological characteristics of arid western New South Wales. In *Hydrology and Water Resources Symposium*. The institution of engineers, Australia, 1983, 287-292.
- Cossa, D.,** Meybeck, M., Idlafkih, Z., Blombéd, B. Etude pilote des apports en contaminants par la seine. Rapport final d'un projet financé par l'agence de bassin Seine-Normandie. Le ministère de l'Environnement et l'IFREMER. 1994, 151p.
- Crawford, N. H. and Linsley, R. K.** Digital Simulation. In *Hydrology Standford Watershed Model IV.Tech., Rep. 39.,* Dep. Civil Eng., University Standford, Standford, 1966, 210p.
- Dahm, C.N.,** Cleverly, J.R., Coonrod, J.E.A., Thibault, J.R., McDonnell, D.E., Gilroy, D.F. Evapotranspiration at the land/water interface in a semi-arid drainage basin. *Freshwater Biology*, 2002, 47(4), 831-843.
- Dassenakis, M.,** Scoullou, M., Foufa, E., Krasakopoulou, E., Pavlidou, A., Kloukiniotou, M. Effects of multiple source pollution on a small Mediterranean river. *Applied Geochemistry*, 1998, 13(2), 197-211.

- Davenport, D.C.**, Martin, P.E., et Hagan, R.M. Evaporation from riparian vegetation water relations and irrecoverable losses for salt cedar. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1982, 37(4), 233-236.
- David, A.** Processus d'accumulation et de remobilisation de nutriments dans les sédiments d'une rivière temporaire en étiage. DEA Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental. 2005, 66p.
- De Groot, C.J. and Golterman, H.L.** Sequential fractionation of sediment phosphate. *Hydrobiologia*, 1990, 192, 143-148.
- De Groot, C.J. and Van Wijck, C.** The impact of dessication of a freshwater marsh (Garcines Nord, Camargue, France) on the sediment-water-vegetation interactions. Part 1 : The sediment chemistry. *Hydrobiologia*, 1993, 252, 83-94.
- De Vera, M.R.** Rainfall-runoff relationship of some catchments with karstic geomorphology under arid and semi-arid conditions. *Journal of Hydrology*, 1984, 68. 85-93.
- Delmas, R.**, Serça, D., Jambert, C. Global inventory of NOx sources. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1997, 48, 51-60.
- Despréaux, M.** Phosphore et azote dans les sédiments du fleuve Charente. Variations saisonnières et mobilité potentielle. Thèse de doctorat de l'Université Claude Bernard, Lyon I. CEMAGERF Lyon, 1990, 227p.
- Diet, S.** Modélisation hydraulique 1D de la Vène avec le logiciel ISIS. Rapport de PIFE, Ecole Polytechnique Universitaire de Montpellier, Université Montpellier II, 2005, 30p.
- Diskin, M.H. et Lane, L.J.** A basinwide stochastic model of ephemeral stream runoff in south-eastern Arizona. *International Association Scientific Hydrologists Bulletin*, 1972, 17, 61-76.
- Dorioz, J-M. et Blanc., P.** Maîtrise de la charge externe en phosphore des plans d'eau et fonctionnement des bassins versants. In *L'eau dans l'espace rural, vie et milieu aquatiques*. INRA éditions, 2001, 113-132.
- Dorioz, J.M. et Ferhi, A.** Nonpoint pollution and management of agricultural areas - phosphorus and nitrogen transfer in an agricultural watershed. *Water Research*, 1994, 28(2), 395-410.
- Dorioz, J.M.**, Cassell, E.A., Orand, A., Eisenman, K.G. Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron river watershed. *Hydrological Processes*, 1998a, 12(2), 285-309.
- Dorioz, J.M.**, Pelletier, J.P., Benoit, P. Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du lac Léman (France). *Water Research*, 1998b, 32(2), 275-286.
- Dorioz, J.M.**, Pilleboue, E., Fehri, A. Dynamique du phosphore dans les bassins versants: importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. *Water Research*, 1989, 23 (2), 147-158.
- Dorioz J.M.**, Trévisan D., Vansteelant J.Y. Transferts diffus de phosphore des bassins versants agricoles vers les lacs : impacts, ordre de grandeur, mécanismes. In *L'eau dans l'espace rural, production végétale et qualité de l'eau*. INRA éditions, 1997, 249-264.
- Dunne, T.** Field studies of hillslope flow processes. In M.J. Kirkby and R.J. Chorley (Eds) *Hillslope hydrology*. Wiley, Chichester, 1978, 227-293.

- Dunne, T. and Black, R.D.** An experimental investigation of runoff production in permeable soils. *Water Resources Research*, 1970a, 6, 478-490.
- Dunne, T. and Black, R.D.** Partial area contributions to storm runoff in small New England watershed. *Water Resources Research*, 1970b, 6, 1296-1311.
- Dunne, T., Zhang, W., Aubry, B.F.** Effects of rainfall, vegetation, and microtopography on infiltration and runoff. *Water Resources Research*, 1991, 27(9), 2271-2285.
- Edeline, F.** Le pouvoir auto-épurateur des rivières. Eds Cebedoc sprl, Liège. ISBN 2-87080-041-x. 2001, 239p.
- Edwards, A.C., Cook, Y., Smart, R., Wade, A.J.** Concentrations of nitrogen and phosphorus in streams draining the mixed land-use Dee Catchment, north-east Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 2000a, 37, Suppl. 1, 159-170.
- Edwards, A.C., Twist, H., Codd, G.A.** Assessing the impact of terrestrially derived phosphorus on flowing water systems. *Journal of Environmental Quality*, 2000b, 29(1), 117-124.
- Ellis, J.B.** Pollution aspects of urban runoff. In Trono, H.C., Marsalek, J., Desbordes, M. (Eds), *Urban Runoff Pollution, NATO ADI Series, Springer, Berlin*. 1986, 1-38.
- Fabre, A.C.** Inorganic phosphate in exposed sediments of the river Garonne. *Hydrobiologia*, 1992, 228, 37-42.
- Farmer D., Sivapalan M., Jothityangkoon C.** Climate, soil, and vegetation control upon the variability of water balance in temperate and semi-arid landscapes. Downward approach to water balance analysis. *Water Resources Research*, 2003, 39(2), 1035, doi 10.1029/2001WR000328.
- Fitzjohn, C., Ternan, J.L., Williams, A.G.** Soil moisture variability in a semi-arid gully catchment implications for runoff and erosion control. *Catena*, 1998, 32, 55-70.
- Franchini, M., Wendling, J., Obled, C., Todini E.** Physical interpretation and sensitivity analyses of the TOPMODEL. *Journal of Hydrology*, 1996, 175, 293-338.
- Freer, J., McDonnell, J., Beven, K. J., Brammer, D., Burns, D., Hooper, R. P., Kendal, C.** Topographic controls on subsurface storm flow at the hillslope scale for two hydrologically distinct small catchments. *Hydrological Processes*, 1997, 11, 1347-1352.
- Freyberg, D.L.** Modelling the effects of time-dependent wetted perimeter on infiltration from ephemeral channels. *Water Resources Research*, 1983, 19, 559-566.
- Gallart, F., Latron, J. Llorens, P., Rabada, D.** Hydrological functioning of Mediterranean mountain basins in Vallcebre, Catalonia some challenges for hydrological modelling. *Hydrological Processes*, 1997, 11, 1263-1272.
- Gallart, F., Llorens, P. and Latron, J.** Studying the role of old agricultural terraces on runoff generation in a small Mediterranean mountainous basin. *Journal of Hydrology*, 1994, 159, 291-304.
- Gallart, F., Llorens, P., Latron, J., Reques, D.** Hydrological processes and their seasonal controls in a small Mediterranean mountain catchment in the Pyrenees. *Hydrol. Earth. Syst. Sc.*, 2002, 6(3), 527-537.

- Gallart, F.**, Latron, J., Llorens, P., Beven, K.J. Using internal catchment information to reduce the uncertainty of discharge and baseflow predictions. *Advances in Water Resources*, 2006, Sous Presse.
- Gaultier, V.** Contribution à l'étude des échanges de phosphate à l'interface eau-sédiment en milieu fluvial. Evaluation des flux. Mesure des capacités de relargage et d'adsorption des sédiments. application aux fleuves Seine et Charente. Thèse de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 1994. 305p.
- Gaume, E.**, Livet, M., Desbordes, M., Villeneuve, J.-P. Hydrological analyses of the river Aude, France, flash flood on 12 and 13 November 1999. *Journal of Hydrology*, 2004, 286, 135-154.
- Gburek, W.J. and Sharpley, A.N.** Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27(2), 267-277.
- Gburek, W.J.**, Sharpley, A.N., Heathwaite, L., Folmar, G.J. Phosphorus management at the watershed scale a modification of the phosphorus index. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29(1), 130-144.
- Ge, C.** Contribution à la modélisation physico-chimique de l'étang de Thau. Thèse de Doctorat en Hydrologie, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, 1988, 168p.
- Germon, J.C. et Couton, Y.** La dénitrification dans les sols. Régulation de son fonctionnement et applications à la dépollution. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA.*, 1999, 38, 67-74.
- Gilbert, J.K. et Clausen, J.C.** Stormwater runoff quality and quantity from asphalt, paver, and crushed stone driveways in Connecticut. *Water Research*, 2006, 40 (4), 826-32.
- Gimbert, F.** Contribution à l'étude qualitative d'une rivière temporaire. Tests méthodologiques, nutriments et influence des sédiments. DEA Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental, Université Montpellier I, 2003, 86p.
- Giostralla, P.** Caractérisation des zones urbaines en vue d'une modélisation du cycle de l'eau. Mémoire de stage, UMR TETIS Engref Cemagref Cirad, 2005, 84p.
- Girandier, A.** Caractérisation de quelques propriétés physiques et hydrodynamiques des sols du bassin versant de la Vène (Hérault). Rapport de maîtrise 2004. Université Montpellier II, 2004, 30p.
- Giroux, M. et Tran, T.S.** Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec. *Agrosol*, 1996, 9(2), 51-57.
- Golladay, S. W. and Battle, J.** Effects of flooding and drought on water quality in gulf coastal plain streams in Georgia. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31, 1266-1272.
- Golterman, H.L.** The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-1951-3, 2004, 284p.
- Golterman, H.L.** Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds A simplification, and comparison with other methods. *Hydrobiology*, 1996, 335, 87-95.
- Golterman, H.L. and Booman, A.** Sequential extraction of iron-phosphate and calcium-phosphate from sediments by chelating agents. *Vehr. Internat. Verein Limnol.*, 1988, 23, 904-909.

- Goodrich, D.C.**, Lane, M.J., Shillito, R.M., Miller, S.N., Syed, K.H., Woolhiser, D.A. Linearity of basin response as a function of scale in a semi-arid watershed. *Water Resources Research*, 1997, 33(12), 2951-2965.
- Goodrich, D.C.**, Scott, R., Qi, J., Goff, B., Unkrich, C.L., Moran, M.S., Williams, D., Schaeffer, S., Snyder, K., MacNish, R., Maddock, T., Pool, D., Chehbouni, A., Cooper, D.I., Eichinger, W.E., Shuttleworth, W.J., Kerr, Y., Marsett, R., Ni, W. Seasonal estimates of riparian evapotranspiration using remote and in situ measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2000, 105(1-3), 281-309.
- Graf, W.L.** Fluvial processes in dryland rivers. Springer Verlag, Berlin, 1988, 346p.
- Grant, R.**, Laubel, A., Kronvang, B., Andersen, H.E., Svendsen, L.M., Fuglsang, A. Loss of dissolved and particulate phosphorus from arable catchments by subsurface drainage. *Water Research*, 1996, 30(11), 2633-2642.
- Grayson, R.B.**, Moore, I.D., McMahon, T.A. Physically based hydrologic modelling 2. Is the concept realistic ? *Water Resources Research*, 1992, 28, 2659-2666.
- Greenbaum, N.**, Margalit, A., Schick, A.P., Sharon, D., Baker, V.R. A high magnitude storm and flood in a hyperarid catchment, Nahal Zin, Negev Desert, Israël. *Hydrological Processes*, 1998, 12, 1-23.
- Gresillon, J.M. et Taha, A.** Les zones saturées contributives en climat méditerranéen ; condition d'apparition et influence sur les crues. *Hydrological Sciences Journal*, 1998, 43, 267.
- Gutiérrez, F.**, Gutiérrez, M., Sancho, C. Geomorphological and sedimentological analysis of a catastrophic flash flood in the Aras drainage basin (Central Pyrenees, Spain). *Geomorphology*, 1998, 22, 265-283.
- Hartley, A.M.**, House, W.A., Leadbeater, B.S.C., Callow, M.E. The use of microelectrodes to study the precipitation of calcite upon algal biofilms. *Journal of Colloid and Interface Sciences*, 1996, 183(2), 498-505.
- Haycock N.**, Burt, T.P., Goulding T., Pinay, G. (eds). *Buffer zones: their processes and potential in Water Protection Harpenden*, U.K., Quest Environmental, 1997, 320 p.
- Haygarth, P.M. and Jarvis, S.C.** Transfer of phosphorus from agricultural soils. *Adv. Agron*, 1999, 66, 195-249.
- Heathwaite, A.L. and Dils, R.M.** Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways. *Science of the Total Environment*, 2000, 251, 523-538.
- Hedman, E.R.**, Osterkamp, W.R. Streamflow, W.R. Characteristics related to channel geometry of streams in Western United States. USGS Water-Supply Paper, 1982, 2193, 17p.
- Hewlett, J.D.** Principles of forest hydrology. University of Georgia Pres, 1982, 183p.
- Hill, A.R.** Nitrate removal from streams draining experimental catchments. *Prog. Water. Technol.* 1981, 11, 303-314.
- Holloway, J.M. and Dahlgreen, R.A.** Seasonal and event-scale variations in solute chemistry for four Sierra Nevada catchments. *Journal of Hydrology*, 2001, 250, 106-121.

- Horton, R.E.** The role of infiltration in the hydrological cycle. *Transactions of the American Geophysical Union*, 1933, 14, 446-460.
- House, W.A. and Denison, F.H.** Phosphorus dynamics in a lowland river. *Water Research*, 1998, 32(6), 1819-1830.
- House, W.A.,** Leach, D., Warwick, M.S., Whitton, B.A., Pattinson, S.N., Ryland, G., Pinder, A., Ingram, J., Lishman, J.P., Smith, S.M., Rigg, E., Denison, F.H. Nutrient transport in the Humber rivers. *Science of the Total Environment*, 1997, 194, 303-320.
- Hromadka, T.V. and De Vries, J.J.** Kinematic wave routing and computational error. *Journal of Hydraulic Engineering*, 1988, 114(4), 207-217.
- Huber, W. C. and Dickenson, R. E.** Storm water management model, version 4 -Part A users manual, EPA/600/3-88/001a. *Env. Res. Lab, Athens*. 1988.
- Hugues, D.A. and Sami, K.** Transmission losses to alluvium and associated moisture dynamics in a semi-ephemeral channel system in Southern Africa. *Hydrological Processes*, 1992, 6, 45-53.
- Ibrahim, H.** Comparaison des lames d'eau radar avec des données pluies au sol sur quelques épisodes pluvieux majeurs. Application au bassin versant de la Vène. Rapport de master II R2E "Eau et Environnement". Université Montpellier II. 2006.
- Imeson, A.C.,** Verstraten, J.M., Van Mulligen, E.J., Sevink, J. The effect of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena*. 1992, 19, 345-361.
- Islam, N.,** Wallender, W.W., Mitchell, J., Wicks, S., Howitt, R.E. A comprehensive experimental study with mathematical modeling to investigate the effects of cropping practices on water balance variables. *Agricultural Water Management*, 2006, 82(1-2), 129-147.
- Jakeman, A.J. and Whitehead, P.G.** Unit Hydrograph Methods and Applications. *Hydrological Processes*, 1966, 10(6), 771-893.
- Jarvie, H.P.,** Neal, C., Williams, R.J., Neal, M., Wickham, H.D., Hill, L.K., Wade, A.J., Warwick, A., White, J. Phosphorus sources, speciation and dynamics in the lowland eutrophic River Kennet, UK. *Science of the Total Environment*, 2002, 282, 175-203.
- Jordan-Meille, L. and Dorioz, J.M.** Soluble phosphorus dynamics in an agricultural watershed. *Agronomie*, 2004, 24(5), 237-248.
- Jothityangkoon, C. and Sivapalan, M.** Temporal scales of rainfall-runoff processes and spatial scaling of flood peaks space-time connection through catchment water balance. *Advances in Water Resources* 2001, 24, 1015-1036.
- Jothityangkoon, C.,** Sivapalan, M., Farmer, D.L. Process controls of water balance variability in a large semi-arid catchment downward approach to hydrological model development. *Journal of Hydrology*, 2001, 254, 174-198.
- Jouret, T.** Etude des flux de pollution dans une rivière temporaire en milieu méditerranéen. DEA Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental, Université Montpellier II, 2004, 89p.

- Kauark-Leite, L.**, Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Thèse de l'Université de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 1990. 341p. + Annexes
- Kirkby, M.J.**, Bracken L., Reaney S. The influence of land use, soil and topography on the delivery of hillslope runoff to channels in SE Spain. *Earth Surface Processes and Land form*, 2002, 27, 1459-1473.
- Kleinman, P.J.A.**, Sharpley, A.N., Moyer, B.G., Elwinger, G.F. Effect of mineral and manure phosphorus sources on runoff phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(6), 2026-2033.
- Knighton, A.D. and Nanson, G.C.** Flow transmission along an arid zone anastomosing river, Cooper Creek, Australia. *Hydrological Processes*, 1997, 8, 137-154.
- Kosmas, C.**, Danalatos, N., Cammeraat, L.H., Chabart, M., Diamantopoulos, J., Farand, R., Gutiérrez, L., Jacob, A., Marques, H., Martinez-Fernandez, J., Miozara, A., Moustakas, N., Nicolau, J.M., Oliveros, C., Pinna, G., Pudu, R., Puigdefàbregas, J., Roxos, M., Simao, A., Stamou, G., Tomais, A., Usai, D., Vacca, A. The effect of land use on runoff and soil erosion rates under Mediterranean conditions. *Catena*, 1997, 29, 45-59.
- Krom, M.D. et Berner, R.A.** The diffusion coefficients of sulfate, ammonium and phosphate ions in anoxic marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 1980, 25(2), 327-337.
- Ku, W.C.**, DiGiano, F.A., Feng, T.H. Factors affecting phosphate adsorption equilibria in lake sediments. *Water Research*, 1978, 12, 1069-1074.
- Ladouche, B.**, Bakalowicz, M., Courtois, N., Doerfliger, N., Pinault, J.L., Chemin, P., Anus, S. Etude du pourtour est de l'étang de Thau, phase II : Fonctionnement hydrogéologique du bassin karstique de Thau, BRGM Rep. RP-50787-FR, Bur. Rech. Geol. Min., Orleans, France, 2001, 2, 275p.
- Lane L.J.** A proposed model for flood routing in abstracting ephemeral channels. *Proceedings of the 1972 Meetings of the Arizona Section-American Water Resources Association and the Hydrology Section, Arizona Academy of Sciences*. May 5-6, 1972. Prescott, Arizona, 1972, 439-453.
- Langbein, W. B. and Iseri, K.T.** Science in Your Watershed. General Introduction and Hydrologic Definitions. Manual of Hydrology Part 1 : General Surface-Water Techniques. Geological Survey Water-Supply Paper 1541-A. Methods and practices of the Geological Survey, 1960, 29p.
- Lijklema, L., Gelencser, P., Szilagyi, F. Eutrophication of shallow lakes : modeling and management. International Institute for Applied System Analysis Collaborative. Proc. Ser., 1983, *Sediments and sediment-water Interactions*, 81-100.
- Loague, K.M. and Kyriakidis, P.C.** Spatial and temporal variability in the R-5 infiltration data set déjà vu and rainfall-runoff simulations. *Water Resources Research*, 1997, 33(12), 2883-2895.
- López-Chicano, M.**, Calvache, M.L., Martin-Rosales, W., Gisbert, J. Conditioning factors in flooding of karstic poljes - the case of the Zafarraya polje (South Spain). *Catena* 2002, 49(4), 331-352.
- Luth, T.** Approche expérimentale de la pollution en phosphore des sols du sous-bassin versant de la Vène. Rapport de PIF, Ecole Polytechnique Universitaire de Montpellier, Université Montpellier II, 2004, 35p.



**Mac Nish, R.D.**, Unkrich, C.L., Smythe, E., Goodrich, D.C., Maddock, T. Comparison of riparian evapotranspiration estimates based on a water balance approach and sap flow measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2000, 105(1-3), 271-279.

**Maidment, D.R.** Handbook of Hydrology. McGraw-Hill, New York, 1993.

**Marti, E.**, Aumatell, J., Gode, L., Poch, M., Sabater, F. Nutrient retention efficiency in streams receiving inputs from wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Quality*, 2004, 33(1), 285-293.

**Marti, E. and Sabater, F.** High variability in temporal and spatial nutrient retention in Mediterranean streams. *Ecology*, 1996, 77(3), 854-869.

**Martinez-Mena, M.**, Albaladejo, J., Castillo, V.M. Factors influencing surface runoff generation in a Mediterranean semi-arid environment, Chicamo Watershed, SE Spain. *Hydrological Processes*, 1998, 12, 741-754.

**Massoud, M.A.**, El-Fadel, M., Scrimshaw, M.D., Lester, J.N. Factors influencing development of management strategies for the Abou Ali River in Lebanon - I Spatial variation and land use. *Science of the Total Environment*, 2006, 362(1-3), 15-30.

**May, L.**, House, W.A., Bowes, M., McEvoy, J. Seasonal export of phosphorus from a lowland catchment upper River Cherwell in Oxfordshire, England. *Science of the Total Environment*, 2001, 269(1-3), 117-130.

**McDowell, R.W.**, Sharpley, A.N., Chalmers, A. Land use and flow regime effects on phosphorus chemical dynamics in the fluvial sediment of the Winooski River Vermont. *Ecological Engineering*, 2002a, 18, 477-497.

**McDowell, R.W. and Sharpley, A.N.** The effect of antecedent moisture conditions on sediment and phosphorus loss during overland flow Mahantango Creek catchment, Pennsylvania, USA. *Hydrological Processes*, 2002b, 16(15), 3037-3050.

**Meirovitch, L.**, Ben Zvi, A., Shentsis, S., Yanovitch, E. Frequency and magnitude of runoff events in the arid Negev of Israel. *Journal of Hydrology*, 1998, 207, 204-219.

**Meixner, T. and Fenn, M.** Biogeochemical budgets in a Mediterranean catchment with high rates of atmospheric N deposition – Importance of scale and temporal asynchrony. *Biogeochemistry*, 2004, 70(3), 331-356.

**Mesnager, V.** Contribution à l'étude de la mobilité des formes de phosphates à l'interface eau-sédiment dans les écosystèmes lagunaires. Thèse Université Montpellier I - Unités de Formation et de Recherches Pharmaceutiques, 1994, 253p.

**Michaud, J. and Sorooshian, S.** Comparaison of simple versus complex distributed runoff models on a mid-sized semi-arid watershed. *Water Resources Research*, 1994, 30(3), 593-606.

**Miquel, G.** La qualité de l'eau et de l'assainissement en France Rapport 215 tome 1 (2002-2003) - Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 2003, 195p.

**Mitchell, A. M. and Baldwin, D. S.** Effects of desiccation/oxydation on the potential for bacterially mediated P release from sediments. *Limnology and Oceanography*, 1998, 43(3), 481-487.

- Mitchell, A. M. and Baldwin, D. S.** The effects of sediment desiccation on the potential for nitrification, denitrification, and methanogenesis in an Australian reservoir. *Hydrobiologia*, 1999, 392, 3-11.
- Morin, G.,** Fortin, J.P., Lardeau, J.P., Sochanska, W., Paquette, S. Modèle CEQUEAU. Manuel d'utilisation. Rapport scientifique n° 93, INRS-Eau, Ste-Foy (PQ-CAN), 1981, 449p.
- Moutin, T.** Contribution à l'étude du cycle du phosphate dans les écosystèmes lagunaires. Thèse Université de Montpellier II -Sciences et Techniques du Languedoc, 1992, 253p.
- Nasri, S.,** Cudennec, C., Albergel, J., Berndtsson, R. Use of a geomorphological transfer function to model design floods in small hillside catchments in semiarid Tunisia. *Journal of Hydrology*, 2004, 287(1-4), 197-213.
- Newbold, J.D.** Cycles and spirals of nutrients. In P. Calow and G.E. Petts, editors. *The rivers handbook*. Volume 1, Blackwell Scientific, Oxford, England, 1992, 379-408.
- Nicolau, J.M.,** Solé-Benet, A., Puigdefàbregas, J., Gutiérrez, L. Effects of soil and vegetation on runoff along a catena in semi-arid Spain. *Geomorphology*, 1996, 14, 297-309.
- Niño, Y.,** Lopez, F., et Gharciá, M. Threshold for particle entrainment into suspension. *Sedimentology*, 2003, 50, 247-263.
- Ninov, P.,** Ribarova, I., Nikolaidis, N., Tsoraki, R., Kalinkov, P., Kukurin, K., Topalova, J. Hydrologic simulation of Iskar River subwatershed using HSPF model. International conference, Torino 2004, 4p.
- Norton, M.M. and Fisher, T.N.** The effects of forest on stream water quality in two coastal plain watersheds of the Chesapeake bay. *Ecological Engineering*, 2000, 14, 337-362.
- Pardé, M.** Averses et crues fantastiques dans le Roussillon en Octobre 1940. *La Météorologie 3<sup>ème</sup> série*. 1941, numéro triple 31-32-33 (janvier à juin 1941).
- Parsons, A.J.,** Wainwright, J., Stone, P.M., Abrahams, A.D. Transmission losses in rills on dryland hillslopes. *Hydrological Processes*, 1999, 13, 2897-2905.
- Patoine, M., et Simoneau, M.,** Impacts de l'agriculture intensive sur la qualité de l'eau des rivières au Québec. *Vecteur Environnement*, 2002, 35(1), 61-66.
- Payraudeau, S.** 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 Forêts, Montpellier, 2002, 276p.
- Perrin, J.L. and Tournoud, M.G.** Vene catchment hydrological processes controlling flood generation processes during floods. *Hydrological Science Journal*. 2006, soumis.
- Peterson, B.J.,** Wollheim, W.M., Mulholland, P.J., Webster, J.R., Meyer, J.L., Tank, J.L., Marti, E., Bowden, W.B., Valett, H.M., Hershey, A.E., McDowell, W.H., Dodds, W.K., Hamilton, S.K., Gregory, S., Morrall, D.D. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science*, 2001, 292(5514), 86-90.

- Petry, J.,** Soulsby, C., Malcolm, I.A., Youngson, A.F. Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *Science of the Total Environment*, 2002, 294(1-3), 95-110.
- Petts, G.E. and Gurnell, A.** Dams and geomorphology research progress and future directions *Geomorphology*, 2005, 71, 27-47.
- Peugeot, C.,** Esteves, M., Galle, S., Rajot, J.L., Vandercaere, J-P. Runoff generation processes results and analyses of field data collected at the East Central Supersite of the HAPEX-Sahele experiment, *Journal of Hydrology*, 1997, 188-189, 179-202.
- Pieterse, N.M.,** Bleuten, W., Jorgensen, S.E. Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *Journal of Hydrology*, 2003, 271(1-4), 213-225.
- Pilgrim, D.H.,** Chapman, T.G., Doran, D.G. Problems of rainfall-runoff modelling in arid and semiarid regions. *Hydrological Sciences Journal*, 1988, 33(4), 379-400.
- Pilleboue-Baptendier, E.** Origine, bilans et mécanismes de transfert du phosphore et de l'azote d'un bassin versant vers un lac. Thèse d'Etat, Université Paris VI, 1987, 251p.
- Pinay, G.,** Ruffioni, C., Fabre, A. Nitrogen cycling in 2 riparian forest soil under different geomorphic conditions. *Biogeochemistry*, 1995, 30, 9-29.
- Piñol, J.,** Beven, K., Freer, J. Modelling the hydrological response of mediterranean catchments, Prades, Catalonia. The use of distributed models as aids to hypothesis formulation. *Hydrological Processes*, 1997, 11, 1287-1306.
- Plagnes, V. and Bakalowicz, M.** The protection of karst water resource from the example of the Larzac plateau (south of France) a matter of regulations or a matter of process knowledge? *Engineering Geology*, 2002, 65, 107-116.
- Plus, M.,** Bouraoui, F., Zaldívar, J.-M., Murray, C.N. Modelling the Thau lagoon watershed (South mediterranean coast of France). EVK3-CT-2002-00084 (DITTY project), 2003, 96p.
- Ponce, V.M. and Wildingland, D.** Kinematic shock sensitivity analysis. *Journal of Hydraulic Engineering*, 1985, 11(4), 600-611.
- Puigdefàbregas, J.,** Alonso, J.M., Delgado, L., Domingo, F., Cueto, M., Gutiérrez, L., Lazaro, R., Nicolau, J.M., Sánchez, G., Solé A., Vidal, S. The Rambla Honda field site interactions of soil and vegetation along a catena in semi-arid southeast Spain. In C.J. Brandt and J.B. Thornes (Eds). *Mediterranean Desertification and Land use*, Wiley, Chichester, 1996, 137-168.
- Puigdefàbregas, J.,** Del Barrio, G., Boer, M.M., Gutiérrez, L., Solé, A. Differential responses of hillslope and channel elements to rainfall events in a semi-arid area. *Geomorphology*, 1998, 23, 337-351.
- Qiu, S. and McComb, A. J.** Effects of oxygen concentration on phosphorus release from reflooded air-dried wetland sediments. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 1994, 45(7), 1319-1328.
- Qiu, S. and McComb, A. J.** Planktonic and microbial contributions to phosphorus release from fresh and air-dried sediments. *Marine and Freshwater Research*, 1995, 4 (7), 1039-1045.

- Qiu, S. and McComb, A. J.** Interrelations between iron extractability and phosphate sorption in reflooded air-dried sediments. *Hydrobiologia*, 2002, 472, 39-44.
- Ramos, M.C. and Martinez-Casasnovas, J.A.** Nutrient losses from a vineyard soil in Northeastern Spain caused by an extraordinary rainfall event. *Catena*, 2004, 55, 79-90.
- Ramos, M.C. and Martinez-Casasnovas, J.A.** Nutrient losses in vineyards of the mediterranean Alt Penedès region (NE Spain). *Agriculture Ecosystems & Environment*. 2006, 113, 356-363.
- Regues, D. and Gallart, F.** Seasonal patterns of runoff and erosion responses to simulated rainfall in a badland area in Mediterranean mountain conditions (Vallcebre, southeastern Pyrenees). *Earth Surface Processes and Landform*, 2004, 29(6), 755-767.
- Reid, I. and Forstik, L.E.** Channel form, flows and sediments in deserts. In D.S.G. Thomas (Ed.) *Arid Zone Geomorphology*, 2nd Edn. John Wiley & Sons, 1997, 205-301.
- Renard, K.G. and Keppel, R.V.** Hydrographs of ephemeral streams in the Southwest. Proceedings of the American Society of Civil Engineers. *Journal of the Hydraulics Division*, 1966, 92(HY2), 33-52.
- Ribolzi, O., Andrieux, P., Valles, V., Bouzigues, R., Bariac, T., Voltz, M.** Contribution of groundwater and overland flows to storm flow generation in a cultivated Mediterranean catchment. Quantification by natural chemical tracing. *Journal of Hydrology*, 2000, 233(1-4), 241-257.
- Rimmelin, P., Dumon, J.C., Burdloff, D., Maneux, E.** Atmospheric deposits of dissolved inorganic nitrogen in the southwest of France. *Science of the Total Environment*, 1999, 226(2-3), 213-225.
- Salles, C., Tournoud, M.G., Chu, Y.** Estimating nutrients and sediment flood loads in a small mediterranean river. *Hydrological Processes*, 2006, à paraître.
- Saulnier, G. M., Obled, C., Beven, K.J.** Analytical compensation between DTM grid resolution and effective values of saturated hydraulic conductivity within the TOPMODEL framework. *Hydrological Processes*, 1997, 11, 1331-1346.
- Saunders, W.H.M. et Williams, E.G.** Observations on the determination of total organic phosphorus in soil. *Journal of Soil Science*, 1955, 6, 254-267.
- Schmitter, K.E. and Giresse, P.** Modelling and application of the geomorphic and environmental controls on flash flood flow. *Geomorphology*, 1996, 16, 337-347.
- Scott, R.L., Shuttleworth, W.J., Goodrich, D.C., Maddock, T.** The water use of two dominant vegetation communities in a semiarid riparian ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2000, 105(1-3), 241-256.
- Servat, E.** Contribution à l'étude de la pollution du ruissellement pluvial urbain. Thèse Université des Sciences et Techniques du Languedoc, 1987, 206p.
- Shannon, J., Richardson, R., Thornes, J.** Modelling event based fluxes in ephemeral streams. *Dryland Rivers Hydrology and Geomorphology of Semi-arid Channels*. Edited by L.J. Bull and M.J. Kirkby. John Wiley & Sons, Ltd, 2002, 129-172.
- Sharma, K.D., Vangani, N.S., Menenti, M., Huygen, J., Vich, A.** Spatiotemporal variability of sediment transport in arid regions. In Variability in Stream Erosion and Sediment Transport. Proceedings of the Canberra Symposium, decembre 1994. *IAHS Publication*, 1994, 26, 209-219.

- Sharon, D.** The spottiness of rainfall in a desert area. *Journal of Hydrology*, 1972, 17, 161-175.
- Sharpley, A.N.** Rainfall frequency and nitrogen and phosphorus in runoff from soil amended with poultry litter. *Journal of Environmental Quality*, 1997, 26, 1127-1132.
- Sharpley, A.N., Foy, B., Withers, P.** Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water. An overview. *Journal of Environmental Quality*, 2000b, 30(1), 1-9.
- Sharpley, A.N. and Tunney, H.** Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *Journal of Environmental Quality*, 2000a, 29(1), 176-181.
- Sharpley, A.N. and Withers, P.A.** The environmentally sound management of agricultural phosphorus. *Fertilizer Res.*, 1994, 39, 133-146.
- Simard, R.R., Beauchemin, S., Haygarth, P.M.** Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29(1), 97-105.
- Smakhtin, V.U.** Low flow hydrology a review. *Journal of Hydrology*, 2001, 240, 147-186.
- Smith, R.E., Goodrich, D.C., Woolhiser, D.A., Unkrich, C.L.** KINEROS- a kinematic runoff and erosion model. In V.P. Singh (Ed.) Computer Models of Watershed Hydrology, *Water Resource Publications*, Littleton, CO, 1995, 697-732.
- Tabacchi, E., Lambs, L., Guilloy, H., Planty-Tabacchi, A.M., Muller, E., Decamps, H.** Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes*, 2000, 14 (16-17), 2959-2976.
- Thornes, J.B.** Channel changes in ephemeral streams observations, problems and models. In K. Gregory (Ed.) *River Channel Changes*, Wiley, Chichester, 1977, 317-335.
- Thornes, J.B.** Catchment and channel hydrology. In A.D. Abrahams and A.J. Parsons (Eds) *Geomorphology of Desert Environments*, Chapman & Hall, London, 1994, 257-287.
- Tooth, S.** Process, form and change in dryland rivers a review of recent research. *Earth-Science Reviews*, 2000, 51, 67-107.
- Tournoud, M.G., Perrin, J.L., Gimbert, F., Picot, B.** Spatial evolution of nitrogen and phosphorus loads along a small Mediterranean river implication of bed sediments. *Hydrological Processes*, 2005, 19(18), 3581-3592.
- Trambouze, W. and Voltz, M.** Measurement and modelling of the transpiration of a Mediterranean vineyard. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2001, 107(2), 153-166.
- Turner, B.L. and Haygarth, P.M.** Biogeochemistry-phosphorus solubilization in rewetted soils. *Nature*, 2001, 411(6835), 258-258.
- Turpin, N., Vernier, F., Joncour, F.** Transfert de nutriments des sols vers les eaux -influence des pratiques agricoles. *Ingénieries*, 1997, 11, 3-16.
- Tzoraki, O., Amaxidis, G., Skoulikidis, N., Nikolaidis, N.** In stream geochemical processes of temporary rivers – Krathis river case study. International Conference of protection and restoration VII of the Environment, Mykonos, Greece, June 28, 2004.

**Unland, H.E.**, Arain, A.M., Harlow, C., Houser, P.R., Garatuza-Payan, J., Scott, P., Sen, O.L., Shuttleworth, W.J. Evaporation from a riparian system in a semi-arid environment. *Hydrological Processes*, 1998, 12, 527-542.

**United States Environmental Protection Agency (USEPA)**. Summary table for the nutrient criteria documents. USEPA, 2001. <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/ecoregions/sumtable.pdf>.

**Valiron, F., Tabuchi, J.P.** Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie : état de l'art. Ed. Lavoisier, Paris, 1992, 564p.

**Vieux, B.E.**, Bralts, V.F., Segerlind, L.J., Wallas, R.B. Finite element watershed modelling one dimensional elements. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 1990, 116(6), 803-819.

**Walters, M.O.** Transmission losses in arid regions. *Journal of Hydraulic Engineering*, 1990, 116(1), 129-139.

**Wang, X.H.**, Yin, C.Q., Shan B.Q. The role of diversified landscape buffer structures for water quality improvement in an agricultural watershed, North China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2005, 107, 381-396.

**Welter, J.R.**, Fisher, S.G., Grimm, N.B. Nitrogen transport and retention in an arid land watershed : influence of storm characteristics on terrestrial-aquatic linkages. *Biogeochemistry*, 2005, 76, 421-440.

**Western, A.**, Grayson, R.B., Blöschl, G., Willgoose, G.R., McMahon, T.A. Observed spatial organisation of soil moisture and its relation to terrain indices. *Water Resources Research*, 1999, 35(3), 797-810.

**White, S.**, García-Ruiz, J.M., Gomez-Villar, A. The 1996 Biescas campsite disaster in the Central Spanish Pyrenees, and its temporal and spatial context. *Hydrological Processes*, 1997, 11(14), 1797-1812.

**Wittenberg, H.** Effects of season and man-made changes on baseflow and flow recession case studies. *Hydrological Processes*, 2003, 17(11), 2113-2123.

**Wittenberg, H. and Sivapalan, M.** Watershed groundwater balance estimation using streamflow recession analysis and baseflow separation. *Journal of Hydrology*, 1999, 219(1-2), 20-33.

**Woolridge, S.A.**, Kalma, J.D., Franks, S.W., Kuczera, G. Model identification by space-time disaggregation, a case study from eastern Australia. *Hydrological Processes*, 2002, 16, 459-477.

**Woolridge, S.A.**, Kalma, J.D., Walker, J.P. Importance of soil moisture measurements for inferring parameters in hydrologic models of low yielding ephemeral catchments. *Environmental Modelling & Software*, 2003, 18, 35-48.

**Wotling, G.** Caractérisation et modélisation de l'aléa hydrologique à Tahiti. Thèse de doctorat, Université Montpellier II, 2000, 309p + Annexes.

**Yair, A.** The control of headwater area on channel runoff in a small arid watershed. In A.J. Parsons and A.D. Abrahams (Eds). *Overland flow Hydraulics and Erosion mechanics*, UCL Press, London, 1992, 53-68.

**Yair, A. and Kossovsky, A.** Climate and surface properties. Hydrological response of small arid and semi-arid watersheds. *Geomorphology*, 2002, 42, 43-57.

**Yair, A. and Lavee, H.** Runoff generation in arid and semi-arid zones. In M.G. Anderson and T.P. Burt (Eds). *Hydrological forecasting*, Wiley, Chichester, 1985, 183-220.

**Ye W., Bates C., Viney N.R., Sivapalan M., Jakeman A.J.** Performance of conceptual rainfall-runoff models in low-yielding ephemeral catchments. *Water Resources Research*, 1997, 33(1) 153-166.

**Young, W.J., Marston, F.M., Davis, J.R.** Nutrient exports and land use in Australian catchments. *Journal of Environmental Management*, 1996, 47(2), 165-183.

**Zaimes, G.N. et Schultz, R.C.** Phosphorus in agricultural Watersheds. A Literature Review Department of forestry, Iowa State University, Ames, Iowa. Janvier 2002.

**Zhu T.X., Band L.E., Vertessy R.A.** Continuous modelling of intermittent stormflows on a semi-arid agricultural catchment. *Journal of Hydrology*, 1999, 226, 11-29.

**Zhu, T.X., Cai, Q.G., Zeng B.Q.** Runoff generation on a semi-arid agricultural catchment field and experimental studies. *Journal of Hydrology*, 1997, 196, 99-118.





# Glossaire

Le glossaire comprend l'index des termes utilisés, la définition des temps de réponse caractéristiques, et la caractérisation des boîtes à moustaches.

## 1. Index des termes utilisés fréquemment

$\sigma$  : écart-type

**CaCO<sub>3</sub>** : carbonate de calcium

**Cr** : coefficient de ruissellement (%), rapport entre la lame écoulée à l'exutoire d'une station E, et la lame précipitée moyenne sur l'évènement P<sub>m</sub>. Il est calculé pour les crues rapides de ruissellement (CRRU et CRM).

**Ce** : coefficient d'écoulement (%). rapport entre la lame écoulée à l'exutoire d'une station E, et la lame précipitée moyenne sur l'évènement P<sub>m</sub>. Il est calculé pour les crues karstiques rapides et de hautes eaux (CRK et CHK).

**C max** : concentration maximale de la crue.

**C moy.** : concentration moyenne de la crue.

**CHK** : crues de hautes eaux générées par des processus de ruissellement sur les zones urbaines et sur les zones agricoles, ainsi que par un apport en provenance des sources karstiques, et un écoulement hypodermique.

**CRK** : crues rapides de reprise d'écoulement générées par des processus de ruissellement sur les zones urbaines et sur les zones agricoles, ainsi que par un apport en provenance des sources karstiques. Leur durée est inférieure à celles des CHK, et leur décrue est plus rapide.

**CRM** : crues rapides de reprise d'écoulement générées par des processus de ruissellement sur les zones urbaines et sur les zones agricoles.

**CRRU** : crues rapides de reprise d'écoulement générées par des processus de ruissellement urbain.

**CVBas** : coefficient de variation spatiale de la pluie.  $CV_{bas} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^N \alpha_i (P_i - P_m)^2}}{P_m}$ , avec  $\alpha_i$ , coefficient

de Thiessen associé à une station pluviographique i ; P<sub>i</sub>, pluie cumulée à la station i ; P<sub>m</sub>, précipitations moyennes ; N, nombre de station d'enregistrement.

**E** : lame d'eau écoulée (mm). Rapport, en une station donnée, entre le volume de la crue calculé et la surface du bassin versant.

**ETP** : évapotranspiration potentielle, calculée ici par la relation de Penman à la station Montpellier-Fréjorgues.

**IK** : indice des précipitations antérieures.  $IK_n = (IK_{n-1} + P_{n-1}) \cdot e^{-\alpha\theta}$ , avec

IK<sub>n</sub>, indice d'humectation immédiatement avant l'averse n. IK=0 pour la première crue de l'année hydrologique après l'étiage.

$\alpha$ , coefficient de calage.  $\alpha=0.5$  est bien adapté pour simuler les variations d'humidité des 5 premiers centimètres du sol (Casenave, 1982) (Chevallier, 1983).

P<sub>n-1</sub>, hauteur de l'averse de rang (n-1), en mm,

$\theta$ , temps séparant la fin de la pluie (n-1) du début de la pluie n, calculé en jours et en fraction de jour, à 5 mn près.

**I<sub>60max</sub>** : intensité maximale au pas de temps de 1 heure (mm.h<sup>-1</sup>).

**I<sub>5m</sub>** : intensité moyenne à 5 minutes (mm.h<sup>-1</sup>)

**I<sub>5max</sub>** : intensité maximale à 5 minutes (mm.h<sup>-1</sup>)

**m** : moyenne

**MES** : matières en suspension

**MVS** : matières volatiles en suspension

**n** : nombre d'échantillons

**NH<sub>4</sub>** : ammonium

**NO<sub>2</sub>** : nitrites

**NO<sub>3</sub>** : nitrates

**NO<sub>x</sub>** : nitrites + nitrates

**N<sub>org</sub>** : azote organique

**N<sub>t</sub>** : azote total

**N<sub>tk</sub>** : azote Kjeldahl, somme de NH<sub>4</sub> et N<sub>org</sub>

**Nutriments** : les nutriments concernent en général les espèces dissoutes. Dans cette étude, le mot nutriment désignera à la fois les formes dissoutes et particulières d'azote et de phosphore

**PO<sub>4</sub>** : orthophosphates

**P** : précipitations

**P<sub>.3 mois</sub>** : cumul des précipitations antécédentes sur 3 mois.

**P<sub>m</sub>** : pluviométrie moyenne.  $P_m = \sum_{i=1}^N \alpha_i P_i$ , avec  $\alpha_i$ , coefficient de Thiessen associé à une station pluviographique  $i$ ;  $P_i$ , pluie cumulée à la station  $i$ ;  $N$ , nombre de station d'enregistrement.

**"PP"** : indicateur de phosphore particulaire, égal à P<sub>tb</sub>-PO<sub>4</sub>.

**P<sub>tb</sub>** : phosphore total brut

**P<sub>tf</sub>** : phosphore total filtré

**Q<sub>b</sub>**: débit de base

**Q<sub>inst</sub>** : débit instantané à 5 minutes (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)

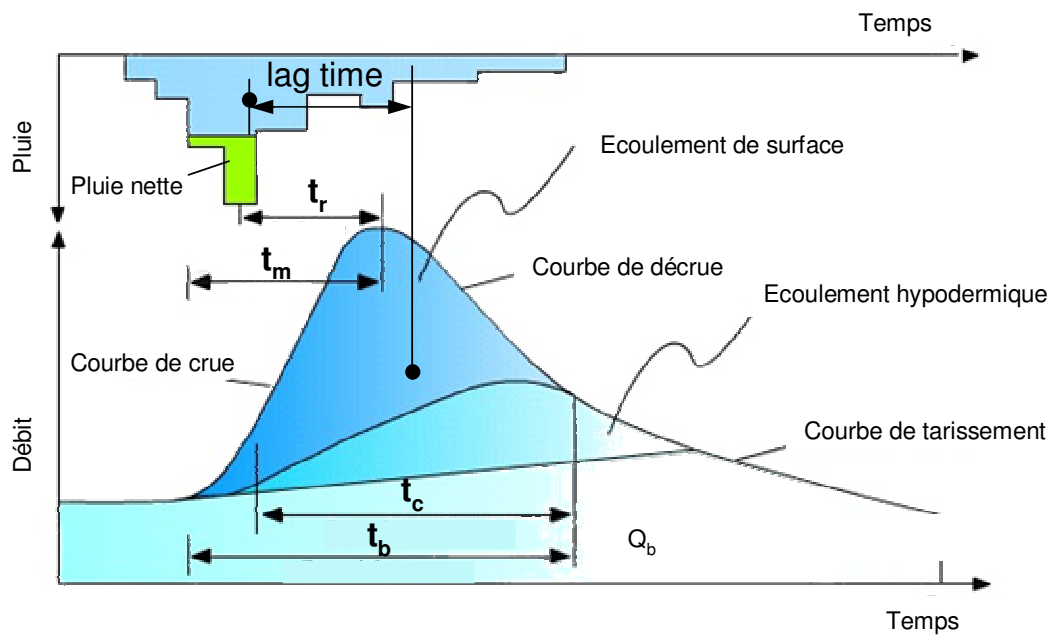
**Q<sub>m</sub>** : débit de pointe (m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>)

**R<sup>2</sup>** : coefficient de détermination statistique

**STEP** : station d'épuration.

## 2. Temps de réponses caractéristiques

La figure 2.a définit quelques éléments essentiels relatifs à l'hydrogramme résultant d'un hétéogramme spécifique.



**Figure 2.a :** Hyétogramme et hydrogramme résultant d'un événement pluie-débit. Source : Cours d'hydrologie générale (Musy, 2005, modifié).

On définit des temps caractéristiques :

- **lag time**, temps de réponse du bassin, défini comme l'intervalle de temps qui sépare le centre de gravité de la pluie nette du centre de gravité de l'hydrogramme dû à l'écoulement de surface.
- **$t_r$** , temps de réponse temps qui s'écoule entre le maximum de la pluie nette et le maximum de l'hydrogramme dû à l'écoulement de surface
- **$t_c$** , temps de concentration - temps que met une particule d'eau provenant de la partie du bassin la plus éloignée "hydrologiquement" de l'exutoire pour parvenir à celui-ci. On peut estimer  $t_c$  en mesurant la durée comprise entre la fin de la pluie nette et la fin du ruissellement direct (i.e. fin de l'écoulement de surface). Nous avons calculé le temps de concentration du bassin à partir des données de toutes les crues de ruissellement disponibles à l'exutoire.
- **$t_m$** , temps de montée - temps qui s'écoule entre l'arrivée à l'exutoire de l'écoulement rapide (décelable par le limnigraphe) et le maximum de l'hydrogramme dû à l'écoulement de surface.
- **$t_b$** , temps de base - durée du ruissellement direct, c'est-à-dire la longueur sur l'abscisse des temps de la base de l'hydrogramme dû à l'écoulement de surface.

### 3. Boîte à moustache

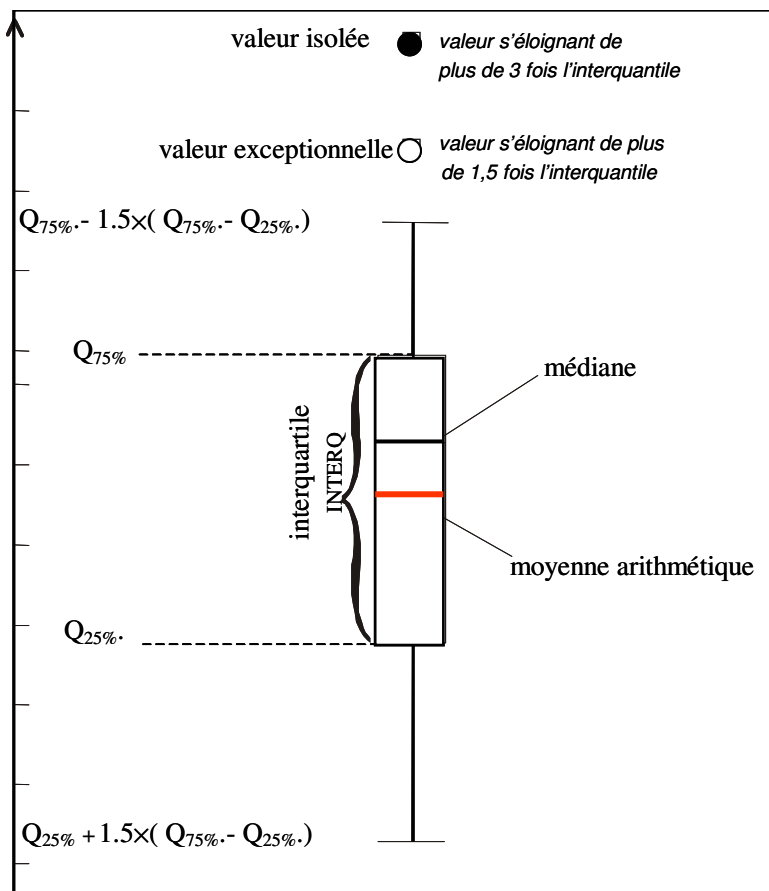
Le traitement de certains résultats (en particulier les évolutions des concentrations en éléments majeurs du suivi superficiel, des nutriments et des flux instantanés et en crue) a été fait en utilisant la technique statistique descriptive dite des "**boîtes à moustaches**" (traduction littérale du terme anglais "box and whiskers"), à l'aide du logiciel XLSTAT®.

Pour réaliser ce traitement, les données de l'échantillon sont, dans un premier temps, classées dans l'ordre croissant. Puis sur ces données classées, sont déterminés :

- les valeurs minimales et maximales (MIN et MAX)
- les trois quartiles de l'échantillon de données (c'est-à-dire les trois valeurs qui divisent l'échantillon de données classées en quatre parties de même effectif) :  $Q_{25\%}$ ,  $Q_{50\%}$  et  $Q_{75\%}$  ( $Q_{50\%}$  correspond à la MEDIANE de l'échantillon).

La valeur  $Q_{75\%}-Q_{25\%}$  s'appelle l'interquartile (INTERQ)

La représentation de l'échantillon de données se fait ensuite de façon synthétique à l'aide d'une boîte entourée de moustaches (Figure A.3.a).



**Figure 3.a :** Diagramme «boîte à moustaches».

La boîte est délimitée par les valeurs du 1er quartile  $Q_{25\%}$  et du 3ème quartile  $Q_{75\%}$ . La barre horizontale à l'intérieur de la boîte représente la MEDIANE ( $Q_{50\%}$ ). La boîte contient donc 50 % des données. La moyenne arithmétique des données est symbolisée par un trait gras rouge.

Les moustaches sont définies de la façon suivante :

- la moustache basse représente soit la valeur minimale de l'échantillon de données MIN, soit la valeur suivante :  $Q_{25\%} - 1.5 \times (\text{INTERQ})$ , si celle-ci est supérieure à la valeur minimale MIN ;
- la moustache haute représente soit la valeur maximale de l'échantillon de données MAX, soit la valeur suivante :  $Q_{75\%} + 1.5 \times (\text{INTERQ})$ , si celle-ci est inférieure à la valeur maximale MAX.

Les valeurs à l'extérieur des moustaches, lorsqu'il y en a, sont qualifiées d'*isolées* (●) quand elles s'éloignent de plus de  $3 \times (\text{INTERQ})$  des quartiles  $Q_{75\%}$  ou  $Q_{25\%}$  et d'*exceptionnelles* (○) s'ils sont situés à l'intérieur de cet intervalle,

# Annexes

## A. Annexes du chapitre 1

### A-I. Les processus de transformation et de transport associés au cycle de l'azote

#### A-I.1 Les différentes formes de l'azote

Les formes minérales oxydées de l'azote, i.e l'azote nitreux et l'azote nitrique, sont peu réactives chimiquement et se trouveront sous forme dissoute.

L'azote nitreux est une forme transitoire instable des processus de nitrification ou dénitrification. L'azote nitrique est bien représenté dans les milieux aquatiques, voir majoritaire. L'azote ammoniacal peut être présent sous 2 formes  $\text{NH}_3$  et  $\text{NH}_4^+$ , l'équilibre entre les deux formes dépendant du pH et de la température.

L'azote ammoniacal peut créer des liaisons plus fortes avec des feuillets d'argile et il est donc moins présent en solution. La présence de l'azote ammoniacal dans l'eau est fonction des processus bactériens, de l'assimilation autotrophe, de l'excrétion d'urée, et des rejets des stations d'épurations.

L'azote organique sera sous forme dissoute ou particulaire en fonction de la taille des particules. Dans la rivière, l'azote organique se dépose au fond du lit. Il est la forme majoritaire d'azote contenue dans les sédiments, le reste étant constitué d'ammonium. Il peut avoir pour source les rejets des stations d'épurations

L'azote organique est également la forme majoritaire d'azote contenue dans et à la surface des sols. La fraction organique de l'azote dans les sols est à 90% passive et difficilement décomposable : il s'agit d'azote organique stable, les 10% restant constituant l'azote organique labile (Kauark Leite, 1990).

#### A-I.2 Les processus biochimiques de l'azote sur le bassin versant

Le cycle de l'azote en milieu aquatique fait intervenir essentiellement des processus biochimiques, fonction de la température, du pH et de la teneur en oxygène. Les différents processus, leurs interactions sont représentés sur la figure A-I.a. : On distingue :

- La fixation biologique de l'azote moléculaire : réduction de l'azote moléculaire  $\text{N}_2$  en ammoniacque par les procaryotes
- L'assimilation : transformation de l'ammoniacque en molécules azotées  $\text{R-NH}_2$
- L'ammonification : réaction inverse à l'assimilation
- La nitrification : oxydation de l'azote, divisée en deux temps, la nitritation-oxydation de  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_2^-$  et la nitratisation- oxydation de  $\text{NO}_2^-$  en  $\text{NO}_3^-$ . Principalement deux genres microbiens interviennent lors de ces réactions : Nitrosomas, lors de la nitritation et Nitrobacter, lors de la nitratisation (Edeline, 2001).
- La réduction assimilatrice de l'azote : réduction des nitrates en nitrite, puis des nitrites en ammoniacque afin d'incorporer ce dernier composant dans les métabolites.
- La réduction désassimilatrice de l'azote : réduction des nitrates en nitrite, puis parfois des nitrites en ammoniacque utilisés dans la synthèse des acides aminés.

- La dénitrification : réduction des nitrates en azote gazeux, via l'intervention de bactéries, en milieu anoxique. La distance entre les lieux où se produisent les processus de nitrification et dénitrification peut être de quelques mètres (Golterman, 2004).

### Processus biochimiques de l'azote sur le bassin versant

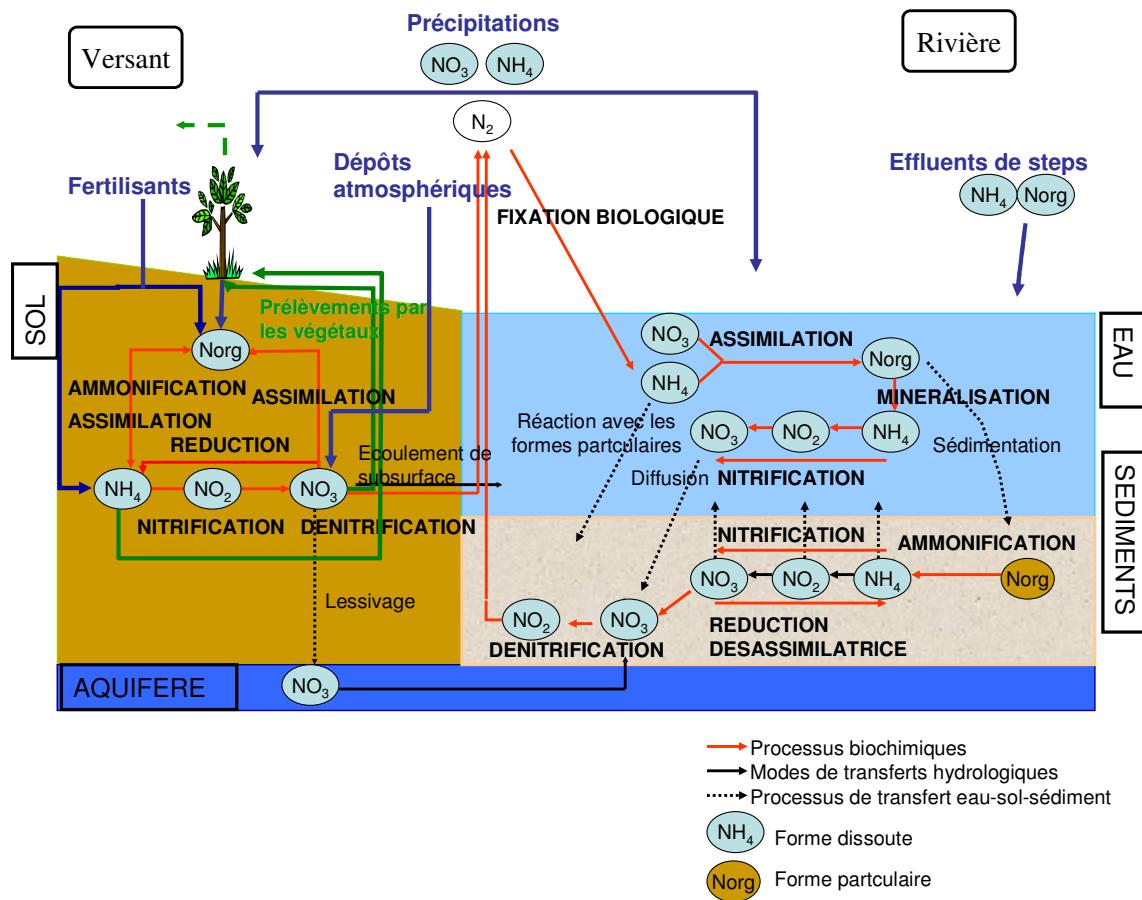


Figure A-I.a : Représentation schématique du cycle de l'azote.

## A-II. Les processus de transformation et de transport associés au cycle du phosphore

### A-II.1 Les différentes formes du phosphore (Gaultier, 1994)

La caractérisation des différentes formes de phosphore dépend de la filtration et des méthodes d'analyse chimique. Le phosphore présent dans les milieux aquatiques se répartit sous 2 formes géochimiques, dissoutes, ou particulaires, différenciées par des méthodes de filtration. Parmi ces deux formes on distingue le phosphore organique et le phosphore inorganique par des méthodes chimiques. La réaction au Molybdène bleu est utilisée communément pour séparer les orthophosphates (PO<sub>4</sub>), i.e. la forme inorganique réactive, des formes organiques non réactives, bien que cette méthode surestime les orthophosphates.

Les formes dissoutes organiques (POD) résultent de l'activité biologique et de la dégradation de la matière organique. Les formes dissoutes minérales regroupent les orthophosphates et les polyphosphates, les premiers constituant la forme dominante.

Les formes particulaires du phosphate regroupent :

- Les formes organiques particulaires (POP) qui constituent la matrice organique, animale ou végétale vivante ou en voie de dégradation.

- Les formes minérales particulières (PIP) que sont les sels, l'apatite étant le sel de calcium le plus insoluble.
- Les formes adsorbées à la surface ou occluses dans la matrice des minéraux. Les principales formes occluses de phosphates sont des phosphates de calcium, d'aluminium, et de fer.

Le phosphore particulaire et le phosphore dissous peuvent tous deux provenir d'une source anthropique, comme les rejets des stations d'épuration.

## A-II.2 Les processus de transfert entre les formes dissoutes et particulières

Le transfert entre les deux phases est dû à plusieurs processus. On distingue (cf. Figure A-II.a):

- L'assimilation par les producteurs primaires autotrophes et la minéralisation du P assimilé sous forme d'orthophosphates à la mort de ces organismes.
- L'adsorption et la désorption : le phosphate peut être adsorbé physiquement, par des liaisons de faible intensité, ou chimiquement. L'adsorption physique est très rapide et totalement réversible (Ku et al., 1978 ; Boström et al., 1982)). L'adsorption chimique est plus lente et fonction du pH et du potentiel rédox (Despréaux, 1990).
- La précipitation et la dissolution. Ces réactions sont relativement lentes par rapport aux réactions d'adsorption, et contrôlées par le principe du produit de solubilité et le pH. La précipitation et l'adsorption peuvent se produire en même temps dans le milieu (De Groot et Van Wijck, 1993), et il est difficile de les distinguer.

L'ensemble des mécanismes physico-chimiques et biologiques contrôlant le transfert entre les formes dissoutes et particulières du phosphate ont lieu dans la colonne d'eau, entre l'eau et les particules en suspension, et dans le sédiment entre l'eau interstitielle et les particules sédimentaires. Les échanges entre les sédiments et la colonne d'eau sont dépendants des mécanismes physiques de transport. On en dénombre 5 :

- La diffusion moléculaire, en fonction du gradient de concentration à l'interface eau-sédiment (Krom et Berner, 1980).
- La bioturbation, qui correspond au brassage des sédiments par les organismes.
- L'advection, qui correspond à une circulation d'eau à l'interface eau-sédiment.
- La remise en suspension, fonction des propriétés du sédiment et de la contrainte d'arrachement (Lijklema et al., 1983).
- La sédimentation.

## Processus du phosphore sur le bassin versant

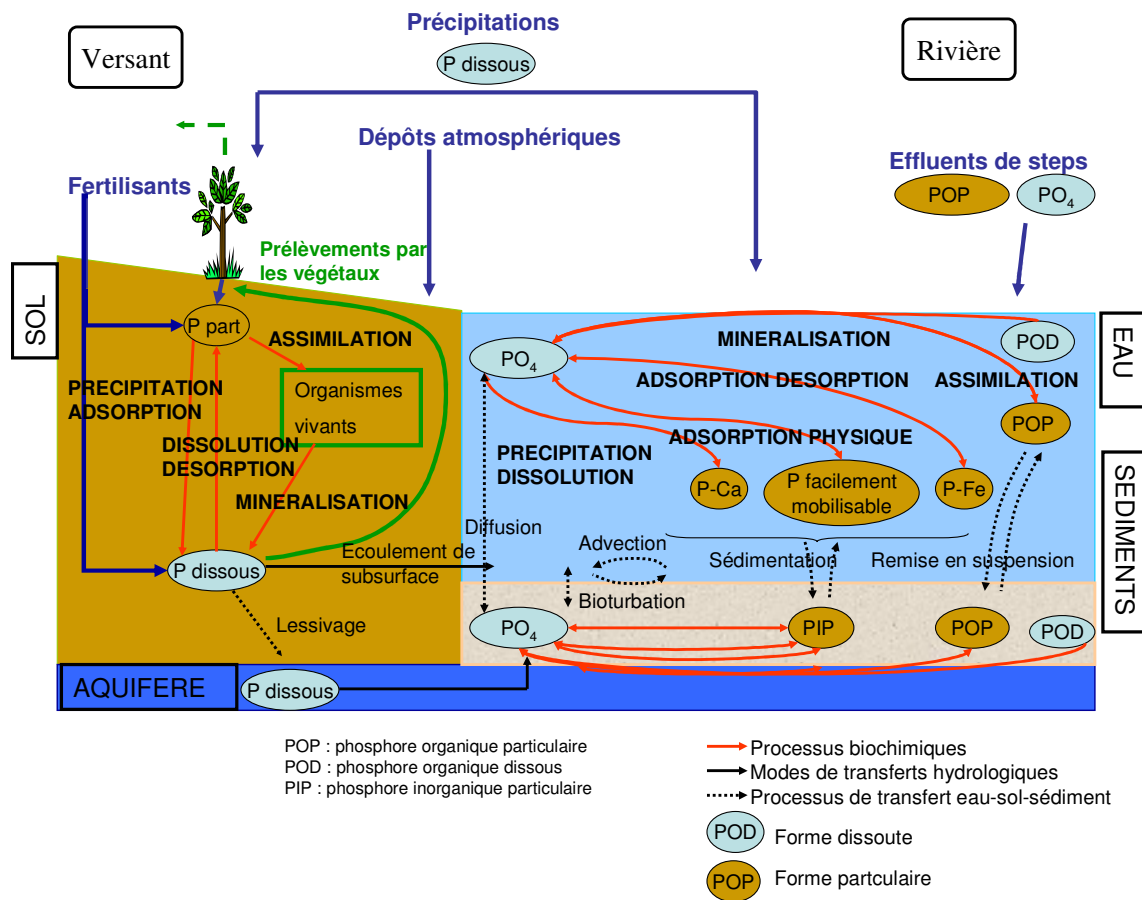


Figure A-II.a : Représentation schématique du cycle du phosphore



## B. Annexes du chapitre 2.

### B-I. Caractéristiques des stations pluviographiques, météorologiques et hydrométriques.

#### B-I.1 Stations pluviométriques et météorologiques:

##### *Montbazin*

Coordonnées Lambert 2 étendu : X = 705900 m; Y = 1839100 m

Altitude : 188 m

La station pluviométrique de Montbazin, gérée par le laboratoire Hydrosociences est installée depuis août 1994. Elle est équipée d'un pluviomètre à augets basculeurs d'une capacité de 0.2 mm et d'une bague de 1000 cm<sup>2</sup> (400 cm<sup>2</sup> jusqu'au 20/12/2002) reliée à une centrale d'acquisition de données Octopus de marque Hydreka. Les données sont télé-transmises par le réseau téléphonique auto-commuté.

##### *Mas de Plagnol*

Coordonnées Lambert 2 étendu : X = 712210 m; Y = 1836340 m

Altitude : 47 m

La station pluviométrique de Mas Plagnol, gérée par le laboratoire Hydrosociences, est installée depuis juillet 2002. Elle est équipée d'un pluviomètre à augets basculeurs d'une capacité de 0.2 mm et d'une bague de 1000 cm<sup>2</sup> reliée à une centrale d'acquisition de données Octopus de marque Hydreka.

##### *Les Clashes*

Coordonnées Lambert 2 étendu : X = 708670 m; Y = 1830900m

Altitude : 3 m

La station pluviométrique des Clashes, gérée par le laboratoire Hydrosociences, est installée depuis avril 2003. Elle est équipée d'un pluviomètre à augets basculeurs d'une capacité de 0.2 mm et d'une bague de 1000 cm<sup>2</sup> reliée à une centrale d'acquisition de données Octopus de marque Hydreka.

##### *Montpellier Fréjorgues*

Coordonnées géographiques : latitude : 43°34'36"N, longitude : 3°57'48"E

Coordonnées Lambert 2 étendu : X = 731441 m ; Y = 1843178 m

Altitude : 3 m

La station pluviométrique de Montpellier Fréjorgues, station n° 34154001 est gérée par les services de Météo-France. Cette station fournit entre autres les données d'évapotranspiration Monteith quotidienne en mm.

## B-I.2 Stations hydrométriques

### *Station K*

Coordonnées Lambert 2 étendu : X = 710087m; Y = 1837769 m

Altitude : 37,3 m

Situé à 190 m à l'aval de la source de Cournonsec, ce site est équipé d'une station limnigraphique depuis le 2-10-2002 (cf. Figure B-I.a). Cette station est gérée par Hydrosociences.

Un capteur de pression différentielle (marque Hydreka, gamme 0-3.5 m, erreur max : 0.2% pleine échelle), installé au fond, mesure la profondeur de l'eau. Le capteur est relié à un enregistreur (marque HYDREKA, modèle Octopus).

Les données brutes enregistrées, en continu, par cette station sont les niveaux de l'eau au-dessus du capteur, au pas de temps fixe de 5 mn. Ces données sont retraitées pour obtenir les débits au pas de temps de 5 mn, en utilisant la courbe de tarage. Compte tenu de la précision du capteur et des incertitudes sur les mesures de débit, on peut estimer à 10 % la précision sur les valeurs de débit obtenues.

Cette station est également équipée d'une échelle limnimétrique et depuis avril 2003, d'une sonde de conductivité de marque GreenSpan, modèle EC-350 avec enregistreur intégré, qui mesure en continu, au pas de temps horaire, la conductivité et la température de l'eau.

Un échantillonneur automatique (marque SIGMA, modèle 900), assure les prélèvements en période de crue ; un contact sec envoyé par la centrale d'acquisition des données de niveau déclenche le premier prélèvement lorsque le niveau dans la rivière atteint un certain seuil.



**Figure B-I.a :** Pont de la station K fin août 2006.

### *Station S*

Coordonnées Lambert 2 étendu : X = 710317 m; Y = 1833550 m

Altitude : 13.2 m

Située sur la commune de Gigean à 6.72 km à l'aval de la Source de Cournonsec, ce site est équipé d'une station limnigraphique depuis le 25-07-2002 (cf. Figure B-I.b). Cette station est gérée par Hydrosociences.

Un capteur de pression différentielle (marque DRUCK, gamme 0-5 m, erreur max : 0.2% pleine échelle), installé au fond, mesure la profondeur de l'eau. Le capteur est relié à un enregistreur (marque HYDREKA, modèle Octopus).

Les données brutes sont enregistrées et traitées de la même manière que pour la station K

Cette station est équipée du même matériel que la station K.

Un échantillonneur automatique (marque SIGMA, modèle 900 P), assure les prélèvements en période de crue ; il est équipé d'un capteur DRUCK 0-10m qui déclenche le premier prélèvement à partir d'une différence de débit dans la rivière.



**Figure B-I.b** : Dispositif de Mesure adossé au pont à la station S.

### Station O

Coordonnées Lambert 2 étendu : X = 709855 m; Y = 1832869 m

Altitude : 14 m

Située sur la commune de Poussan, au camping des Garrel, sur les Oulettes, affluent principal de la Vène, ce site est équipé d'une station limnigraphique depuis le 06-12-2002. Cette station est gérée par Hydrosiences.

Un capteur de pression différentielle (marque Hydreka, gamme 0-3.5 m, erreur max : 0.2% pleine échelle), installé au fond, mesure la profondeur de l'eau. Le capteur est relié à un enregistreur (marque HYDREKA, modèle Octopus).

Les données brutes sont enregistrées et traitées de la même manière que pour la station K  
Cette station est équipée du même matériel que la station K.

Un échantillonneur automatique (marque SIGMA, modèle 900), assure les prélèvements en période de crue ; un contact sec envoyé par la centrale d'acquisition des données de niveau déclenche le premier prélèvement lorsque le niveau dans la rivière atteint un certain seuil.

### Station V

Coordonnées Lambert 2 étendu : X = 709450 m; Y = 1830664 m

Altitude : 1.4 m

Située à l'exutoire de la Vène, le site est équipé d'une station limnigraphique depuis le 03-08-1994. Cette station est gérée par Hydrosiences.

La station est constituée d'un seuil artificiel, construit en palplanches battues (en place depuis juillet 1991) (cf. Figure B-I.c). Ce dispositif permet de créer une section de contrôle des débits par la simple mesure de la profondeur d'eau en amont du seuil. Un capteur de pression différentielle (marque Hydreka, gamme 0-3.5 m, erreur max : 0.2% pleine échelle), installé au fond à quelques mètres en amont du seuil, mesure la profondeur de l'eau. Le capteur est relié à un enregistreur (marque HYDREKA, modèle Octopus) .

Les données brutes sont enregistrées et traitées de la même manière que pour la station K  
Cette station est équipée du même matériel que la station K.

Un échantillonneur automatique (marque SIGMA, modèle 900 P), assure les prélèvements en période de crue ; il est équipé d'un capteur DRUCK 0-10m qui déclenche le premier prélèvement à partir d'une différence de débit de la rivière.



**Figure B-I.c :** *Seuil artificiel de la station V.*

### Stations du suivi spatial

En majuscule figurent les points de mesure qui sont sur le drain principal de la Vène. Ceux qui sont à l'exutoire des affluents de la Vène, ou qui correspondent à des rejets sont en minuscule. Les points de mesures *K*, *S*, *O* et *V* sont échantillonnés 2 fois par mois.

**Tableau B-I.a** : Coordonnées et description des points de suivi ponctuels.

Point	Coordonnées Lambert II étendu		Description
	x	y	
<b>K</b>	710087	1837769	"pont de la source de Cournonsec"
<b>a</b>	710784	1837477	"affluent qui vient de la station d'épuration de Cournonsec"
<b>L</b>	710685	1837266	"en aval de la confluence entre la rivière et a"
<b>a'</b>	709790	1836707	"affluent"
<b>M</b>	709862	1835712	"pont au centre du village de Montbazin"
<b>b</b>	710318	1835457	"affluent qui vient de la cave coopérative"
<b>M'</b>	710309	1835440	"confluence entre b et la rivière"
<b>c</b>	710778	1834879	"affluent Le ruisseau des Combes qui vient des terrains agricoles"
<b>N</b>	710675	1834600	"en amont de la confluence entre la rivière et d"
<b>d</b>	710654	1834249	"rejet direct de la station d'épuration de Montbazin"
<b>P</b>	710658	1834192	"en aval de la confluence entre la rivière et d"
<b>f</b>	710652	1833951	"affluent, apport de pollution diffuse"
<b>f'</b>	710266	1833650	"affluent La fosse de Reille"
<b>S</b>	710317	1833550	"sanglier"
<b>O</b>	709855	1832869	"affluent principal de la Vène, Les Oulettes "
<b>i</b>	708936	1834699	"à l'amont de l'affluent appelé Les Oulettes"
<b>R</b>	710124	1832446	"en amont de l'affluent appelé Le Rieu tord"
<b>g</b>	710160	1832410	"l'affluent Le Rieu Tord"
<b>R'</b>	710170	1832375	"en aval de l'affluent appelé Le Rieu tord"
<b>T</b>	710308	1832096	"en amont du rejet direct h à Issanka"
<b>h</b>	710357	1831998	"rejet direct de la station d'épuration de Gigean"
<b>K'</b>	710174	1831802	"source d'Issanka"
<b>V</b>	709453	1830648	"exutoire de la Vène"

## B-II. Protocole de prélèvements

### B-II.1 Pour les eaux superficielles

#### *Suivi régulier et campagnes spatiales*

Les prélèvements en rivière ont été réalisés au centre de l'écoulement à l'aide d'un seau, avec pour chaque échantillon le protocole suivant :

- rinçage du matériel de prélèvement à l'eau prélevée
- double rinçage des flacons (bouchon compris) à l'eau prélevée
- remplissage des flacons ou des bidons

#### *Suivi des crues*

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'échantillonneurs automatiques (marque SIGMA, modèle 900 ou 900 PP) équipés de capteur DRUCK 0-10m. Ces appareils ont été spécialement installés pour cet usage, au droit des stations limnimétriques, sur les ruisseaux de la Vène (en *K*, *S* et *V*) et à la station *O* sur les Oulettes. Ces échantillonneurs effectuent les prélèvements par pompage à l'aide d'une pompe volumétrique, munie d'un tuyau en vinyle, et sont équipés de 24 flacons de 1 L. Les appareils ont été programmés pour démarrer automatiquement le prélèvement d'échantillons ; les prélèvements débutent lorsque le niveau augmente de 20 cm en *S*, de 15 cm en *K*, et de 20 cm en *O*. En *V*, une variation de niveau de 0.10 m en 15 minutes déclenche les prélèvements. Après le démarrage des prélèvements, deux échantillons de 1 L sont prélevés dans la rivière toutes les 30 minutes en montée de crue, et toutes les 4 heures pendant les premières heures de la décrue. Les échantillons sont récupérés toutes les 6 heures, durant toute la durée de la crue, et rapatriés vers les laboratoires d'analyse. A chaque récupération des échantillons, les appareils sont équipés d'un nouveau jeu de flacons parfaitement propres.

A l'arrivée au laboratoire, les échantillons sont fractionnés pour servir à l'analyse des matières en suspension (MES), des composés azotés dissous ou totaux, des composés phosphorés dissous ou totaux, et des composés carbonés.

## B-II.2 Pour les sédiments

Sur la Vène, les sédiments fins cohésifs sont rares, le prélèvement n'a pas pu être réalisé à l'aide d'un carottier ou d'une tarière. Les échantillons sont extraits manuellement du fond de la rivière, à l'aide d'une pelle. Ils sont ensuite stockés dans des récipients plastiques fermés et parfaitement propres. Les échantillons sont stockés dans une glacière, afin d'éviter d'éventuelles dégradations.

Au laboratoire, les échantillons sont tamisés à 2 mm, puis séchés à 60 °C à l'étuve. Une partie de ces sédiments sera ensuite broyée et tamisée à 250 µm en vue de doser l'azote et le phosphore.

## B-III. Méthodes d'analyse physico-chimiques

### B-III.1 Analyses des échantillons d'eau

#### MES-MVS

La détermination des **matières en suspension** a été réalisée selon la norme AFNOR T90-105 par filtration sous vide sur un filtre de verre Whatman GF/C - 47 mm de diamètre et 1,2 µm pour les fibres. Les quantités d'eau filtrée vont de 50 ml à 1 litre selon la charge de l'échantillon. La concentration est exprimée en mg/L. Le coefficient de variabilité est de l'ordre de 5 %.

Pour la détermination des **matières volatiles en suspension**, l'eau a été filtrée sous vide sur un filtre en fibre de verre Whatman GF/C. Les filtres ont été ensuite séchés, puis passés au four à 500°C. A cette température, la matière organique est volatile, les matières volatiles en suspension (MVS) correspondent à la différence entre les MES avant et après chauffage, elles s'expriment en mg/L.

#### Dosage de l'azote

- Azote ammoniacal ou ammonium (NH<sub>4</sub>) : norme NF T 90-015

L'azote ammoniacal a été déterminé selon la norme AFNOR NF T 90-015-2 par la méthode spectrophotométrique au bleu d'indophénol à 630 nm. Le dosage a été réalisé sur échantillon brut. Les résultats sont exprimés en milligramme d'azote par litre (mg N /L). Le coefficient de variabilité est de 7 % pour une concentration voisine de 0.1 mgN/L. La limite de détection est de 0.01 mgN/L.

- Azote Kjeldahl (Ntk)

L'azote Kjeldahl a été réalisé selon la norme AFNOR T-90-110 par acidimétrie après minéralisation et entraînement à la vapeur. Le dosage est effectué avec une solution titrée d'acide sulfurique 0.02N avec une détermination du point équivalent par potentiométrie. Les résultats sont exprimés en milligrammes de N/L (mgN/L) avec un coefficient de variabilité de 4 % (pour N<sub>tk</sub> brut).

- Les formes oxydées de l'azote (NO<sub>x</sub>).

Elles correspondent à la somme de l'azote nitreux (NO<sub>2</sub>) et de l'azote nitrique (NO<sub>3</sub>). La détermination se fait sur un échantillon préalablement filtré sur membrane Whatman GF/F - 47 mm de diamètre et 0,7 µm pour les fibres - selon la norme AFNOR T 90-012 par méthode spectrophotométrique (norme AFNOR NF EN ISO 13395), à l'aide d'une chaîne automatique (Bran-Luebbe). Après réduction sur colonne au Cadmium, les nitrates sont réduits en nitrites et dosés après obtention d'un composé diazoïque de couleur rose par spectrophotométrie d'absorption moléculaire à 543 nm (Treguer & Le Corre, 1975). Les résultats sont exprimés en milligramme d'azote par litre (mgN/L). Le coefficient de variabilité est de l'ordre de 1 % pour les concentrations voisines de 1 mgN/L. Notre limite de détection est de 0,01 mgN/L.

L'azote nitreux (NO<sub>2</sub>) est déterminé sur échantillon filtré sur membrane Whatman GF/F. Le dosage du composé diazoïque formé est déterminé comme précédemment par spectrophotométrie d'absorption moléculaire à 537 nm (norme NF EN 26777) en utilisant un trajet optique de 10 ou 50 mm selon les concentrations. Les résultats sont exprimés en milligramme d'azote par litre (mgN/L). Le coefficient de variation est de l'ordre de 1 % pour les concentrations voisines de 0,2 mgN/L. La limite de détection est de 0,001 mgN/L.

L'azote nitrique (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) est obtenu par différence entre NO<sub>x</sub> et NO<sub>2</sub><sup>-</sup>. Les résultats sont exprimés en milligramme d'azote par litre (mgN/L). La limite de détection est de 0,01 mgN/L.

- Azote Total (N<sub>t</sub>) :

Le principe du dosage (norme ISO 11905) de l'azote total repose sur l'oxydation de l'azote total (représenté par les nitrates, nitrites, ammonium et azote organique) en nitrates sous l'effet du peroxydisulfate dans un milieu alcalin et porté à ébullition à pression élevée (autoclavage sous une pression de 1 bar durant 1 heure à 120°C). Les nitrates sont ensuite réduits en nitrites par passage de la solution de minéralisation à travers une colonne de Cadmium cuivré. Les nitrites réagissent avec le réactif coloré (sulfanilamide et dichlorhydrate de N-(naphtyl-1) diamino-1,2 éthane) en développant une coloration rose. Le composé obtenu absorbe à 543 nm. Les résultats sont exprimés en milligrammes d'azote par litre (mgN/L). La limite de détection est de 0.02 mg N/L.

## **Dosage du phosphore**

- Orthophosphate (PO<sub>4</sub>) ou phosphate soluble réactif

Il est déterminé sur un échantillon d'eau filtré sur membrane Whatman GF/F. Après complexation avec le molybdate d'ammonium et le tartrate d'antimoine et de potassium, le composé obtenu est réduit en présence d'acide ascorbique. Le complexe bleu obtenu est dosé par spectrométrie d'absorption moléculaire à 880 nm en utilisant un trajet optique de 10 mm ou de 50 mm selon les concentrations à mesurer. Cette méthode correspond à la norme AFNOR EN 1189. Les résultats sont exprimés en milligramme de phosphore par litre (mg P /L) et le coefficient de variabilité est de l'ordre de 1% pour une concentration voisine de 0.4mgP/L. La limite de détection est de 0,01 mgP /L.

- Phosphore total (P<sub>tb</sub> et P<sub>tf</sub>)

Le phosphore total a été déterminé sur échantillon préfiltré sur une toile de 200 µm (P<sub>tb</sub>) et sur échantillon filtré sur membrane Whatman GF/F (P<sub>tf</sub>) selon un protocole issu de la combinaison entre la norme AFNOR EN 1189 et celle des Standards Méthods 4500-P B (APHA 1992). Après minéralisation de l'échantillon en présence de persulfate de potassium en milieu acide, à l'autoclave sous pression de 1 bar durant 1 heure, les différentes formes de phosphore sont

transformées en orthophosphate. Le phosphate est ensuite après neutralisation et dilution, dosé comme précédemment. Le coefficient de variabilité est de l'ordre de 2 % pour une concentration voisine de 0.8 mgP/L. En raison des dilutions indispensables pour éviter les interférences dues au réactif de minéralisation, la limite de détection est plus élevée que lors du dosage des orthophosphates. Elle est de l'ordre de 0,1 mg P /L.

### B-III.2 Analyses des échantillons de sédiments

Les analyses granulométriques des sédiments ont été réalisées au granulomètre laser Malvern Mastersizer 2000. Les résultats sont exprimés en accord avec la classification de Duchaufour (1988), en fonction de la taille des particules : entre 2mm et 50 µm, il s'agit de sable ; entre 50µm et 2µm, de silt ; et quand la taille est inférieure à 2µm, d'argile.

Au laboratoire, les échantillons sont tamisés à 2 mm, puis séchés à 60°C à l'étuve. Une partie de ces sédiments sera ensuite broyée et tamisée à 250 µm en vue de doser l'azote et le phosphore.

#### Dosage de l'azote

- Azote Total (N<sub>t</sub>)

L'azote total est analysé par une méthode basée sur la minéralisation de type Kjeldahl (norme AFNOR NF ISO 11261). La limite de détection, calculée à partir de l'expérimentation de Gimbert (2003), est de 0,05 mgN/g.

- Azote Kjeldahl (N<sub>tk</sub>)

L'analyse de l'azote Kjeldahl est réalisée selon la norme AFNOR T 90-110 (1981) adaptée pour les sédiments.

L'échantillon de sédiment sec (environ 1 g) est minéralisé en matras (minimum de 2 h de chauffage) en présence d'acide sulfurique concentré (10 ml) et d'un catalyseur au sélénium (1 g).

Les matières organiques azotées, transformées en ammoniacque, sont fixées sous forme de sulfate d'ammonium. L'ammoniacque est déplacé par entraînement à la vapeur en milieu très basique au moyen d'un appareil Buchi type 320. L'azote ammoniacal, recueilli dans une solution d'acide borique (10 ml d'une solution à 10g/L), est dosé par acidimétrie (acide sulfurique à 0,02 N).

Les résultats sont exprimés en milligramme de N par gramme de sédiment (mgN/g, le coefficient de variabilité est de l'ordre de 10 % lorsque la teneur totale en azote est supérieure à 2 mgN/g. La limite de détection, calculée à partir de l'expérimentation de Gimbert (2003), est de 0,05 mgN/g.

#### Dosage du phosphore

- Phosphore total (P<sub>t</sub>)

Le phosphore total est dosé, après dissolution en présence de persulfate de potassium (1h à 120°C), par la méthode au molybdate bleu. Norme AFNOR T 90-023.

Le phosphore organique et minéral est déterminé par une procédure modifiée d'ignition de Saunders et Williams (1955).

L'échantillon de sédiment (0,25 g) est dissous en présence de 2 mL d'acide sulfurique concentré et minéralisé à l'autoclave en présence d'1 g de persulfate de potassium, sous une pression de 1 bar durant 1 heure à 120°C. Les différentes formes de phosphore sont alors transformées en orthophosphates qui, après neutralisation et dilution, sont dosés selon la norme AFNOR T 90-023. Après complexation avec le molybdate d'ammonium et le tartrate d'antimoine et de potassium, le composé obtenu est réduit en présence d'acide ascorbique. Le complexe bleu obtenu est dosé par spectrométrie d'absorption moléculaire à 880 nm en utilisant un trajet optique de 10 ou 50 mm selon les concentrations à mesurer.



Les résultats sont exprimés en milligramme de phosphore par gramme de sédiment (mgP/g). La limite de détection, calculée à partir de l'expérimentation de Gimbert (2003), est de 0,06 mgP/g.

- Phosphore total, organique et minéral : méthode Saunders et Williams (1955)

Le phosphore total est dosé de la manière suivante :

L'échantillon de sédiment (0.3 g) est placé dans des récipients en porcelaine à l'intérieur d'un four froid. La température est alors augmentée de 100°C toutes les 15 minutes jusqu'à la température de 550°C maintenue alors pendant une heure. Après refroidissement, les échantillons de sédiments sont transférés dans des tubes où l'on ajoute 30mL d'acide sulfurique à 0.5M. Les tubes sont ensuite placés à agitation pendant 16 heures à température ambiante et 150 rotations par minute.

Pour le phosphore minéral, les échantillons de sédiments sont directement placés dans des tubes, mélangés à l'acide, puis mis à agiter, et ce, sans passer au four.

Les tubes sont ensuite centrifugés (3700 tours par minute pendant 15 minutes) et 20 mL de surnageant sont prélevés, mis à pH par ajout de soude (1.5M) en suivant le virage de l'indicateur coloré (4-nitrophénol), et dilués. Le phosphore est alors dosé en utilisant la méthode persulfate. Les résultats sont exprimés en milligramme de phosphore par gramme de sédiments (mgP.g<sup>-1</sup>). La limite de détection est de 0.03 mgP.g<sup>-1</sup>.

- Extraction séquentielle du phosphore : la méthode de Golterman (1996)

La spéciation du phosphore est réalisée suivant la méthode de Golterman et Booman (1988) et de De Groot et Golterman (1990). Dans ce schéma de fractionnement des sédiments, on obtient successivement : les phosphates solubles (PO<sub>4</sub>) ; les formes minérales du phosphore, qui sont des phosphates réactifs solubles liés au fer (FeOOH-P), et au calcium (CaCO<sub>3</sub>-P) ; les phosphates organiques solubles à l'acide (ASOP), les phosphates organiques résiduels (ROP).

## C. Annexes du chapitre 3.

### C-I. Cartographie de l'assèchement du réseau hydrographique

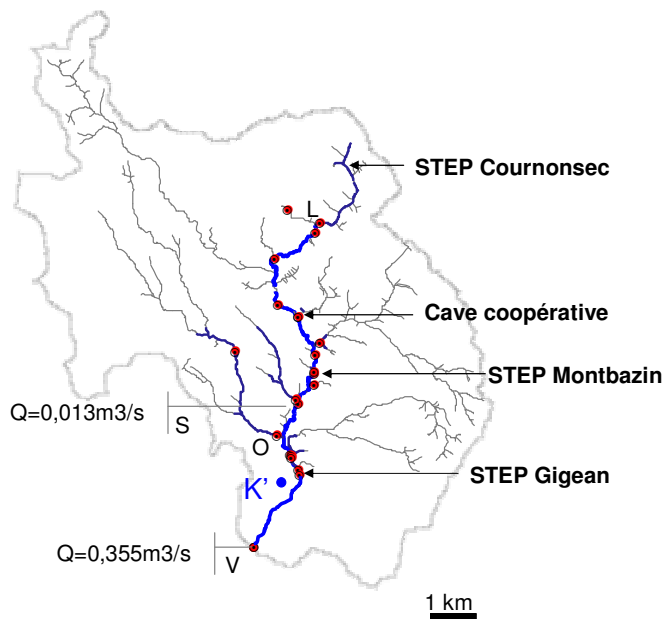
4 campagnes pédestres de relevé du réseau hydrographique ont été menées sur la Vène et ses affluents afin de suivre la diminution de l'écoulement et l'assèchement de la rivière lors de l'année 2003:

- Le 07/04/2003 en hautes eaux
- Le 19/06/2003 lors du tarissement
- Le 21/07/2003 à l'étiage
- Le 05/09/2003 à l'étiage, juste avant la reprise de l'écoulement.

Les cartographies du réseau sont présentées sur les figures C-1.a à C-1.d

- le 07/04/2003

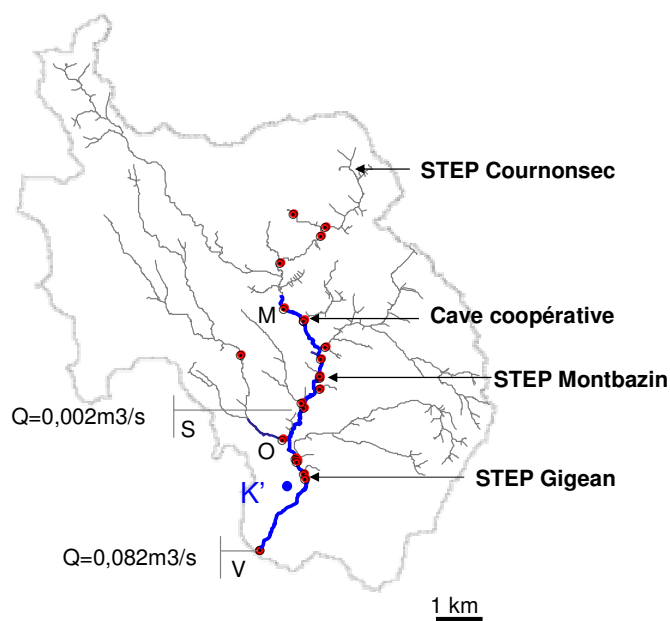
9% des biefs du chenal principal sont secs ou stagnants. Les biefs sont localisés entre le point K et le point L. La restriction du réseau a pour origine l'arrêt temporaire de la source karstique de Cournonsec.



**Figure C-1.a :** Réseau hydrographique de la Vène le 07/04/2003.

- le 19/06/2003

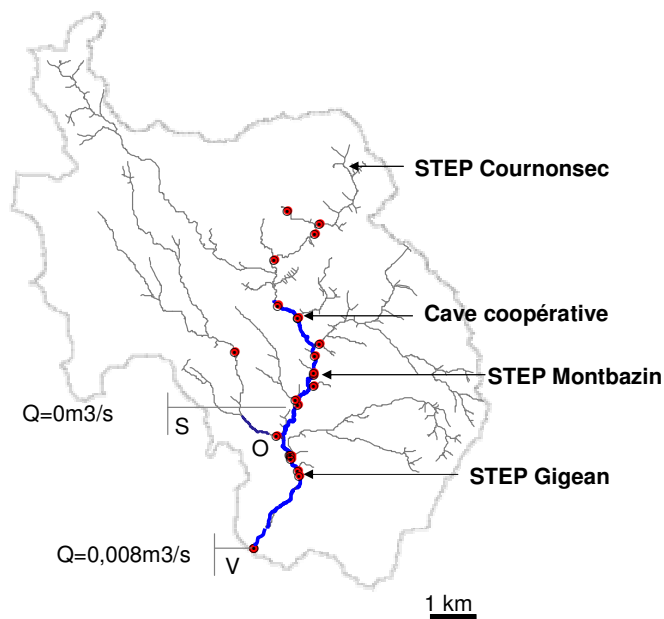
30% des biefs du chenal principal sont secs ou stagnants. Le réseau commence à Montbazin alimenté par les rejets urbains du village. Excepté le ruisseau des Oulettes la quasi-totalité des affluents ne coule plus.



**Figure C-1.b :** Réseau hydrographique de la Vène le 19/06/2003.

- le 21/07/2003

30% des biefs du chenal principal sont secs ou stagnants. Le débit à l'exutoire est divisé par 10 en l'espace d'un mois.



**Figure C-1.c :** Réseau hydrographique de la Vène le 21/07/2003.

- le 05/09/2003

44% des biefs du chenal principal sont secs ou stagnants. Le réseau est discontinu. Des mares temporaires apparaissent à Montbazin, entre P et S, entre R et T, et entre T et la source d'Issanka.

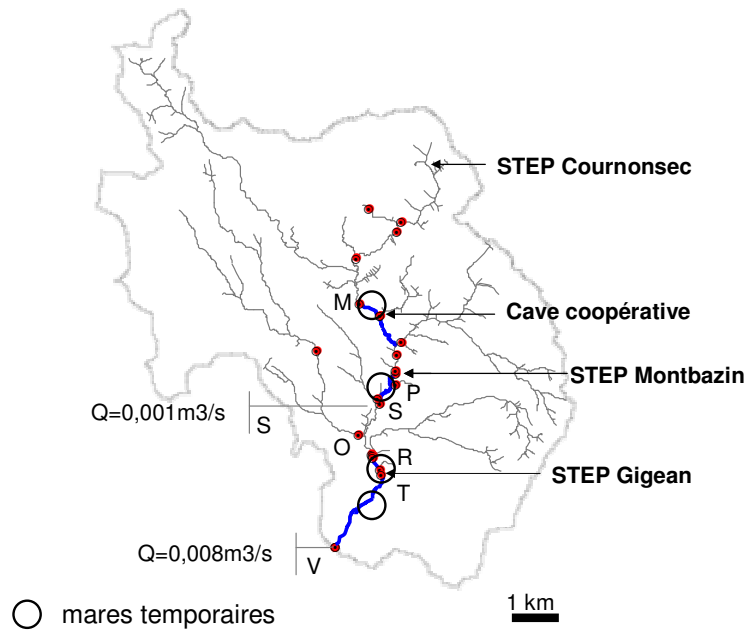


Figure C-I.d : Réseau hydrographique de la Vène le 05/09/2003.

## C-II. Calcul du stockage dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka

A partir des données de crues, le calcul du stockage dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka se fait ainsi :

$$\text{Stock} = V(S) + V_r (S-V) + Q_{\text{STEP Gigean}} * dc + Q_{\text{réservé}} * dc - V(V).$$

Avec  $V_r (S-V)$  : volume ruisselé entre les stations  $S$  et  $V$  ;  $Q_{\text{STEP Gigean}} = 0.009 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Jouret, 2004) ;  $dc$ , durée de la crue à la station  $V$  ;  $Q_{\text{réservé}} = 0.011 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (cf. chapitre 2, section 1.1) ;  $V(S)$ , le volume écoulé en  $S$ ,  $V(V)$ , le volume écoulé en  $V$ .

Les résultats du calcul du stockage figurent dans le tableau C-II.a. Pour chaque crue, sont reportés les précipitations moyennes sur le bassin,  $P_m$  ; le débit de base à la station  $V$ ,  $Q_b$  ; le volume total de la crue à la station  $S$ , à la station  $V$ , à la station  $O$  ; la durée de la crue à la station  $V$ ,  $dc$  ; le stockage calculé,  $\text{Stock}$ . Sur une trame grise sont figurées les CRM.

Les données manquantes aux Oulettes sont complétées à l'aide de données à la station  $S$ . On suppose alors que pour chaque crue, le même pourcentage de surface contributive à l'écoulement en  $S$  existe en  $O$ . En prenant en compte la surface des zones urbaines sur le bassin versant de  $O$ , on calcule de cette manière un volume écoulé en  $O$ . On fait de même pour les zones agricoles, quand il s'agit des CRM.

**Tableau C-II.a : Calcul du stockage dans l'ouvrage hydraulique d'Issanka.**

	P <sub>m</sub> (mm)	Qb (m3.s-1)	Volume (m3)			dc (h)	Stock (m <sup>3</sup> )
		à la station V	V (V)	V (S)	V (O)		
200208	77	0,008	16 554	26 420	lacunes	14	18 753
200209	23	0,000	1 880	8 339	lacunes	9	9 620
200210a	60	0,013	29 527	22 248	lacunes	8	<0
200210b	69	0,177	168 283	114 186	lacunes	10	<0
200211a	8	0,173	1 144	1 773	lacunes	11	1 926
200211b	17	0,206	3 120	5 064	lacunes	10	4 186
200212	6	0,621	4 463	1 602	lacunes	16	<0
200302a	16	0,395	4 866	2 364	1 171	28	208
200302b	4	0,408	111	907	0	9	1 724
200302c	6	0,417	2 553	1 163	0	14	<0
200304a	35	0,352	43 821	16 377	1 074	51	<0
200304b	18	0,357	16 412	6 316	521	10	<0
200305a	9	0,694	10 458	3 285	0	32	<0
200305b	10	0,375	2 749	1 700	0	8	62
200305c	22	0,308	4 844	2 212	0	27	<0
200308	24		lacunes	7 129	1 748	0	9 259
200309a	9	0,008	0	134	0	0	174
200309b	9	0,011	979	4 859	309	10	6 031
200309c	29	0,000	0	14 066	1 083	0	18 267
200309d	79	0,292	169 167	135 635	17 688	6	7 387
200310a	15	0,321	12 879	5 767	1 689	21	<0
200310b	18	0,340	5 449	7 216	1 324	15	4 984
200311	10	0,383	5 390	3 806	658	10	258
200408	8	0,004	0	123	0	0	160
200409a	18	0,000	1 794	9 195	1 065	11	10 919
200409b	55	0,000	0	3 411	0	0	4 430
200409c	45	0,004	379 833	142 938	lacunes	17	<0
200409cbis	15	0,369	106 458	34 392	lacunes	21	<0
200410a	11	0,030	21 558	9 471	lacunes	7	<0
200410b	19	0,040	28 722	12 678	lacunes	9	<0
200410c	16	0,070	23 709	18 834	lacunes	5	1 089
200410d	18	0,140	11 169	8 727	lacunes	10	865
200410e	22	0,440	55 671	11 349	lacunes	8	<0
200412a	5	0,030	438	1 092	lacunes	4	1 240
200412b	7	0,040	1 704	2 682	lacunes	5	2 129
200412c	8	0,080	0	2 253	lacunes	0	2 926
200412d	11	0,060	1 965	2 625	lacunes	13	2 409
200412e	9	0,120	7 776	7 638	lacunes	7	2 644

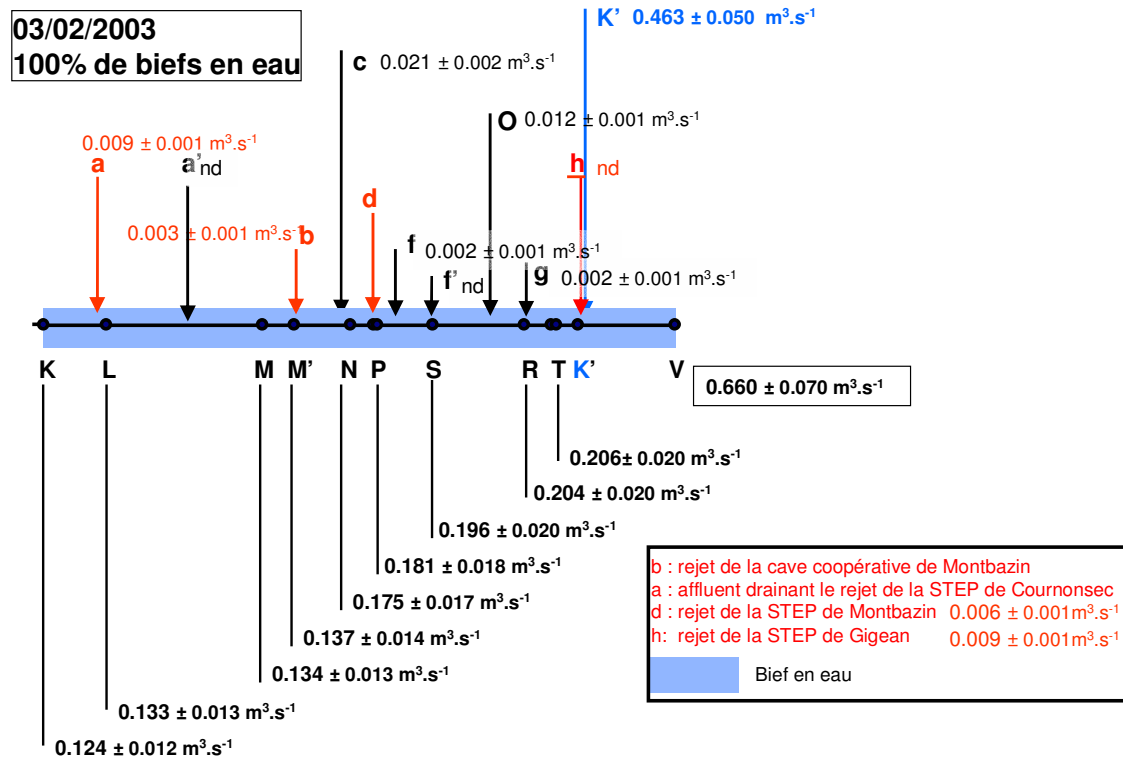
Le calcul concernant certaines crues ne fait parfois apparaître aucun stockage. Il s'agit de crues faisant suite à d'autres événements ayant déjà rempli le réservoir entre les stations S et V. Nous citerons par exemple 200409c, 200410a et 200410b succédant aux événements 200409a et 200409b ; ces deux derniers événements ayant respectivement donné lieu entre les stations S et V à des stockages de 10919 et 4430 m<sup>3</sup>.

Certaines crues, qui ont un fort débit de base à l'exutoire présentent un stockage important (200211a, 200211b, 200310b) : leur volume à l'exutoire a été sous estimé, du fait de la mauvaise séparation entre le volume ruisselé faible et ce débit de base important.

Pour la crue 200309d, c'est également un mauvais calcul des volumes écoulé en S et V qui est à l'origine du fort stockage calculé, les sources karstiques alimentant la Vène en fin de crue.

### C-III. Débits mesurés lors des campagnes spatiales

Sur les figures C-III.a à C-III.c sont présentés les débits des campagnes du 03/02/2003, du 10/06/2003 et du 19/01/2004.



**Figure C-III.a :** Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 03/02/2003.

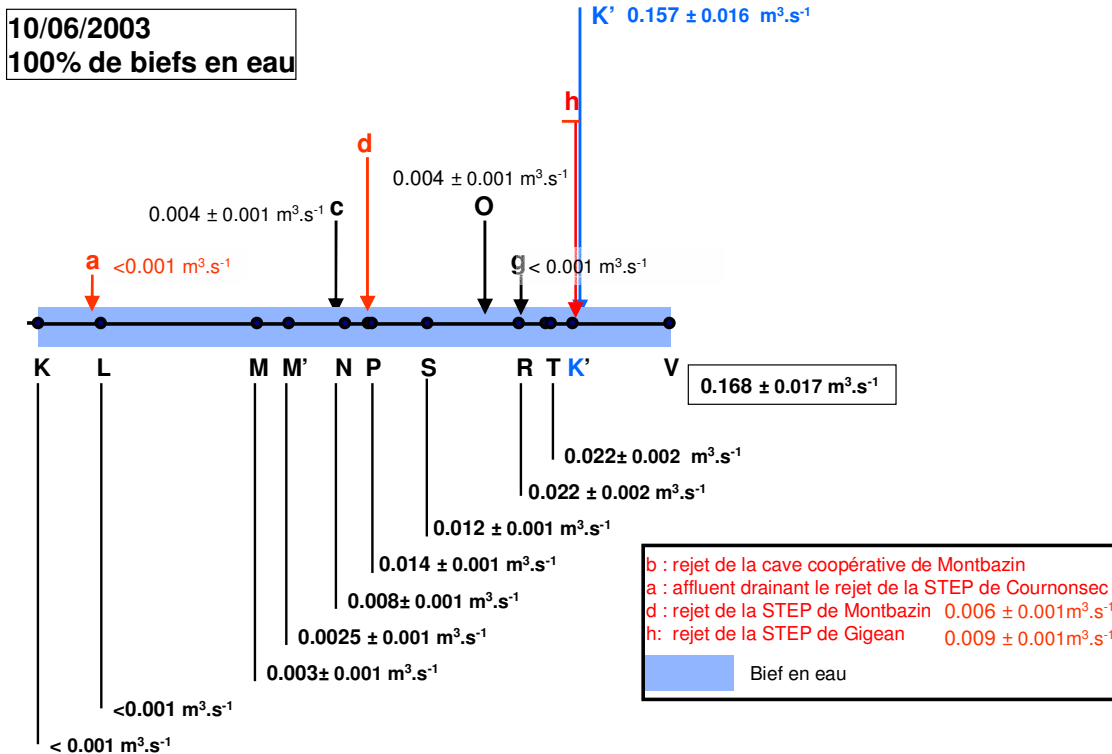


Figure C-III.b : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 10/06/2003.

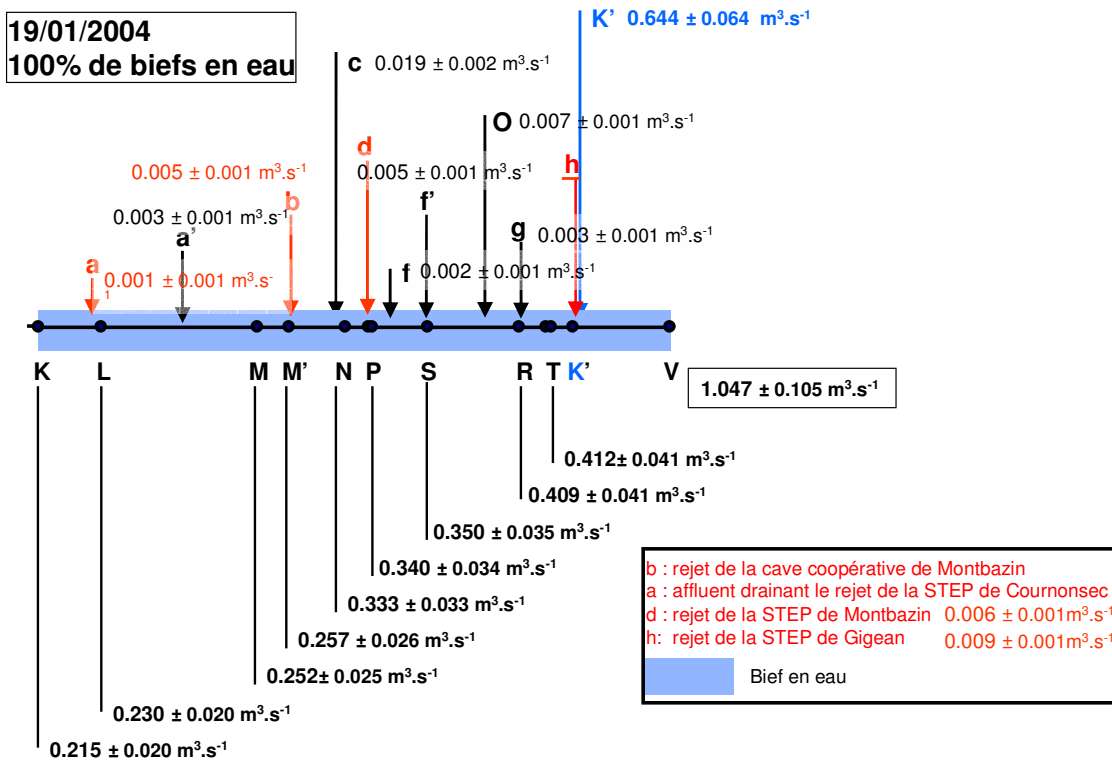


Figure C-III.c : Débits de la rivière, des affluents et des rejets ponctuels lors de la campagne du 19/01/2004.

## C-IV. Succession des modes hydrologiques sur la période 1994-2005.

Les figures C-IV.a à C-IV.k présentent la succession des 4 modes hydrologiques, à savoir l'étiage, la reprise de l'écoulement, les hautes eaux et le tarissement, de l'année hydrologique 1994-1995 à l'année hydrologique 2004-2005.

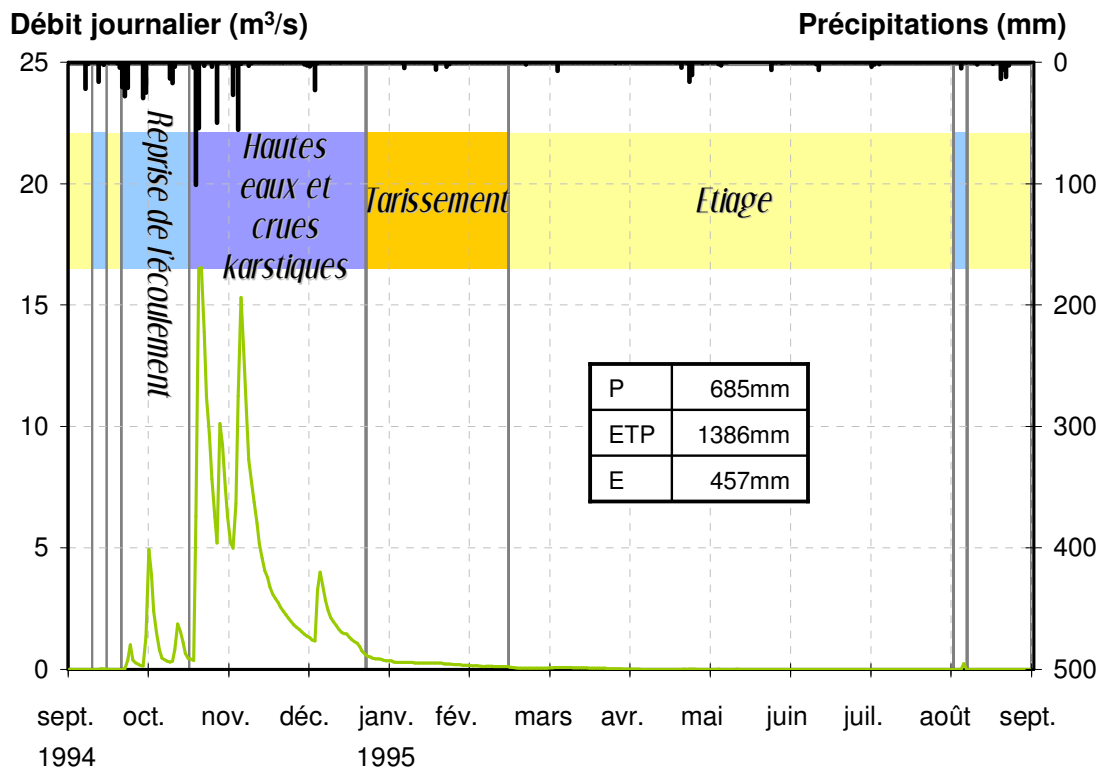


Figure C-IV.a : Succession des 4 modes de fonctionnement hydrologique en 1994-1995.



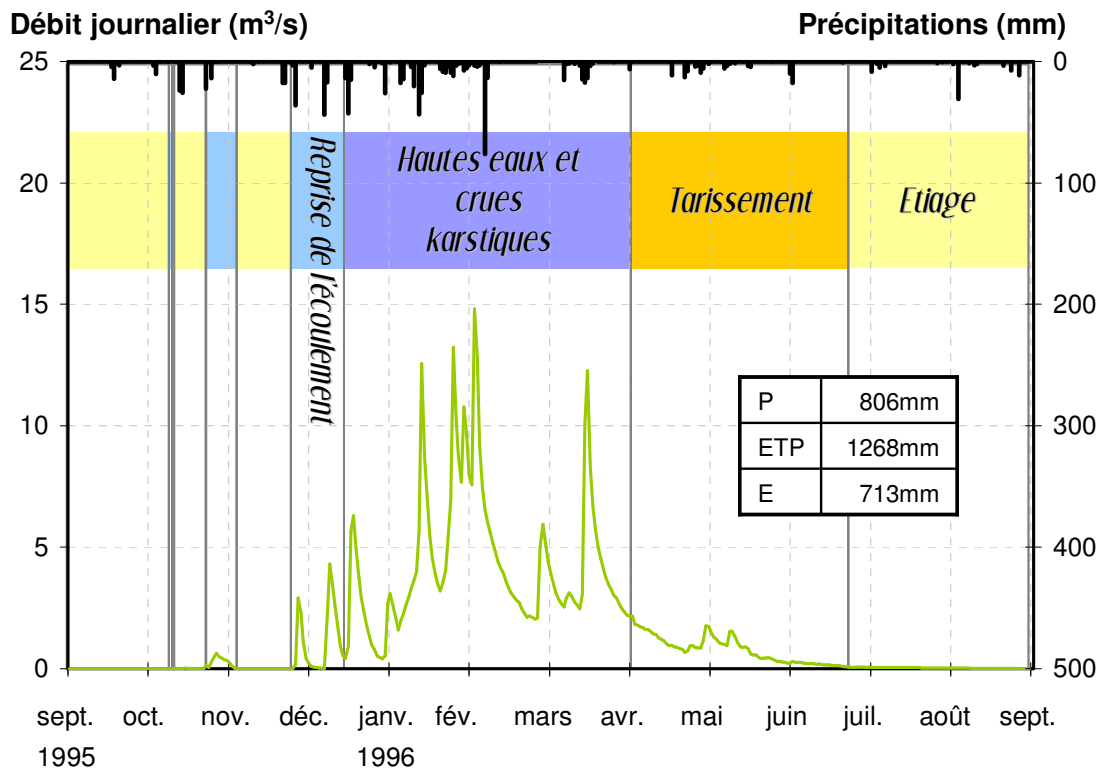


Figure C-IV.b : Succession des 4 modes de fonctionnement hydrologique en 1995-1996.

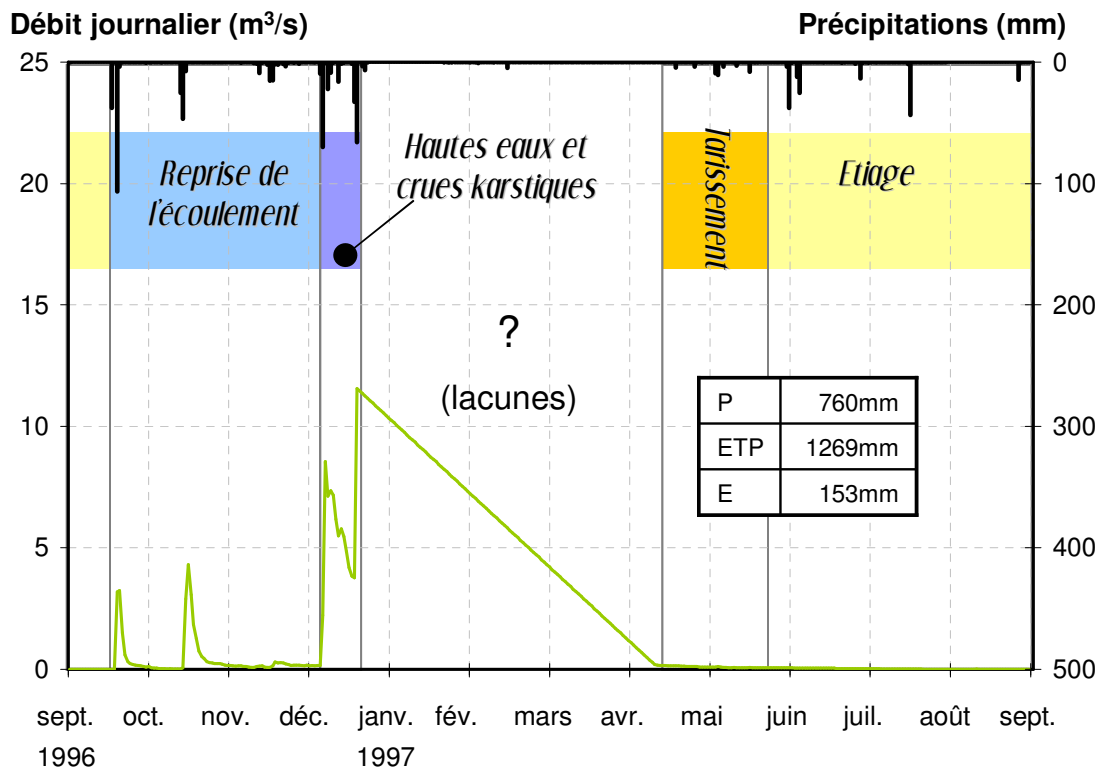


Figure C-IV.c : Succession des 4 modes de fonctionnement hydrologique en 1996-1997.

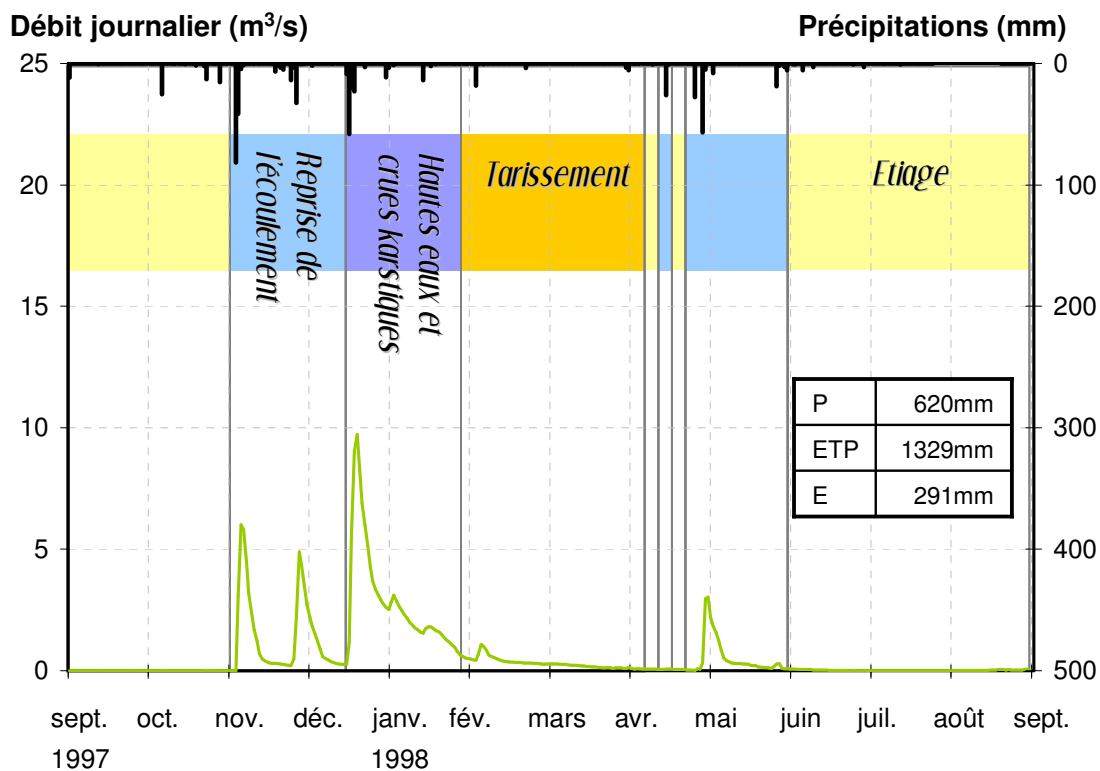


Figure C-IV.d : Succession des 4 modes de fonctionnement hydrologique en 1997-1998.

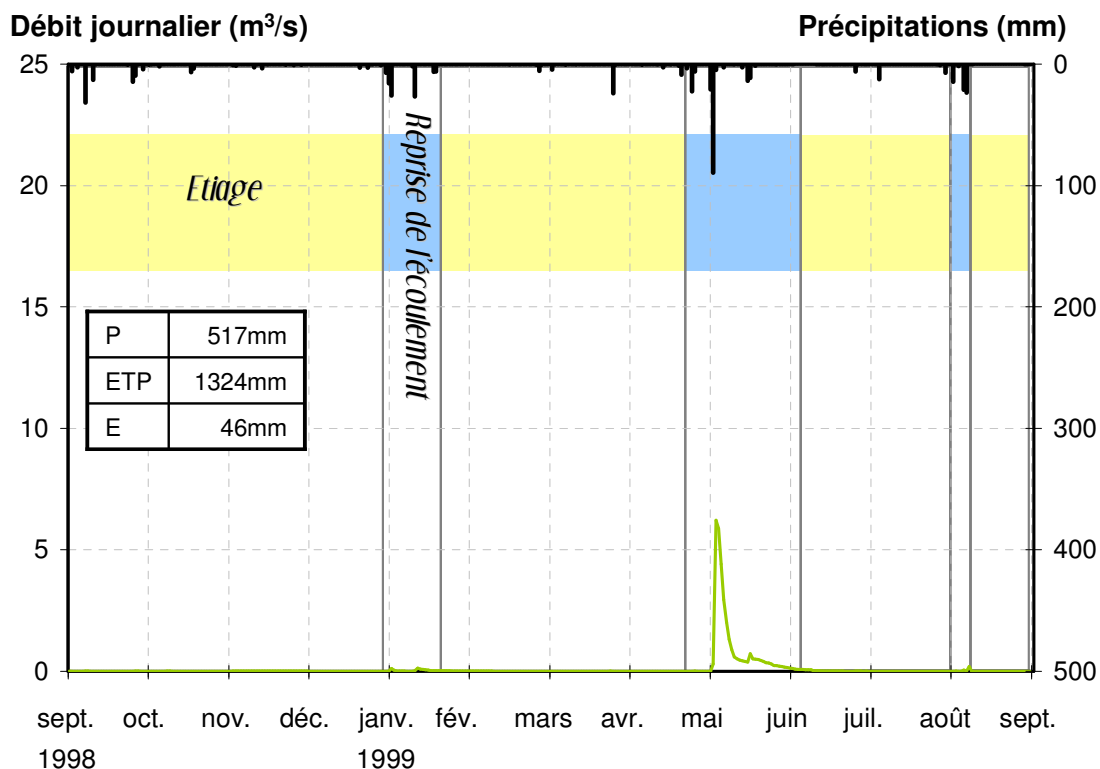


Figure C-IV.e : Succession des 4 modes de fonctionnement hydrologique en 1998-1999.

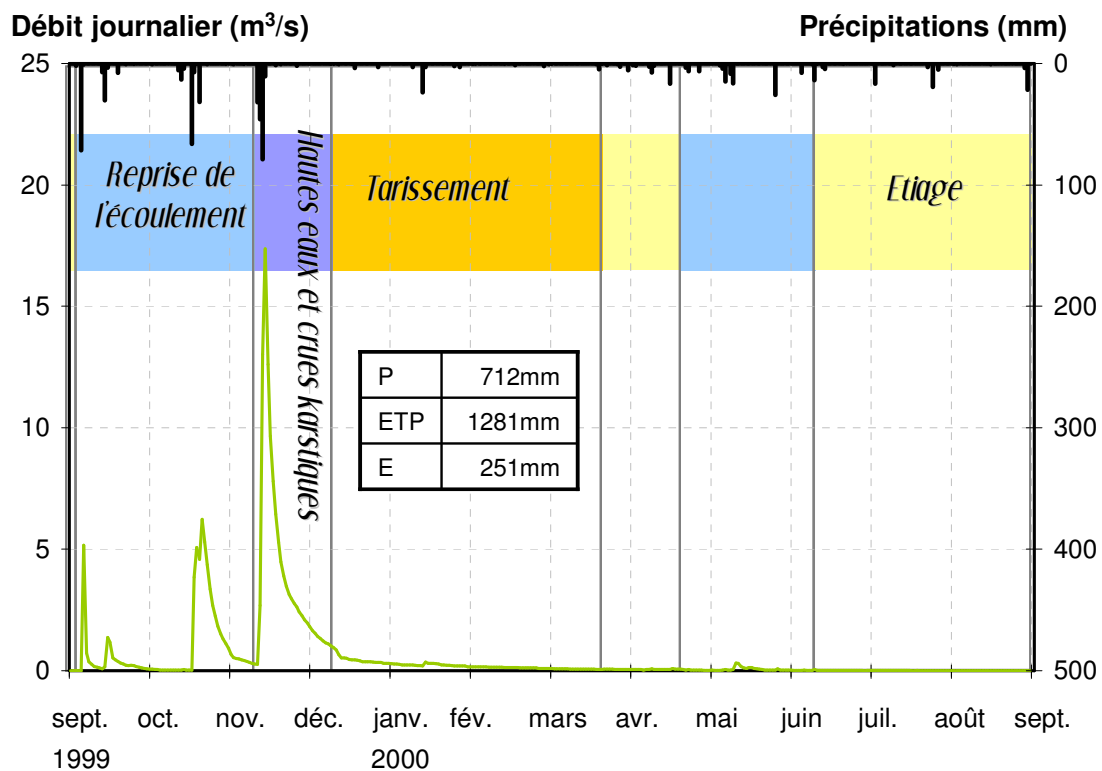


Figure C-IV.f : Succession des 4 modes de fonctionnement hydrologique en 1999-2000.

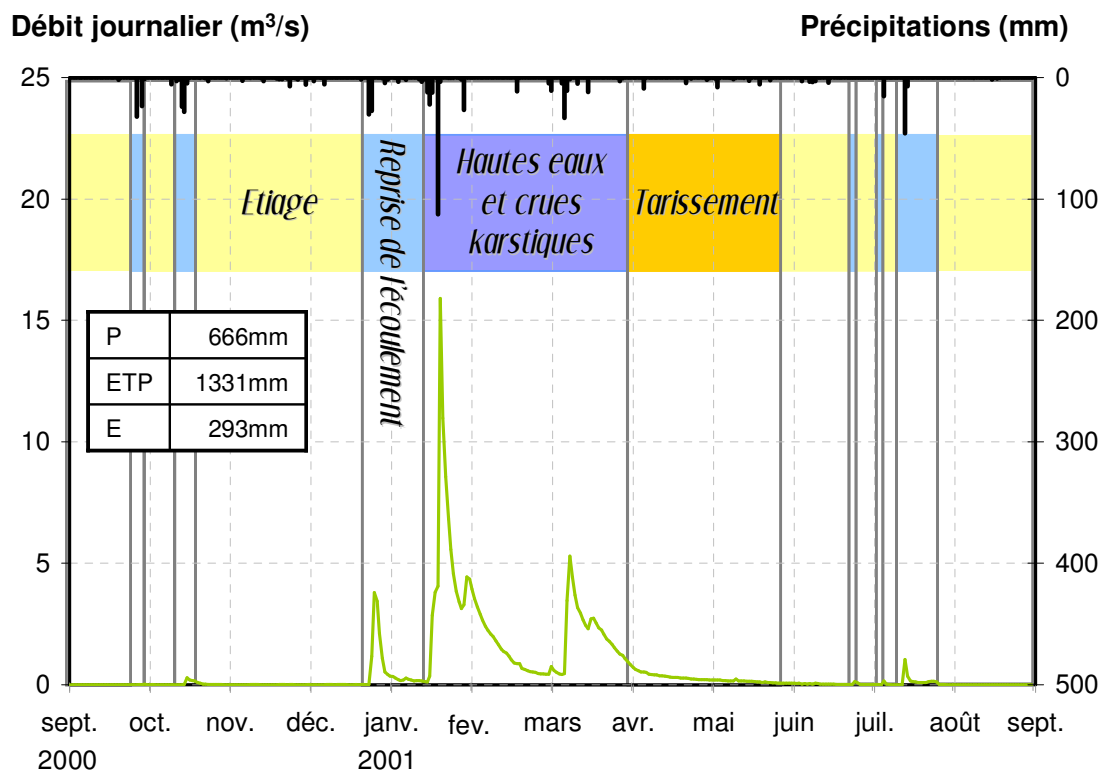


Figure C-IV.g : Succession des 4 modes de fonctionnement hydrologique en 2000-2001.

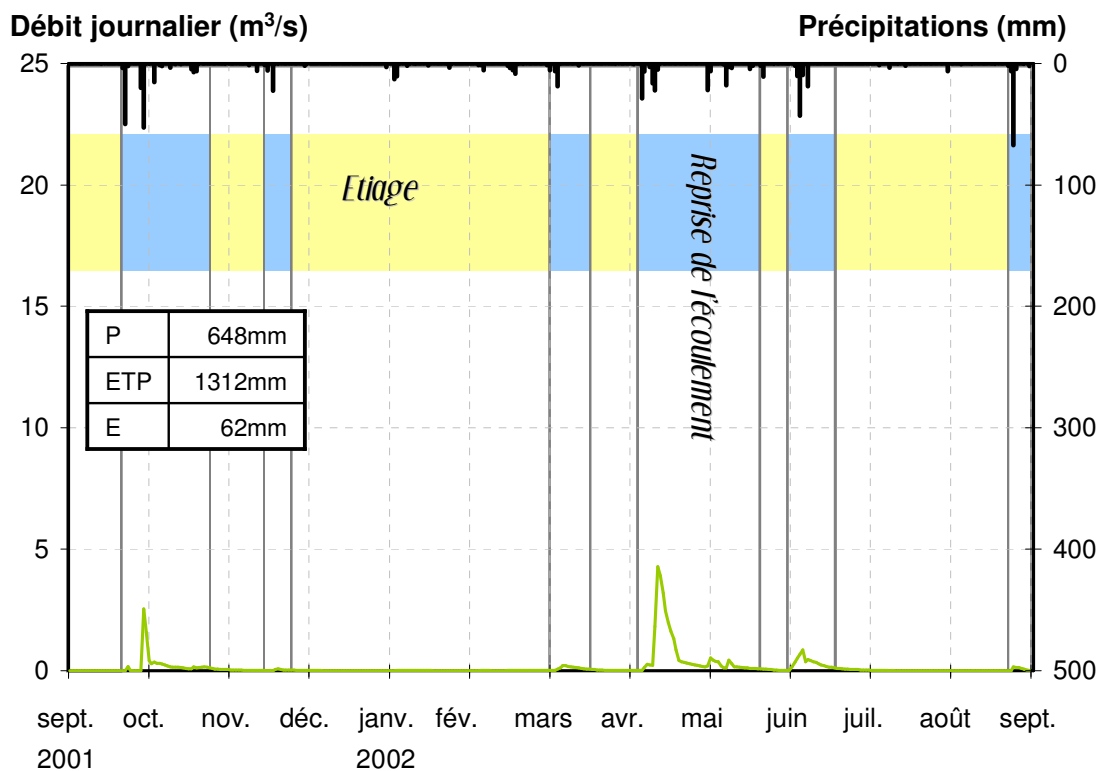


Figure C-IV.h : Succession des 4 modes de fonctionnement hydrologique en 2001-2002.

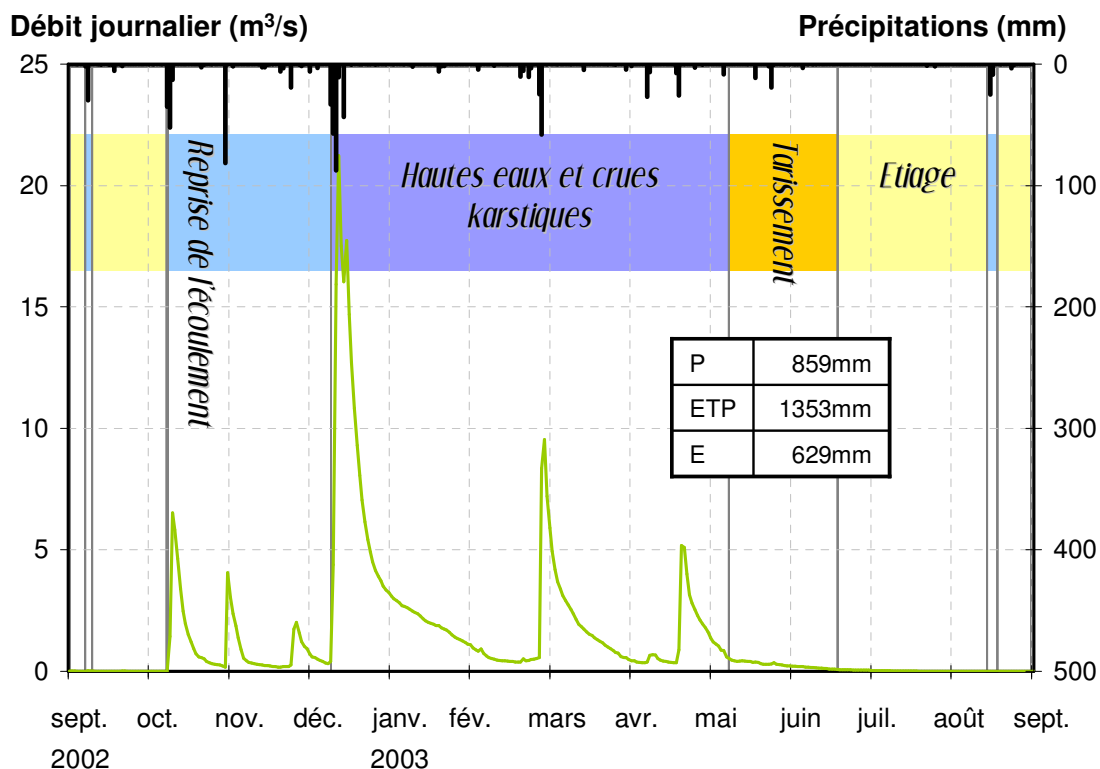


Figure C-IV.i : Succession des 4 modes de fonctionnement hydrologique en 2002-2003.

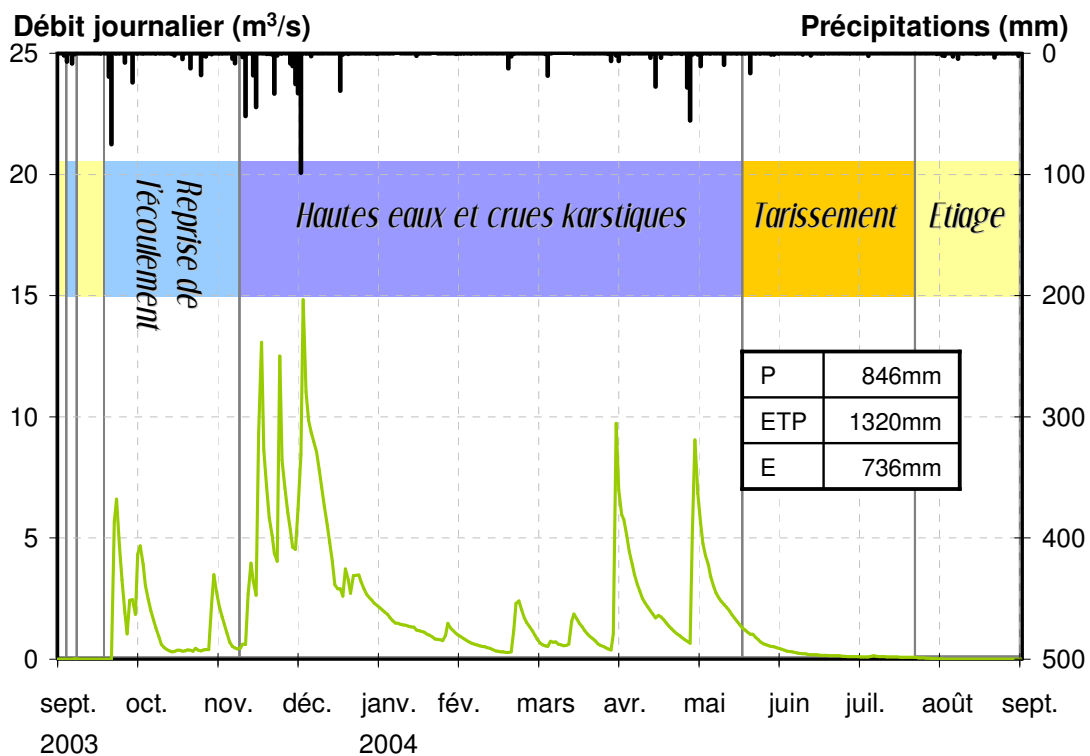


Figure C-IV.j : Succession des 4 modes de fonctionnement hydrologique en 2003-2004.

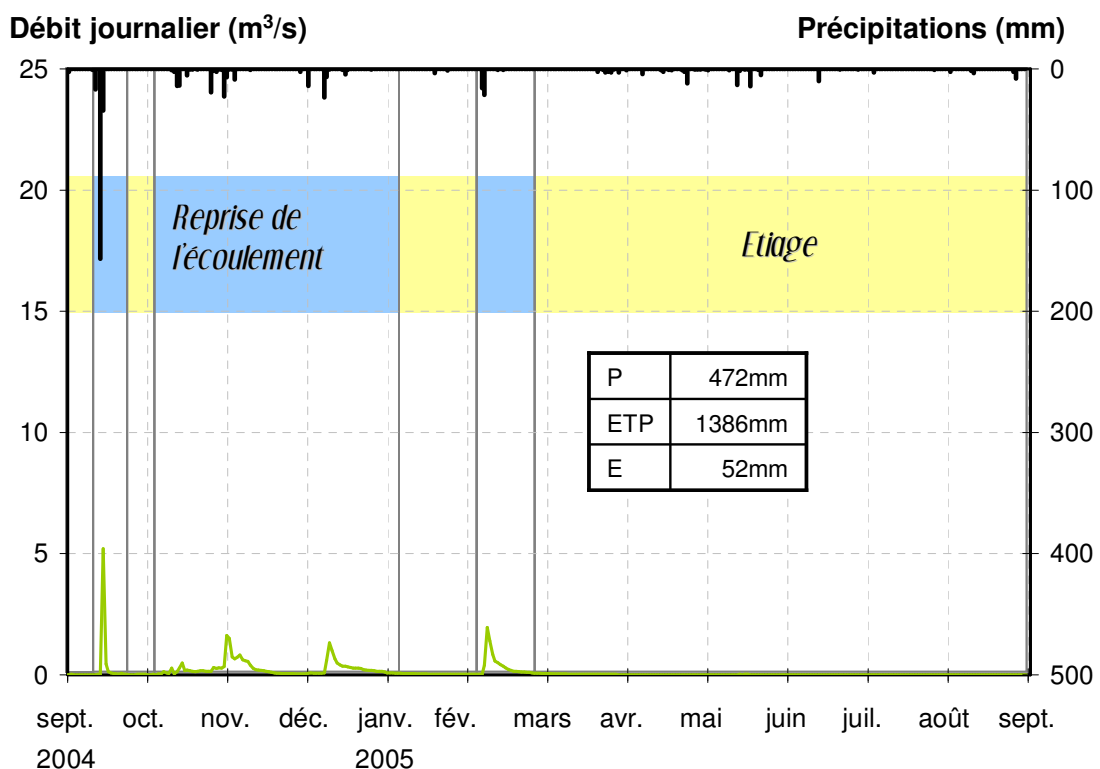


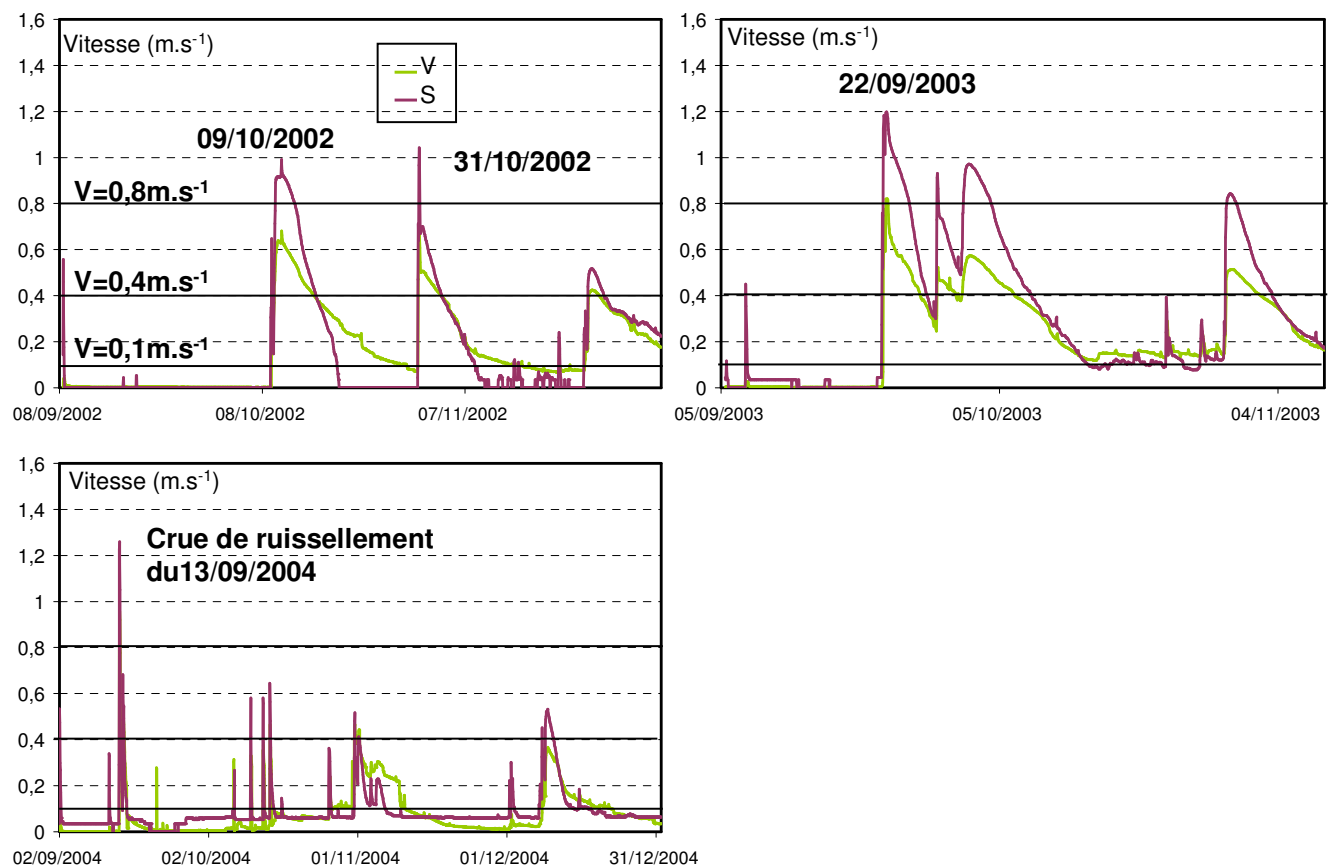
Figure C-IV.k : Succession des 4 modes de fonctionnement hydrologique en 2004-2005.

## C-V. Vitesses moyennes d'écoulement à l'exutoire et en S

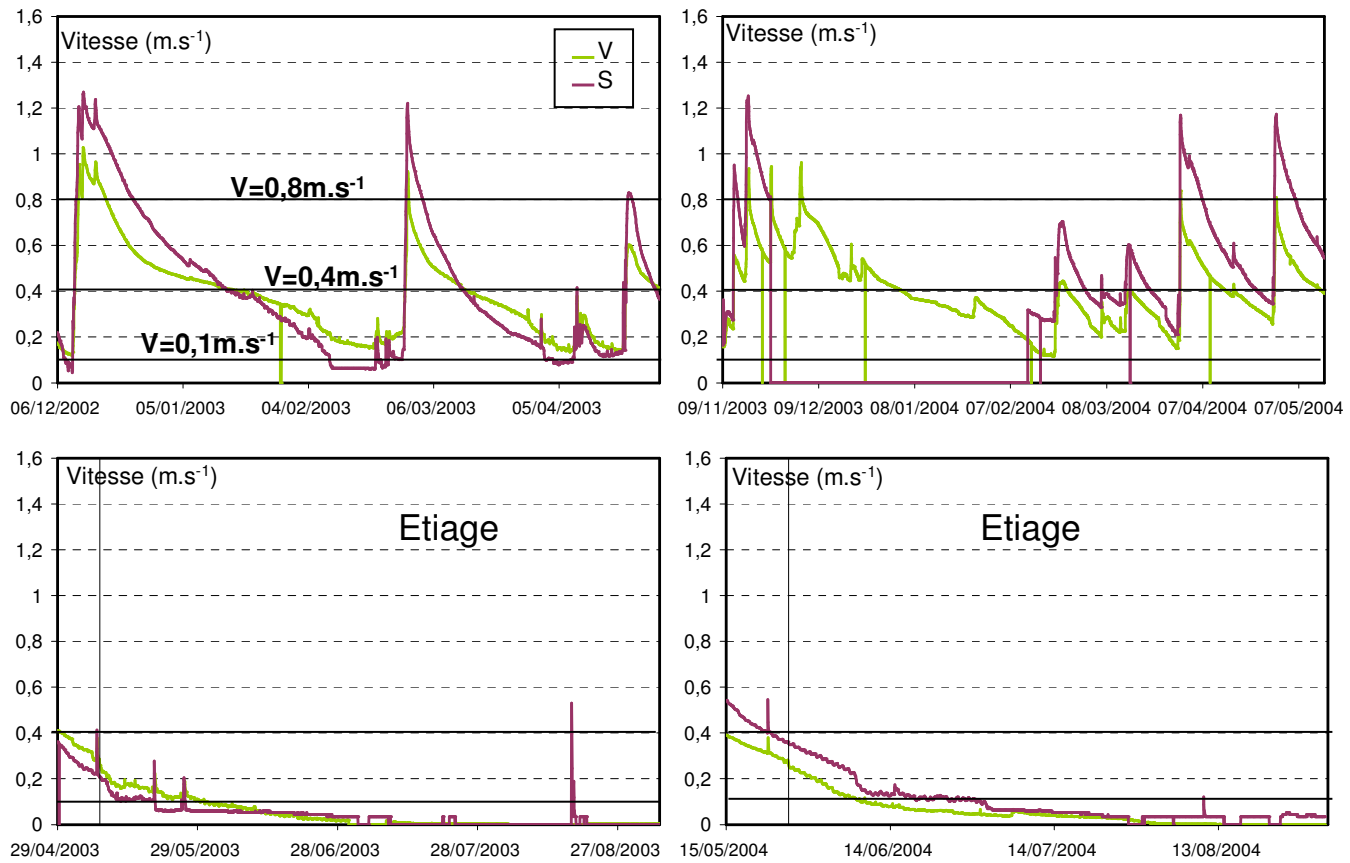
Le calcul des vitesses moyennes d'écoulement à l'exutoire et à la station *S* est effectué à partir des jaugeages que notre équipe de recherche a menés en ces deux points de 2002 à 2004 sur la Vène. A l'exutoire, nous disposons de 9 jaugeages, et à la station *S*, de 15 jaugeages.

Un jaugeage permet d'obtenir, entre autres, pour chaque station, les données suivantes : le débit et la section mouillée. En divisant le débit par la section mouillée, nous obtenons la vitesse moyenne d'écoulement pour chaque station. Une relation est ainsi obtenue entre le débit et la vitesse, permettant de calculer les vitesses moyennes d'écoulement.

Nous avons représenté l'évolution de ces vitesses en fonction du temps aux points *S* et *V* sur les figures C-V.a -reprise de l'écoulement et C-V.b -autres modes, pour les années hydrologiques 2002-2003, 2003-2004 et 2004-2005.



**Figure C-V.a :** Evolution des vitesses moyennes d'écoulement au point *S* et à l'exutoire lors de la reprise de l'écoulement



**Figure C-V.b :** Evolution des vitesses moyennes d'écoulement au point S et à l'exutoire lors des hautes eaux, du tarissement, et de l'étiage.

## C-VI. L'onde cinématique

Les simplifications de l'équation de Saint Venant : l'onde cinématique.

Equations de Saint Venant (1871)

$$\frac{\partial y}{\partial t} + \frac{1}{b} \frac{\partial(uA)}{\partial x} = 0 \quad (1) \text{ Continuité} \quad u = u(x,t) \text{ vitesse uniforme à travers une section}$$

$$\frac{1}{g} \frac{\partial u}{\partial t} + \frac{u}{g} \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial y}{\partial x} + S_f = 0 \quad (2) \text{ Dynamique} \quad A = A(x,t) \text{ aire mouillée d'une section}$$

$g$ , gravité

- $b = \frac{\partial A}{\partial h}$ , quand la profondeur  $h$  est constante
- $\frac{1}{g} \frac{\partial u}{\partial t}$  représente la pente de la ligne du gradient d'énergie, due aux variations de la vitesse en fonction du temps, soit l'accélération.
- $\frac{u}{g} \frac{\partial u}{\partial x}$  représente les variations de  $\frac{u^2}{2g}$  (en régime permanent), dans l'espace.
- $\frac{\partial y}{\partial x}$  est la pente de la surface de l'eau
- $S_f$  est la pente due à la résistance que les forces de frictions opposent au flux.

- Si on néglige les deux premiers termes (termes d'inertie) dans l'équation (2),

$\frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial y_b}{\partial x} + \frac{Q|Q|}{K^2} = 0$ , où  $K(h)$  est le facteur de transfert du chenal.  $K(h) = k_{St} R^{2/3} * A$ ,  $k_{St}$ , coefficient de rugosité de Strickler, et  $R$  le rayon hydraulique,  $R = A/P$ ,  $A$  et  $P$  étant respectivement l'aire et le périmètre de la section mouillée.

- Si on néglige en plus  $\frac{\partial h}{\partial x}$  par rapport à  $\frac{\partial y_b}{\partial x}$ ,

$Q = K(h) \sqrt{S_0}$ , supposant que la pente du fond  $S_0$  est égale à la pente de la ligne d'énergie  $S_f$ .

L'équation (1) peut être réécrite ainsi :

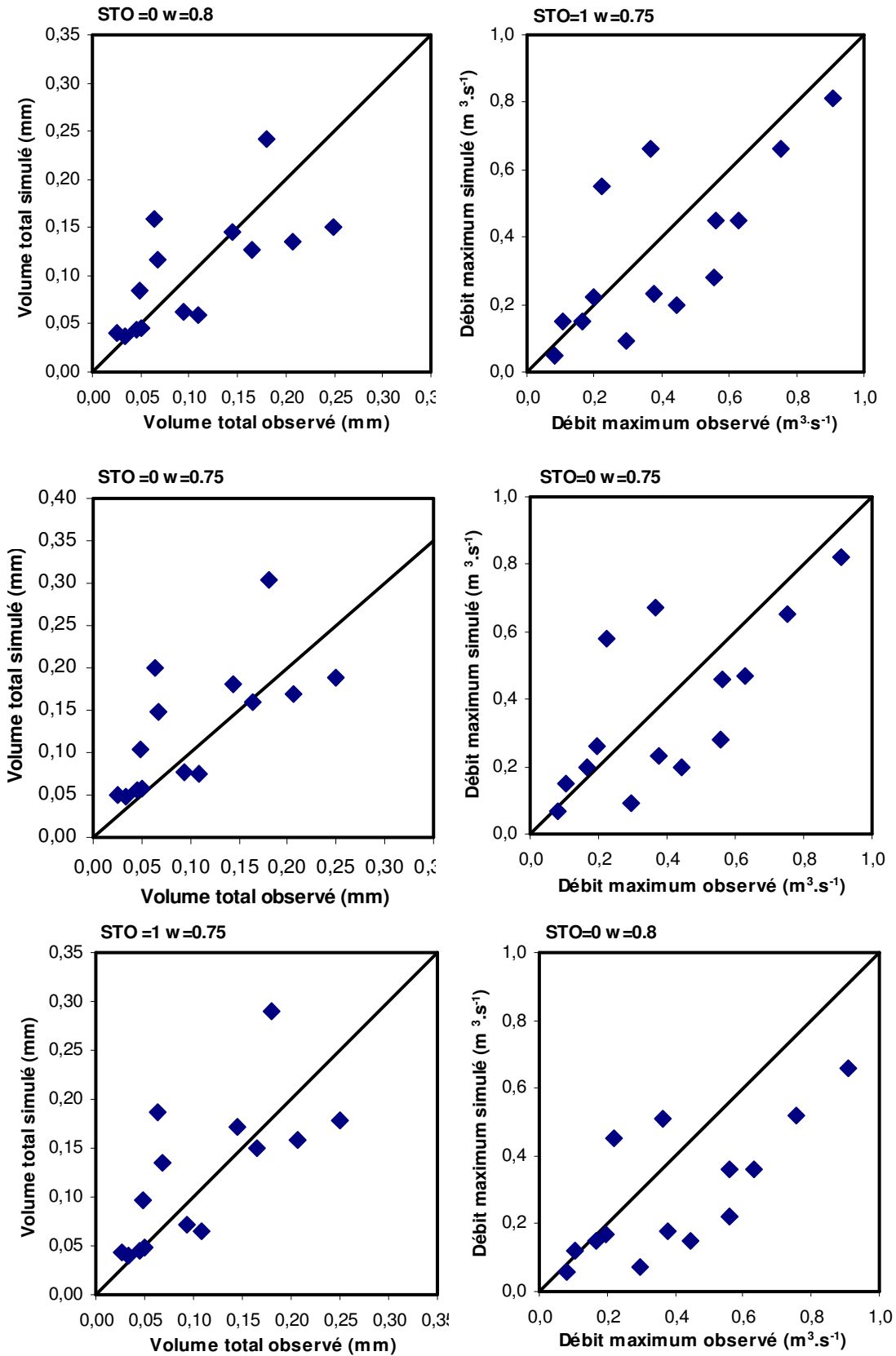
$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \left( \frac{\partial Q}{\partial A} \right)_{x_0} \frac{\partial Q}{\partial x} = 0, \text{ et } \left( \frac{\partial Q}{\partial A} \right)_{x_0} \text{ est la vitesse de propagation de l'onde d'un débit donné } Q,$$

vitesse qui diffère pour chaque section  $x$ .

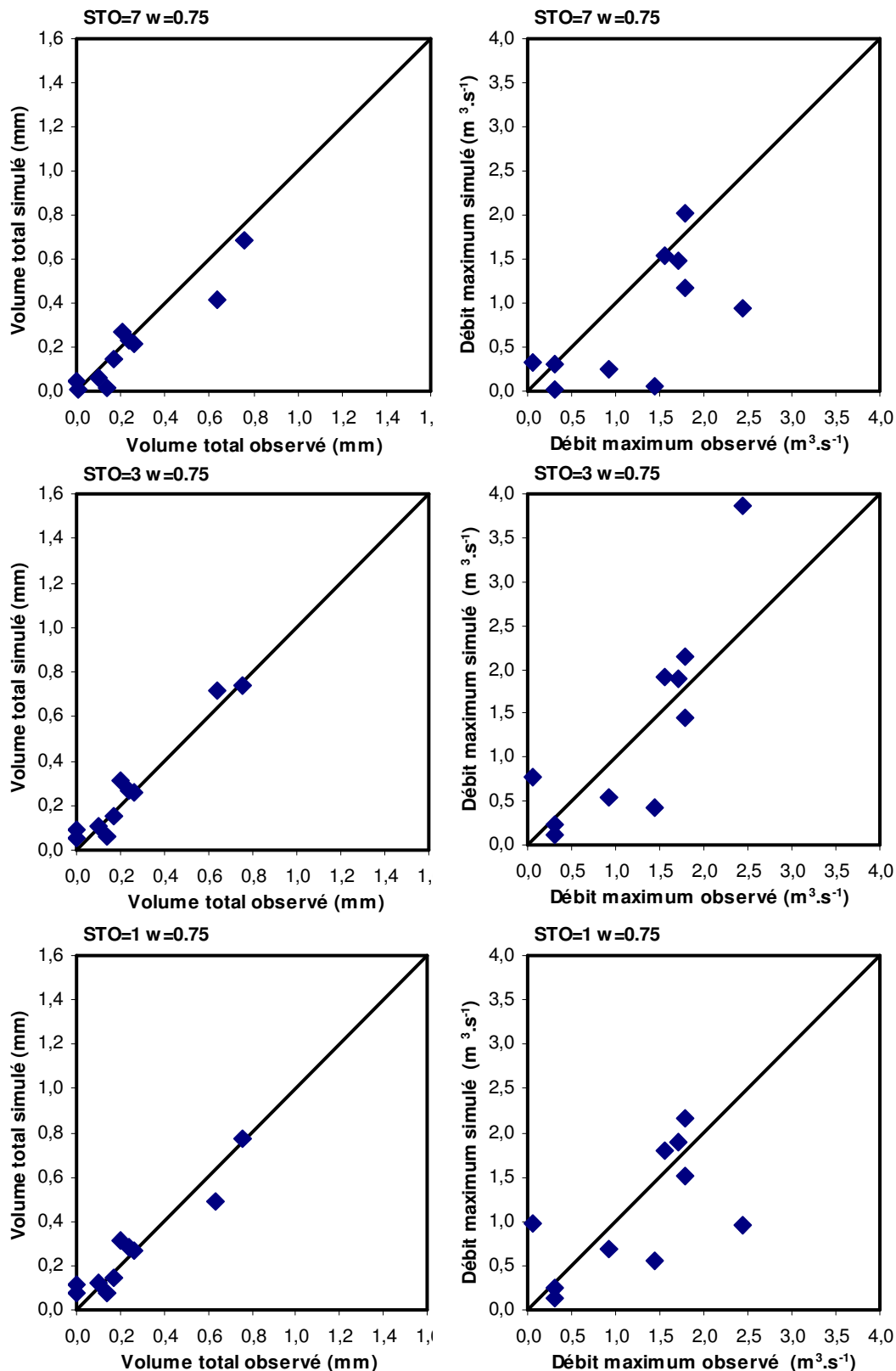


## C-VII. Modélisation des crues rapides urbaines : calibration et validation de STO et $w$ .

Les graphiques des figures C-VII.a et C-VII.b présentent respectivement les résultats en  $S$  de la calibration de  $w_{\text{urb}}$ , sur des crues à débit de base supérieur à  $0,140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , et de  $\text{STO}_{\text{urb}}$ , sur des crues à débit de base inférieur à  $0,140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Les crues à débit de base inférieur à  $0,140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  à l'exutoire sont simulées par groupe de 2 ou 3 si elles se suivent, afin de ne pas avoir à calibrer les conditions antécédentes de crues séparées d'un jour. Le volume total d'un évènement simulé peut alors être la somme du volume de plusieurs crues, et le débit maximum simulé, celui du pic de crue le plus fort d'un groupe de crue.

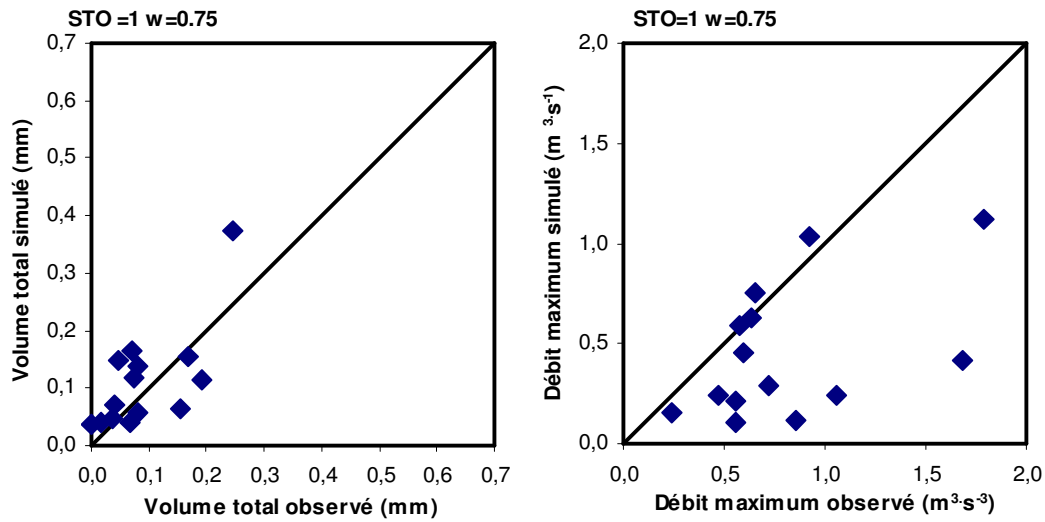


**Figure C-VII.a :** Comparaison des pics et des débits observés et simulés en S avec  $w_{urb}$  variable et  $STO_{urb}$  égal à 0 ou 1 mm pour des crues dont le débit initial en V est supérieur à  $0.140 m^3 \cdot s^{-1}$ .

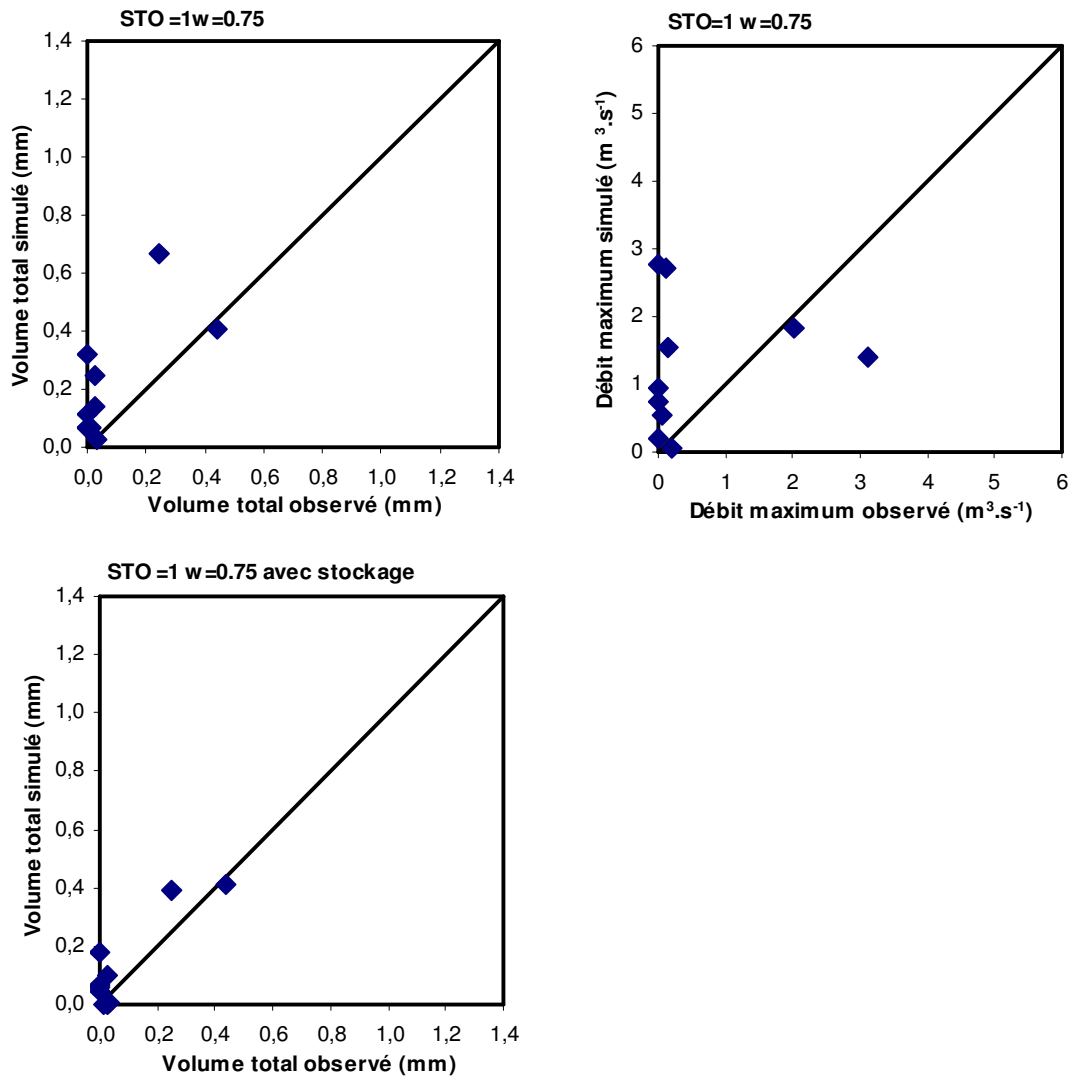


**Figure C-VII.b :** Comparaison des pics et des débits observés et simulés en  $S$  avec  $w_{urb}$  fixe et  $STO_{urb}$  variable pour des crues dont le débit initial en  $V$  est inférieur à  $0.140 m^3 \cdot s^{-1}$ .

Les graphiques des figures C-VII.c et C-VII.d présentent respectivement les résultats de l'application des paramètres calibrés et validés en  $S$ , à l'exutoire, respectivement pour des crues à débit de base supérieur à  $0,140 m^3 \cdot s^{-1}$ , et des crues à débit de base inférieur à  $0,140 m^3 \cdot s^{-1}$ .



**Figure C-VII.c :** Comparaison des pics et des débits observés et simulés avec un couple  $STO_{urb.}$   $w_{urb.}$  variable en  $V$  sur la période 2002-2005 pour des événements dont le débit initial en  $V$  est supérieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .



**Figure C-VII.d :** Comparaison des pics et des débits observés et simulés en  $V$  avec un couple  $STO_{urb.} = 1$  et  $w_{urb.} = 0.75$  pour la période 2002-2005 pour des événements dont le débit initial en  $V$  est inférieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

## C-VIII. Modélisation des CRRU

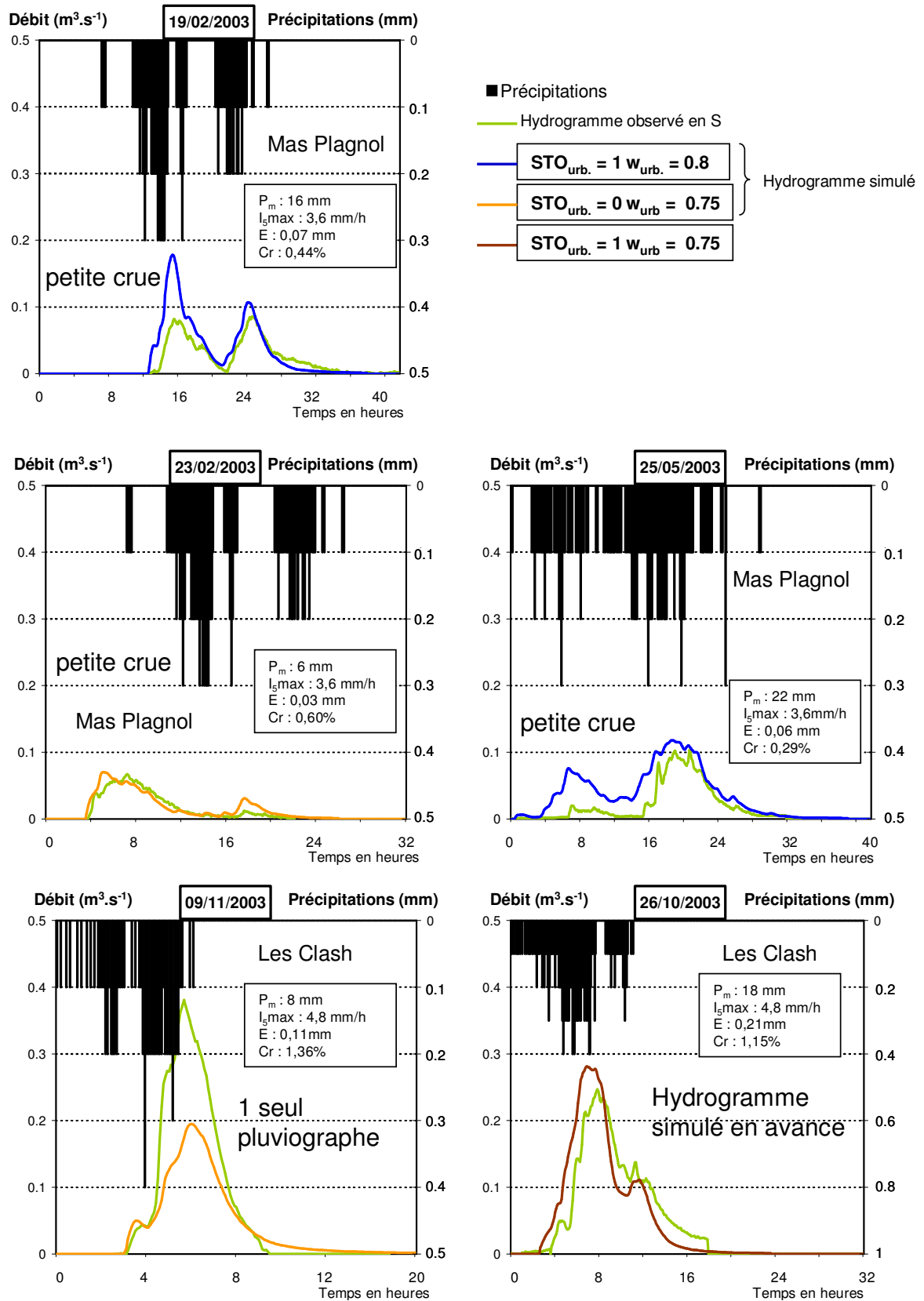


Figure C-VIII.a : Modélisation, à la station S : CRRU sur un débit de base supérieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

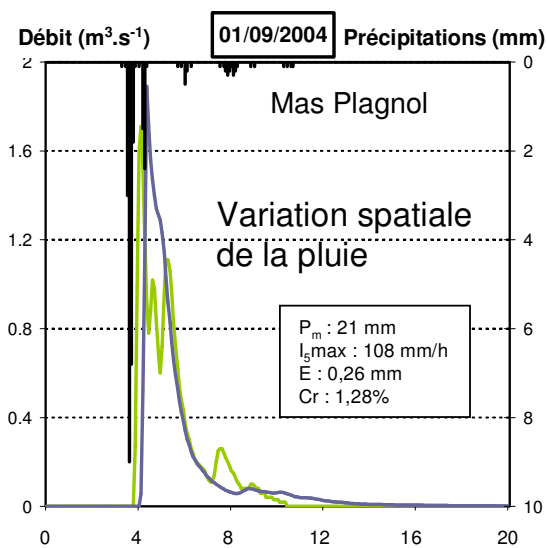
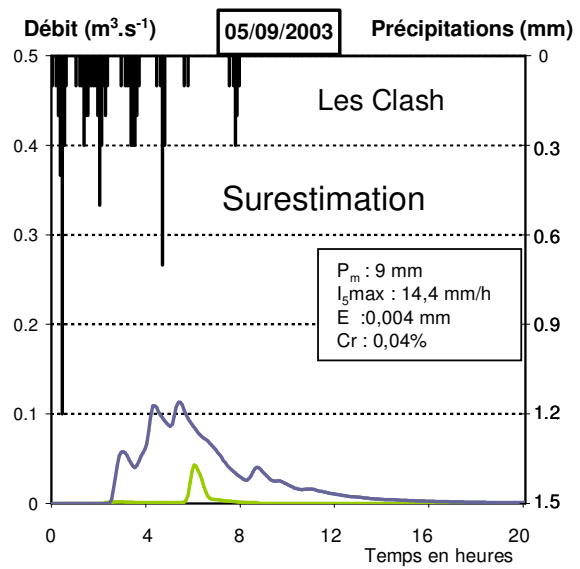
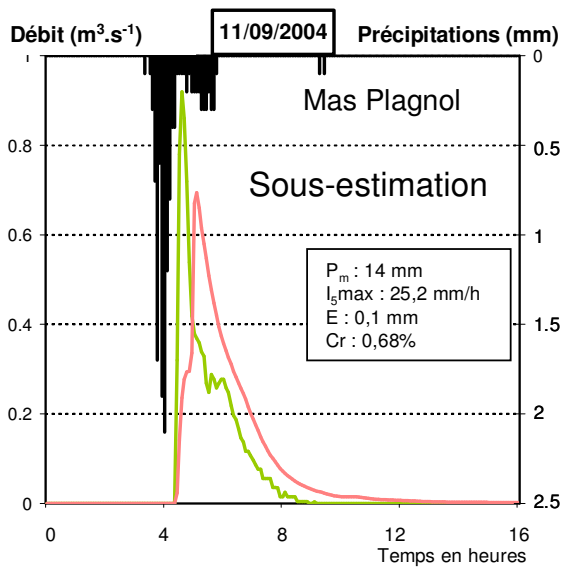
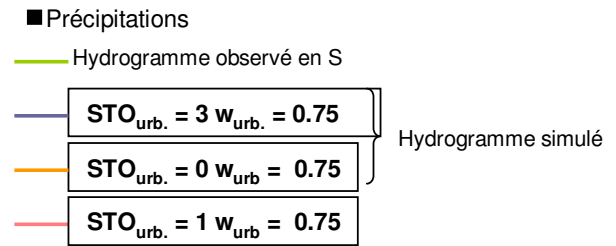
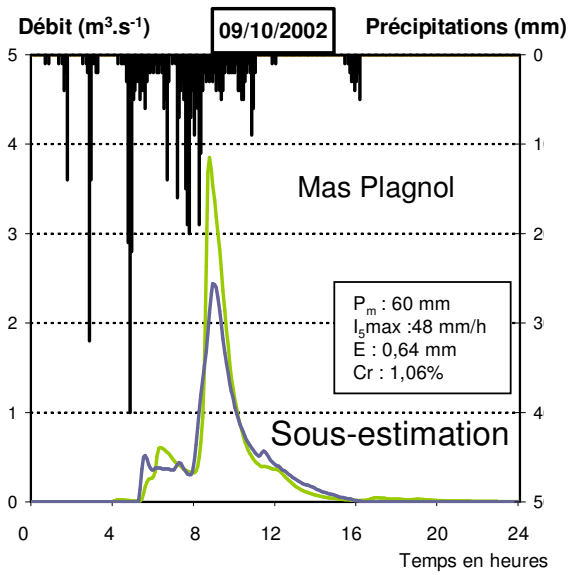
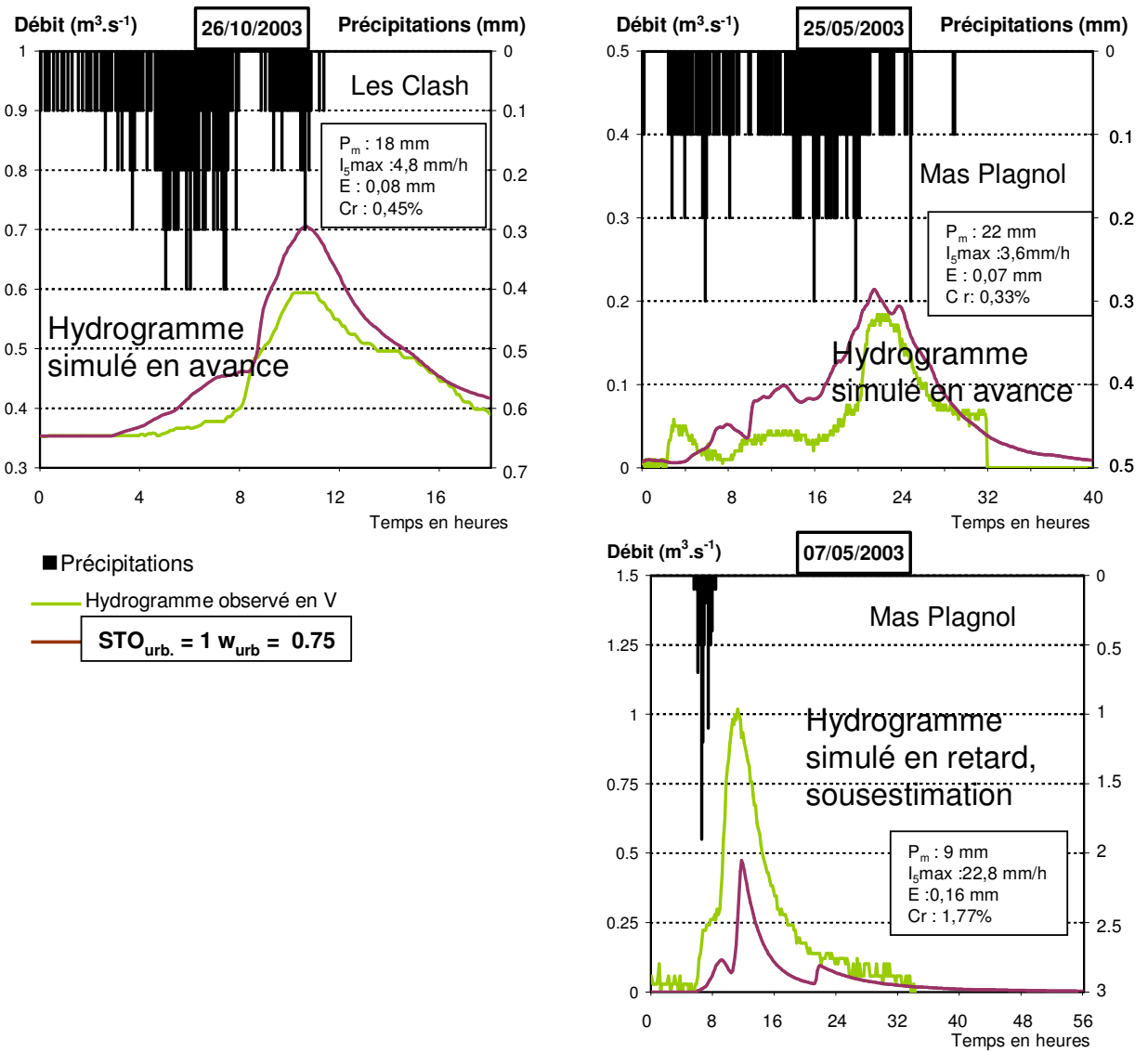


Figure C-VIII.b : Modélisation, à la station S : CRRU sur un débit de base inférieur à  $0.140 m^3.s^{-1}$ .



**Figure C-VIII.c :** Modélisation, à la station V (exutoire) : CRRU sur un débit de base supérieur à  $0.140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

## D. Annexes du chapitre 4.

### D-I. Données disponibles

Le tableau D-I.a rappelle les conditions hydrologiques des 8 années échantillonnées lors du suivi régulier. P : précipitations moyennes annuelles ; ETP : évapotranspiration Monteith de la station Montpellier-Fréjorgues ; E : écoulement moyen annuel.

Dans le tableau D-I.b sont présentées les conditions hydrologiques précédant les campagnes spatiales : la pluie cumulée depuis le début de l'année hydrologique (P), et sur cette période, l'intensité maximale journalière ( $I_{max}$ ), la durée de temps sec, le débit moyen à l'exutoire ( $Q_{moyen}$ ), les débits maximum en K, S, et V ( $Q_m$ ).

**Tableau D-I.a :** Conditions hydrologiques des campagnes régulières.

Date	1993-94	1994-95	1995-96	1998-99	1999-00	2002-03	2003-04	2004-05	moyenne	C.V.
nombre de mesures	25	23	18	14	16	22	27	32		
P (mm)		685	806	517	712	886	807	448	668	18%
ETP (mm)		1386	1268	1324	1281	1353	1320	1386	1336	2%
E (mm)		457	713	46	251	629	736	52	313	76%
durée de l'étiage (j)		213	150	323	169	108	63	263	183	39%

**Tableau D-I.b :** Conditions hydrologiques précédant les campagnes spatiales

Date	Mode hydrologique	P (mm)	$I_{max}$	Temps sec (j)	$Q_{moyen}$ en V ( $m^3.s^{-1}$ )	$Q_m$ en V ( $m^3.s^{-1}$ )	$Q_m$ en S ( $m^3.s^{-1}$ )	$Q_m$ en K ( $m^3.s^{-1}$ )
03/02/2003	hautes eaux	559	113	89	2	21	9	7
04/03/2003	hautes eaux	676	113	100	2	21	9	7
10/06/2003	tarissement	817	113	156	2	21	9	7
08/09/2003	reprise d'écoulement	4	3	4	0	0	0	0
20/10/2003	reprise d'écoulement	112	87	25	1	7	6	7
19/01/2004	hautes eaux	555	96	70	3	15	8	9
02/03/2004	hautes eaux	602	96	96	2	15	8	9
07/06/2004	tarissement	819	96	154	2	15	8	9
06/07/2004	tarissement	822	96	176	2	15	8	9
31/08/2004	étiage	859	96	218	2	15	8	9
02/11/2004	reprise d'écoulement	227	80	17	0	5	2	0
17/01/2005	reprise d'écoulement	274	80	56	0	5	2	1

Les tableaux D-I.c et D-I.d récapitulent le nombre de crues échantillonnées en chaque station sur la Vène depuis 1994. MES : matière en suspensions, MEV :  $P_t$  : phosphore total ;  $P_{tb}$  : phosphore total brut ;  $P_{tf}$  : phosphore total filtré ; PP : phosphore particulaire ;  $PO_4$  : orthophosphates ;  $NO_3^-$  : nitrates ;  $NO_2^-$  : nitrites ;  $NH_4^+$  : ammonium ; Ntk : azote Kjeldahl ; NOD : azote organique dissous ; NOP : azote organique particulaire ; NID : azote inorganique dissous



**Tableau D-I.c : Echantillonnage des crues de 1994 à 1999.**

Station	Date crue	Nombre d'échantillons	Analyses
V	22-28/09/1994	39	MES-P <sub>i</sub> -PP-PO <sub>4</sub> -NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> - NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -Ntk brut et filtré
	19/10-2/11/1994	10	P <sub>i</sub> -PP-PO <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> - NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -Ntk brut et filtré
	24-26/04/1995	6	
	23/04-07/05/1996	11	
	04-06/05/1999	18	PO4-POD-PP-P <sub>i</sub> -NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -NOP-NOD-NID
	06-08/09/1999	17	
	18-25/10/1999	10	
	12-18/11/1999	29	

**Tableau D-I.d : Echantillonnage des crues de 2002 à 2005.**

Station	Date crue	Nombre d'échantillons	Analyses
K	09-11/10/2002	31	MES-PO <sub>4</sub> -P <sub>i</sub> -Ntk- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	24-27/11/2002	12	
	22/09/2003	13	MES-MEV-PO <sub>4</sub> -P <sub>i</sub> -Ntk- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	12/09/2004	10	MES-MEV-PO <sub>4</sub> -P <sub>tf</sub> -P <sub>tb</sub> - Ntk- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	14/09/2004	13	
	06/02/2005	13	
S	09/10/02 au 11/10/02	14	MES-MEV-PO <sub>4</sub> -P <sub>i</sub> -Ntk-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	22-24/09/2003	18	MES-MEV-PO <sub>4</sub> -P <sub>tb</sub> -P <sub>tf</sub> -Ntk-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	01/10/2003	13	
	12/11/03 09:20 à 14:50	11	
	16-18 /11/2003	2 Ech moy + 1 Ech inst	
	02/09/2004	9	
	12/09/2004	13	
	13/09/2004	15	
	06/02/2005	13	
	06/09/2005	14	
V	24-27/11/2002	16	MES-PO <sub>4</sub> -P <sub>i</sub> -Ntk-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	08/09/2003	9	MES-MEV-PO <sub>4</sub> -P <sub>tb</sub> -P <sub>tf</sub> -NTK- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	22/09/2003	9	
	01/10/2003	6 Ech + 3 Ech moy	
	12/11/2003	11	
	16-18/11/2003	4 Ech moy + 2 Ech inst.	
	13/09/2004	17	
	06/09/2005	31	

## D-II. Méthodes d'évaluation des flux annuels exportés à l'exutoire.

Méthodes issues du travail de Carrillo (2006) :

### *Méthode 3*

$$\text{Flux3} = K' \cdot \sum_{j=1}^{365} C_j^{\text{cte}} \cdot Q_j$$

La méthode 3 est basée sur l'hypothèse que la concentration en polluant est constante entre 2 échantillons. On effectue une interpolation des concentrations au plus proche entre des dates de données de débit. Le flux annuel est estimé en sommant les flux journaliers.

### *Méthode 6*

$$\text{Flux6} = K' \cdot \sum_{j=1}^{365} C_j^{\text{lin}} \cdot Q_j$$

La méthode 6 est basée sur l'hypothèse que la concentration en polluant évolue linéairement entre 2 échantillons. Le flux journalier est estimé à partir de valeurs interpolées de la concentration. Le flux annuel est estimé en sommant les flux journaliers.

## D-III. Dynamique des MES et des nutriments en crue.

### D-III.1 Crues rapides de reprise d'écoulement

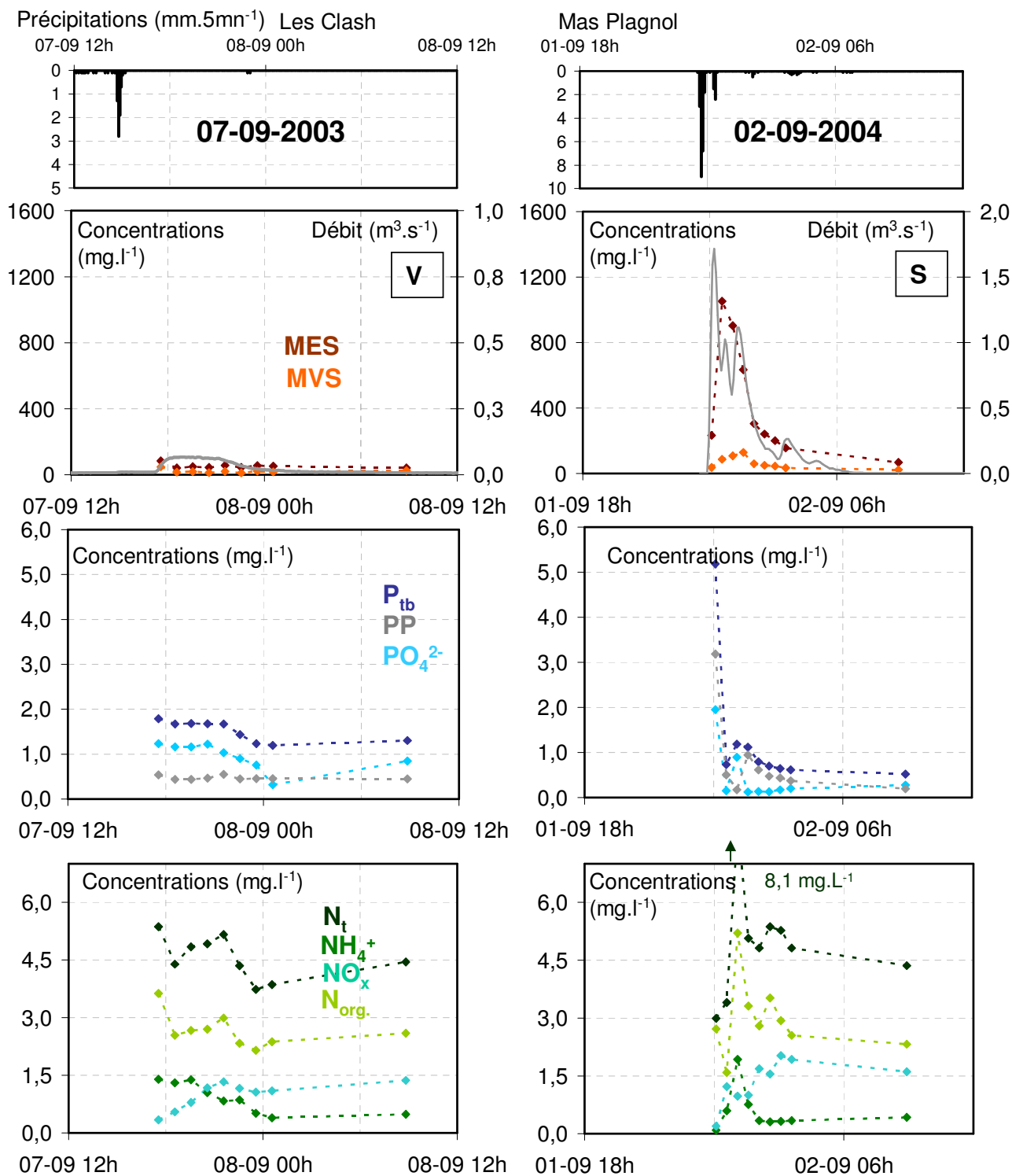


Figure D-III.a : Dynamique des éléments au cours des CRRU du 07-09-03 et du 02-09-04.

Précipitations (mm.5mn<sup>-1</sup>) Les Clash **12-09-2004**

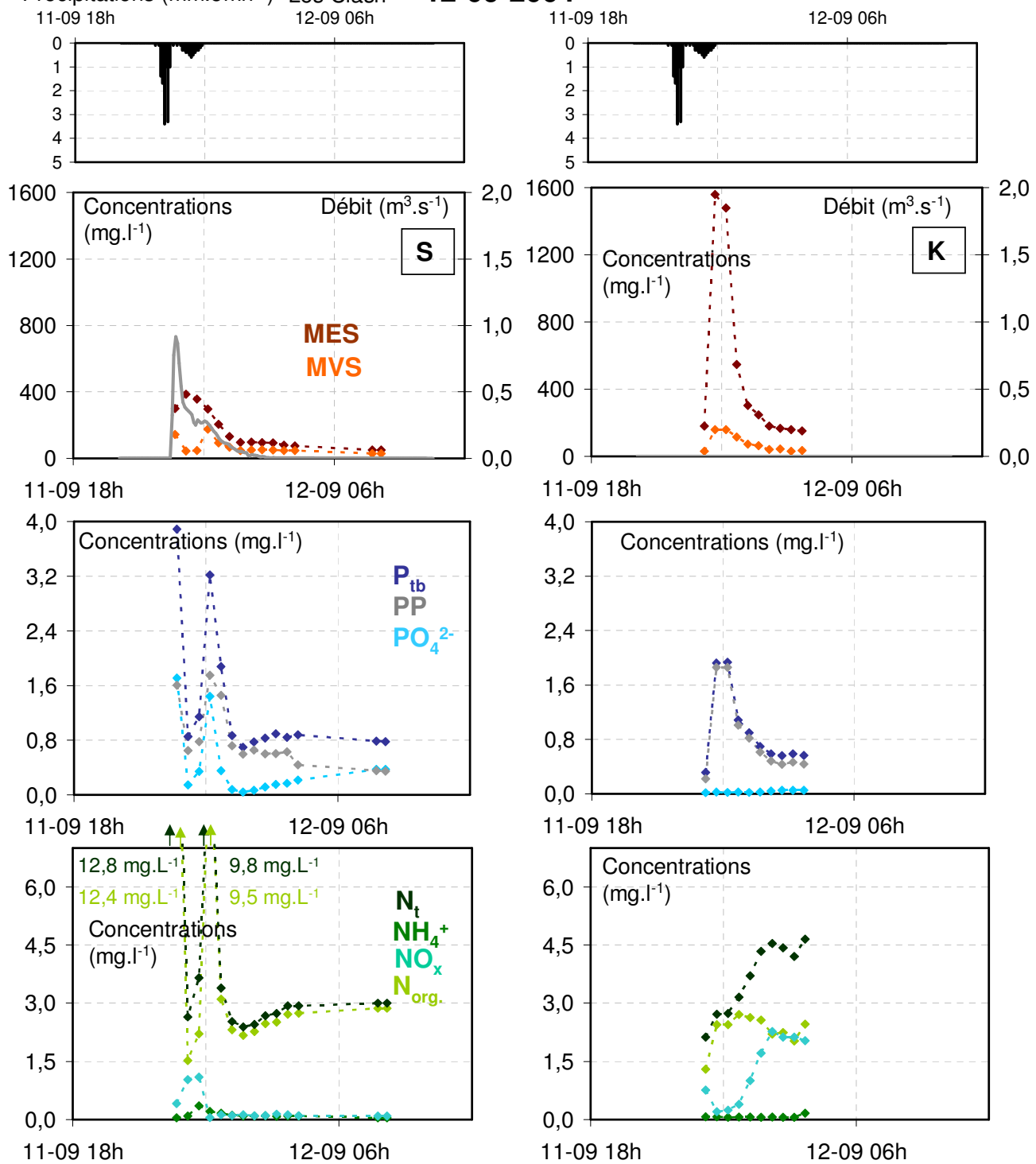
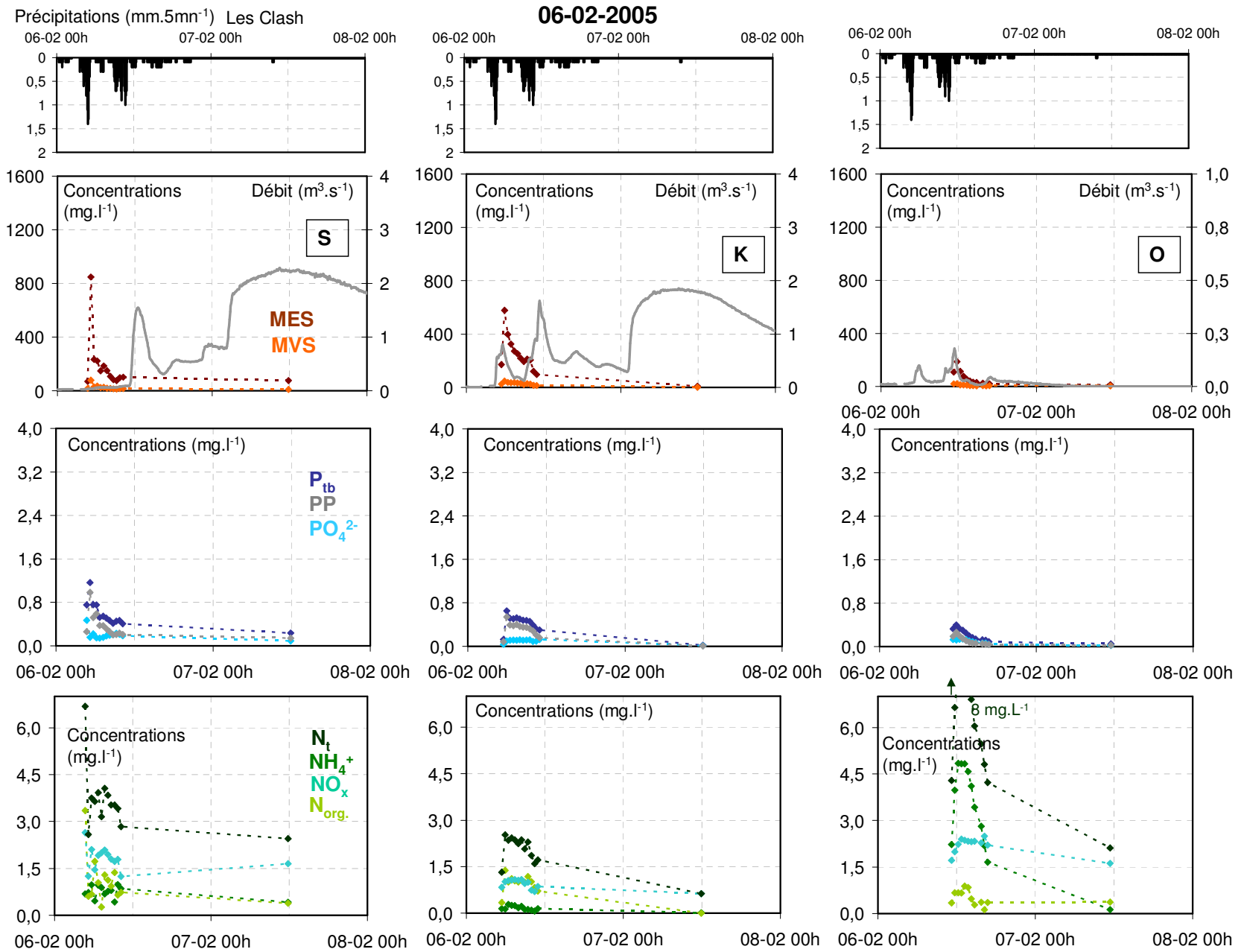


Figure D-III.b : Dynamique des éléments au cours de la CRRU du 12-09-04.

Figure D-III.c : Dynamique des éléments au cours de la CRRU du 06-02-05.



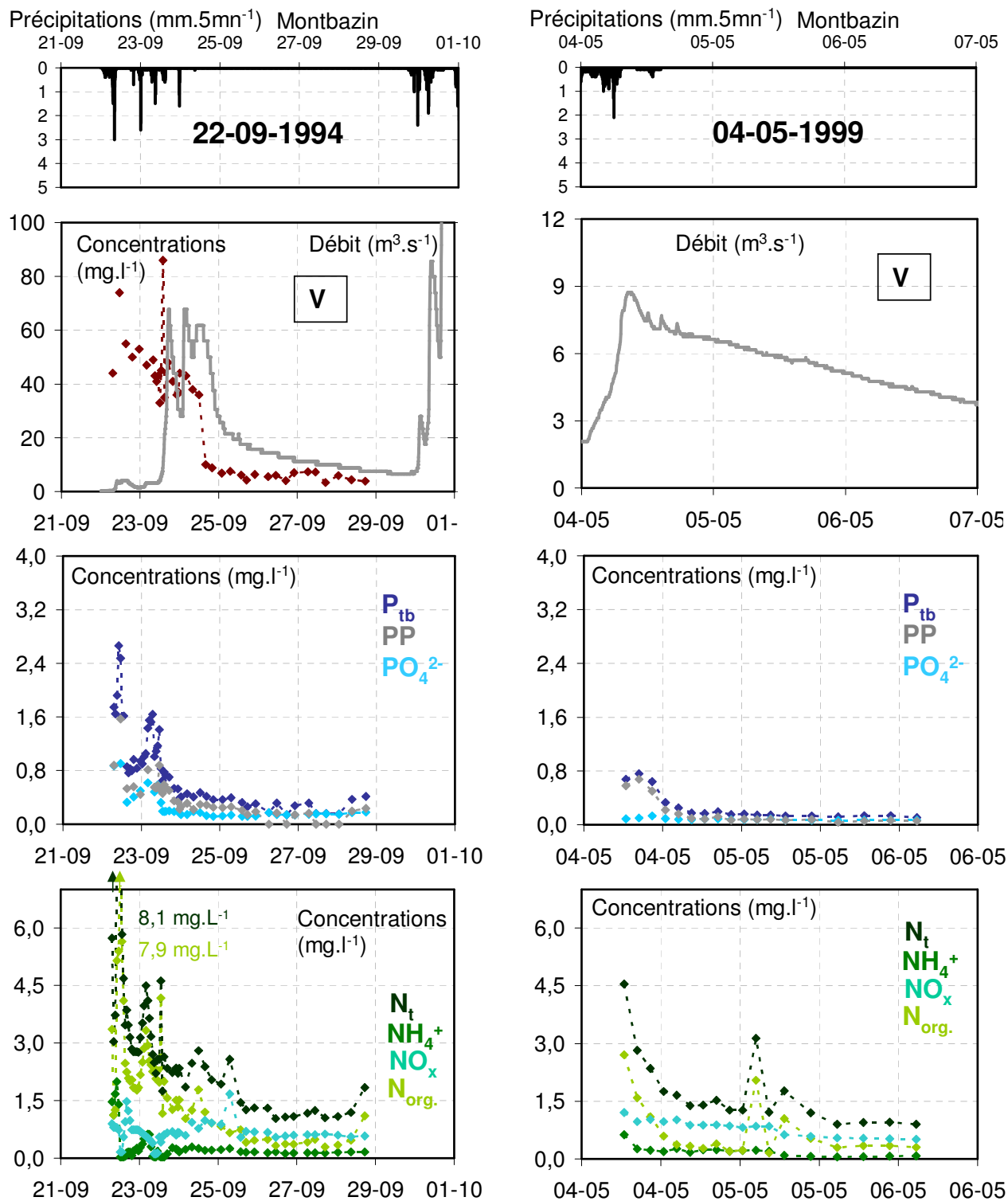
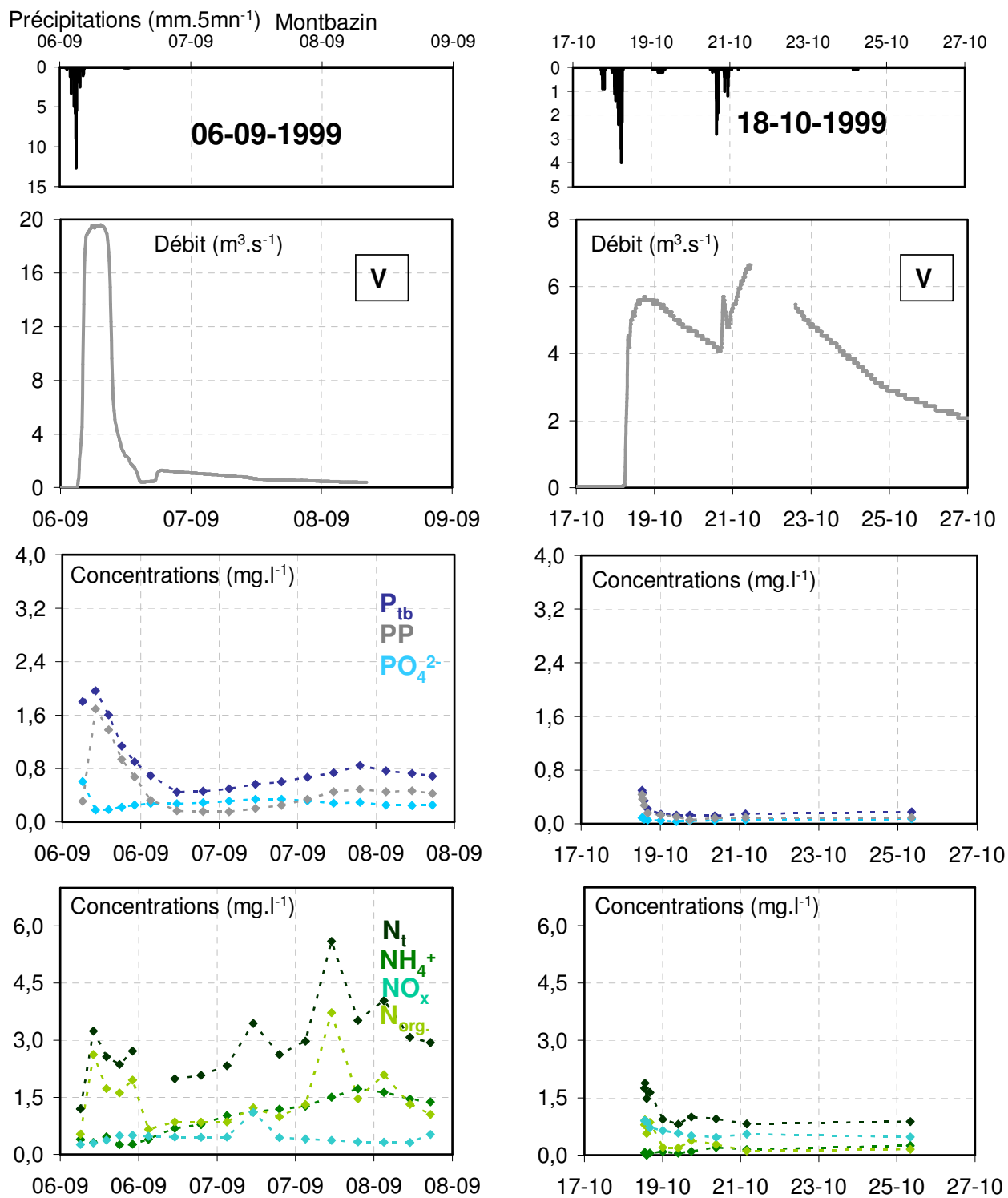


Figure D-III.d : Dynamique des éléments au cours des CRK du 22-09-94 et du 04-05-99.



**Figure D-III.e :** Dynamique des éléments au cours de la CRM du 06-09-99 et de la CRK du 18-10-99.

Précipitations (mm.5mn<sup>-1</sup>) Mas Plagnol **09-10-2002**

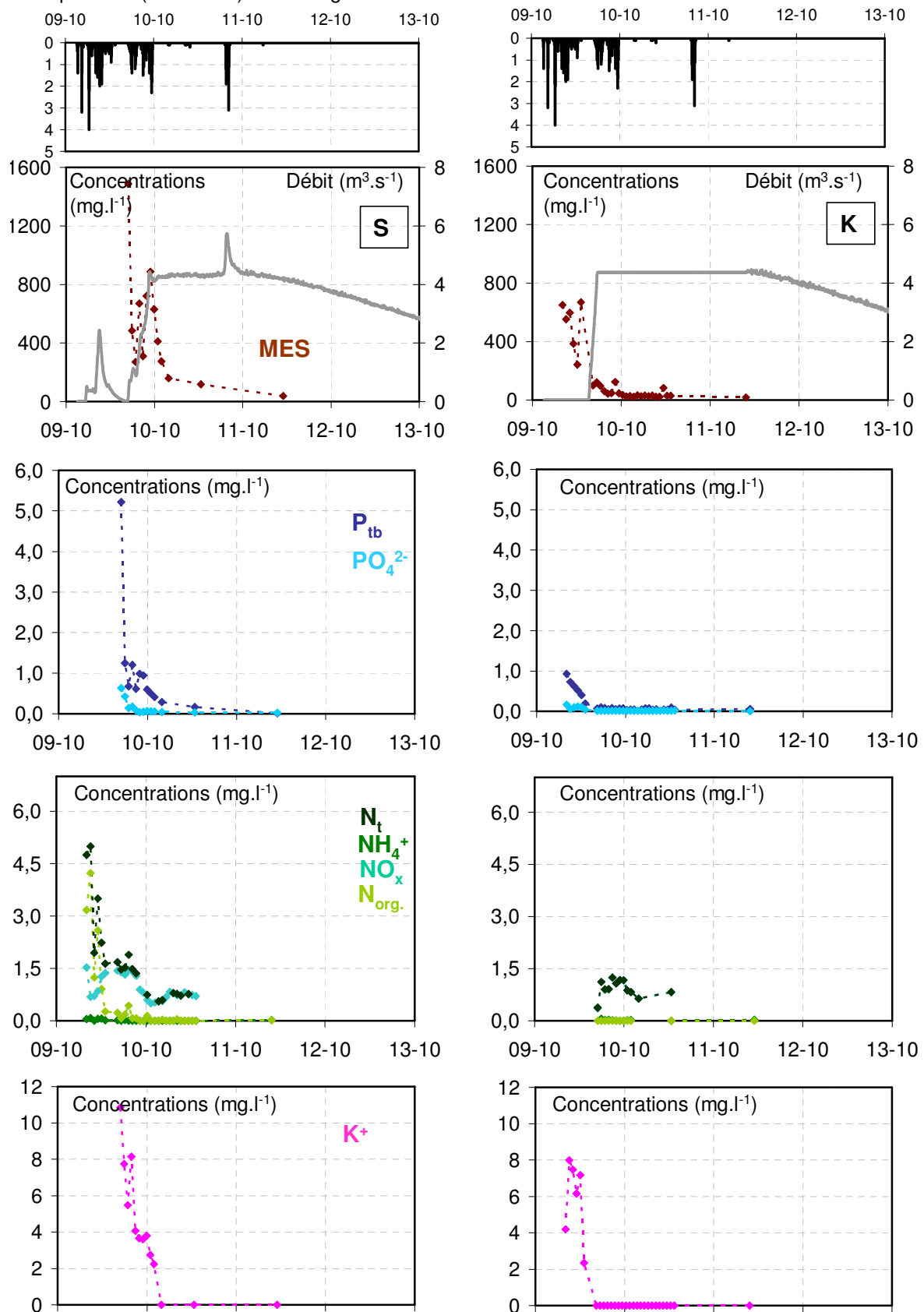


Figure D-III.f : Dynamique des éléments au cours de la CRK du 09-10-02.



Précipitations (mm.5mn<sup>-1</sup>) Mas Plagnol

24-11-2002

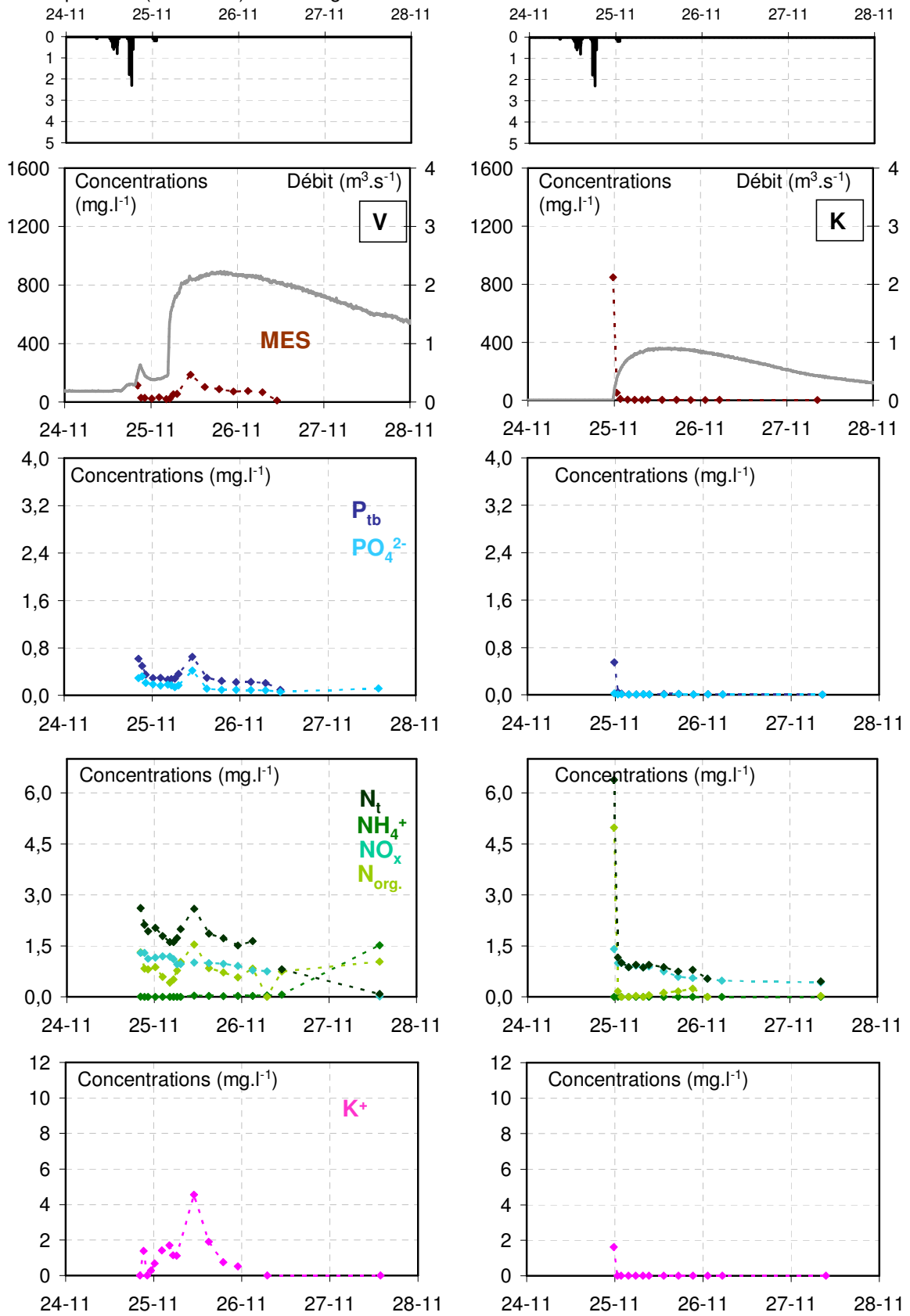
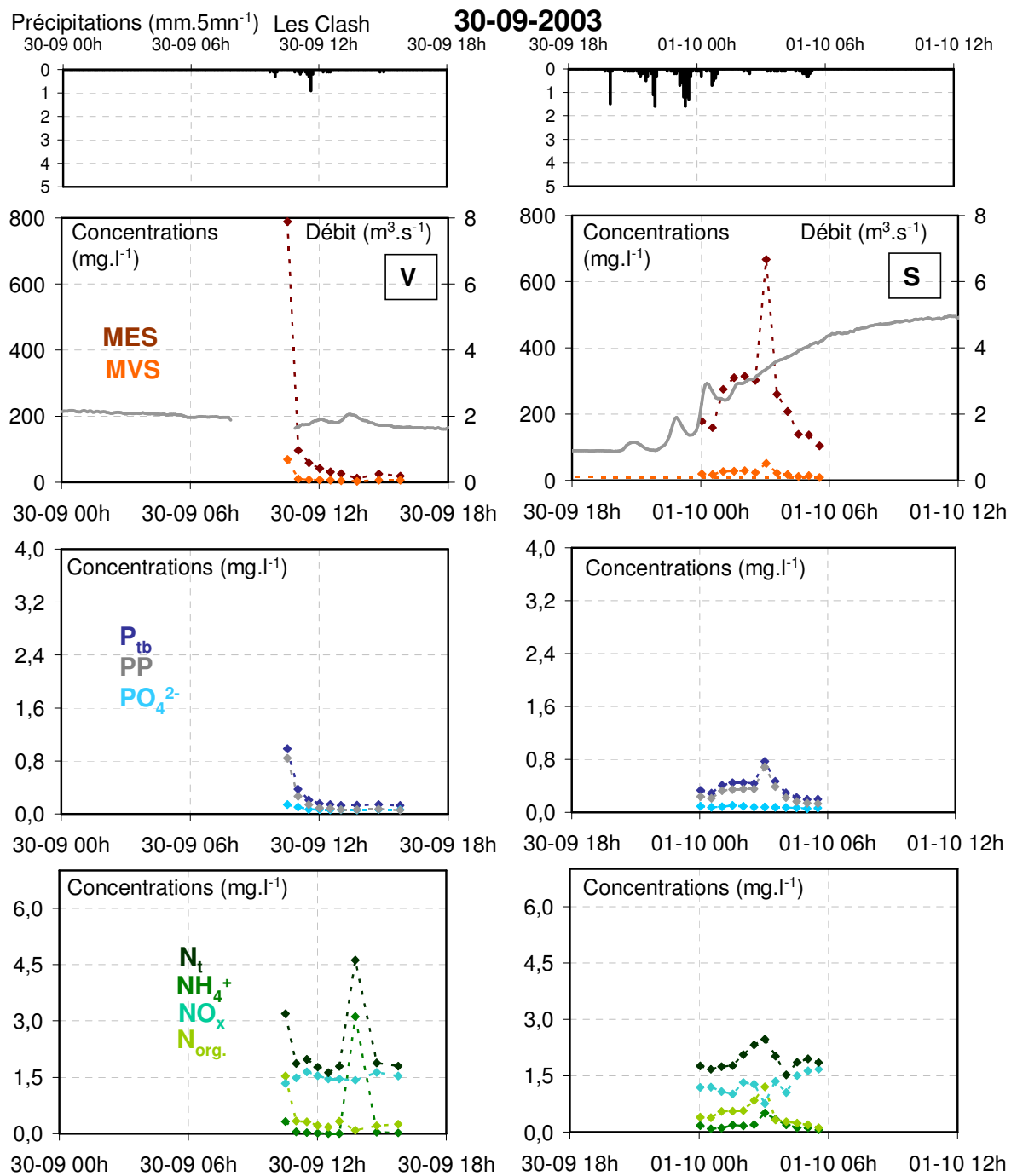


Figure D-III.g : Dynamique des éléments au cours de la CRK du 24-11-02.

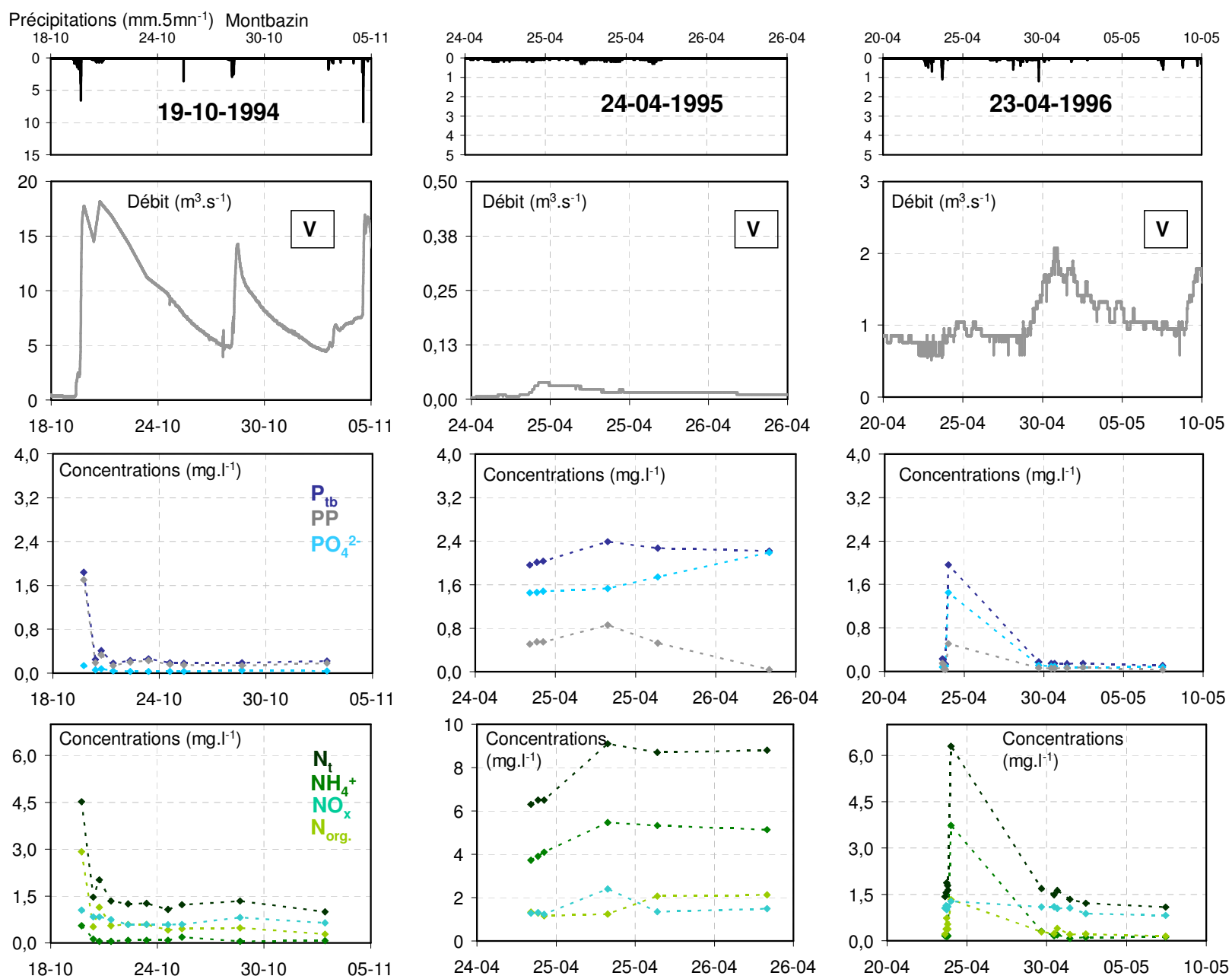
## D-III.2 Crues de hautes eaux



**Figure D-III.h :** *Dynamique des éléments au cours de crues de ruissellement de hautes eaux du 30-09-03.*



**Figure D-III.1 :** Dynamique des éléments au cours de la CHK du 19-10-94, et des crues de ruissellement de hautes eaux du 24-04-95, et du 23-04-96.



## D-IV. Evolution des concentrations en MES et nutriments au cours des différentes années hydrologiques

Les figures D-IV.a à D-IV.g représentent l'évolution des débits et des concentrations en MES, azote, et phosphore en 2004-2005, 2003-2004, 2002-2003, 1999-2000, 1998-1999, 1995-1996, 1994-1995. Pour les années 1998-1999 et 1999-2000, nous n'avons pas de suivi des concentrations en MES.

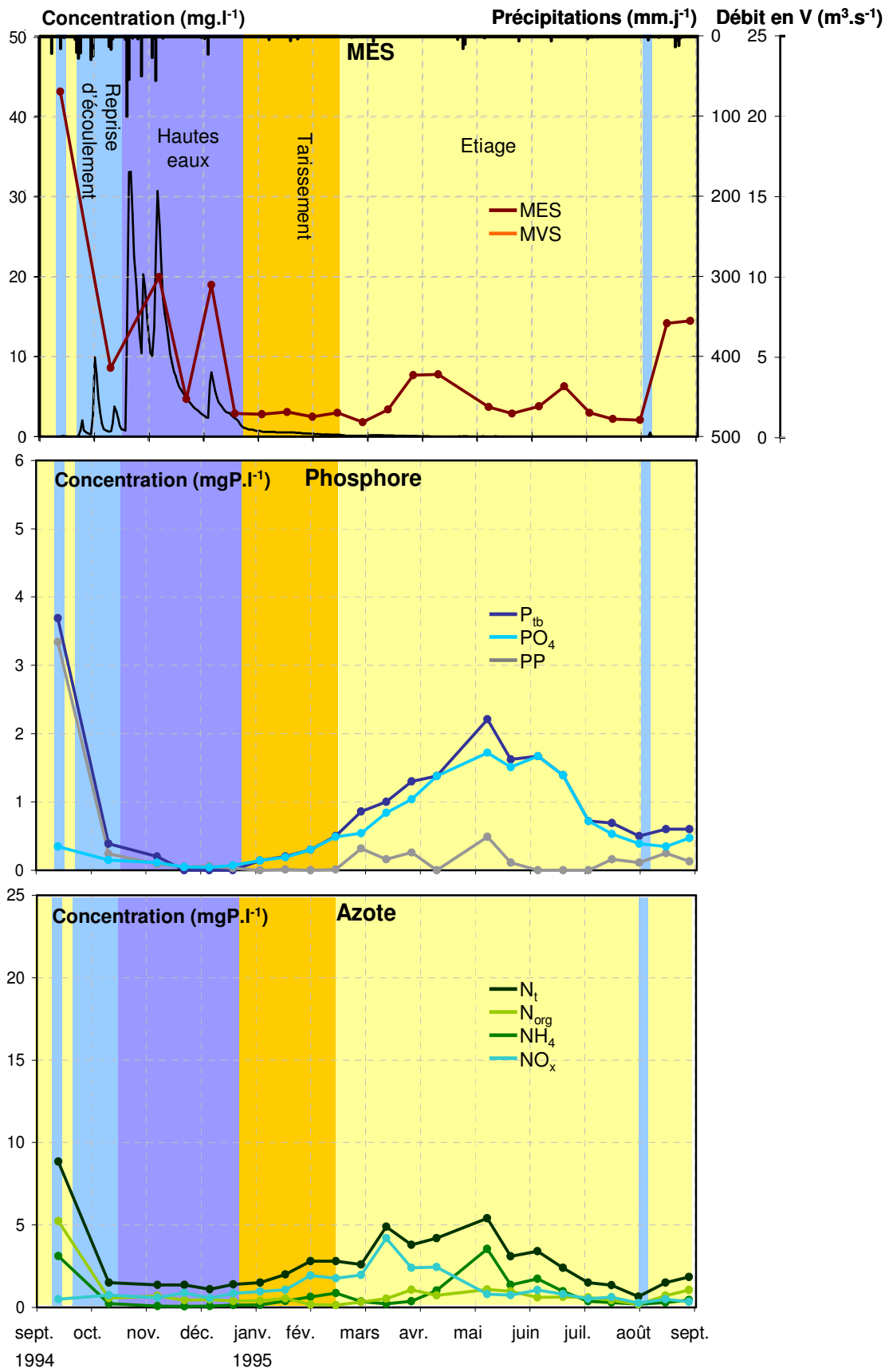


Figure D-IV.a : Evolutions des débits et des concentrations en 1994-1995.

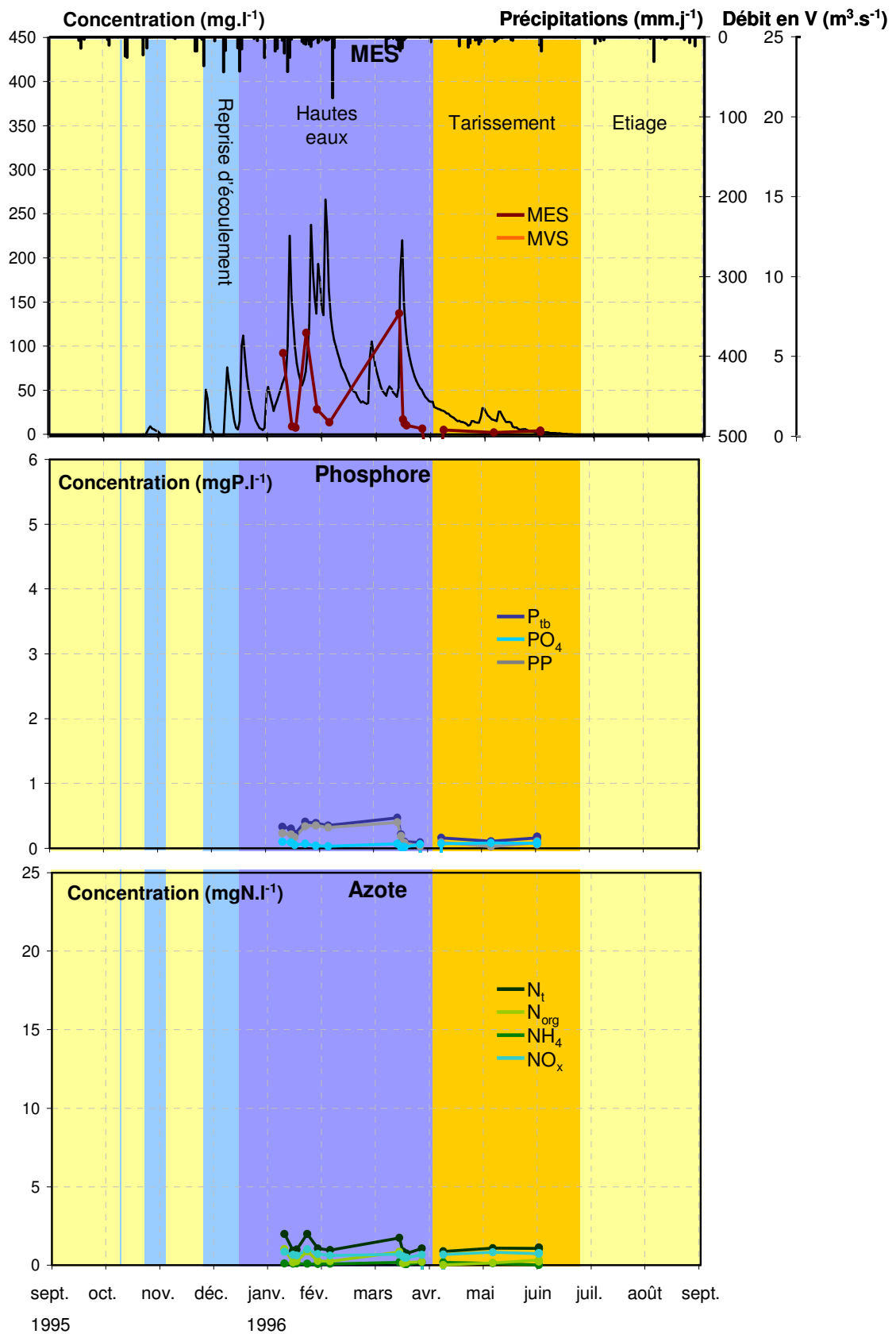


Figure D-IV.b : Evolutions des débits et des concentrations en 1995-1996.

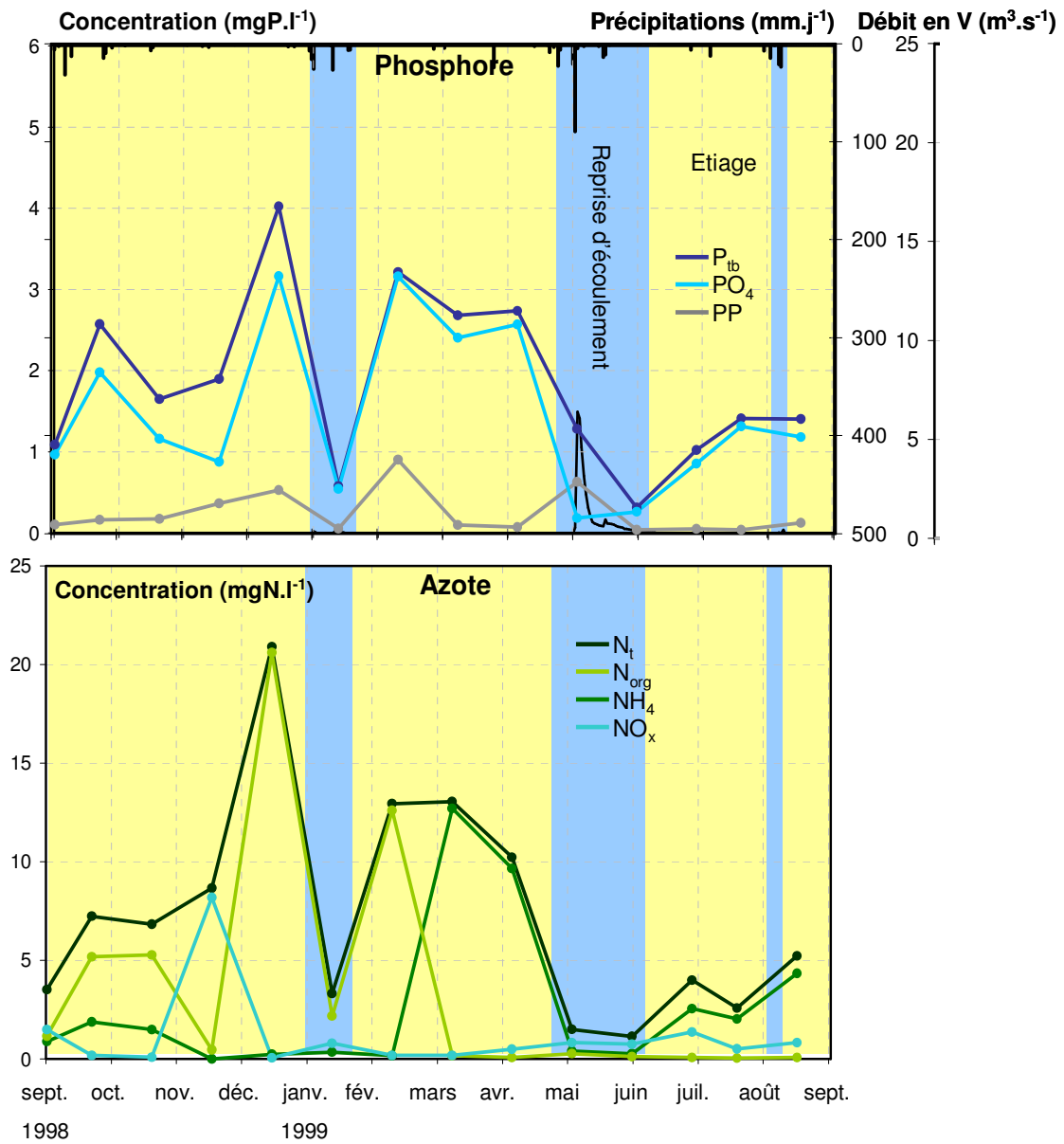


Figure D-IV.c : Evolutions des débits et des concentrations en 1998-1999.



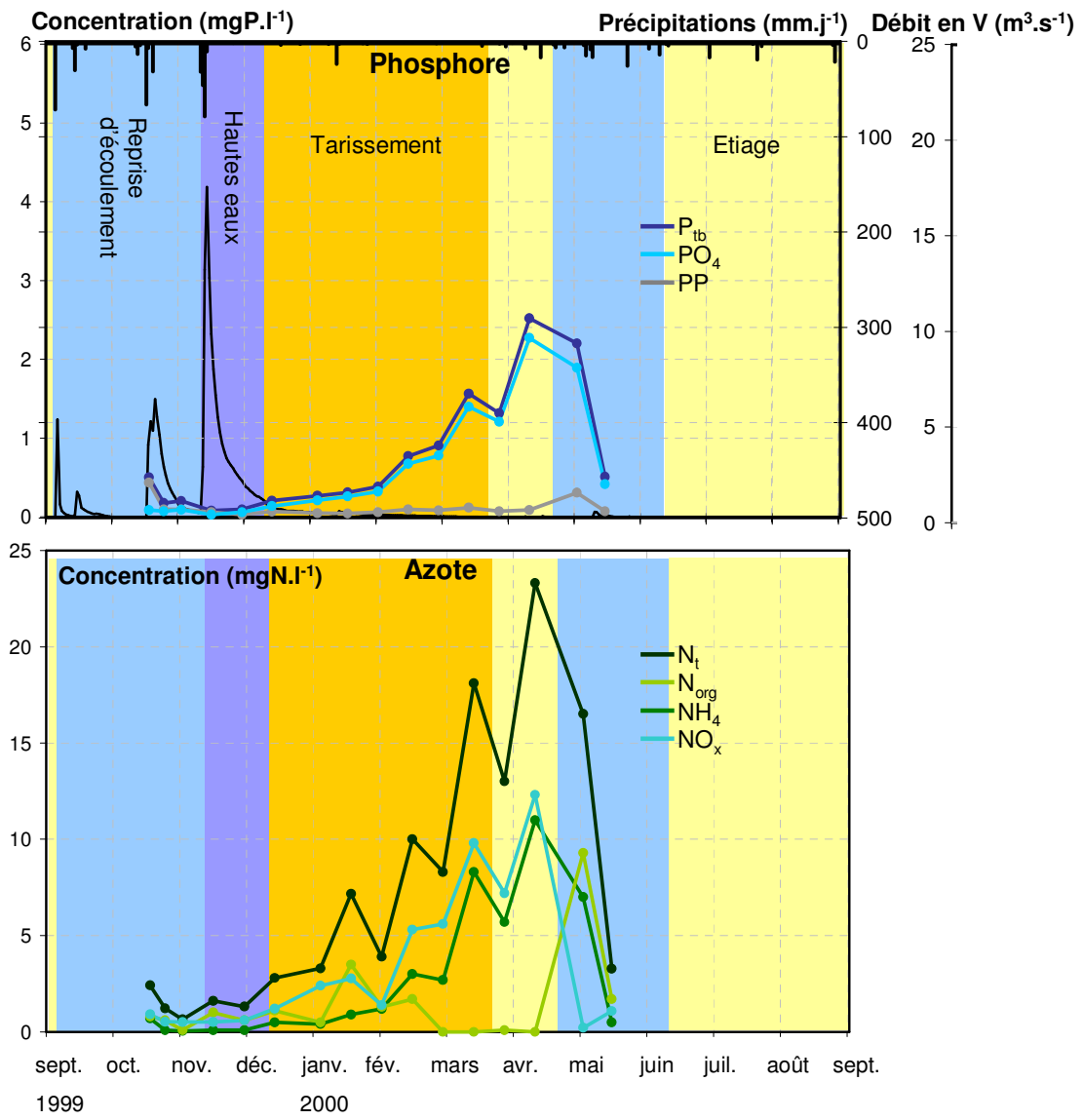


Figure D-IV.d : Evolutions des débits et des concentrations en 1999-2000.

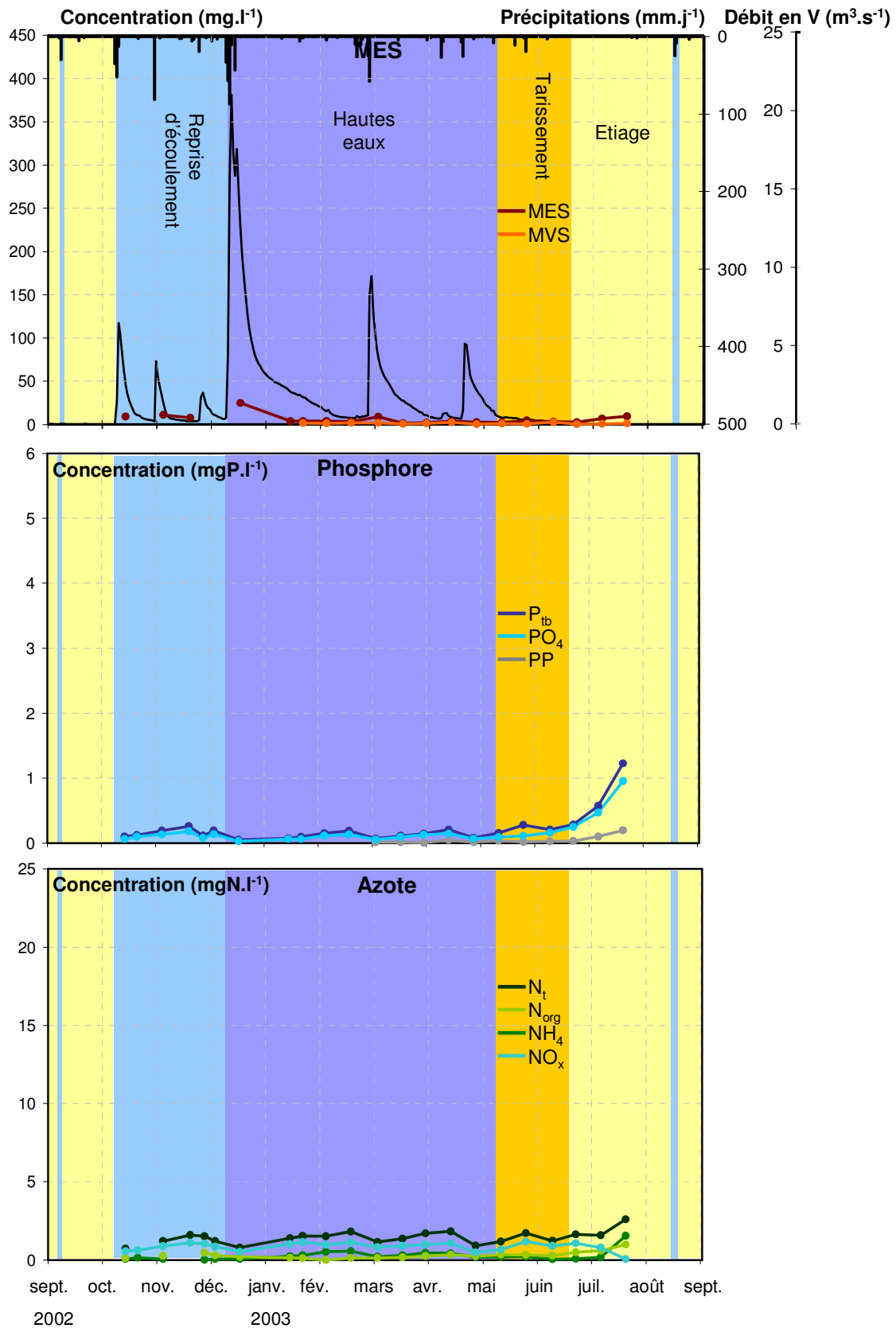


Figure D-IV.e : Evolutions des débits et des concentrations en 2002-2003.

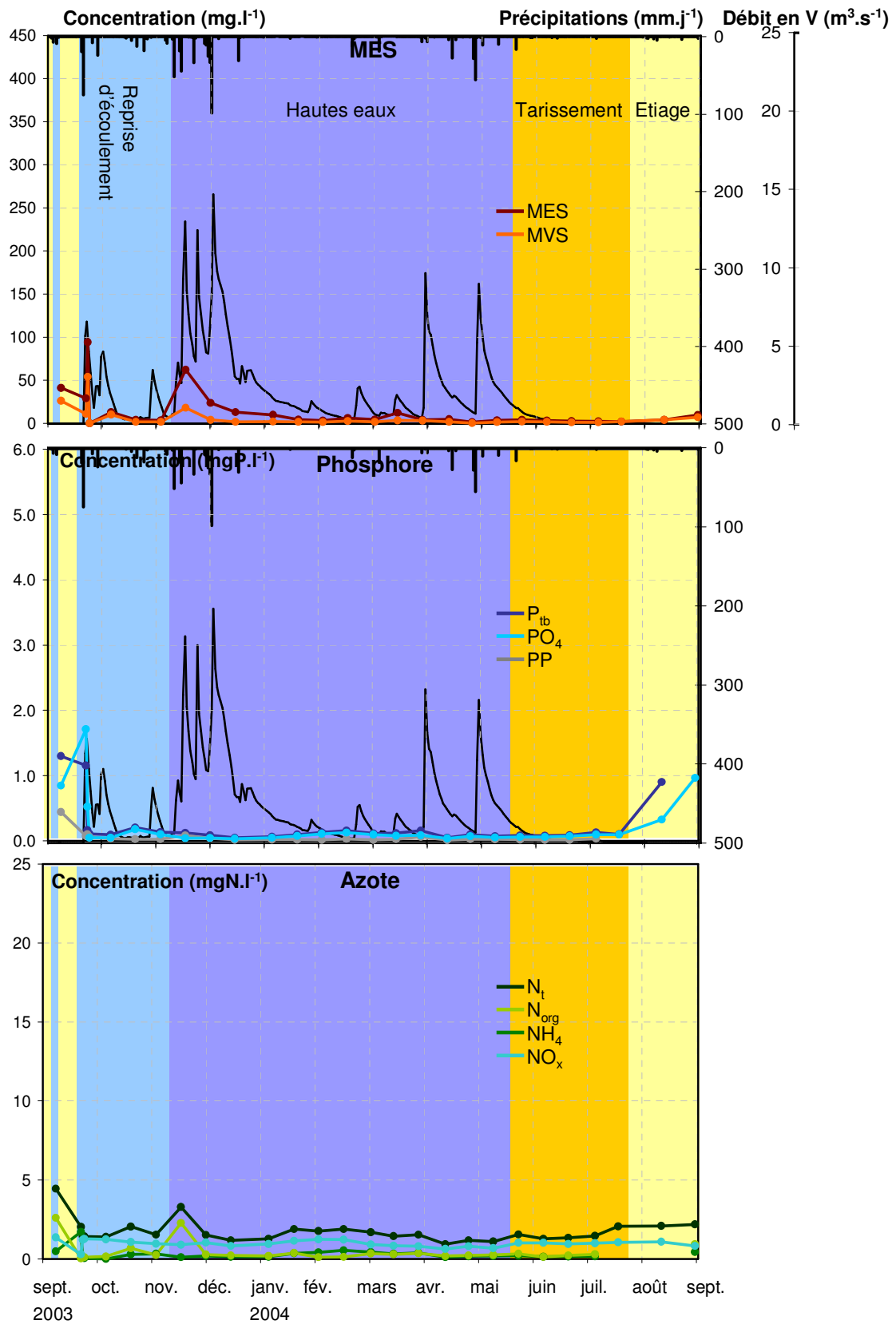


Figure D-IV.f : Evolutions des débits et des concentrations en 2003-2004.

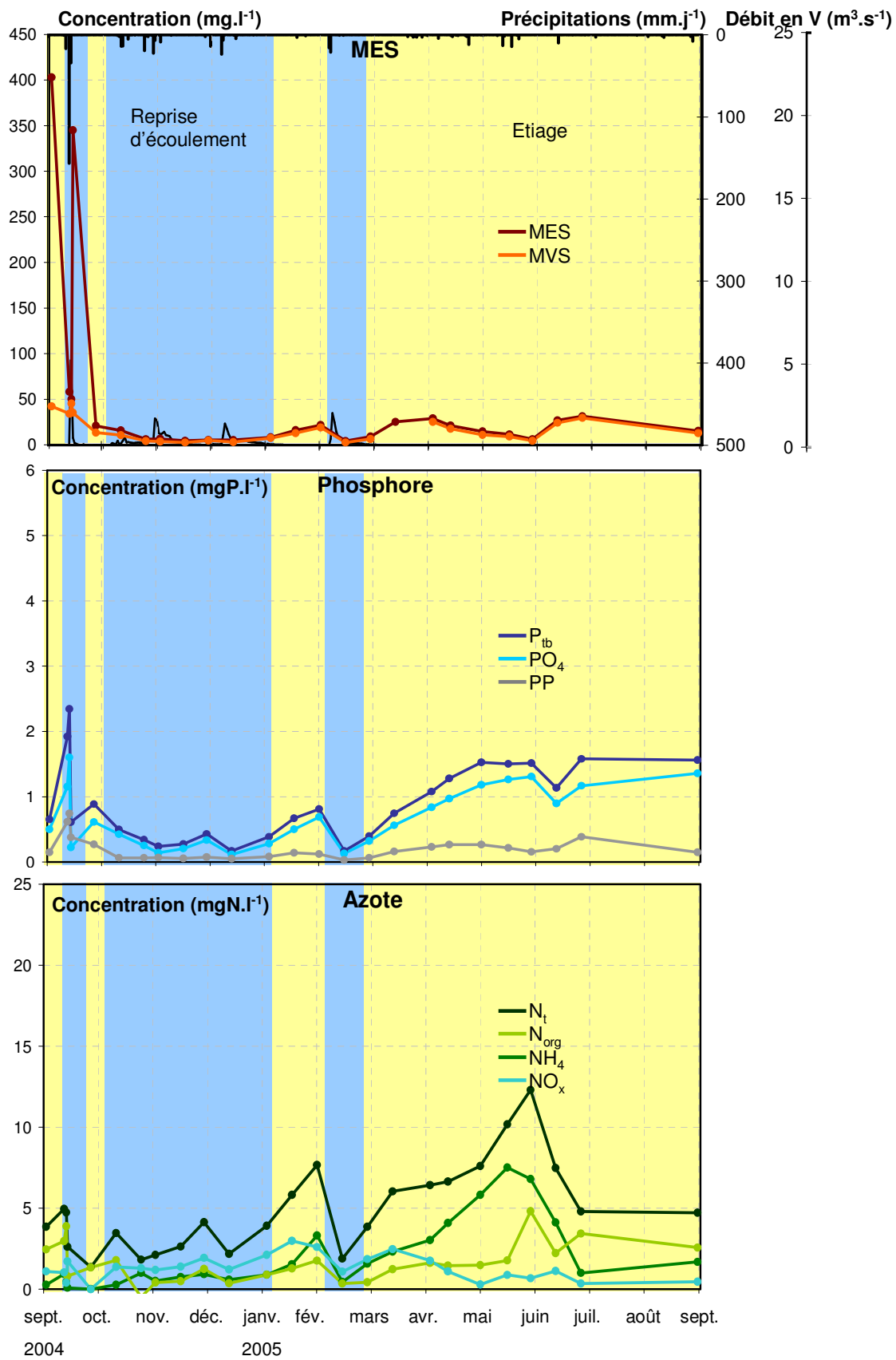


Figure D-IV.g : Evolutions des débits et des concentrations en 2004-2005.

D-V. Tableau récapitulatif des caractéristiques de l'écoulement et des flux de nutriments

Régime d'écoulement	Critère	Composantes de l'écoulement	Régime d'exportation des nutriments	Origines		Pertes	
				Phosphore	Azote	Phosphore	Azote
Tarissement	Arrêt de la source de Cournonsec	Sols : écoulement hypodermique (15% à 0%) <b>Sources karstiques (80-90%)</b> Rejets de STEP (5% à 10%)	Régime de pertes	"PP", PO <sub>4</sub> <b>Rejets de STEP</b>	N <sub>org</sub> , NH <sub>4</sub> <b>Rejets de STEP</b> NO <sub>3</sub> : Sources karstiques (tarissement) Lit de la rivière par nitrification.	PP : sédimentation PO <sub>4</sub> : Assimilation par les végétaux, Précipitation avec CaCO <sub>3</sub>	N <sub>org</sub> : sédimentation NH <sub>4</sub> : Assimilation par les végétaux, Adsorption NO <sub>3</sub> : Assimilation par les végétaux, Dénitrification
Etiage	≤ 0,06m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> en V ≤ 0,01m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> en S	<b>Rejets de STEP</b>					
Reprise d'écoulement	Entre les crues	Sols : écoulement hypodermique <b>Sources karstiques</b>	Crues rapides	"PP" : <b>Remobilisation du lit de la rivière,</b> Ruissellement sur les sols PO <sub>4</sub> : Relargage à partir des trous d'eau	N <sub>org</sub> : <b>Remobilisation du lit de la rivière,</b> Sols : ruissellement NH <sub>4</sub> : Précipitations, Sols : ruissellement NO <sub>3</sub> : <b>Précipitations, Sources karstiques,</b> Sols : écoulement hypodermique		
	CRRU	<b>Zones urbaines : ruissellement</b>					
	CRM	Apparition des premières crues après l'étiage. <b>Zones urbaines (80%) et sols, (20%) : ruissellement</b>					
	CRK	Le tarissement des sources karstiques est rapide (α=0.480) <b>Zones urbaines et sols : ruissellement, (2%)</b> Sols : écoulement hypodermique (3 à 10%) <b>Sources karstiques (&gt;90%)</b>					

Régime d'écoulement	Critère	Composantes de l'écoulement	Régime d'exportation des nutriments	Origines		Pertes		
				Phosphore	Azote	Phosphore	Azote	
Hautes eaux	Entre les crues	Crues de plus de 10 jours, avec mise en charge du karst.	Sols : écoulement hypodermique (10 à 17%) <b>Sources karstiques (80-90%) :</b> Cournonsec (20 à 25%), <b>Issanka (55 à 70%)</b>	Hautes eaux	"PP" : Rejets de STEP, Bassin versant <b>PO<sub>4</sub></b> : Rejets de STEP	<b>N<sub>org</sub></b> : Rejets des STEP, Bassin versant <b>NH<sub>4</sub></b> : Rejets des STEP  <b>NO<sub>3</sub></b> : <b>Sources karstiques,</b> Sols : écoulement hypodermique	<b>PO<sub>4</sub></b> : Assimilation par les végétaux, Précipitation avec CaCO <sub>3</sub>	<b>NH<sub>4</sub></b> : Assimilation par les végétaux, Adsorption
	CHK	Le tarissement des sources karstiques est plus lent ( $\alpha=0.140$ )	Zones urbaines et sols : ruissellement <b>Sols</b> : écoulement hypodermique (25%) <b>Sources karstiques (75%)</b>	CHK	"PP" : Ruissellement sur les sols Berges lit PO <sub>4</sub>	<b>N<sub>org</sub></b> : Ruissellement sur les sols lit <b>NH<sub>4</sub></b> : Ruissellement sur les sols. <b>NO<sub>3</sub></b> : <b>Sources karstiques,</b> <b>Sols :</b> écoulement hypodermique		

---

Titre

**Fonctionnement hydrologique et dynamique des nutriments d'une rivière intermittente méditerranéenne en étiage et en crues. Analyse spatiale et temporelle.**

---

Résumé

La thèse, inscrite dans le programme européen tempQsim, a pour objectif d'identifier des périodes critiques pour la qualité de l'eau - azote et phosphore, des rivières intermittentes. L'étude a été menée sur la Vène, tributaire de l'étang de Thau. Quatre composantes principales participent à l'écoulement: les zones urbaines, les zones agricoles, deux sources karstiques et les rejets de stations d'épurations (STEP).

Quatre modes hydrologiques ont été identifiés. (1) A l'étiage, la rivière s'assèche et les rejets des STEPs sont la seule contribution au débit de la rivière. (2) A la reprise de l'écoulement, des crues rapides se succèdent, liées soit au ruissellement sur les zones urbaines, voire agricoles, soit aux sources karstiques. (3) Les crues de hautes eaux sont provoquées par la mise en charge du karst. (4) Le tarissement commence quand la source karstique la plus en amont s'arrête. D'une année à l'autre, la durée et les caractéristiques des modes hydrologiques sont très variables.

La mise en œuvre d'une modélisation conceptuelle, axée sur les événements de crues rapides, a permis de reproduire convenablement les crues de reprise d'écoulement.

Le niveau de contamination de la rivière est faible et les variations de flux sont liées aux crues. Trois modes de dynamique des nutriments ont été distingués. (1) Lors des périodes d'accumulation, les nutriments issus des rejets des STEPs, sont stockés dans le lit de la rivière : le phosphore est précipité, l'azote est dénitrifié. (2) Lors des crues de reprise d'écoulement, les nutriments, surtout le phosphore, sont remobilisés dans le lit de la rivière. (3) Lors des crues de hautes eaux, les nutriments proviennent du bassin versant et des sources karstiques.

Cette étude montre comment la dynamique des nutriments est liée au fonctionnement hydrologique : l'étiage est une période critique du point de vue du niveau de contamination et de l'accumulation des nutriments, et les crues rapides provoquent leur remobilisation.

---

**Mots-clés: rivière intermittente, processus hydrologiques, crues rapides, étiage, modélisation hydrologique, azote, phosphore, accumulation, remobilisation.**

---

Titre

**Hydrological functioning and nutrients dynamic of an intermittent Mediterranean river, during low river flows and floods. Spatial and temporal analysis.**

---

Abstract

This thesis aims at identifying critical periods influencing water quality (nitrogen and phosphorus) in intermittent rivers as part of the tempQsim European project. It was carried out on the Vene River, a tributary of the Thau lagoon. Four main compartments contribute to the catchment's runoff: urban areas, farmed areas, two karstic springs and Waste Water Treatment Plant (WWTP).

Four hydrological modes were identified (1) during the recession period, the river dries up and WWTP effluents are the only contribution to stream flow; (2) When flow restarts, flash floods occur due to either runoff on urban or farmed areas or karstic springs; (4) Recession starts when the most upstream spring dries up. The modes' duration and characteristics are variable yearly. A conceptual hydrologic model was used for flash flood events. The model provided a correct representation of hydrologic response of early autumn floods.

The river has low contamination levels and nutrient fluxes' variations are linked to the floods. Three modes have been identified for nutrients dynamic: (1) during accumulation periods, phosphorus discharged by the WWTP is precipitated and stored in the riverbed; nitrogen undergoes denitrification; (2) during early autumn floods, nutrients, especially phosphorous, are remobilised in the riverbed; (3) during high flow floods, the nutrients originate from the catchment and karstic springs.

This study shows how the nutrient dynamic depends on the hydrological behaviour: recession periods are critical from a contaminant and nutrient accumulation perspective and flash floods induce their remobilisation.

---

**Keywords: intermittent river, hydrological processes, flash floods, low water period, hydrological modelling, nitrogen, phosphorus, accumulation, resuspension.**

---

**DISCIPLINE Hydrologie**

---

INTITULE ET ADRESSE DE L'U.F.R. OU DU LABORATOIRE

HydroSciences Montpellier, UMR 5569 – IRD – Université Montpellier I-Université Montpellier II, Maison des Sciences de l'Eau, Université Montpellier II, Place Eugène Bataillon, 34095 Montpellier Cedex 5.