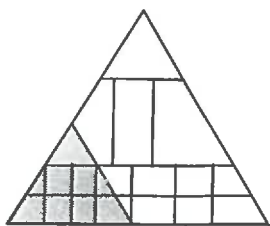


## 5. SUIVI DETAILLE D'UN SOUS-BASSIN AGRICOLE



Afin de quantifier certaines des données qualitatives obtenues par les observations du fonctionnement des zones actives, un sous-bassin versant agricole est équipé pour les mêmes mesures que celles effectuées à l'exutoire du Mercube. L'augmentation de l'échelle d'étude s'accompagne d'une réduction de la diversité spatiale, le sous-bassin ne comportant aucun réseau hydrographique.

La mesure précise des flux émis directement des parcelles doit permettre 1) de corroborer l'analyse visuelle, 2) de caractériser l'influence de la pluie et de son intensité instantanée et enfin 3) de déduire le rôle joué par le réseau hydrographique par différence avec les mesures à l'exutoire du Mercube.

### 5.1. SUIVIS DU SOUS-BASSIN

A l'exutoire du sous-bassin versant agricole (chapitre III.1.5), le préleveur automatique de terrain (chapitre III.2) ne fonctionne que pendant les crues de la période comprise entre septembre 1996 et janvier 1997. Vu cette **courte période de suivi**, aucun bilan annuel ne peut être calculé; le sous-bassin a cependant été suivi pendant la phase d'humectation et de ruissellement des sols et présente à ce titre une certaine variabilité temporelle de ses émissions diffuses.

Après déclenchement manuel, l'appareil prélève selon une **fréquence** de 10 ou 20 minutes environ 200 ml. Chaque flacon représente un échantillonnage de 30 ou 60 minutes selon l'importance de la crue. Quotidiennement, les flacons sont prélevés et ramenés au laboratoire où ils sont réfrigérés à 4°C ou directement analysés.

Chaque flacon est analysé séparément de manière à établir des relations entre la pluie, les concentrations et les débits, et afin de calculer un bilan de masse précis, les concentrations étant pondérées par rapport aux débits. Au total, six crues ont été suivies selon ce protocole, dont quatre communes avec l'exutoire du Mercube (figure IV.12). A chaque crue est associée une description des écoulements sur les zones actives.

## 6. CONCLUSION SUR LES SUIVIS EFFECTUES

Pour répondre aux besoins de l'étude, **différents types de suivis** sont effectués en fonction du niveau d'organisation de l'objet étudié (exutoire, réseau hydrographique, sous-bassin, parcelle). Ces différents suivis s'enchaînent ou se réalisent simultanément selon la période d'étude (tableau IV.2), consacrée soit au cadrage global des émissions du bassin, soit à l'analyse détaillée des transferts à l'échelle de la crue.

**Au niveau des zones actives**, des observations permettent de décrire la variabilité des modalités d'écoulement en relation avec les états de surface des parcelles. Les différentes qualités d'eau issues de l'interaction entre les écoulements et les stocks sont mesurées à l'exutoire de **sous-bassins versants homogènes** ou de sources, par des prélèvements synoptiques. La localisation des zones actives au moment de chaque crue est déterminée par la longueur du réseau hydrographique actif, elle-même déduite de la présence d'eau aux noeuds principaux du réseau hydrographique. Les paramètres descriptifs des modalités d'écoulement et du réseau hydrographique actif définissent **l'état du bassin versant**. Ainsi, sur le bassin, tout est mis en oeuvre pour rendre compte de la variabilité spatiale des émissions de phosphore. De même, **au niveau de l'exutoire**, le dispositif de prélèvement et d'enregistrement des débits est utilisé de manière à fournir une information aussi précise que possible des variations temporelles des émissions.

Des **expérimentations** au niveau du réseau hydrographique et de ses sédiments permettent d'approfondir certains aspects du transferts comme **l'atténuation**, et de déterminer au moins potentiellement **l'impact** produit par l'émission de phosphore particulaire sur le milieu récepteur.

La mise en place de l'ensemble de ces suivis rend désormais possible l'étude du lien entre les résultats concernant l'état du bassin et ceux caractérisant ses exportations, à l'échelle de la crue.

Tableaux IV.2: Organisation des suivis et des prélèvements au cours de la période d'étude

		RELATIONS HYDROCHIMIQUES AUX EXUTOIRES				
		Pluviométrie	Exutoire Mercube		Exutoire bassin agricole	
Dates			crue	étiage	crue	étiage
Période 1	janvier 93 à juillet 95	Enregistrement des données au pas de temps de 30 min	Echantillons moyens hebdomadaires réalisés par mélange proportionnel au débit. Chaque flacon représente 8 h (32 prélèvements par flacon)		Constatation d'écoulements fréquents. Ni mesure ni cartographie	
Période 2	juillet 95 à janvier 97	Enregistrement des données au pas de temps de 15 min	32 prélèvements au pas de temps de 15 min, soit un flacon pour 8h	6 prélèvements au pas de temps de 10 min, soit un flacon pour 1h	6 prélèvements au pas de temps de 5min, soit un flacon pour 30 min	Pas d'écoulement Pas de prélèvements

TOURNEES DE TERRAIN - ETAT DU BASSIN VERSANT						
	Occupation du sol	Etats de surface	Signes érosion	Écoulements sur zones actives	Ruissellement ds réseau de fossés	Prélèvement ruissellement
Période 1	MOS global SAU, forêt, urbain	Période d'apprentissage. Pas de cartes	Aucune donnée	Période d'apprentissage. Pas de cartes	Période de cadrage	Prélèvements ponctuels des unités homogènes
Période 2	Evolution du MOS agricole.	Tournées exhaustives	Tournées exhaustives	Spatialisation des différents écoulements	Tournée systématique aux noeuds du RH	Plus de prélèvements

MOS: Mode d'occupation du sol  
SAU: Surface agricole utile  
RH: Réseau hydrographique

# Cinquième partie

## Résultats commentés

La partie exposant les résultats et leurs commentaires est structurée selon le plan suivant:

**Caractéristiques hydroclimatologique.** Les différents paramètres du cycle de l'eau (précipitations, ruissellement, évapotranspiration) sont exposés et leurs variations intrer et intra annuelles commentées par rapport aux conséquences possibles sur les émissions d'origine diffuse.

**Exportations à l'exutoire.** Les mesures de flux enregistrées à l'exutoire fournissent une vue d'ensemble sur les exportations du bassin et sur la répartition des différentes formes de phosphore émises. Elles permettent aussi le calcul de bilan de masse à l'échelle du bassin.

**Variabilité des états de bassin.** Les observations de terrain permettent de typer le fonctionnement du bassin versant à l'échelle de la crue et de décrire des cycles basés sur l'organisation des écoulements. La typologie des états de bassin est le fondement de cette thèse. L'ensemble de tous les autres résultat acquis sera vu à travers ce « filtre typologique » et servira *in fine* à la valider.

**Stocks de phosphore mis en jeu.** Pour chaque état de bassin versant ainsi déterminé, sont présentés les stocks de phosphore mis en jeu par les écoulements et la qualité des eaux résultant de cette interaction « eau-stock de P ».

**Etat de bassin et caractéristiques hydrochimiques des flux à l'exutoire.** Ce chapitre cherche à vérifier l'hypothèse selon laquelle l'état du bassin influence ses émissions de phosphore à l'exutoire. Les comparaisons sont établies à l'échelle des événements hydrologiques élémentaires (périodes d'étiages et crues individuelles).

**Rôle du réseau hydrographique sur les transferts de phosphore.** L'influence du réseau hydrographique sur les transferts de nutriments est caractérisée pour chaque état de bassin. On cherche en particulier à déterminer, par des expérimentations, les processus de l'atténuation.

**Evaluation opérationnelle de la biodisponibilité du phosphore particulaire.** La dernière catégorie de résultats présentée porte sur la mise au point d'une méthode simplificatrice d'analyse de biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire, calée sur des biotests. Ceci permet en outre d'estimer plus facilement l'impact potentiel produit par les crues sur le milieu récepteur.

## 1. CARACTERISTIQUES HYDRO- CLIMATIQUES DE LA PERIODE ETUDIEE: 1993 A 1996

Ce chapitre consacré aux paramètres du cycle de l'eau (précipitations, ruissellement, évapotranspiration et stock hydrique des sols) se trouve en tête de la partie résultats, de la même façon que les données climatologiques se trouvent en amont de tous les modèles de simulation des émissions diffuses. La première section, consacrée aux précipitations, compare les pluviométries annuelles de la période d'étude et les situe par rapport à celles des années antérieures. La répartition intra-annuelle est ensuite analysée en terme de risques potentiels d'émissions de phosphore par rapport au calendrier cultural. Enfin, les intensités pluvieuses sont présentées et il est attribué aux maxima, des temps de retour calculés grâce à la longue chronique des précipitations mesurées à la station de l'I.N.R.A. de Thonon. La deuxième section aborde la composante « ruissellement », mesurée à l'exutoire. Les résultats hydrologiques sont abordés en termes de débit (amplitude, moyenne, temps de concentration) puis en termes de volumes (répartition selon le régime hydrologique du Mercube) ce qui permet de boucler le chapitre par le calcul du bilan hydrologique.

### 1.1. CARACTERISTIQUES PLUVIOMETRIQUES

#### 1.1.1. Répartition inter- et intra-annuelle

Les précipitations enregistrées sur le bassin versant pendant les quatre années d'étude se caractérisent par une **lame annuelle précipitée peu variable**, située aux alentours de 1100 mm. Les données pluviométriques sont comparables à celles mesurées à la station météorologique de l'I.N.R.A. de Thonon. En effet, l'écart entre les pluviométries annuelles mesurées à chaque station ne varie que de -3 à +11% (années 1995 et 1993 respectivement). La comparaison avec la station météorologique de Thonon se justifie par le fait qu'elle est la station météorologique la plus proche de celle du bassin du Mercube et qu'elle possède en outre une longue chronique de données. Il est donc possible de « cadrer » les précipitations des quatre années d'étude par rapport à la **normale interannuelle** établie sur les trente années précédentes depuis la station de Thonon (figure V.1). Elles en sont en moyenne supérieures de 20%.

Les courbes des précipitations cumulées, si elles convergent toutes vers la même valeur, montrent en revanche des **répartitions intra-annuelles inégales**. Le début de l'année 93 est marqué par un fort déficit hydrique. Au contraire, la courbe des pluies cumulées de l'année 95 se situe systématiquement au-dessus de toutes les autres courbes. Pour les années 93, 94 et 95, la fin de l'été est marqué par de fortes précipitations (200 mm en moins de deux semaines). En revanche, la saison automnale est généralement peu arrosée.

Si l'on considère les sols nus comme ceux pouvant présenter la plus forte probabilité de **développement du ruissellement** et de l'érosion, deux périodes sont considérées particulièrement sensibles: il s'agit de l'hiver pour les cultures de céréales, et du printemps pour les cultures de maïs (figure V.1). Pendant ces périodes de mise à nu maximum des terres (d'octobre à avril et d'avril à juillet), il tombe en moyenne 547 et 271 mm respectivement.

Figure V.1: Comparaison de la répartition et de la somme des précipitations sur le Mercube de 1993 à 1996 avec la normale établie à Thonon sur 30 ans

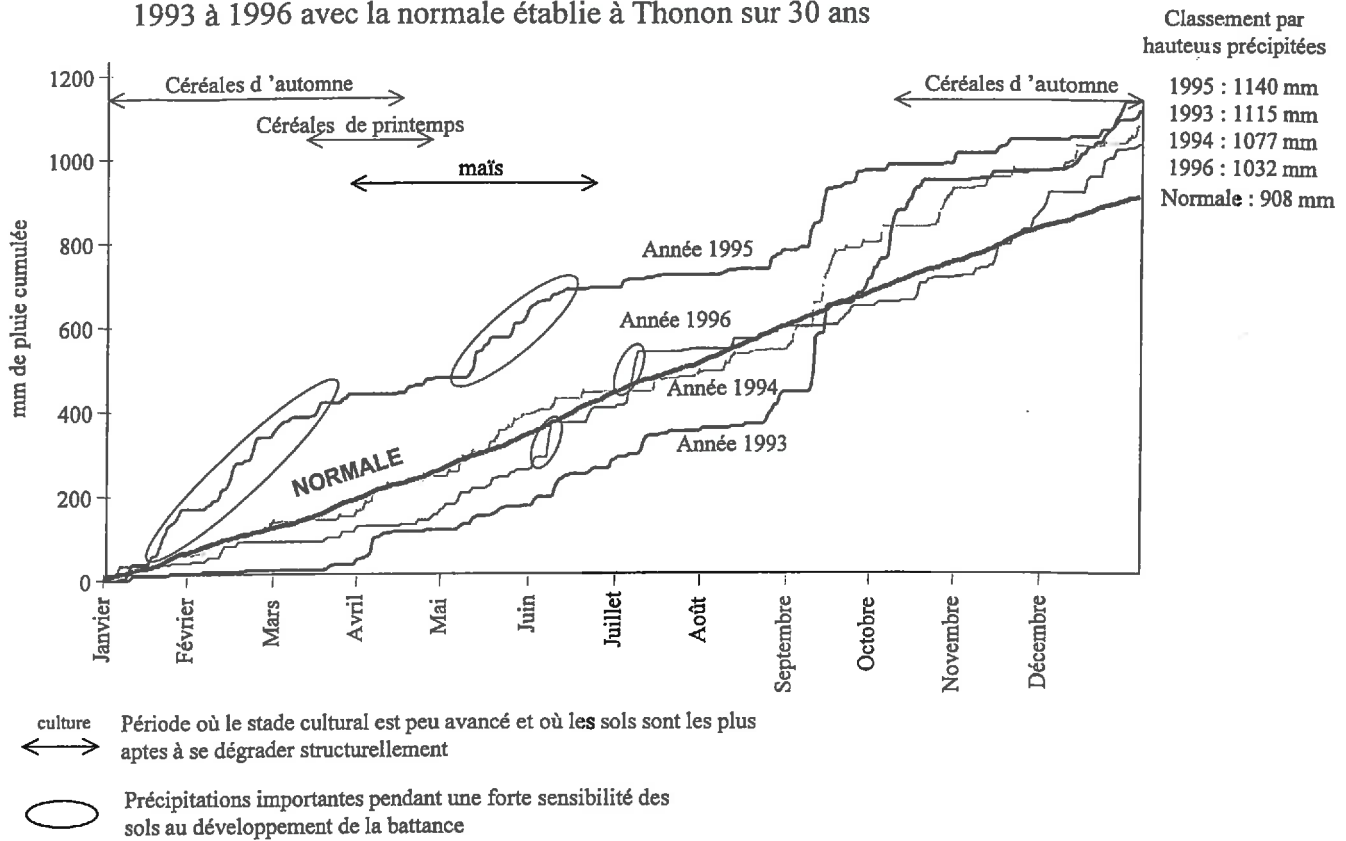
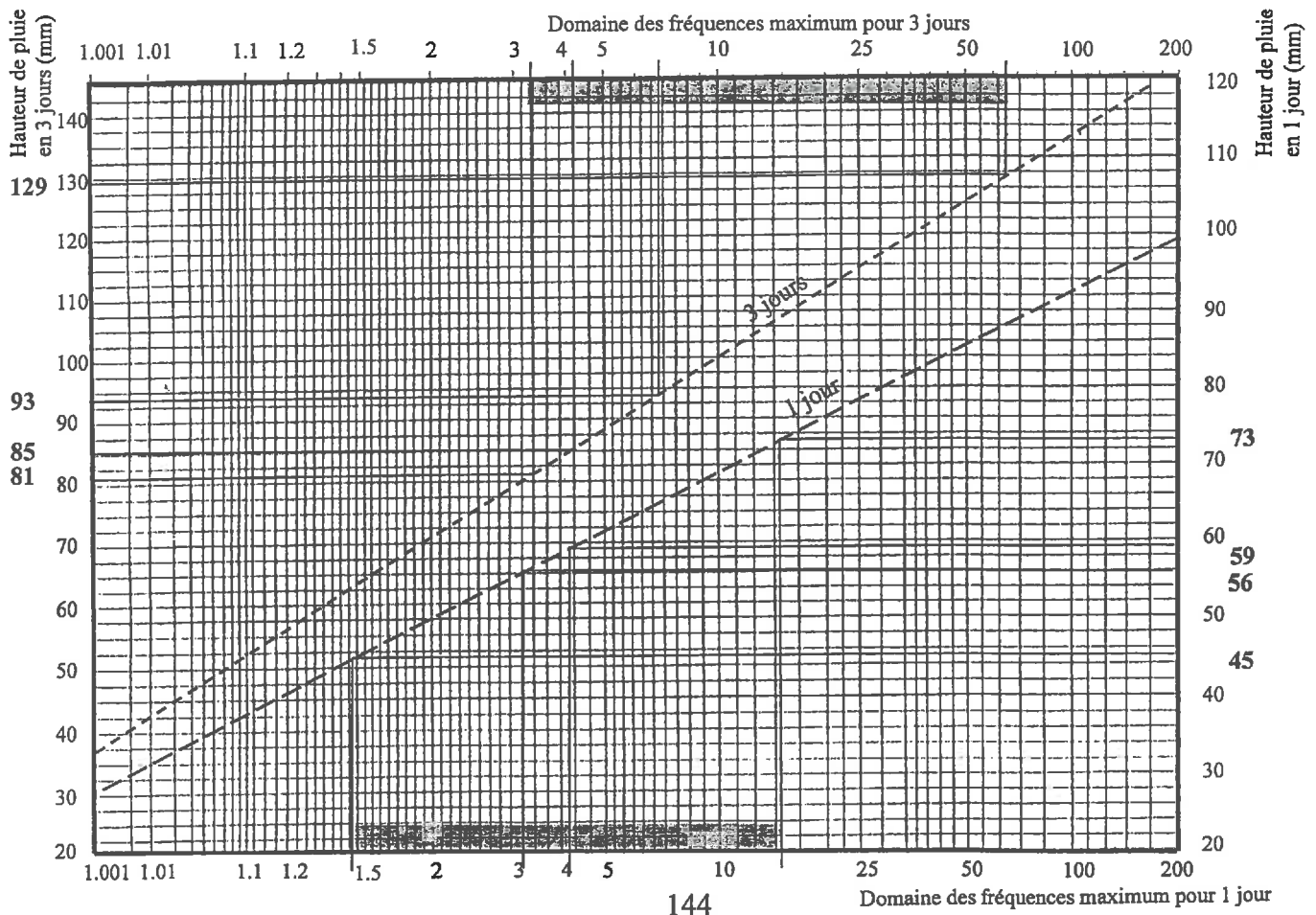


Figure V.2: Relation entre hauteur de pluie et temps de retour



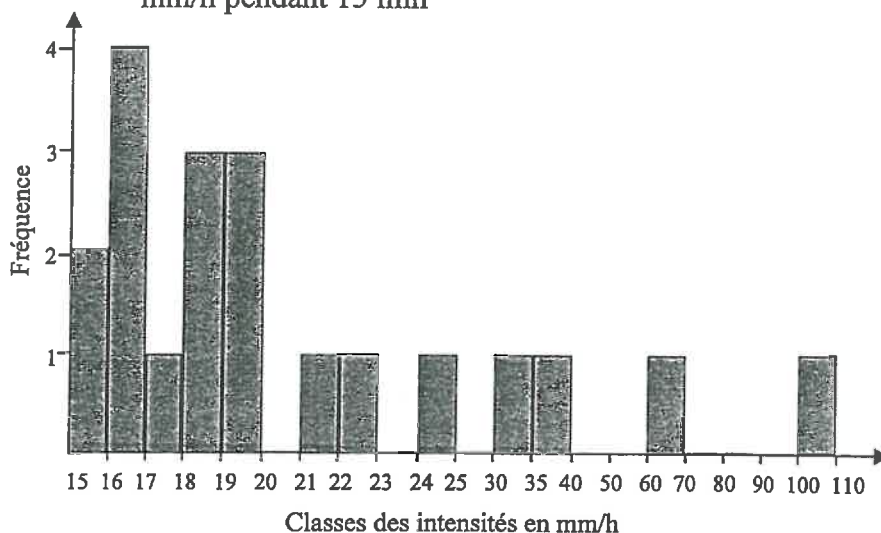
Selon des observations menées régionalement (Vansteelant *et al.* 1997), ces quantités sont suffisantes pour provoquer l'apparition de ruissellement, les quantités de pluies cumulées nécessaires ayant été de 170 mm et 280 mm pour les semis de céréales et de maïs respectivement. La répartition des pluies en 1995 a été telle que les deux **périodes sensibles au ruissellement ont été particulièrement concernées par de fortes précipitations**. En 1996, seule la période de mise à nu des parcelles de maïs est touchée par de fortes pluies.

### 1.1.2. Intensités et temps de retour des précipitations

Les **précipitations maximum** annuelles en un jour et trois jours enregistrées à la station du Mercube sont reportées sur les courbes « hauteur-fréquence » (figure V.2) établies à partir des séries chronologiques de la station de Thonon (ajustement des données selon une loi de Gumbel, voir annexe V.1). Les durées de retour obtenues (médiane à 5 ans) confirment le **caractère exceptionnellement intense des pluies** de la période étudiée. A moyen terme (>10 ans), le climat local semble également se modifier et évoluer vers des hivers moins froids que naguère; les teneurs en oxygène dans le fond du Léman montrent en effet qu'aucun brassage complet hivernal n'a eu lieu depuis 1989. Ceci aboutit à une sensibilité accrue du lac aux apports en phosphore du bassin versant.

Les intensités pluvieuses instantanées des années 1993 à 96 (en mm/h pendant 15 min, calculées et transformées à partir du pas de temps de 30 min, annexe V.2) sont pratiquement toutes inférieures à 15 mm/h (probabilité de non dépassement de 99,5%), intensité que l'on peut considérer comme la perméabilité des horizons pédologiques structurés. **Sur trois ans, seulement sept heures de précipitations ont eu des intensités pluvieuses supérieures à 15 mm/h** (27 événements \* 15 min). La figure V.3 en donne la répartition. L'intensité de 102 mm/h correspond à un orage de grêle en période estivale (7/06/96) et était accompagnée d'une lame précipitée de 56 mm.

Figure V.3: Distribution des intensités pluvieuses supérieures à 15 mm/h pendant 15 min



## 1.2. CARACTERISTIQUES HYDROLOGIQUES

A l'exutoire du Mercube les débits sont très contrastés (figure V.4) et répartis irrégulièrement comme en témoigne la courbe des débits classés (annexe V.3); lors des étiages estivaux, le Mercube n'est plus alimenté que par trois sources (figure III.5) dont le débit cumulé peut descendre à 2, voire 1 l/s. En hiver, le débit des sources est doublé. Pendant les plus fortes crues, les débits instantanés maximum à l'exutoire atteignent 1000 l/s. Ainsi, **65% du volume est émis pendant les périodes de crues** (définition au chapitre IV.1.1) qui ne représentent globalement que **26% de la durée de la période étudiée**. Ces proportions sont variables selon les années (figure V.5), mais restent du même ordre de grandeur.

Les années 1995 et 96 sont caractérisées par un nombre plus restreint de crues, mais dont les débits journaliers apparaissent particulièrement élevés (7.06.96, 7.07.96, 19.01.97); ceci entraîne que le débit moyen des crues de cette période (volume total émis / durée d'émission) est deux fois plus élevé que celui de la première période (101 l/s et 50 l/s). Les années 95 et 96 sont en outre plus importantes à considérer car elles concernent la période du suivi détaillé de cette étude.

Figure V.4: Evolution des débits journaliers à l'exutoire du Mercube de 1993 à 1996

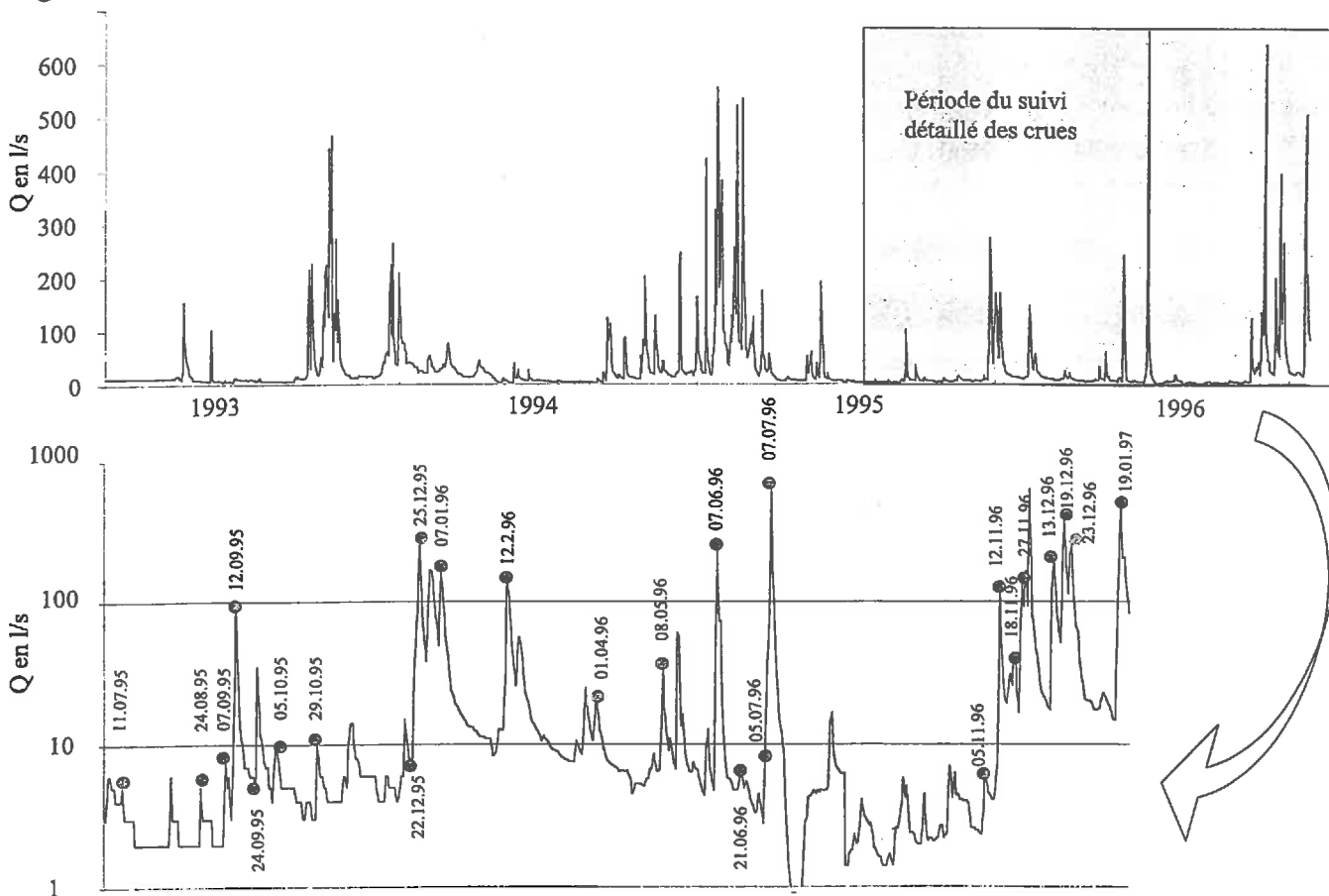
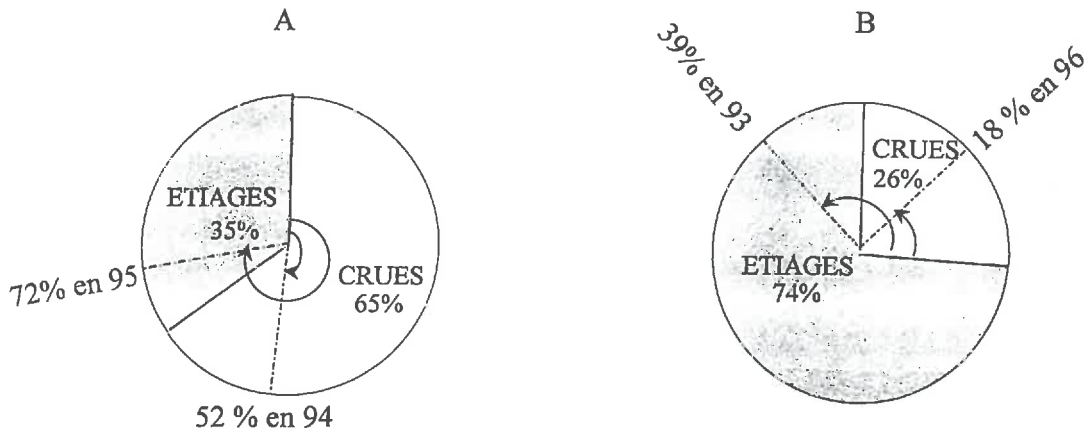
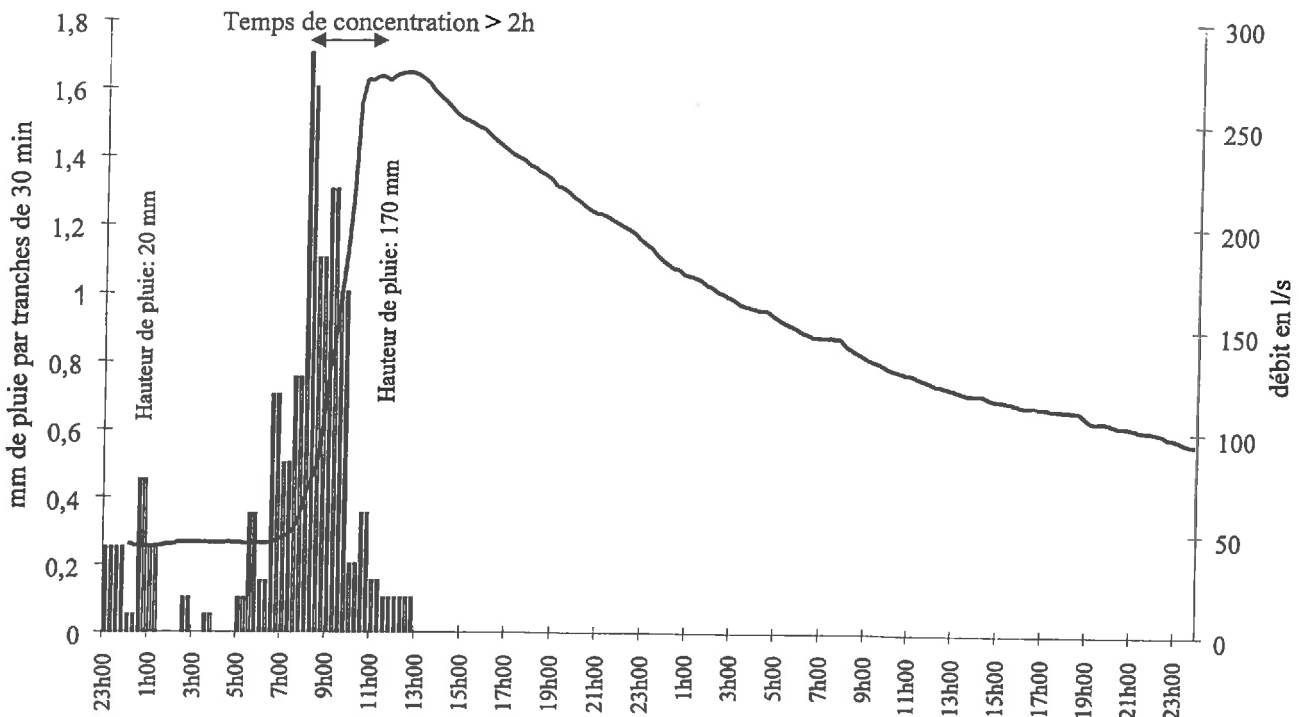


Figure V.5: Proportions relatives des crues et des étiages de 1993 à 1996 (A) et répartition des volumes d'eau associés (B)



Du fait de la rétention d'eau dans les dépressions et le réseau hydrographique non pérenne, seules les pluies supérieures à 15 mm sont susceptibles de donner un signal hydrologique à l'exutoire lorsque le bassin est dans des conditions initiales de sécheresse. Les **temps de concentration** varient selon le débit et la longueur du réseau hydrographique actif. Lors des fortes crues, le temps de concentration des eaux est d'environ 2 heures (figure V.6); à l'étiage, il faut par contre 4 heures pour relier les sources à l'exutoire. A l'étiage, les débits sont conservatifs comme le laissait prévoir le substratum argileux du bassin; aucune mesure de conservation n'a pu être effectuée pendant les crues.

Figure V.6: Temps de concentration des écoulements lors des fortes crues. Exemple de la crue du 7/01/96

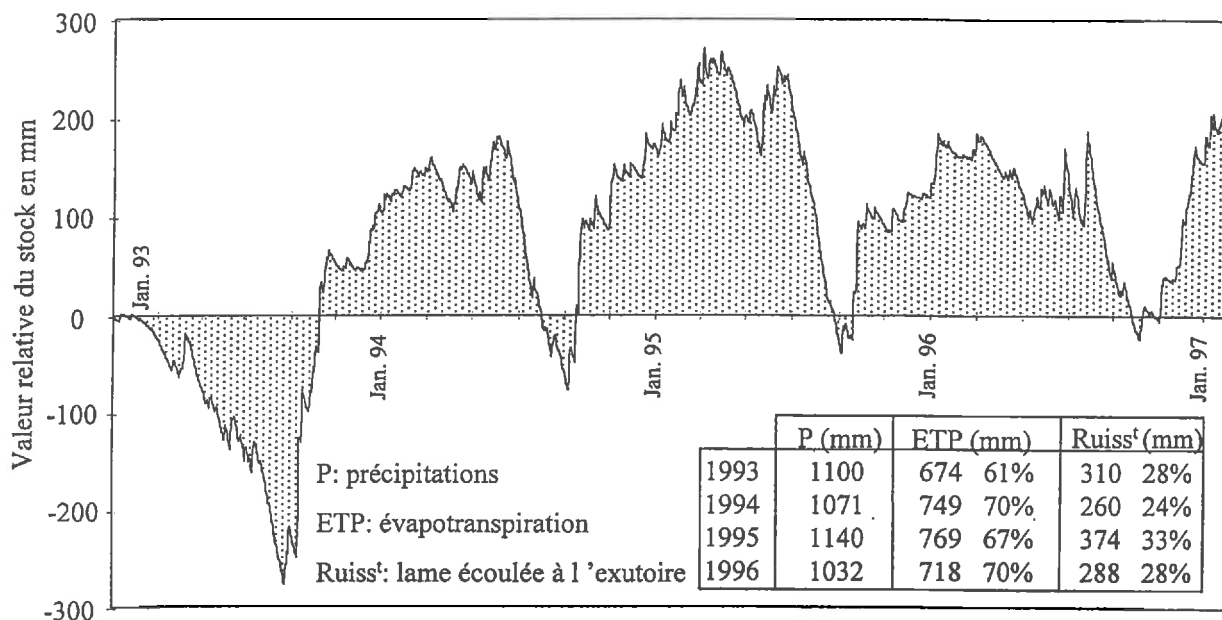




Le **taux d'écoulement annuel** (lame écoulee/pluie précipitée) varie autour de 30%, et l'**évapotranspiration** (ETP) autour de 65% des précipitations totales. Le **bilan hydrologique** (indice relatif) est bien équilibré (figure V.7); débit ou ETP semblent cependant très légèrement sous-évalués. En prenant comme référence un stock d'eau nul dans le bassin au 1<sup>er</sup> octobre 1993 (début d'année hydrologique arbitraire), on obtient des déficits pendant une grande partie de l'année 1993 (ce que confirme aussi la figure V.1) et systématiquement à la fin de chaque été (avant la « reprise hydrologique ») pour les autres années.

Figure V.7: Evolution d'un indice reflétant le stock d'eau dans les sols pour les années 1993 à 96

$$\text{Stock}_i = \text{Stock}_{i-1} + P_i - \text{ETP}_i - \text{Lame}$$



L'indice reflétant le stock d'eau dans les sols du bassin constitue le troisième et dernier paramètre définissant l'état du bassin, au moment des crues ou juste avant celles-ci (conditions initiales du bassin versant).

### **1.3. CONCLUSIONS SUR LES CARACTERISTIQUES HYDROCLIMATIQUES**

Alors que les caractéristiques physiques du bassin du Mercube ne sont pas particulièrement favorables aux émissions diffuses de phosphore (chapitre III.3), les caractéristiques pluviométriques des années d'étude tendent au contraire à les renforcer par rapport aux années antérieures. En effet, la pluviométrie annuelle dépasse de 20 % la normale établie sur 30 ans et les pluviométries journalières maximum correspondent à des fréquences de retour rarissimes. De plus, l'intensité instantanée maximum enregistrée se monte à 102 mm/h pendant 15 minutes, lors d'un orage estival de grêle (7/06/96). Cette intensité est nettement supérieure à la conductivité hydrique des sols, même structurés, mais reste exceptionnelle. En effet, les précipitations sont généralement (à 99.5%) peu agressives, inférieures à 15 mm/h sur 15 min. D'une année à l'autre, la pluviométrie totale reste stable (1083 mm  $\pm$  44), mais la répartition intra-annuelle des précipitations est variable, ce qui peut entraîner des conséquences différentes en terme de dégradation des surfaces pédologiques cultivées. 1995 représente ainsi l'année où les terres nues ont été le plus soumises aux précipitations, situation favorable au développement du ruissellement.

Le fonctionnement hydrologique du Mercube montre un régime de débits contrastés, ceux-ci variant de 2 l/s (alimentation par trois sources pérennes) à 1000 l/s lors des plus fortes crues lors desquelles le temps de concentration des eaux n'est que de deux heures. Les volumes annuels enregistrés à l'exutoire représentent 30% des précipitations, et le calcul de l'évapotranspiration par la formule de Penmann 65%. Le bilan hydrologique apparaît donc équilibré, ce qui confirme la qualité des mesures hydrométéorologiques effectuées. La bonne mesure des écoulements est une condition nécessaire à l'établissement des flux de phosphore d'origine diffuse présentés au chapitre suivant.

Tableau V.1: Exportations annuelles des différentes substances mesurées à l'exutoire de 1993 à 1996

	P <sub>tot</sub>	P <sub>P</sub>	P <sub>ef</sub>	P <sub>ortho</sub>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	MES	PP/MES (ppm)	Pluie (mm)	Vol. eau (m <sup>3</sup> )
1993	146 kg.an <sup>-1</sup>	118 mg/l	28 0.03	20 0.021	3506 3.73	20 0.021	12334 13.1	28987 30.8	251000 267	? 470 ?	1100	0.93*10 <sup>6</sup>
BV entier	0.48 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.39 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.09 0.09	0.07	11.6 22.6	0.07	41 84.6	96	831			
SAU	0.77 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.66 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.09	0.09								
1994	88 kg.an <sup>-1</sup>	68 mg/l	20 0.025	13 0.017	2784 3.54	36.7 0.047	10851 13.8	22028 28	86000 109	790	1071	0.79*10 <sup>6</sup>
BV entier	0.29 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.22 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.07 0.03	0.04	9.2 17.2	0.12	36 76.3	79	285			
SAU	0.33 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.28 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.03	0.03								
1995	214 kg.an <sup>-1</sup>	174 mg/l	40 0.035	26 0.023	2914 2.53	92.9 0.08	12188 10.6	23047 19.7	204000 178	852	1140	1.15*10 <sup>6</sup>
BV entier	0.71 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.58 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.13 0.18	0.09	9.7 18.2	0.31	40 83.4	76	675			
SAU	1.28 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	1.1 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.18	0.18								
1996	130 kg.an <sup>-1</sup>	98 mg/l	32 0.038	21 0.025	2938 3.5		10988 13.1	19375 23.1	119000 142	823	1020	0.87*10 <sup>6</sup>
BV entier	0.43 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.33 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.11 0.12	0.07	9.7 18.3		36 74.3	64	394			
SAU	0.65 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.51 kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	0.12	0.12								
MOYENNE	145 kg	115 kg	30 kg	20 kg	3036 kg	50 kg	11590 kg	23505 kg	165000 kg		1083 mm	0.93*10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>
écart - type	± 46	± 39	± 7	± 5	± 278	± 6	± 675	± 3515	± 65900		± 44	± 0.13*10 <sup>6</sup>
BV entier	0.155 kg	0.123 kg	0.032 kg	0.02 kg	3.3 kg	0.06 kg	12.4 kg	25 kg	177 kg	831		
SAU	0.50 kg	0.40 kg	0.10 kg	0.07 kg	10.1 kg	0.18 kg	39 kg	72 kg	570 kg			

SAU: flux spécifique ramené à la surface agricole utile; BV : bassin versant ; P<sub>tot</sub>, P<sub>ef</sub>, P<sub>ortho</sub> : Phosphore total, soluble et orthophorique; MES : matières en suspension

## 2. LES EXPORTATIONS A L'EXUTOIRE: VUE D'ENSEMBLE

Ce chapitre traite des informations relatives aux pertes de phosphore, de matières en suspension et des autres éléments ou composés moléculaires mesurés à l'exutoire. Ces pertes sont résumées au tableau V.1 et sont exprimées en concentrations moyennes annuelles (mg/l), masses exportées (kg) et flux spécifiques ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ). La spéciation du phosphore est détaillée, et les données hydrométéorologiques rappelées. L'examen de ces résultats globaux permet:

- 1) de comparer le bassin du Mercube à d'autres bassins expérimentaux et de situer la valeur de ses émissions phosphorées par rapport à la concentration souhaitée dans le Léman (sections 2.1. et 2.2.),
- 2) de comparer les variations interannuelles des formes du phosphore avec celles des autres substances mesurées, des volumes et des précipitations (section 2.3),
- 3) de dresser un bilan de masse du phosphore à l'échelle du bassin versant (section 2.4.1) et des sols cultivés sur lesquels se concentrent les apports (section 2.4.2). Des résultats supplémentaires en lien avec les stocks de phosphore dans le réseau hydrographique (section 2.4.3) sont communiqués.

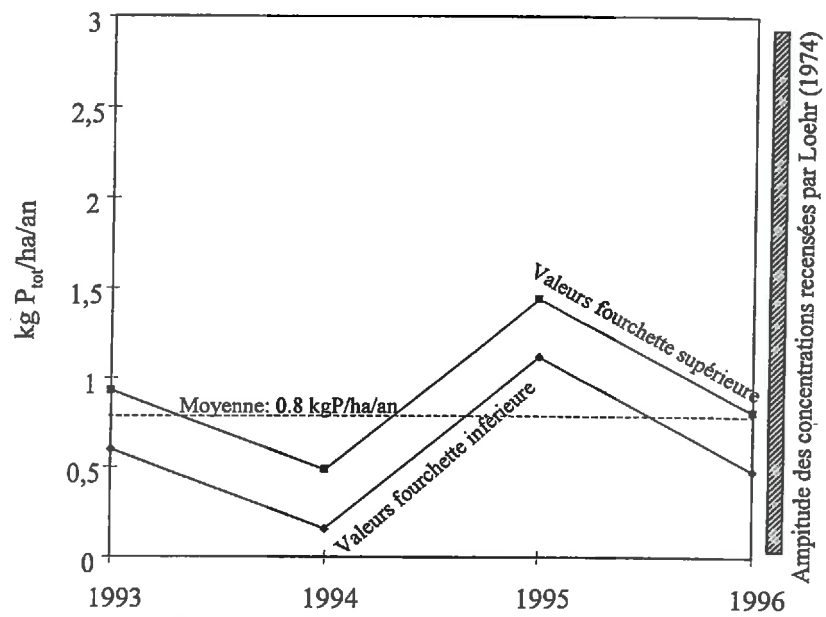
Ce chapitre se conclut sur la part des émissions des différentes substances pendant les périodes de crues et d'étiages, ce qui est une façon de vérifier le caractère uniquement diffus des émissions (section 2.5).

### 2.1. LES PERTES EN PHOSPHORE ET EN MATIERES EN SUSPENSION: MOYENNES SUR QUATRE ANNEES

Afin de faciliter la comparaisons avec d'autres bassins, le phosphore total ( $P_{\text{tot}}$ ) est exprimé sous la forme de son **flux spécifique** (tableau V.1). Ramenées à la surface totale du bassin, les exportations mesurées sont toujours inférieures à  $0.8 \text{ kg } P_{\text{tot}}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ , et valent en moyenne  **$0.5 \text{ kg } P_{\text{tot}}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$** . Cette dernière valeur correspond au minimum de celles rapportées par Jones et Lee (1982) qui ont recensé les valeurs issues d'une centaine de bassins versants ruraux à dominante agricole. D'autres références bibliographiques portant sur les régions tempérées permettent d'aboutir au même constat d'**exportations modérées**, que les références soient américaines (Budd et Meals 1994) ou françaises (Belamie 1986). La comparaison est cependant sujette à erreurs à cause des risques de pollutions ponctuelles non répertoriées (augmentation de la concentration moyenne), du rôle mal précisé de la part non agricole du bassin et des effets d'échelle.

Pour pallier cet inconvénient, le flux spécifique est ramené à la surface agricole, soustraction faite des charges (fourchettes inférieure et supérieure) provenant des zones naturelles et urbaines (annexe V.4).

Figure V.8: Evolution des flux spécifiques agricoles pendant la période d'été



Dès lors, il devient possible de les comparer aux références bibliographiques portant sur des bassins purement agricoles. En moyenne sur 4 ans, **le flux spécifique agricole de phosphore total ainsi calculé est de  $0.76 \text{ kg P}_{\text{tot}} \text{ ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ , ce qui est également considéré comme faible** par rapport à ce qui est mesuré dans les zones cultivées; un tel flux représente deux fois celui des zones herbeuses et trois fois celui du « bruit de fond naturel » local représenté par l'eau des sources profondes (Dorioz *et al.* 1996). En effet, la valeur majorée de l'année la plus exportatrice de  $P_{\text{tot}}$  (figure V.8) atteint seulement la médiane des références citées par Loehr (1974).

Les mêmes conclusions peuvent être tirées pour les formes solubles et particulaires du phosphore (Kauark Leite 1990, Logan 1980), ces dernières étant reliées au taux d'érosion.

Le taux d'érosion nette sur le Mercube est largement inférieur à la tonne par hectare, quelle que soit l'année étudiée. Si l'on ramène la moyenne des 172 tonnes émises annuellement sur les seules surfaces agricoles, prairies exclues, **le taux d'érosion est alors de 1.3 tonne par hectare de parcelles cultivées**. Ce chiffre, probablement surestimé à cause de la non prise en compte de l'érosion du lit du ruisseau, reste dans la gamme de l'érosion mesurée régionalement sur des parcelles agricoles à faibles pentes (Mosimann *et al.* 1991).

Les données du tableau V.1, présentées au pas de temps annuel, sont également utilisables pour traiter du type d'impact que le phosphore produit sur son environnement, dans le cas des grands lacs. Vis-à-vis des seuils de déclenchement de l'eutrophisation dans le Léman (0,03 mg/l, CIPEL 1984), la concentration moyenne en  $P_{\text{tot}}$  est élevée (155  $\mu\text{g/l}$ ), mais sa composante immédiatement biodisponible ( $P_{\text{ef}}$ ) est proche du seuil de déclenchement de l'eutrophisation (30  $\mu\text{g/l}$ ) et demeure largement inférieure au maximum atteint dans le lac au cours des années 1970 (75  $\mu\text{g/l}$  de  $P_{\text{ortho}}$ ). Néanmoins, **la quantité théorique d'algues produites annuellement par les exportations d'orthophosphates du Mercube est potentiellement de 2.4 tonnes et provoque la désoxygénation de  $36 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  d'eau, soit 0.04 % du volume du lac**. La surface du bassin du Mercube, ramenée à la surface totale du bassin du Léman (8000  $\text{km}^2$ ) représente exactement la même proportion.

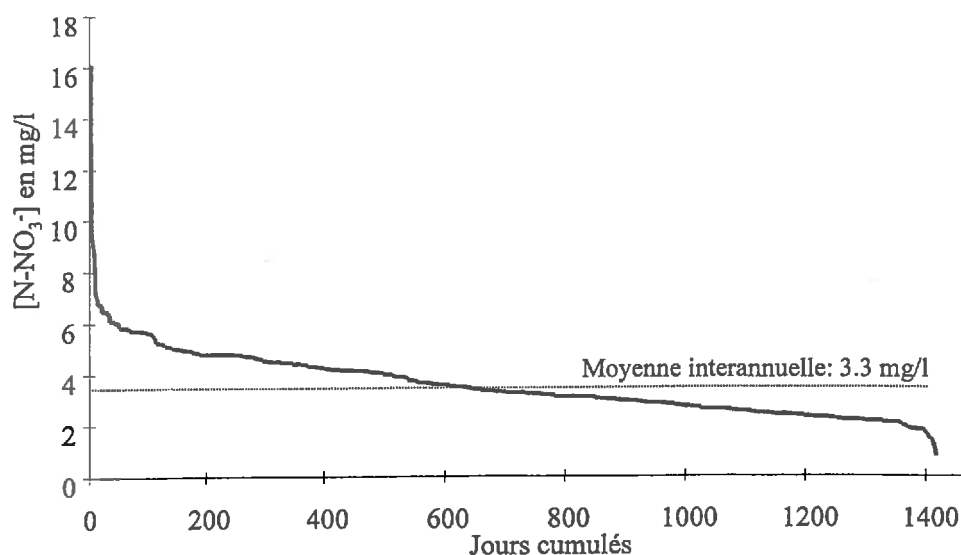
Azote et phosphore interagissent dans le cadre de l'eutrophisation; le rapport de leur concentration dans les affluents d'un lac, s'il est inférieur à 10, provoque la croissance des cyanobactéries, ce qui peut gravement nuire au fonctionnement trophique du lac (Barroin 1991). D'où l'intérêt de s'intéresser aussi aux pertes azotées qui sont présentées dans la section suivante, accompagnées des pertes en chlorures.

## 2.2. LES PERTES EN AZOTE ET CHLORURES: MOYENNES SUR QUATRE ANNEES

Les flux de nitrates, situés aux alentours de  $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  sont de l'ordre de dix fois supérieurs à ceux du phosphore total, ce qui représente malgré tout des exportations très modérées par rapport aux régions d'agriculture intensive où les niveaux d'exportations atteignent  $80 \text{ kg de N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  (Loehr 1974) et dépassent même  $100 \text{ kg de N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  dans les régions les plus fortement polluées (Bovet 1986).

Si l'on considère les normes en vigueur pour la potabilité, les eaux du Mercube peuvent être considérées d'excellente qualité: la courbe des concentrations classées sur trois ans (pas de temps de l'heure à la semaine) montre que la concentration seuil des  $11.4 \text{ mg/l de N-NO}_3^-$  ( $50 \text{ mg/l de NO}_3^-$ ) n'est pratiquement jamais atteinte et que la moyenne ( $3,3 \text{ mg/l de N-NO}_3^-$ ) est constituée de données relativement peu variables (figure V.9). En moyenne annuelle, le rapport N/P est toujours largement supérieur à 100 dans les eaux du Mercube, ce qui correspond à une situation de risques réduits par rapport au développement des cyanobactéries.

Figure V.9: Courbe des concentrations des nitrates classées de 1993 à 1996



Les données concernant l'**ammonium** ne couvrent que 3 des 4 années. L'intérêt de sa mesure réside dans son pouvoir de traceur des pollutions ponctuelles et de sa forte toxicité à l'égard de la vie piscicole. L'ordre de grandeur de sa concentration moyenne ( $0,06 \text{ mg/l}$ ) équivaut à celle du phosphore dissous et demeure de 10 à 100 fois inférieur aux données citées par Baker (1980) pour des bassins agricoles. Les concentrations moyennes sont inférieures d'un facteur 5 aux seuils de sensibilité à long terme ( $0,3 \text{ mg NH}_3/\text{l}$ , Rodier 1996).

Les références concernant les **chlorures** sont peu nombreuses; CCE (1973) fait état de flux spécifiques compris entre  $70 \text{ et } 90 \text{ kg Cl} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ . Avec une perte agricole calculée à  $80 \text{ kg de Cl} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ , le bassin du Mercube reste une fois encore dans « la norme » des bassins expérimentaux, telle que définie par les références internationales. Pour les **sulfates**, aucune donnée de comparaison n'est disponible.

### 2.3. VARIABILITE INTER-ANNUELLES DES EMISSIONS DE PHOSPHORE ET DE SA SPECIATION

Parmi les différents éléments étudiés, le phosphore est celui dont la variabilité interannuelle est la plus élevée. Ainsi, les flux annuels de phosphore total ( $P_{tot}$ ) à l'exutoire varient du simple au triple (tableau V.1). L'année la plus exportatrice de  $P_{tot}$  (214 kg en 1995) se caractérise en outre par un excédent de précipitations pendant la période où la surface des sols nus est maximum (chapitre V.1.1). Cependant, en termes d'exportations de matières en suspension,  $NO_3^-$ ,  $Cl^-$  et  $SO_4^{2-}$ , c'est l'année 1993 qui se caractérise par les valeurs maximum. L'année des exportations minimum d'eau, de  $P_{tot}$  (88 kg) et de la plupart des autres éléments est 1994.

L'écart-type relatif (= écart-type/moyenne) des masses annuelles de phosphore particulaire exportées (34%), de même ordre de grandeur que celle des matières en suspension (40%), est largement supérieur à celui du phosphore soluble (24%), des sulfates (15%), des nitrates (9%) et des chlorures (6%), et s'observe malgré la constance du volume des précipitations annuelles et du mode d'occupation du sol. Le constat de telles variations implique donc d'utiliser la méthode des flux spécifiques avec beaucoup de précautions et uniquement dans le cadre de comparaisons globales pluriannuelles.

En revanche, la spéciation du phosphore reste stable d'une année sur l'autre et conforme aux données bibliographiques recensées sur les bassins versant ruraux (Johnson *et al.* 1976, Schuman *et al.* 1976). Ainsi, le phosphore total est composé à l'exutoire d'une fraction particulaire stable et dominante (80%). La teneur en P des matières en suspension varie d'ailleurs peu, autour de 800 ppm. L'année 1993 fait exception avec une valeur très faible liée à d'importantes érosion des berges survenues au cours de crues très violentes. Le restant du phosphore émis à l'exutoire, le phosphore soluble, est composé à 70% d'orthophosphates. On peut donc considérer que les fractions colloïdales inférieures à 0.7  $\mu m$  et les molécules organiques solubles sont relativement peu abondantes puisqu'elles ne représentent que 6% (20% \* 30%) du phosphore total.



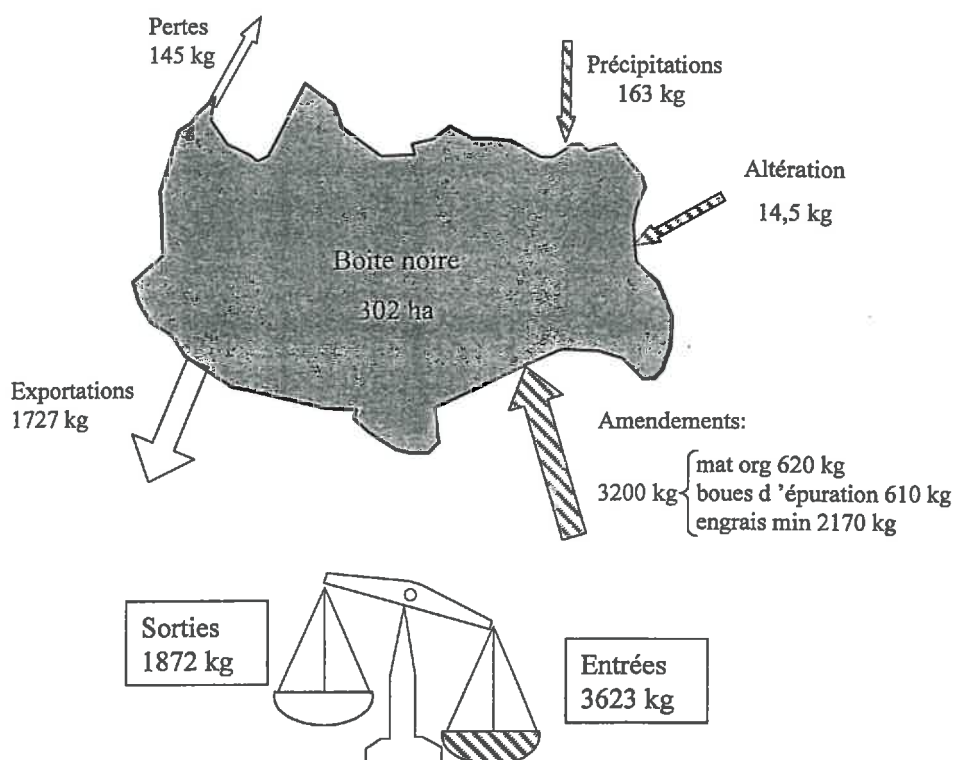
## 2.4. FLUX, STOCK ET BILAN DE PHOSPHORE

### 2.4.1. Bilan à l'échelle du bassin versant

Considérant le bassin versant du Mercube comme une boîte noire, on peut y effectuer un **bilan annuel de phosphore total** en prenant en compte d'une part de toutes les entrées de phosphore (altération du substratum géologique, précipitations, apports agricoles sous forme de fertilisants minéraux, matières organiques et boues de stations d'épuration) et d'autre part les sorties (exportations agricoles, pertes mesurées à l'exutoire).

La figure V.10 présente les valeurs des différents éléments du bilan qui sont explicités ci-après.

Figure V.10: Bilan annuel de phosphore total sur le bassin du Mercube



- L'estimation des entrées agricoles est réalisée à partir d'enquêtes (Perron 1994, annexe V.5). Les exploitations les plus représentées sur le bassin sont celles qui utilisent le plus d'amendements phosphorés afin « d'assurer » le rendement de cultures tournées vers le vente et non plus vouées à l'autoconsommation. Non seulement leur fertilisation minérale est plus élevée que la moyenne nationale (16.1 contre 11.5 kgP ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>, ) mais en plus les apports organiques ne sont pas comptabilisés dans les calculs de fertilisation. Par ailleurs, ces exploitations possèdent de grandes surfaces et sont donc les plus sollicitées pour l'épandage des boues des stations d'épuration, ce qui pourrait localement conduire à d'importants excès de phosphore.

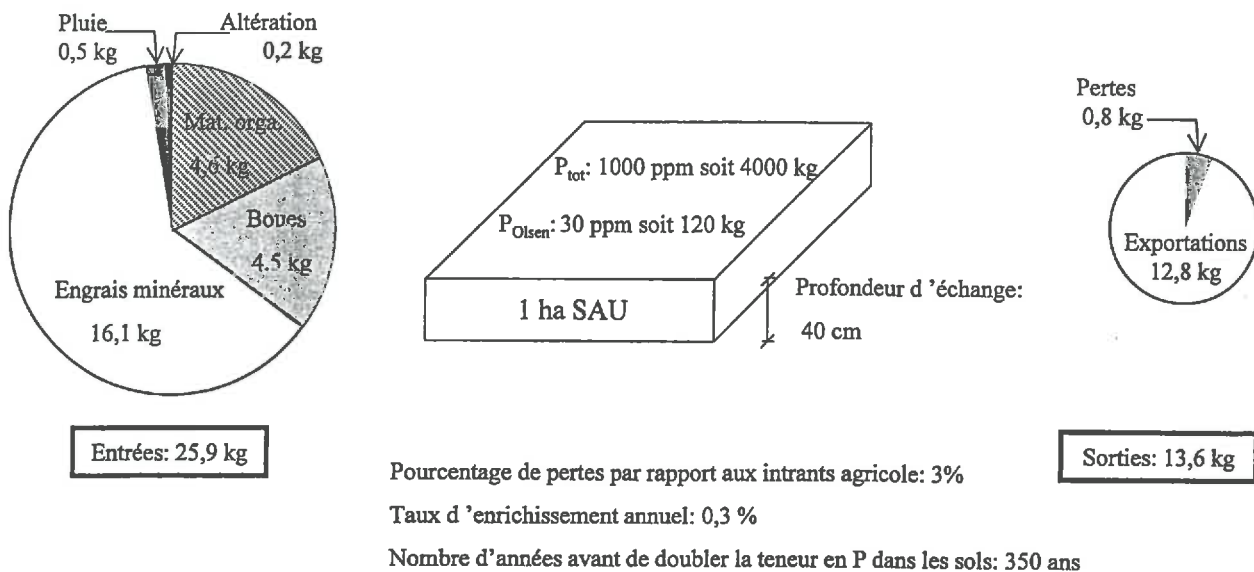
- les exportations par les cultures sont également fonction du type d'exploitation agricole (annexe V.5);
- les pertes à l'exutoire se rapportent à la moyenne interannuelle du tableau V.1;
- la masse de  $P_{tot}$  apportée par les précipitations est calculée à partir d'une concentration moyenne dans la pluie égale à  $50 \mu\text{g/l}$  (données CIPEL non publiées) et d'une hauteur de pluie moyenne de 1083 mm appliquée sur 302 ha;
- le flux de  $P_{tot}$  libéré par l'altération des roches est pris égal à  $0.2 \text{ kg ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  (Wood *et al.* 1984).

A l'échelle du bassin, les pertes par le ruisseau ne compensent même pas les apports par la pluie et l'altération des couches sous jacentes; les pertes demeurent largement inférieures (d'un facteur 10) aux flux d'entrées et de sorties agricoles. Le bassin s'enrichit annuellement de 1,7 tonnes de phosphore total.

### 2.4.2. Bilan à l'échelle des sols cultivés

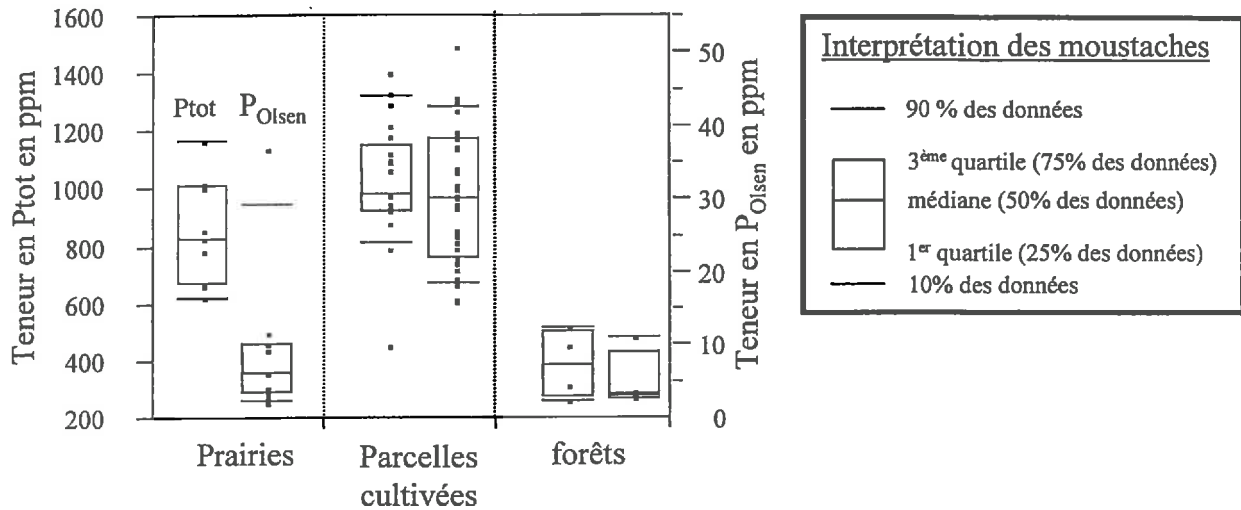
La richesse des sols en phosphore peut être considérée comme une conséquence de cette accumulation qui se manifeste plus particulièrement à la surface des sols agricoles (0 - 40 cm) étant donnée la faible mobilité du phosphore dans les profils pédologiques (Vilain 1989, Griffith *et al.* 1977) et la concentration importante des apports qui y sont pratiqués (figure V.11).

Figure V.11: Stocks et flux annuels de phosphore total sur les surfaces agricoles



Sur le bassin du Mercube, la richesse en P des sols agricoles a été mesurée sur 36 parcelles (figure V.12); les teneurs obtenues sont voisines de **1000 ppm**, valeur supérieure à celle des matières en suspension récoltées à l'exutoire du bassin (831 ppm en moyenne de 1994 à 1996). Le **stock de phosphore dans la tranche 0-40 cm est donc de 4000 kg** en prenant une densité apparente de la couche arable meuble du sol égale à  $1\text{g/cm}^3$

Figure V.12: Teneur des sols en phosphore total et Olsen selon leur mode d'occupation. Représentation par « moustaches »



Les pertes annuelles ne représentent que **3% des intrants agricoles**; cette valeur est économiquement négligeable pour l'exploitant, et vis-à-vis du stock et des flux d'entrée; le raisonnement agronomique est insuffisant pour justifier le recours à des pratiques conservatrices. En considérant que le niveau agronomique optimum de richesse en phosphore des sols se situe autour de 20 ppm de P<sub>Olsen</sub> (Morel *et al.* 1992), on peut donc conclure qu'avec une moyenne de 30,1 ppm de P<sub>Olsen</sub>, les sols agricoles du Mercube, sont largement pourvus en phosphore assimilable par les végétaux. La teneur en P du sol croît à un rythme de **0.3% par an** par rapport au stock de P contenu dans les 40 premiers centimètres de l'horizon superficiel; en gardant les mêmes flux d'entrée et de sortie, il faudrait ainsi **350 ans pour doubler cette teneur**.

### 2.4.3. Stock de phosphore dans le réseau hydrographique

Les matériaux facilement mobilisables du réseau hydrographique (sédiments meubles, végétation sèche, etc...) constituent des **stocks intermédiaires de phosphore particulaire** ( $P_p$ ) variables qualitativement et quantitativement selon le type de tronçon considéré (tableau V.2). Les tronçons les moins fournis en  $P_p$  sont les fossés agricoles enherbés (tronçons de type 7, figure III.5) séparés des zones actives par une bande herbeuse suffisamment large pour bloquer les sédiments. Ces fossés ne stockent que **0.7g  $P_p$  par mètre**. A l'opposé, les stocks de  $P_p$  présents sur la zone de débordement située sous la forêt (tronçon de type 2, figure III.5) stockent dans une couche de sédiments variant de 2 à 10 cm environ **24g de  $P_p$  par mètre**. La teneur en P des matériaux y est la plus faible de tous les tronçons (800 ppm). Les teneurs maximum des matériaux facilement érodables du réseau hydrographique se rencontrent dans les sédiments du fossé drainant la zone urbaine (1550 ppm). Au total, **ces matériaux ne représentent au moment de la campagne de prélèvements qu'une faible fraction des quantités de  $P_p$  émises annuellement à l'exutoire** (29.4 kg de stock contre 115 kg en moyenne sur les 4 années de mesure). Les fluctuations du stock n'ayant cependant pas été mesurées, cette valeur « ponctuelle » donne un ordre de grandeur mais ne peut être considérée comme constante et utilisée ultérieurement comme élément de discussion.

Tableau V.2: « Stock intermédiaire » de phosphore total dans les différents tronçons du réseau hydrographique

	Tronçon type 2 plaine d'inondation sous forêt	Tronçon type 3 drainage des zones plates, gros débits	Tronçon type 4 drainage des zones plates, faibles débits	Tronçon type 5 interception des versants	Tronçon type 6 drainage zone urbaine	Tronçon type 7 fossés agricoles enherbés
L (m)	390 m	615 m	2337 m	1302 m	488 m	552 m
M / L (kg/m)	30	2.2	3.1	9.0	1.1	0.7
[P] (mg/kg)	800	970	1000	870	1550	1000
[P] . M / L (mg/m)	24000	2134	3100	7830	1705	700
P stocké (kg)	9.4	1.3	7.2	10.2	0.8	0.40

L: Longueur totale sur le bassin représentée par l'échantillon

M / L : Quantité de matériaux par unité de longueur

[P] : Teneur en phosphore du matériau

[P] . M / L : Quantité linéaire de  $P_{tot}$  stocké

P stocké : Quantité totale de phosphore stocké

Stock intermédiaire du phosphore particulaire : 29.3 kg sans compter l'érosion des berges du tronçon de type 1

## 2.5. REPARTITION DES EMISSIONS SELON LE REGIME HYDRIQUE

Les exportations du phosphore d'origine diffuse se réalisent uniquement lorsque les précipitations sont assez importantes pour 1) engendrer des écoulements et 2) les transférer à l'exutoire. Les exportations qui s'effectuent pendant les étiages témoignent de modes de transferts beaucoup plus longs (percolation, infiltration profonde) ou de l'altération (hydrolyse) de la matrice minérale du sol et du sous-sol. Les émissions à l'étiage sont liées à la vidange progressive des nappes.

La répartition des émissions de matières à l'exutoire du Mercube est étudiée lors du suivi précis de la deuxième période (tableau V.3). Alors que les crues ne représentent sur cette période que 22.1% du temps, les volumes d'eau associés comptent pour 68.4% (figure V.5) du total. De ce fait, **la majorité des exportations de matières s'effectue pendant les périodes de crue**, bien que certaines matières soient plus ou moins diluées ou concentrées selon le régime. Tout élément dont la fraction d'émission à l'étiage est supérieure à celle du volume d'eau possède une concentration plus forte à l'étiage que pendant les crues, et vice-versa. Avec des pourcentages d'émission à l'étiage de 37,3% pour  $\text{NO}_3^-$ , 38,1% pour  $\text{Cl}^-$  et 45,1% pour  $\text{SO}_4^-$ , on conclut que ces anions sont dilués en crue, ce qui n'exclut pas l'existence de « réservoirs » d'origine diffuse.

Tableau V.3: Répartition des émissions de matières selon le régime hydrique

	Crues %	Etiages %
Longueur	22.1	77.9
Volume	68.4	31.6
Phosphore total	92.2	7.8
Phosphore soluble	82.8	17.2
Orthophosphates	83	17
$\text{NO}_3^-$	62.7	37.3
$\text{Cl}^-$	61.9	38.1
$\text{SO}_4^-$	54.9	45.1
Matières en suspens°	96.1	3.9

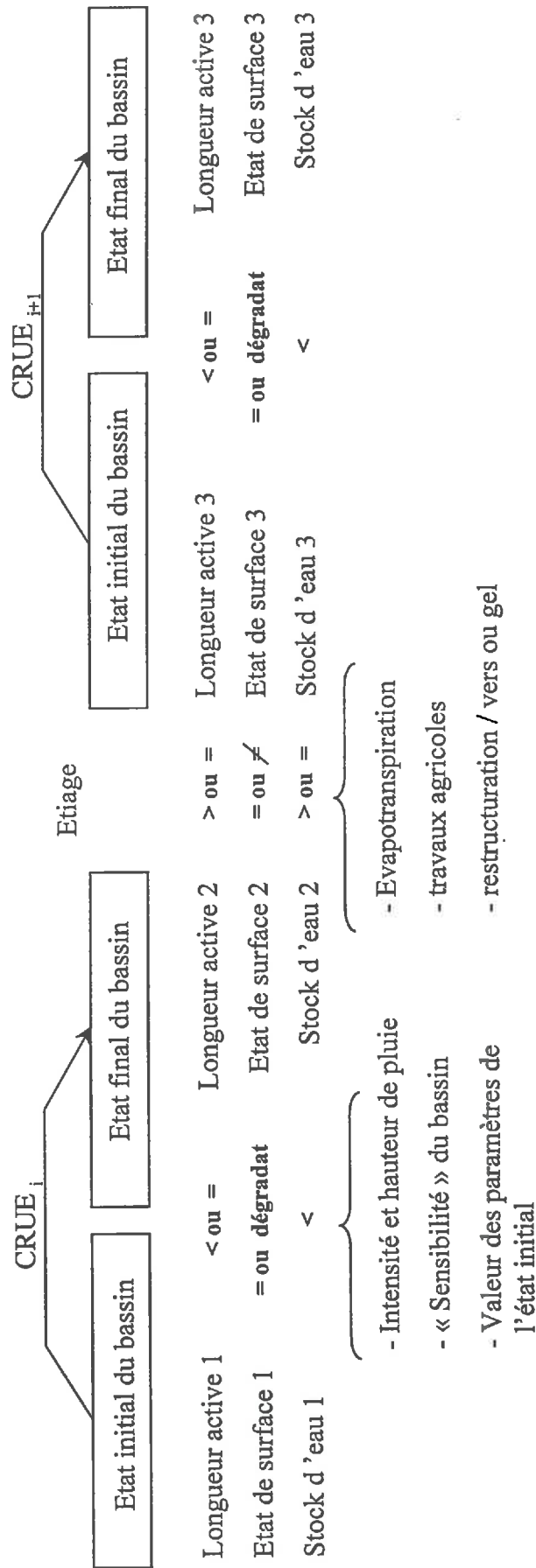
**Toutes les formes du phosphore se concentrent en crue avec un maximum pour celles liées aux suspensions dont seulement 4% des émissions sont liées aux étiages.** L'exportation du  $\text{P}_{\text{ortho}}$  largement liée aux crues (83%) est un bon indice d'absence de pollution ponctuelle. Dans une rivière polluée par des rejets ponctuels, Pilleboue (1987) avait en effet estimé à 50% la part du  $\text{P}_{\text{ortho}}$  émise à l'étiage.

## **2.6. CONCLUSIONS SUR LES FLUX MESURES A L'EXUTOIRE A L'EHELLE ANNUELLE**

Que ce soit sur le plan chimique (concentrations) ou hydrochimique (flux), le bassin versant du Mercube se caractérise par une pollution interannuelle plutôt faible par rapport à l'importance de sa surface agricole et à d'autres bassins ruraux de référence. En effet, les flux spécifiques agricoles du phosphore valent en moyenne  $0,76 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ , les concentrations en nitrates  $3,3 \text{ mg/l}$ , celles de l'ammonium  $0,06 \text{ mg/l}$  et l'érosion des parcelles cultivées est égale ou inférieure à  $1,3 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ . Bien que considérées faibles, les exportations de phosphore total sont néanmoins suffisantes pour dépasser la concentration critique recommandée pour tous les affluents du Léman ( $0,03 \text{ mg/l}$ ). En revanche, les pertes phosphorées sont négligeables d'un point de vue agronomique, non seulement par rapport aux stocks présents sur le bassin ( $0,02\%$ ) mais également par rapport aux intrants dont elles ne représentent que  $3\%$ . Les pertes sont d'autant plus négligeables que le stock de phosphore total s'accroît même de  $1,7$  tonne par an. A ce rythme, la teneur des sols, égale à  $1000 \text{ ppm}$  aura doublé d'ici  $350$  ans. Les stocks intermédiaires de phosphore constitués par les matériaux érodables du réseau hydrographique (maximum de  $24 \text{ g/m}$ ) représentent, au moment de leur estimation, une faible fraction des émissions totales ( $25\%$ ) ce qui implique un renouvellement total plusieurs fois par an, du moins théoriquement.

Les substances exportées à l'exutoire du Mercube sont émises préférentiellement pendant les périodes de crue, y compris pour les ions qui sont dilués pendant ce type de régime hydrologique. Les exportations cumulées annuelles varient largement pour les matières en suspensions et les formes du phosphore, malgré les précipitations constantes à cette échelle. L'écart-type relatif de leurs exportations ( $> 24\%$ ) tranche avec celui des anions sulfates, nitrates et chlorures ( $< 15\%$ ). L'année la plus exportatrice (1995) est celle où les sols nus ont été le plus soumis à des précipitations, ce qui tendrait à montrer que l'état du bassin joue un rôle sur le niveau des exportations. Le chapitre suivant décrit la succession des différents états de bassin dont la description est faite de juillet 1995 à janvier 97.

Figure V.13: Evolutions possibles des états du bassin versant lors de crues successives



### 3. **VARIABILITE DES ETATS DU BASSIN VERSANT**

La détermination de l'état du bassin versant se fonde à la fois sur des observations réalisées au cours de tournées de terrain et sur le calcul d'un indice reflétant le stock d'eau dans les sols du bassin à partir de paramètres météorologiques. Les observations de terrain se situent à deux échelles spatiales. A l'échelle des parcelles agricoles, elles consistent à décrire leur état de surface, modalités d'écoulements et signes visibles d'érosion. A l'échelle des sous-bassins versants, les observations portent sur les connexions des groupes de zones actives à l'exutoire, et aboutissent de cette façon à une mesure indirecte de la « longueur du réseau hydrographique actif », c'est-à-dire des longueurs de tronçons où les écoulements sont observés.

La première section de ce chapitre présente l'évolution saisonnière des paramètres hydriques définissant l'état du bassin, c'est-à-dire l'évolution des longueurs actives (section 3.1.1) et du stock d'eau (3.1.2). La seconde section présente les résultats des observations réalisées au niveau des parcelles concernant les modalités d'écoulement (section 3.2.1), l'imperméabilisation superficielle des sols agricoles (section 3.2.2) et la présence de signes d'érosion (section 3.2.3). Les relations entre ces différents facteurs sont analysées à la section 3.2.4. Enfin, la section 3.3 élabore la synthèse de l'ensemble des résultats à travers une typologie des états du bassin.

#### **3.1. DEFINITION DE « L'ETAT », INITIAL OU FINAL DU BASSIN**

L'état de bassin est défini par

- la longueur du réseau hydrographique où s'observent des écoulements (= réseau hydrographique actif), liée à l'indice de stock d'eau dans le bassin,
- les modalités d'écoulements sur les zones actives, liées à l'état structural du sol.

L'état du bassin permet ainsi de définir la localisation des zones actives et les stocks de phosphore associés.

Avant chaque crue, le bassin versant possède des caractéristiques d'état (longueur active du réseau, états de surface, stock d'eau) définissant un **état initial** que les précipitations affecteront plus ou moins selon leur intensité et la valeur des paramètres précités (figure V.13). L'**état final** correspond aux caractéristiques du bassin au moment de l'extension maximum du réseau hydrographique engendrée par la crue. Cet état peut à son tour servir d'état initial à la crue suivante ou subir des modifications pendant l'étiage; ces modifications peuvent agir de façons continues (évapotranspiration, restructuration de l'horizon superficiel par les vers de terre ou le gel) ou plus brutales (travaux agricoles, chantiers de récolte).



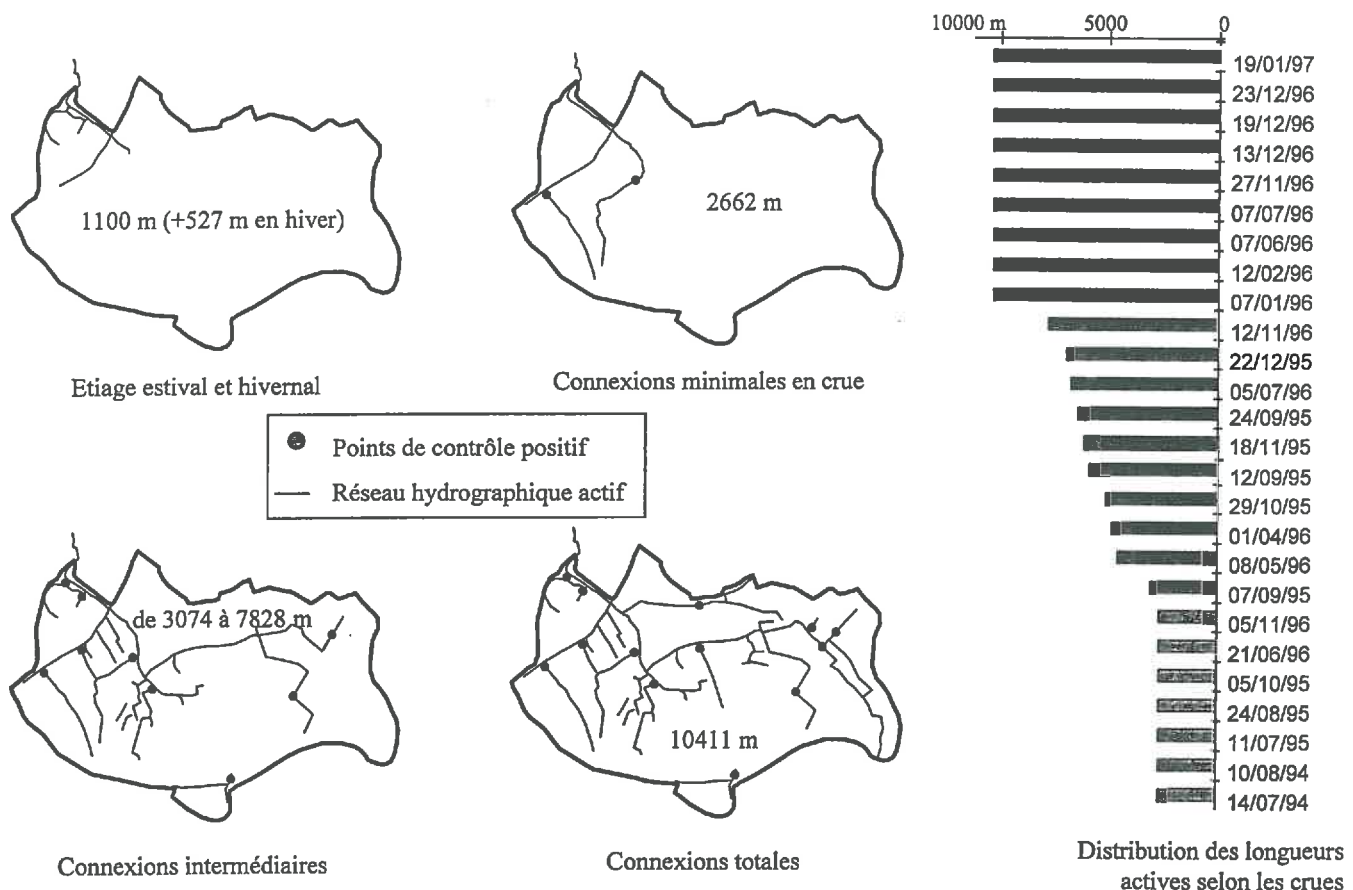
### 3.2. EVOLUTION ANNUELLE DES PARAMETRES HYDRIQUES

#### 3.2.1. Réseau hydrographique actif

La longueur totale du réseau hydrographique permanent sur le bassin du Mercube est de 10.4 km. Seul 1.1 km de tronçons sont pérennes, alimentés à leur extrémité par trois sources. Cette situation de mise à sec maximum du réseau persiste pendant les périodes d'étiage estival et n'est augmentée pendant les étiages d'hiver que de 527 m drainant la partie la plus basse du bassin. Lorsque les précipitations sont suffisantes pour provoquer des écoulements sur les zones actives et les connecter à l'exutoire, le réseau hydrographique actif s'étend plus ou moins progressivement.

L'augmentation minimum de la longueur du réseau hydrographique actif est due aux connexions des surfaces localisées pour la plupart sur la zone imperméabilisée au Sud-Ouest du bassin (Essert). Ces nouveaux tronçons actifs correspondent à deux points d'observation des écoulements (figure V.14). La longueur du réseau hydrographique atteint alors 25% de sa longueur totale. Sur les vingt sept crues étudiées, sept provoquent cette **augmentation minimum de longueur**; intervenant pour la plupart pendant la saison estivale, elles sont suivies d'un retour à une situation d'étiage.

Figure V.14: Mise en eau successive des tronçons du réseau hydrographique du Mercube



Il existe, entre cette longueur minimum en crue et la mise en eau totale du réseau hydrographique, toute une gamme de **valeurs intermédiaires** prises lors de crues pré- ou post-hivernales. La longueur des tronçons actifs lors de ces crues (état final), au nombre de dix, évolue ainsi de 3074 m (crue du 7.09.95) à 7828 m (crue du 12.11.96), indépendamment

de la hauteur de pluie provoquant chaque crue. La répartition détaillée des tronçons actifs de chaque crue est fournie dans l'annexe V.6. La proportion de l'ensemble des crues correspondant aux longueurs intermédiaires de réseau hydrographique actif est de 40% (par rapport à la durée totale des crues de la deuxième période).

Pour les neuf crues restantes, tous les points de contrôle présentent des écoulements, ce qui implique que la **totalité du réseau hydrographique est en eau**. Parmi elles, seules deux interviennent en dehors de la période hivernale (crues du 7.06.96 et du 7.07.96).

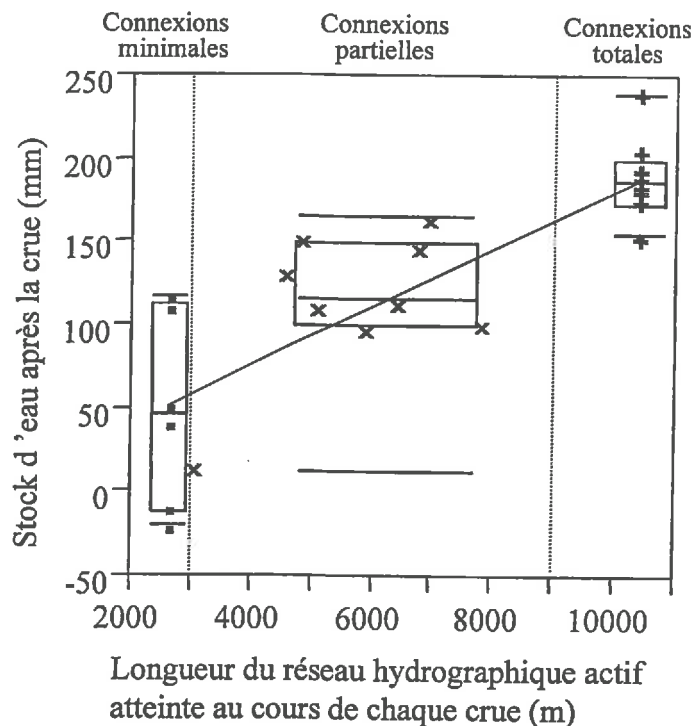
### 3.2.2. Indice de stock d'eau dans les sols

Parallèlement à l'extension saisonnière des longueurs actives d'une crue à l'autre, on constate un accroissement de l'indice du stock d'eau dans le bassin (mesuré en fin de crue) (figure V.15).

Les plus forts déficits hydriques sont reliés aux crues pour lesquelles la mise en eau du réseau est minimum, bien que cette relation ne soit pas réciproque. Les crues caractérisées par une mise en eau totale du réseau correspondent systématiquement aux valeurs du stock maximum excepté pour les crues du 7/06/96 et du 27/11/96 dont les dates correspondent à des périodes précédées de longs étiajes.

L'accroissement des longueurs actives s'effectue donc à la faveur de la réduction de l'évapotranspiration et proportionnellement au nombre de mm de pluie cumulée. Sur les années d'observation des connexions du réseau hydrographique, il a fallu un cumul de 60 à 80 mm de pluie pour passer d'une longueur active minimale en crue à une longueur active intermédiaire, et de 140 à 190 mm pour atteindre 100% d'écoulements dans le réseau hydrographique.

Figure V.15: Relation entre les longueurs actives et la valeur du stock d'eau dans les sols du bassin versant au cours des crues



Il apparaît donc possible d'estimer avec une assez bonne précision la longueur du réseau hydrographique actif en crue à partir de la valeur simultanée du stock d'eau ( $\text{Long. Act.}_{\text{en crue}} (\text{m}) = 1794 + 40 * \text{Stock}_{\text{en crue}} (\text{mm}), r^2 = 0.71, n = 26$ ). En aucun cas la valeur du stock d'eau initial seule, ni celle de la hauteur de pluie seule ne permettent de prédire la longueur active lors des crues ( $r^2 = 0.57$  et  $0.23$  respectivement, annexe V.7). L'utilisation d'un « Indice des Pluies Antécédentes » tenant compte des pluies les plus récentes ne permet pas plus d'approcher cette valeur (annexe V.7). La mesure de la longueur active demeure par conséquent l'indicateur le plus direct de la saturation des sols et de la connexion des zones actives à l'exutoire.

### **3.3. EVOLUTION DES ZONES ACTIVES**

**Avertissement:** les observations au niveau des parcelles rendent compte des conditions d'écoulement coïncidant avec l'émission du phosphore. Elles ne servent en aucun cas à expliquer les processus du ruissellement ou de l'érosion, même si les paramètres utilisés (état de surface, modalité d'écoulement et symptômes d'érosion) rappellent un enchaînement causal (Cros Cayot 1996). C'est aussi la raison pour laquelle l'intensité de la pluie n'est pas prise en considération dans ce chapitre consacré aux écoulements sur les zones actives.

#### **3.3.1. Modalités d'écoulement de l'eau sur les parcelles agricoles**

##### *3.3.1.1. Ecoulements et inondations observés*

Chacune des 21 parcelles témoin (huit sur versants concaves, huit sur versants à pente d'intensité constante et cinq dans les zones inondables) est examinée pendant 23 des 25 crues de la période du suivi détaillé (se rapporter au protocole de suivi, chapitre IV.4). Sur les parcelles de versants, les écoulements observés sont ordonnés selon une classification déjà utilisée par Vansteelant *et al.* (1997):

- **aucun écoulement visible,**
- écoulements diffus de bas de parcelles; les observations ainsi qualifiées correspondent à des cas où aucun autre écoulement ne se manifeste sur la parcelle. Ces écoulements, interprétés comme résultant de **transferts hypodermiques**, se matérialisent par la présence de flaques s'écoulant lentement vers les fossés.
- écoulements diffus de bas de parcelles mais alimentés notamment par du **ruissellement dans les traces de roues**; le mode de transfert hypodermique ne peut pas être exclu.
- **ruissellement généralisé** à la surface entière de la parcelle, qualifié de **concentré** si l'eau emprunte les traces de roues de tracteurs, les talwegs ou les rigoles d'érosion sur toute la longueur de la pente, qualifié de **diffus** sinon; ce type de ruissellement n'exclut pas les écoulements hypodermiques, ni les écoulements dans les traces de roues, mais il les masque. Le ruissellement généralisé couvre la quasi-totalité de la surface de la parcelle et se manifeste notamment par une réorganisation des débris organiques à la surface des zones actives et des dépôts éventuels de particules dans les micro-dépressions.

Les observations relatives aux parcelles témoins situées sur les **zones plates** sont rangées en trois classes:

- la parcelle ne présente pas de flaques au moment de l'observation,
- la parcelle présente des flaques dont l'étendue est inférieure au tiers de la surface de la parcelle,
- la parcelle présente des flaques dont l'étendue est supérieure au tiers de la surface de la parcelle.

3.3.1.2. Répartition globale des différents écoulements sur les zones actives

L'annexe V.8 décrit pour chaque date le mode d'écoulement de chaque parcelle témoin. Par exemple, pour la crue du 7/01/96 (tableau V.4), toutes les parcelles concaves sont considérées actives et sept d'entre elles ne présentent que des écoulements diffus de bas de versants; pour les parcelles situées sur les zones à pentes constantes, les écoulements sont moins systématiquement observés (trois parcelles sans écoulements) mais sur les parcelles actives, les surfaces concernées par ces écoulements s'étendent aux traces de roues laissées par les engins agricoles. Enfin, toutes les parcelles témoin des zones plates sont inondées sur au moins le tiers de leur superficie.

	Zones concaves				Zones à pente uniforme				Zones plates	
	Ruissellement diffus de bas de parcelle (hypo ou exfiltration)	Ruissellement uniquement concentré dans les traces de roues	Ruissellement généralisé diffus	Ruissellement généralisé concentré	Ruissellement diffus de bas de parcelle (hypo ou exfiltration)	Ruissellement uniquement concentré dans les traces de roues	Ruissellement généralisé diffus	Ruissellement généralisé concentré	Excès d'eau modéré (flaques < 1/3 surface)	Excès d'eau (flaques > 1/3 surface)
7/01/96	Z.C.1	■			Z.U.1				Z.P.1	■
	Z.C.2			■	Z.U.2	■			Z.P.2	■
	Z.C.3	■			Z.U.3		■		Z.P.3	■
	Z.C.4	■			Z.U.4		■		Z.P.4	■
	Z.C.5	■			Z.U.5		■		Z.P.5	■
	Z.C.6	■			Z.U.6					
	Z.C.7	■			Z.U.7		■			
	Z.C.8	■			Z.U.8					

Z.C : parcelles témoins situées sur versants concaves  
 Z.U : parcelles témoins situées sur versants dont la pente est constante  
 Z.P : parcelles témoins situées en zones plates

Tableau V.4: Caractéristiques observées des écoulements sur les parcelles témoins lors de la tournée du 7/01/96

Considérées globalement, les 352 observations des écoulements d'eau sur les versants (seize parcelles \* vingt-trois crues) montrent que la fréquence et le développement des écoulements restent relativement faible pendant la durée du suivi. En effet, 48% des parcelles explorées ne présentent aucun écoulement (figure V.16).

Figure V.16: Fréquence des différents types d'écoulements observés sur les parcelles témoin lors des crues

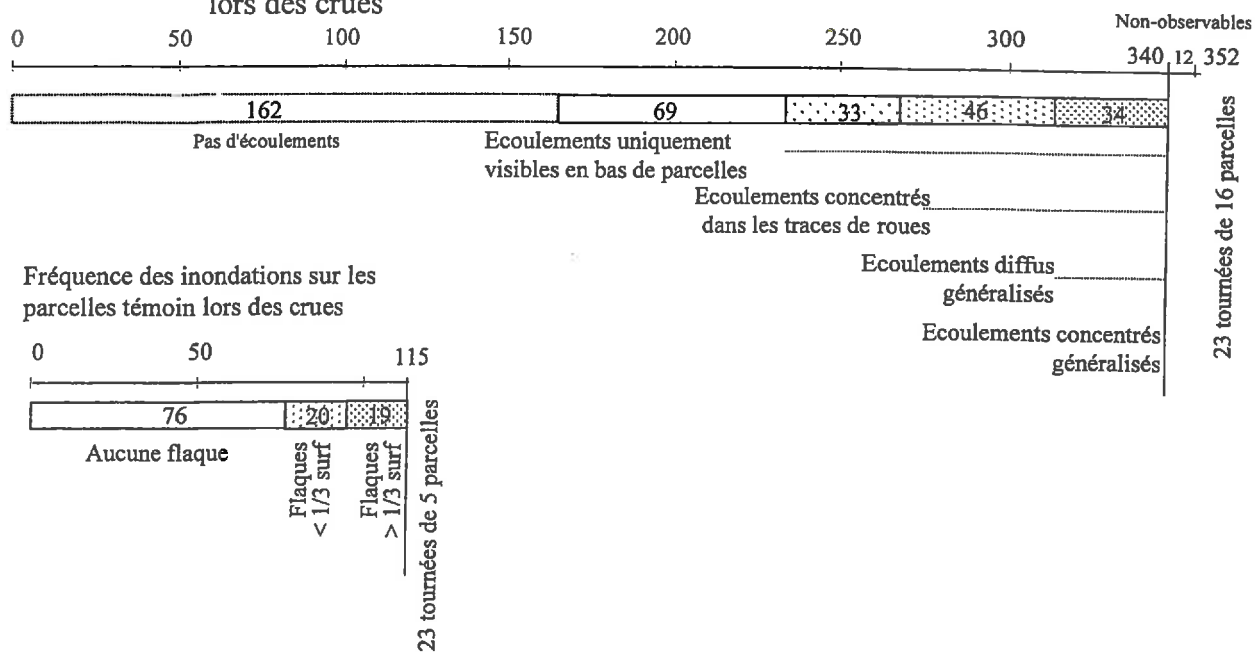
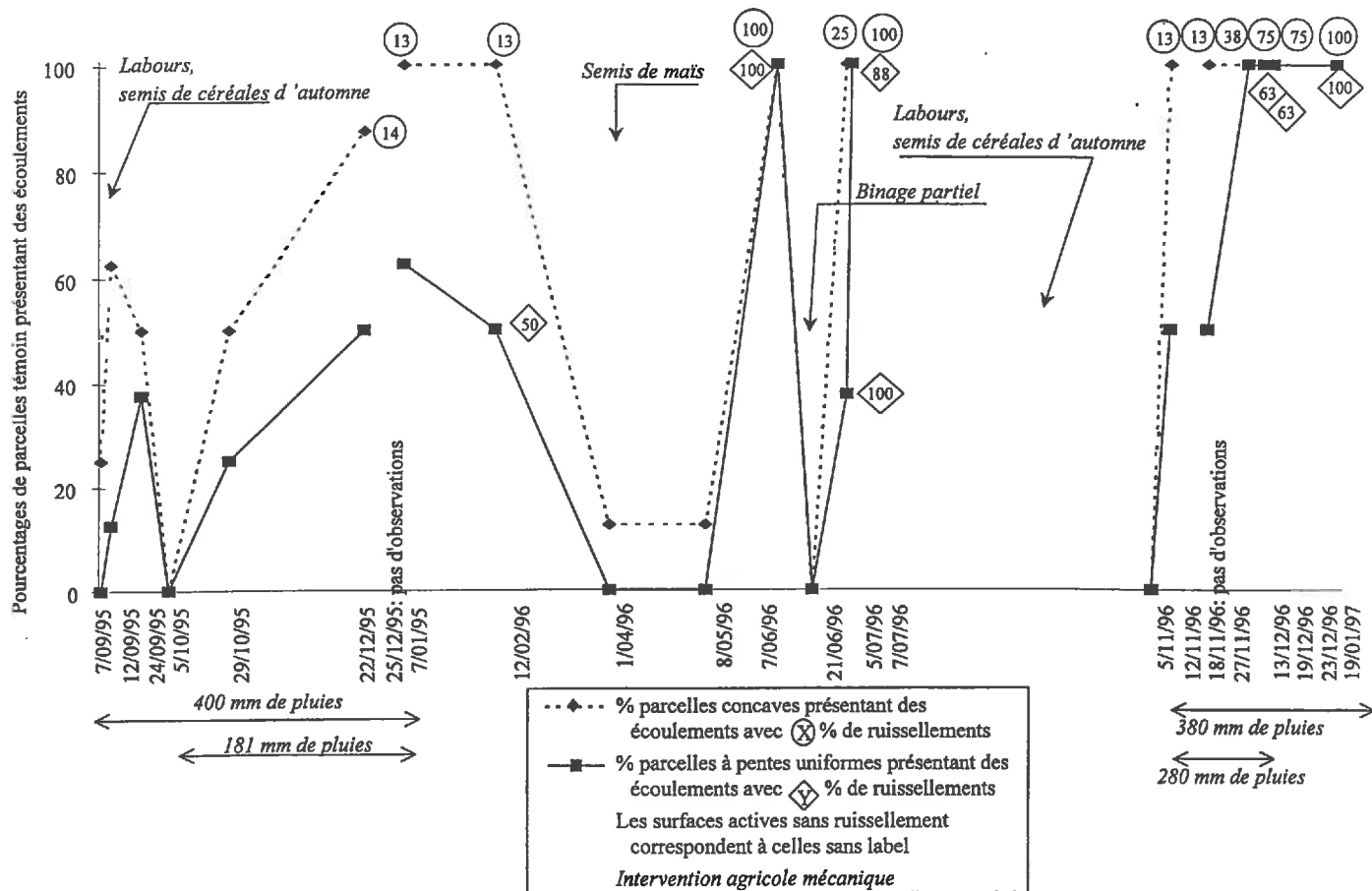


Figure V.17: Evolution des surfaces actives et des ruissellements selon la morphologie des parcelles



Parmi les parcelles présentant des écoulements, 38% d'entre elles ne subissent que des écoulements diffus de bas de parcelle; ce type de transfert hydrique est probablement présent pour les 62% restants, mais est masqué par les autres formes d'écoulements. Le groupe des parcelles émettant de l'eau par ruissellement, essentiellement de manière diffuse, est le plus important avec 44% de cas. Concernant les zones plates, celles-ci ne se sont révélées être affectées par d'importantes inondations que dix-neuf fois sur cent quinze (cinq parcelles \* vingt-trois tournées). Pour la moitié des crues, au moins une des parcelle témoin est concernée par des inondations.

#### *3.3.1.3. Evolution des écoulements au fil des crues*

Pour l'étude de l'évolution crue par crue des caractéristiques des écoulements, les informations de l'annexe V.8 sont synthétisées et simplifiées en ne présentant sur la figure V.17 que la proportion de parcelles témoin sur versants présentant des écoulements lors des crues, et, parmi ces écoulements, la proportion de ruissellements généralisés.

La généralisation des ruissellements sur l'ensemble des parcelles témoin situées sur versant n'est atteinte que lors de trois crues (7/06/96, 7/07/96 et 19/01/96) alors que pour neuf crues aucun ruissellement voire écoulement n'est observé. La surface affectée par des écoulements au cours de la saison hivernale augmente plus progressivement (7/01/96 et 19/01/97) que pendant l'été (7/06/96 et 7/07/96), où une seule pluie suffit à passer des crues sans aucun écoulement à des ruissellements concentrés généralisés.

**L'apparition des premiers signes d'écoulements** ou d'inondation sur les zones actives apparaît souvent liée à des **pluies ou des intensités pluvieuses instantanées importantes** (environ 60 mm de pluie pour les crues du 7/09/95, 7/06/96 et 5/07/96, voir tableau V.5 à la fin du chapitre V.3.3, p. 176).

Les **écoulements diffus localisés en bas de parcelles** et reliés à des ruissellements dans les traces de roues apparaissent environ 200 mm de pluies après la dernière crue sans écoulement. Si les pluies hivernales se poursuivent, la surface touchée par les ruissellements s'accroît jusqu'à concerner la totalité des parcelles (cumul pluviométrique = 380 mm le 19/01/97). Dans ce dernier cas, les ruissellements sont surtout provoqués par le **gel des terres**.

#### *3.3.1.4. Influence de la morphologie des zones actives sur le développement des écoulements*

En comparant les trois lots de parcelles témoin (pentes concaves, uniformes et zones plates), on constate que **les écoulements sur les surfaces concaves précèdent ceux des surfaces à pentes uniformes**, eux-mêmes précédant l'inondation des zones plates. Il semble donc bien exister une relation entre la morphologie des zones actives, la précocité des écoulements et leurs modalités. Ainsi, de la même façon que le cumul des précipitations provoque des écoulements de plus en plus intenses, il induit également une évolution de la localisation des écoulements en fonction de la morphologie des parcelles. **Les premiers écoulements diffus de bas de parcelles concernent d'abord les zones concaves; au fil des précipitations de la période hivernale, les écoulements s'accroissent non seulement au sein des parcelles (concentration dans les traces de roues, ruissellement diffus généralisé) mais finissent également par toucher toutes les zones morphologiques.**

### 3.3.2. Imperméabilisation des sols des parcelles agricoles

La description des états de surface de toutes les parcelles du bassin est effectuée lors de huit tournées exhaustives (168 parcelles) selon le protocole décrit au chapitre IV.4. Trois informations principales sont déduites des observations:

1) La surface dégradée totale, comportant surfaces battantes et traces de roues, est déterminée au moment de chaque crue; elle donne une indication sur l'imperméabilisation des surfaces du BV. La détermination de la surface battante étant réalisée lorsque celle-ci est susceptible d'être élevée ou au contraire minimum (départ d'une nouvelle saison culturale, déclencheur 1), les valeurs rapportées sont entachées d'un certain biais puisqu'elles représentent des extrema plutôt que des valeurs moyennes.

2) La distribution des différents pourcentages de battance sur l'ensemble des parcelles permet, selon Vansteelant *et al.* (1997), de prévoir le déclenchement du ruissellement généralisé, notamment lorsque la proportion de surfaces battantes dépasse 40%.

3) La répartition de la surface battante totale parmi les différentes cultures au cours des saisons permet d'attribuer les responsabilités relatives nettes (surface de culture  $i$  \* taux d'imperméabilisation  $i$ ) et met en valeur une succession spatio-temporelle des surfaces imperméabilisées.

Le suivi des parcelles est divisé en trois périodes culturales: automne/printemps 95 (blé d'hiver), printemps/été 96 (maïs) et automne/hiver 96 (blé d'hiver). A l'intérieur d'une même période, la valeur de la surface battante entre deux observations est interpolée par rapport aux cumuls des précipitations. Les résultats concernant la battance sont présentés par période culturale et selon le plan présenté ci-dessus.

Lors de la **première période**, seulement 8% (10,21 ha) de la surface des sols présente un état structural dégradé (figure V.18). De plus, la surface des parcelles dont la battance dépasse 40% reste faible d'octobre à mars (figure V.19). Les surfaces battantes sont attribuables, dans l'ordre, au blé d'hiver (62 %), au colza (24 %), aux chantiers de récolte du maïs (9 %) et aux parcelles déchaumées (5%). Cette répartition de surfaces battantes reflète cependant davantage la surface totale occupée par chaque culture sur le bassin que son taux d'imperméabilisation relatif; l'imperméabilisation relative de chaque culture suit en effet un autre ordre: colza 58%, chantiers de récolte de maïs 15%, blé 10% et chaumes 0,4% (annexe V.9).

La **seconde période de culture**, estivale, est marquée par des valeurs d'imperméabilisation des sols cinq fois plus élevées que lors de la période hivernale précédente (45 ha de surfaces battantes soit 35% de la surface agricole utile (SAU) et 15% de la surface totale du bassin). Le premier pic est atteint à la suite d'un orage de grêle violent dont l'intensité et la lame d'eau précipitée ( $I_{\max} = 102$  mm/h,  $H = 56$  mm, le 7/06/96) ont déstructuré à 100% les cultures de soja et de maïs, ces dernières occupant le tiers de la SAU en cette saison. Une restructuration de l'horizon superficiel (binage) de certaines parcelles de maïs a eu lieu la semaine suivant cet événement de forte intensité, ce qui explique que la battance au moment de la crue du 7/07/96 (38 ha) soit légèrement inférieure à celle provoquée lors de la crue du 7/06/96. Les cultures concernées par la battance sont principalement celles de maïs et de soja du fait de l'absence de couvert végétal, celui-ci étant au contraire total sur les autres cultures en cette période. Par rapport à la première période, on note non seulement une augmentation absolue des surfaces dégradées, mais en plus une concentration de celles-ci sur des parcelles présentant une surface battante proche de 100%, ce qui est un facteur de risque réel, eu égard aux ruissellements observés simultanément, et par suite aux émissions de phosphore. Cette deuxième période est

donc caractérisée par une augmentation brutale du taux d'imperméabilisation qui ne concerne que deux crues estivales importantes.

La dégradation des sols lors de la **troisième période culturale** est beaucoup plus continue et ne touche au maximum que 30 ha de SAU. La plupart des parcelles concernées (blé) présentent des taux d'imperméabilisation inférieurs à 40%. La faible proportion d'imperméabilisation des chantiers de récolte du maïs malgré leur représentation spatiale importante en hiver (127 ha) est à relier au mulch important laissé sur place. En effet, le compactage lié aux opérations de récolte s'atténue rapidement grâce à la reprise de l'activité biologique stimulée par l'apport de matières organiques (Vansteelant *et al.* 1997). La période de suivi se termine par le gel des sols et leur recouvrement par 10 cm de neige. L'état de surface lors de la dernière crue étudiée (19/01/97) est donc considéré égal ou inférieur à celui de la crue du 19/12/96 lors de laquelle le dernier suivi des parcelles a eu lieu.

Figure V.18: Evolution de l'état de dégradation de la surface des parcelles cultivées

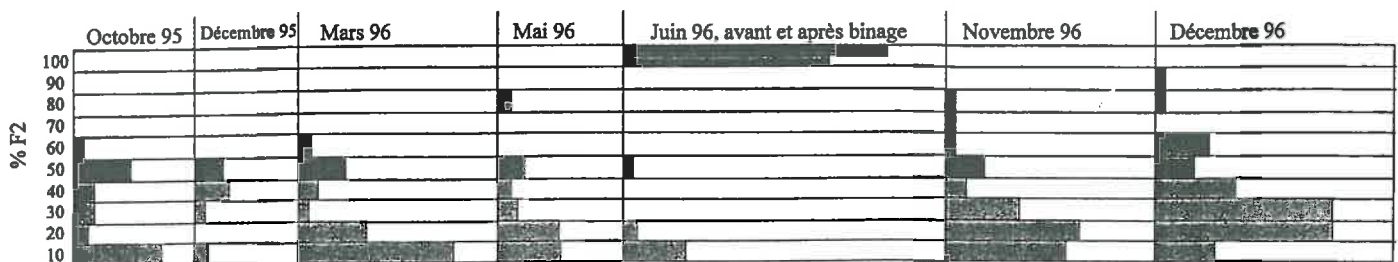
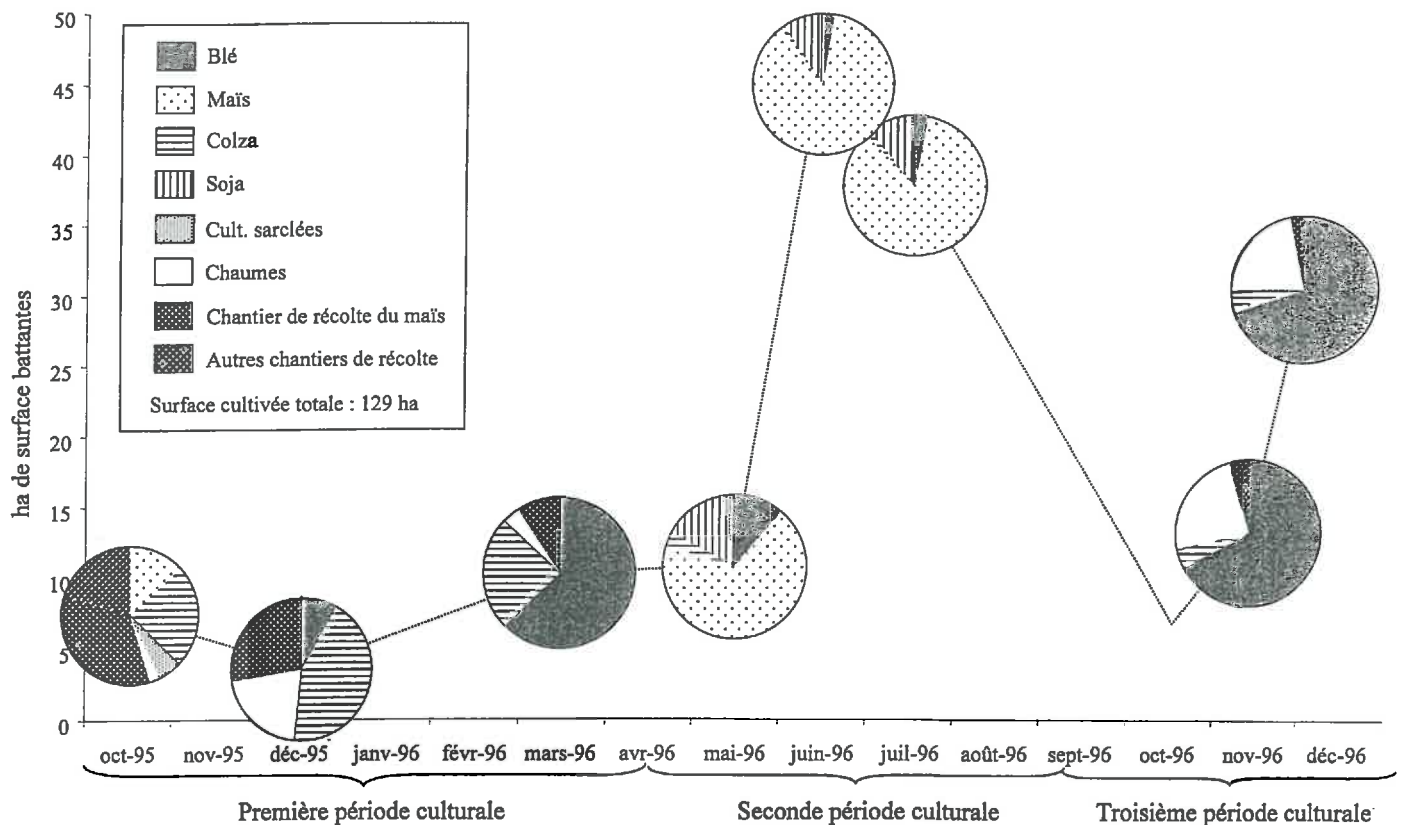
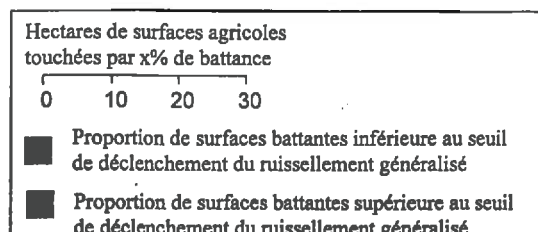


Figure V.19: Distribution des pourcentages de surfaces battantes observées lors des campagnes exhaustives





En résumé, le développement de la battance sur le bassin du Mercube pendant la période du suivi des parcelles (octobre 95 à décembre 97, soit 20 crues) est donc resté modéré (< 18% de la SAU) pendant les deux-tiers des crues. Les valeurs les plus fortes (<35% de la SAU) se rencontrent d'une part à la saison estivale, concentrées sur les cultures de maïs à l'issue d'événements pluvieux décennaux, d'autre part en hiver concentrées sur les cultures de blé. Dans chacun des deux cas, la forte destructuration des sols est suivie d'une restructuration anthropique (binage), biologique (turricules, racines) et climatique (fentes de retrait et gel).

### 3.3.3. Signes visibles d'érosion sur les parcelles agricoles

La description des signes d'érosion se déroule lors des tournées exhaustives (figure IV.11). Elle se heurte à deux obstacles. Le premier concerne la difficulté de distinguer les signes d'érosion nouveaux propres à la dernière averse concernée, de ceux ayant été formés antérieurement. Le second obstacle concerne l'impossibilité de percevoir l'érosion diffuse.

#### 3.3.3.1. Incertitudes liées à la datation des signes d'érosion

Le premier obstacle est lié à la méthode de description des entailles érosives (section moyenne par parcelle et densité approximative) qui est trop peu précise pour suivre sur une même parcelle la progression des phénomènes érosifs d'une averse à l'autre. En somme, la première apparition de signes visibles d'érosion est plus facile à repérer et à décrire que leur évolution liée à des pluies successives. Sur l'ensemble des crues étudiées, une seule crue est associée à des signes visibles d'érosion (23/12/96) dont il est impossible de déterminer la « part héritée » de la crue précédente (19/12/96) de celle nouvellement créée. Dans tous les autres cas, une telle incertitude a pu être évitée soit parce que les précipitations donnant lieu au développement de l'érosion sur les parcelles sont assez espacées pour permettre à des travaux agricoles (sarclage, nouveaux semis) d'effacer toutes entailles (crues du 7/06/96, 7/07/96, 19/12/96), soit parce que les événements érosifs successifs sont d'intensité nettement croissante de telle sorte qu'il se crée de nouveaux signes distinctifs sur de nouvelles parcelles (crue du 19/01/97).

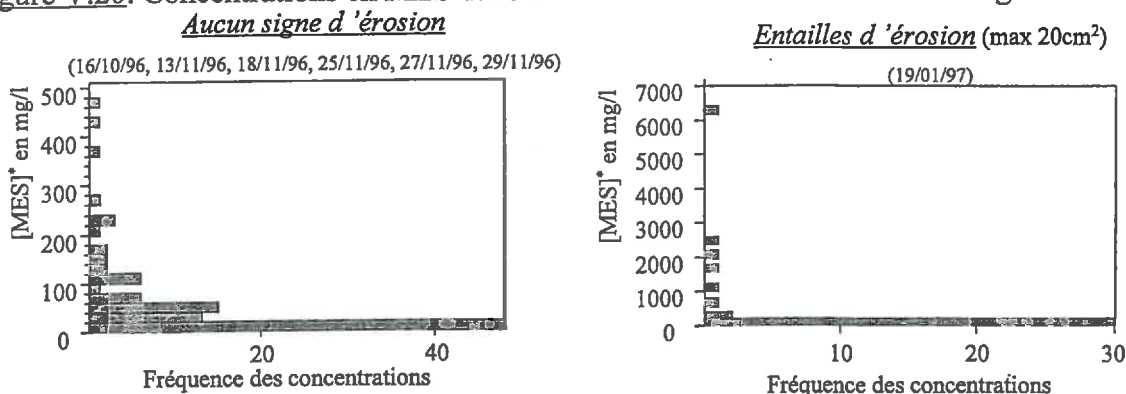
Ainsi, sur le bassin du Mercube, cinq crues au plus sont associées à des signes visibles d'érosion (tableau V.5), correspondant à 30% des hauteurs de pluies. Leur apparition est concentrée sur deux périodes, l'une estivale, l'autre hivernale. Les caractéristiques des signes d'érosion ont une répartition bimodale puisque l'on distingue d'une part 2 crues à faible développement de l'érosion (parcelles concernées < 9, section maximum des entailles < 10 cm<sup>2</sup>) et d'autre part deux crues où le nombre de parcelles érodées est 3 fois supérieur et la taille maximum des entailles de 2 à 100 fois supérieure (annexe V.10). La localisation des parcelles érodées est saisonnière et dépend en premier chef du mode d'occupation du sol. Les signes d'érosion estivaux se développent exclusivement sous les cultures de maïs et de soja, alors que ce sont les cultures de blé qui montrent les symptômes d'érosion les plus importants en hiver.

### 3.3.3.2. Assimilation des écoulements faiblement érosifs aux écoulements non érosifs

Le **second obstacle** à une description complète des formes d'érosion est dû à la méthode d'observation employée qui rend uniquement compte de l'apparition de griffes érosives ou d'entailles, c'est-à-dire de l'érosion linéaire concentrée; cette « observation sélective » entraîne que **l'érosion diffuse est assimilée à une absence d'érosion**. Or, il est parfois fait mention d'érosions diffuses responsables d'exportations très importantes de particules (50 g/l sur parcelles cultivées, Lecomte *et al.* 1997). Dans le cas particulier de la présente étude, cette confusion inévitable ne porte pas à conséquence. En effet, des prélèvements effectués en continu à l'exutoire de parcelles agricoles lors d'événements avec et sans manifestation visible d'érosion au niveau des parcelles (chapitre IV.5), montrent qu'il existe bien une opposition quantitative nette entre ces deux types d'événements (figure V.20). Les concentrations maximum mesurées lorsqu'aucune trace d'érosion n'est relevée (six crues totalisant cent trois mesures) sont systématiquement inférieures à 500 mg/l, la médiane se situant aux alentours de **50 mg/l**.

En faisant l'hypothèse que toutes les pluies nettes annuelles donnent naissance à des écoulements de cette concentration en particules, le taux d'érosion s'élèverait à 200 kg.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>. ce qui représente tout de même 20% de la quantité tolérée localement, équivalente à la vitesse de formation des sols (chapitre I.3.2.4.1). **On qualifie désormais de « ruissellements faiblement érosifs » les écoulements ne provoquant pas de signes visibles d'érosion par opposition aux ruissellements érosifs** des crues du 7/06/96, 7/07/96, et 19/12/96. La présence de signes visibles d'érosion sur le terrain provoque des pics de concentration en particules beaucoup plus importants, comme en témoignent les mesures à l'exutoire du sous-bassin versant lors de la crue du 19/01/97 (figure V.20).

Figure V.20: Concentrations en MES dans des écoulements sur le sous-bassin agricole



\* Les matières en suspension (MES) sont mesurées sur des échantillons représentant de 30 à 60 minutes

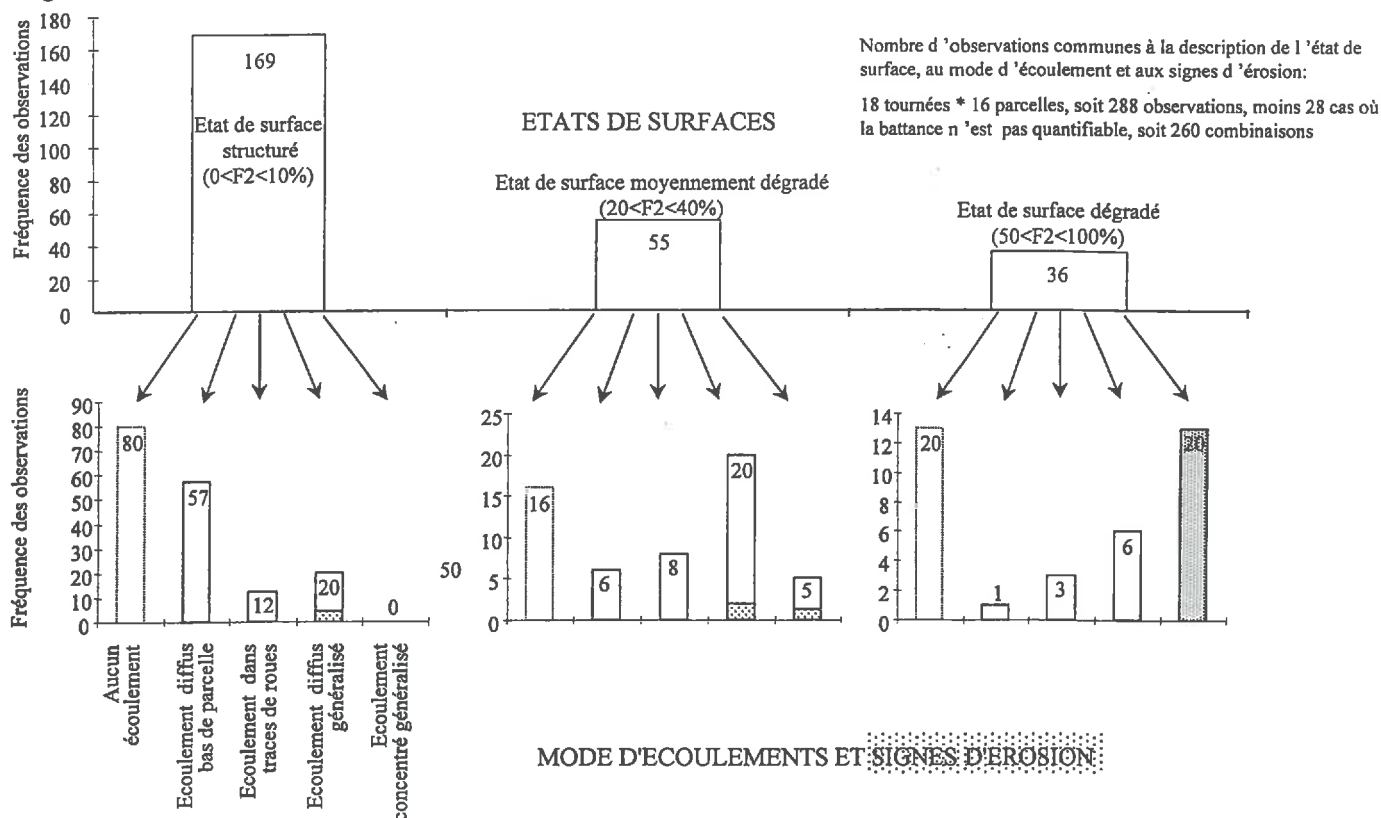
En résumé, la catégorie des crues associées à des signes visibles d'érosion est rare puisqu'elle ne concerne au plus qu'une crue sur 5. L'apparition de signes d'érosion sur les zones actives peut être considéré comme un bon indicateur de la participation des sols aux exportations de phosphore; les écoulements associés à des signes visibles d'érosion contiennent en effet de dix à cent fois plus de matières en suspension que ceux issus par exemple des exfiltrations de bas de versant.

### 3.3.4. Relation entre états de surface, modalités d'écoulement et signes visibles d'érosion

Certaines crues bénéficiant d'observations simultanées des états de surface, modalités d'écoulements et signes d'érosion sur les zones actives, on se propose de définir les combinaisons les plus probables entre les valeurs prises par ces trois facteurs (figure IV.7). Ces combinaisons sont tirées des observations réalisées sur les seize parcelles témoin. Leur état de surface au moment de l'observation des écoulements est déduit des dix tournées exhaustives (figure IV.11) et des interpolations réalisées parcelle par parcelle, en tenant compte du cumul des pluies entre deux crues. Ce sont ainsi dix-sept crues qui bénéficient de valeurs communes entre les états de surface, les modalités d'écoulement et les signes d'érosion. Seules 260 observations communes aux trois paramètres (sur 272) sont disponibles à cause de certains couverts végétaux gênant la détermination de l'un des paramètres.

La figure V.21 présente la répartition des différentes combinaisons possibles. Lorsque l'état de la surface des zones active est structuré, 80% des écoulements sont ou nuls ou localisés en bas de parcelles sous la forme d'écoulements diffus. Cet état structural ne donne jamais lieu à des ruissellements généralisés concentrés. Il a conduit par deux fois à l'apparition de signes d'érosion, sur une parcelle de blé et un chantier de récolte du maïs-grain.

Figure V.21: Résultats sur les combinaisons entre états de surfaces, modes d'écoulement et érosion



A un **pourcentage de battance compris entre 20 et 40%**, c'est-à-dire correspondant à un état de surface moyennement dégradé, correspond une répartition différente des formes d'écoulements. Ces écoulements sont majoritairement diffus et généralisés. Exceptionnellement, ils sont associés à des signes visibles d'érosion.

La **déstructuration de la surface** n'est pas systématiquement associée à des écoulements, même au stade ultime de la dégradation ( $50 < \text{surface battante} < 100\%$ ). Cependant, lors d'une pluie sur deux, un tel état de déstructuration conduit au ruissellement généralisé qui est systématiquement accompagné de signes visibles d'érosion.

En résumé, on constate que **lorsque des écoulements se produisent, leurs modalités sont assez bien reliées au pourcentage de surfaces battantes**. Pour une surface structurée, 65% des écoulements sont localisés en bas des parcelles, pour une surface moyennement structurée, 51% des écoulements sont généralisés diffus, et une surface déstructurée conduit dans 67% des cas à une concentration du ruissellement généralisé et à l'érosion.

**Tableau V.5:** Valeurs des paramètres définissant l'état initial du bassin versant, caractéristiques pluviométriques et valeurs définissant l'état du bassin à la fin des crues

Conditions initiales		Signal pluie		Conditions en fin de crue					
Date des crues échantillonnées dans le détail	Valeur du stock d'eau la veille de la crue (mm)	H <sub>pluie</sub> (mm)	I <sub>max 15'</sub> (mm/h)	Valeur du stock d'eau juste après la crue (mm)	Longueur du réseau hydrographique actif (m)	Surfaces agricoles battantes (ha)	Pourcentage de surfaces présentant des écoulements	Nombre de parcelles présentant des signes visibles d'érosion	
14/07/94	17	1100	27	22,3	38,5	2662		0	
10/08/94	-34	1100	13	11,1	-23,1	2662		0	
11/07/95	131	1100				2662		0	
24/08/95	-39	1100	29	16,3	-11,4	2662		0	
07/09/95	-26	1100	60	16,6	12,9	3074		13	aucune
12/09/95	26	1100	76	7,0	95,8	5923		38	aucune
24/09/95	88	1100	32	15,2	112,4	6433		44	aucune
05/10/95	97	1100			109,0	2662		0	aucune
29/10/95	85	1100	25	11,1	108,0	5143	7,16	38	aucune
22/12/95	133	1627	32	8,3	162,0	6966	3,95	69	aucune
25/12/95	162	6966	31	11,1	184,6		5,51	0	
07/01/96	171	10167	20	7,0	175,2	10411	6,63	81	aucune
12/02/96	166	3239	24	7,5	184,1	10411	8,38	75	aucune
01/04/96	139	1100	13	4,2	149,2	4871	10,21	6	aucune
08/05/96	111	1100	20	18,1	128,6	4601	10,86	6	aucune
07/06/96	105	1100	56	102,4	155,1	10411	44,7	100	28
21/06/96	100	1100	20	5,2	114,3	2662	38,28	0	aucune
05/07/96	92	1100	60	36,0	145,0	6765		69	aucune
07/07/96	145	6765	64	8,8	188,6	10411	41,5	100	6<n<28
05/11/96	36	1100	15	8,8	50,0	2662		0	aucune
12/11/96	56	1100	37	7,2	98,8	7828		75	aucune
18/11/96	93		32	4,0	120,1	6422	8	0	
27/11/96	145	5934	16	7,2	153,5	10411	13,9	75	aucune
13/12/96	153	10167	37	6,4	181,0	10411	23,9	100	aucune
19/12/96	172	10167	45	6,0	193,7	10411	30,65	100	9
23/12/96	190	10167	21	3,2	205,1	10411		100	0<n<9
19/01/97	198	1627	53	2,4	240,0	10411		100	21

sans valeur: aucune observation ou mesure

en italique: valeurs interpolées proportionnellement aux mm de pluie cumulée



Etat de bassin 1  
Etat de bassin 2



Etat de bassin 3  
Etat de bassin 4

Etat de bassin non déterminé

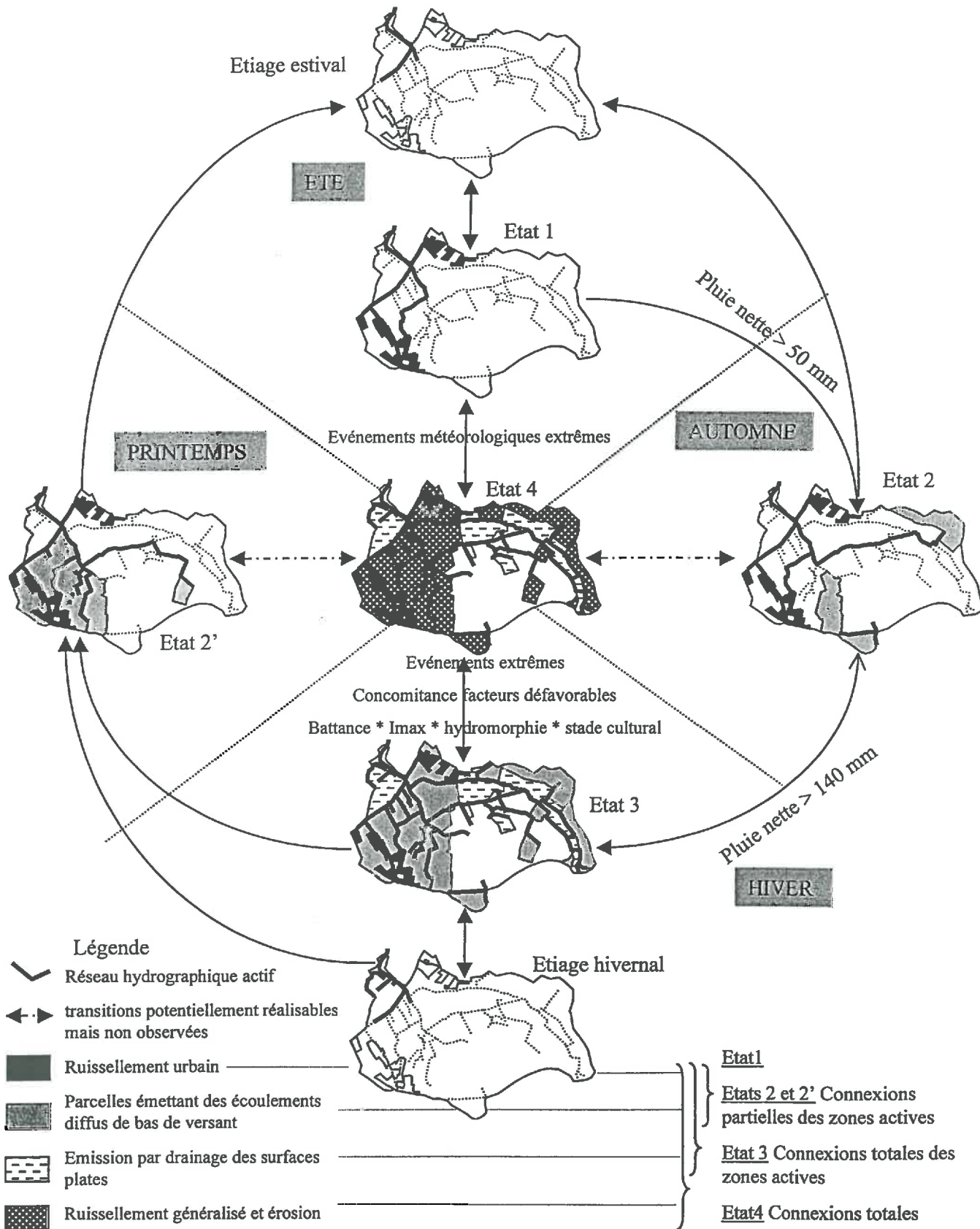
### 3.4. ETABLISSEMENT D'UNE TYPOLOGIE DES ETATS DU BASSIN

Les données brutes sur les états du bassin lors des crues (voir la définition au chapitre V.3.1) sont présentées chronologiquement au tableau V.5. Ces données décrivent un cycle annuel caractérisé par des périodes où certains paramètres sont stables (par exemple, en été et en hiver, les longueurs de réseau sont constantes, à leur niveau respectivement minimum et maximum). Au contraire, à certaines périodes de l'année, on observe des changements soit brutaux (à la faveur d'événements intenses avec apparition de l'érosion) soit progressifs (dégradation structurale des parcelles, remise en eau du réseau hydrographique). **Les descriptions simultanées du réseau hydrographique acif et des modalités des écoulements sur les zones actives sont nécessaires et théoriquement suffisantes pour décrire l'état du bassin** versant pendant les crues. En considérant leurs caractéristiques, on peut par conséquent distinguer **4 différents états fondamentaux du bassin versant** (tableau V.5). La distinction des états est en outre corrélée aux valeurs de l'indice du stock d'eau initial, aux caractéristiques de la pluie, ainsi qu'aux états de surface et à l'apparition des signes d'érosion. En dehors des périodes de crues, le Mercure est à l'étiage, alimenté par trois sources pérennes et une zone humide en hiver.

- **Etat 1:** Cet état de bassin correspond aux crues survenant en période de fort déficit hydrique (période estivale, indice de stock initial négatif) et qui sont généralement suivies d'un retour à l'étiage ( $Q = 3$  l/s). Lors de la crue, seul le point de contrôle à l'aval de la zone imperméabilisée urbaine présente un débit ( $Q_{\max} < 40$  l/s). Le réseau hydrographique en eau est donc constitué par une longueur constante de fossés drainant la zone urbaine (9 ha) qui se rajoute au réseau hydrographique pérenne. Les deux premières crues du tableau V.5 sont typiques de cette famille vu leur période de déroulement et la longueur du réseau hydrographique actif, minimum. Pour l'ensemble des crues correspondant à l'état 1, aucun écoulement n'est observé sur les surfaces agricoles. Par ailleurs, l'indice de stock initial reste proche du minimum (mode à 36 mm). Ces deux faits impliquent que **les terres agricoles ne participent pas ou peu à l'écoulement à l'exutoire**. La protection assurée par le couvert végétal, qui est à son maximum, explique l'absence de ruissellement jusqu'à des lames d'eau et des intensités relativement élevées (respectivement 30 mm et 16 mm/h). Sur la période étudiée, les crues correspondant à un état 1 représentent en durée 14 % du temps pendant lequel le bassin versant est soumis à des précipitations (annexe V.11).

- **Etat 2:** Cet état de bassin succède à l'état 1 (figure V.22). Il apparaît en automne alors que la longueur du réseau hydrographique actif s'est accrue en raison de la mise en charge de certains fossés profonds. Ce phénomène est à relier avec l'augmentation du stock d'eau due aux précipitations et à la forte réduction de l'évapotranspiration. Ainsi, pour les années d'observations, de 60 à 80 mm de pluies nettes ont été nécessaires pour passer de l'état 1 à l'état 2. Les observations lors des crues montrent 1) l'absence de signes visibles d'érosion 2) un faible pourcentage des états de surface dégradées (12 ha en moyenne) limité aux semis de céréales d'automne et aux chantiers de récolte (maïs ensilage, betterave) et 3) des écoulements diffus localisés en bas de versants sur un grand nombre de parcelles situées sur des versants concaves (figure III.2, secteur b). Ce dernier mode d'écoulement suggère que les transferts hydriques à l'échelle de la parcelle résultent soit d'**exfiltrations d'eaux hypodermiques** (transferts latéraux au-dessus de la semelle de labour, Cros-Cayot 1996), soit de **ruissellements sur surfaces saturées** (Mérot 1991), soit enfin de **ruissellements dans les traces de roues alimentant les flaques observées en bas de parcelles**. La conjonction d'états de surfaces favorables à l'infiltration, de couvert végétal structurant et de pluies

Figure V.22: Evolution de la localisation des zones actives et du mode d'émission principal au cours d'un cycle saisonnier



d'intensité moyennes à faibles ( $I_{max} < 12$  mm/h), expliquent ce fonctionnement. A moins d'un retour à l'étiage, les longueurs du réseau hydrographique de l'état 2 évoluent graduellement depuis la mise en eau minimum (état 1) à la mise en eau totale (état 3). La proportion des crues associées à un état 2 est de 24% (exprimé en fonction de la durée totale annuelle des crues).

- **Etat 3:** La mise en eau totale du réseau hydrographique (100% des points de contrôle en eau, figure IV.5) est liée, pour les années d'observation, à une hauteur de pluies nettes cumulées de 140 à 190 mm depuis que le bassin a atteint l'état 2. Les conditions antécédentes prévalant à un état 3 sont systématiquement celles d'un état 2, c'est-à-dire que le réseau hydrographique, en début de crue, est dans une situation de mise en eau intermédiaire. L'état 3 succède ainsi systématiquement à l'état 2. **L'ensemble des surfaces agricoles**, comprenant les versants rectilignes, les zones plates inondables et les surfaces déjà actives lors de l'état 2 (secteurs a, b, c figure III.2) **ainsi que les forêts** (secteur d), **sont hydrologiquement actives** lors des crues correspondant à cet état. Mais **aucun signe d'érosion n'est décelé**; les surfaces de sol dégradées n'affectent pas plus de 15% des surfaces cultivées. Des écoulements diffus sur toutes les parcelles de bas de versants, rectilignes ou concaves, sont observés, ainsi que de nombreux flaques sur les zones plates (secteur c). L'état 3 de bassin est celui qui est le plus fréquemment représenté: 34% de la durée totale des crues.

- **Etat 4:** Si la longueur du réseau hydrographique actif ne peut plus évoluer au-delà de celle atteinte à l'état 3, les modalités d'écoulements peuvent par contre inclure une plus grande proportion de ruissellements. L'état 4 de bassin se caractérise par 1) des états de surface dégradés, des signes d'érosion nombreux (dépôts sédimentaires en bas de parcelles, griffes érosives, etc...). **Deux scenari météorologiques aboutissent à un tel état.**

1) Lors de crues survenant à la faveur de **conditions météorologiques "extrêmes"** (lame précipitée et intensités pluvieuses exceptionnelles en juin 96, pluies sur sols enneigés en janvier 97). A la suite d'une averse d'une intensité pluvieuse maximum de 100 mm/heure, toutes les parcelles de maïs du bassin (40 ha) ont été érodées lors de la crue du 7/06/96. Pendant la crue hivernale sur sols enneigés (crue du 19/01/97), des écoulements généralisés sont observés sur toutes les parcelles (secteurs c et d), et des entailles d'érosion localisées sur les céréales d'automne et les chantiers de récolte nus des mêmes secteurs sont répertoriés.

2) Cet état de sensibilité aiguë est aussi atteint par la **conjonction de facteurs agrométéorologiques défavorables** (stock d'eau initial important, lame précipitée importante, forte proportion de sols nus, état de surface dégradé). La proportion de surfaces agricoles battantes (crues des 7.07.96 et 19.12.96) peut atteindre 30%; la somme de la hauteur de pluie et du stock d'eau initial se situent aux alentours de 190 mm (tableau V.5)

Conformément à ses conditions d'apparition, l'état 4 de bassin peut être atteint en n'importe quelle saison, et théoriquement à partir de n'importe quel état précédent, mais est particulièrement favorisé en hiver du fait de l'humidité importante des sols.

La fréquence de cet état est la plus faible de tous: 12% seulement de la durée totale des crues répondent à ce fonctionnement.

- **Etat 2':** L'état du bassin versant correspondant aux crues de transition hiver/été, (c'est-à-dire de l'état 3 à l'état 1) est **comparable à l'état 2** sur les critères d'humidité des sols, longueurs actives et états structuraux qui sont du même ordre de grandeur. Il semble néanmoins nécessaire de définir cet état comme différent de l'état 2, la dynamique du système bassin versant en étant opposée (**vidange des nappes**, réactivations biologiques, etc...). La fraction des crues représentant cet état est de 16 % sur la période étudiée.



### **3.5. CONCLUSIONS SUR LES PARAMETRES DESCRIPTEURS DE L'ETAT DU BASSIN**

Les paramètres permettant de décrire l'organisation des écoulements sur le bassin versant, c'est-à-dire leur localisation géographique et leur mode de transfert, s'organisent selon une « typologie des états du bassin ». L'origine géographique des écoulements se détermine à partir des tronçons du réseau hydrographique actif. Leur longueur cumulée peut varier de 1 à 10 km selon la crue. La longueur active en crue est en outre bien corrélée avec l'indice de stock d'eau dans le bassin, ce qui permet de conclure qu'elle constitue l'indicateur le plus direct et synthétique, rendant compte à la fois du niveau de saturation hydrique des sols et de la localisation géographique des écoulements et des stocks mobilisés (chapitre suivant).

Bien que la description des modalités d'écoulements de l'eau sur les zones actives apparaisse comme l'indicateur le plus complet et le plus en relation avec les phénomènes rattachés au transferts de phosphore, la difficulté de son acquisition nécessite l'utilisation des paramètres descriptifs de l'état de surface et des symptômes d'érosion afin de valider le diagnostic, voire de lever des incertitudes. Globalement, les états de surface sont restés peu favorables à l'apparition des ruissellements superficiels, et encore moins favorables à l'apparition de signes visibles d'érosion qui ne concerne au plus que cinq crues. L'influence de la morphologie des zones actives porte sur la variation spatiale et la séquence des différentes modalités d'écoulements (écoulements diffus de bas de parcelle précédant les ruissellements généralisés). L'influence du mode d'occupation du sol s'exerce au niveau de la répartition spatiale et temporelle des signes d'érosion: concentrés sur les maïs en été et sur les céréales en hiver. Il existe une bonne relation entre l'aspect visuel d'un écoulement et sa charge en matières en suspension (MES); ainsi, en l'absence de signes visibles d'érosion, la charge en MES est proche de 50 mg/l, alors que les ruissellements érosifs peuvent contenir quelques grammes de MES par ml.

Il est possible de proposer une séquence-type des écoulements de l'eau sur les parcelles agricoles selon le modèle suivant: après la période estivale et les semis de céréales d'automne, les premiers écoulements sont de nature diffuse et sont observés uniquement au bas des parcelles de versants concaves; au fil des précipitations de la période hivernale, les écoulements s'accroissent non seulement au sein des parcelles (concentration dans les traces de roues, ruissellement diffus généralisé) mais finissent également par toucher toutes les zones morphologiques, c'est-à-dire les versants à pente uniforme et les zones plates inondables. Les ruissellements n'engendrent de l'érosion qu'à la faveur de pluies exceptionnellement intenses ou lors de la concomitance de facteurs agro-météorologiques défavorables. La majorité des crues se déroule ainsi sans qu'aucun signe visible d'érosion n'apparaisse.

#### 4. REPARTITION NON UNIFORME DES STOCKS DE PHOSPHORE SUR LE BASSIN VERSANT

Lorsque l'état du bassin versant évolue, passant plus ou moins directement d'une situation d'étiage à une généralisation des écoulements sur les zones actives (états 3 ou 4, [figure V.22](#)), des eaux d'origines différentes s'intègrent à l'exutoire. La diversité et l'évolution des modalités d'écoulements présentée au chapitre V.3.3 peut être interprétée comme une contribution différente d'eaux aux trajets différenciés: voie par drainage sur les zones plates, voie subsuperficielle au sein de l'horizon de labour, et voie superficielle. Les différents écoulements sont donc susceptibles d'interférer avec des stocks de phosphore différents et d'acquies de ce fait des teneurs en phosphore total et soluble plus ou moins fortes.

##### 4.1. STOCKS DE PHOSPHORE GEOGRAPHIQUEMENT DIFFERENCIÉS

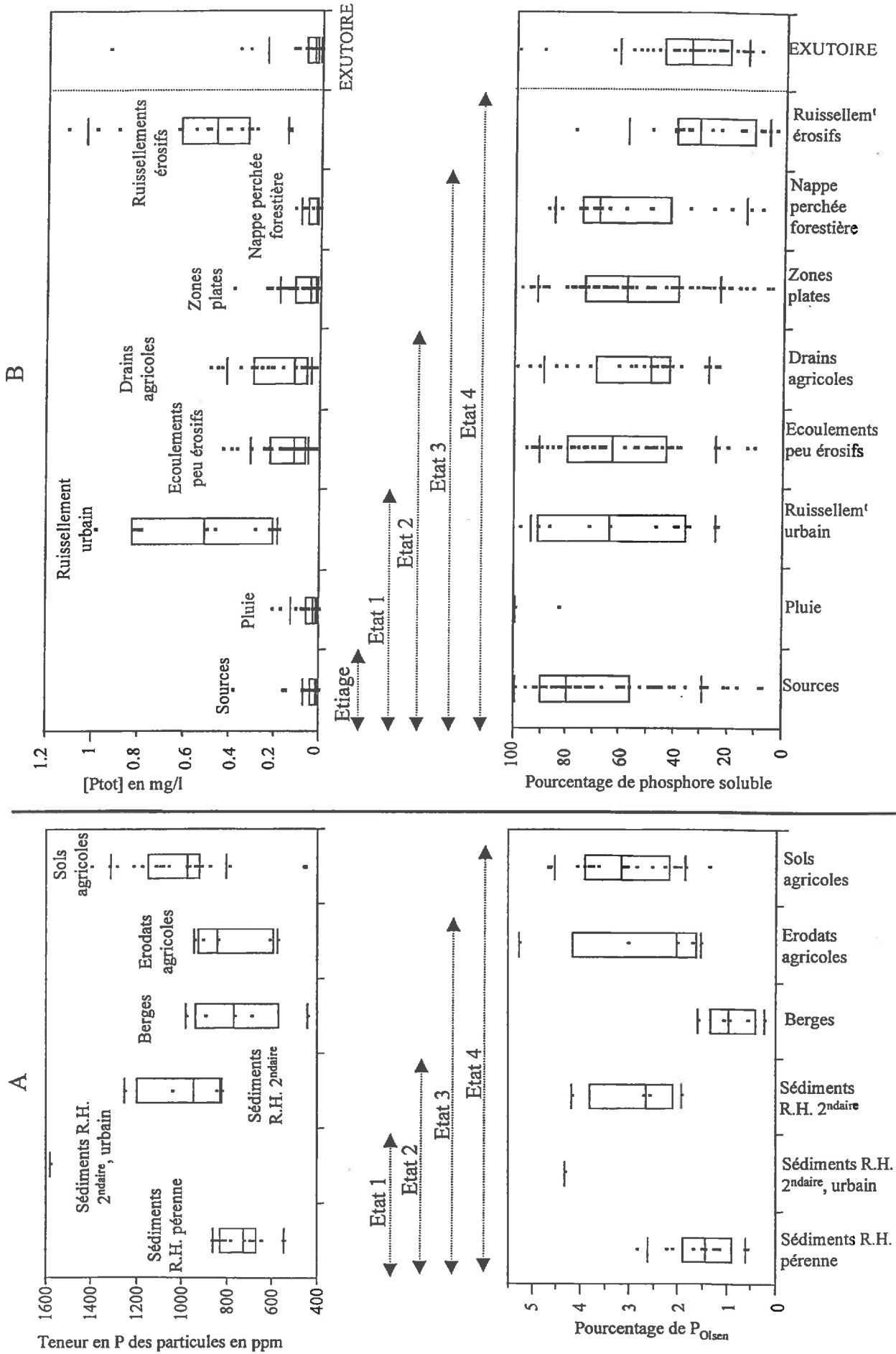
Le phosphore potentiellement impliqué dans les transferts à l'exutoire a comme origine, sur le bassin versant, ([figure V.23a](#)):

- a) **les sols des parcelles** agricoles dont le contenu moyen en phosphore est de **1024 ppm** (sur 34 analyses de parcelles labourables),
- b) **les berges du réseau** (il s'agit en général d'horizons S et C) qui ont, tout comme le substratum morainique, de faibles teneurs en phosphore (**761 ppm** en moyenne sur une dizaine d'échantillons) et
- c) des **stocks intermédiaires** constitués par les particules érodées et redéposées en bas de bas de parcelles (= érodats, **783 ppm** en moyenne sur 5 échantillons), les sédiments du réseau de fossés (**1114 ppm** pour les fossés agricoles et **1583 ppm** un échantillon moyen récolté dans les fossés drainant la zone imperméabilisée urbaine) et du réseau hydrographique pérennes (**737 ppm** en moyenne sur 13 échantillons).

Les teneurs relativement faibles en phosphore des sédiments du tronçon pérenne pourraient s'expliquer par leur **appauvrissement** (désorption) pendant les étiages, du fait d'une concentration en P à l'équilibre ( $120 \mu\text{g/l}$ , chapitre IV.2.5.1) supérieure à la concentration en orthophosphates des eaux d'étiage (Wolf *et al.* 1985). Ces faibles teneurs pourraient également s'expliquer par la **sédimentation sélective** des matières en suspension qui concerne préférentiellement les particules les plus grossières, de surface spécifique plus faible (Novotny et Chesters 1981). Enfin, elles pourraient simplement refléter une **teneur moyenne** des particules de toutes origines, ce qui impliquerait dans ce cas une faible contribution des sols.

Les teneurs des particules en  $P_{\text{Olsen}}$ , dont les variations sont parallèles à celles du contenu en  $P_{\text{tot}}$ , varient de **8 ppm** pour les berges à **69 ppm** pour les sédiments du fossé drainant la zone urbaine. Le contenu moyen des sols agricoles est de **30,1 ppm**. Ces teneurs ne représentent jamais plus de 5% du contenu en phosphore total.

Figure V.23: Stocks de phosphore et types d'eaux impliqués dans les exportations à l'exutoire en fonction de l'état du bassin



L'ensemble de ces valeurs résulte de mesures effectuées à l'étiage sur des particules en place, et n'est **pas directement transposable aux particules en solution** du fait de la sélectivité des phénomènes érosifs et de transport pour les particules fines et organiques (coefficient d'enrichissement en phosphore, Sharpley 1980). Cependant, pour les particules en solution, on suppose que les écarts relatifs de teneurs en phosphore total ou Olsen restent identiques à ceux obtenus sur les particules en place.

Selon l'état du bassin versant, c'est-à-dire l'extension du réseau hydrographique et le type d'écoulement, **ces stocks participent plus ou moins à l'acquisition de la charge en phosphore** des eaux (figure V.23a). Ainsi, pendant les crues ne mettant en jeu que la surface imperméabilisée urbaine (**état 1**), seuls les sédiments du réseau pérenne et du réseau de fossés urbains sont susceptibles d'être mobilisés. La contribution des autres stocks est négligeable du fait de la faiblesse des débits et de l'absence d'écoulements sur les parcelles agricoles. La participation des zones actives agricoles sous formes d'écoulements de bas de parcelles (**états 2 et 2'**) peut provoquer la mobilisation supplémentaire des sédiments du réseau des fossés de la zone agricole. L'érosion des berges, observée dans la partie aval du cours d'eau, n'est visible qu'à partir des crues correspondant à l'**état 3**. La contribution des parcelles agricoles (érodats, sols) est maximale lors des **états 3 et 4**. De l'interaction entre les stocks de phosphore et les écoulements résultent différentes qualités d'eau. Cette interaction se traduit par l'acquisition d'une charge en phosphore.

#### **4.2. TENEUR EN PHOSPHORE DES ECOULEMENTS INTERAGISSANT AVEC LES DIFFERENTS STOCKS**

La figure V.23b présente les teneurs en phosphore total ( $P_{tot}$ ) de différents types d'eau, échantillonnées de manière ponctuelle (entre 20 et 90 prélèvements selon la localisation des prélèvements, figure IV.5) à l'aval immédiat de zones actives. Des données obtenues dans les mêmes conditions de prélèvement à l'exutoire sont présentées à titre de comparaison.

Les concentrations en  $P_{tot}$  présentent une large variabilité (de 0.01 à 1.1 mg/l). **Les nappes perchées sous forêt**, qui ne fonctionnent qu'en hiver, ainsi que les sources, présentent les plus faibles concentrations observées (médiane à **0.01 mg/l** dont 70% de  $P_{ef}$ ). La faible teneur en  $P_{tot}$  des **sources**, pratiquement toujours inférieure à 0.05 mg/l, est conforme aux résultats d'autres études (Pilleboue 1986, Meybeck 1982) et confirme que les transferts profonds de phosphore sont limités, surtout en région calcaire. Par comparaison, **la pluie** (mesures mensuelles à la station de Thonon) contient davantage de  $P_{tot}$ ; il a théoriquement pour origine les aérosols colloïdaux atmosphériques (Reckhow *et al.* 1980). **Le ruissellement urbain** est extrêmement chargé (**0.5 mg/l**), avec une fraction de phosphore soluble ( $P_{ef}$ ) prépondérante (65%), provenant du lessivage des surfaces imperméables sur lesquelles se déposent, pendant les périodes sèches, les poussières atmosphériques et les excréments des animaux. Le même ordre de grandeur en  $P_{tot}$  est observé en ce qui concerne le **ruissellement érosif**, mais la composition de ce dernier est largement dominée par la forme particulaire (figure V.23b). Dans ces deux cas de ruissellements, la variabilité des concentrations mesurées est importante.

Les valeurs de concentration en  $P_{tot}$  obtenues à l'**exutoire** sont inférieures à toutes les mesures effectuées simultanément en aval des zones actives agricoles et urbaines; la proportion de  $P_{ef}$  figure aussi parmi les plus faibles valeurs des différentes eaux, ce qui sera expliqué au chapitre V.6. Les autres types d'eaux observés dans les zones agricoles, liés aux **ruissellements de bas de versants et aux drainages**, présentent des concentrations

moyennes plus basses situées autour de 0,15 mg/l de  $P_{tot}$  et à **fraction soluble dominante** (médiane des valeurs au moins supérieure à 60% de  $P_{ef}$ ).

**La participation de ces différents écoulements au débit à l'exutoire** varie selon l'état du bassin. Pour **l'état 1**, la majeure partie de l'eau provient des zones imperméabilisées urbaines; dans ces conditions, les sources de phosphore mobilisées lors de ces crues sont constituées par le ruissellement urbain, (incluant le phosphore fourni par la pluie) et du phosphore relargué par la remise en suspension de sédiments.

L'extension du réseau hydrographique pour les **états 2 et 3** se traduit par une mise en jeu de stocks de phosphore supplémentaires liés aux terres agricoles (figure V.23 a). Il est probable que la quantité de sédiments remobilisés croisse proportionnellement à la longueur du réseau hydrographique en eau et des débits. Tous les écoulements observés lors de ces états sont caractérisés par une forte contribution relative du  $P_{ef}$ . Les eaux de la forêt présentent une fonction de dilution, étant donné leur faible concentration en  $P_{tot}$ .

Dans le cas de **l'état 4**, le sol fournit un autre type d'apport fortement concentré en  $P_{tot}$  et dominé par le phosphore particulaire en relation avec l'érosion des parcelles (figure V.23b). La contribution des berges n'a pu être précisément déterminée mais des érosions importantes ont été constatées dans le tronçon aval du ruisseau lors des crues associées à un état 4.

#### **4.3. CONCLUSION SUR LA DIVERSITE DES STOCKS DE PHOSPHORE SUCCESSIVEMENT MOBILISES**

Les écoulements échantillonnés sur le bassin du Mercube se différencient au niveau de leur origine (pluie, sources, nappe perchée forestière, ruissellement urbain, écoulements agricoles sur zones plates ou sur versants) ou de leur mode d'acquisition (exfiltration, ruissellement, drainage artificiel). L'acquisition de la charge en phosphore de ces différents écoulements résulte de leur interaction avec les stocks de phosphore essentiellement particulaire, disséminés dans les différents compartiments du bassin versant. A l'exception des ruissellements érosifs sur les parcelles agricoles, tous les écoulements présentent une fraction prépondérante de phosphore soluble. Les concentrations restent néanmoins très contrastées, variant de 0,02 mg/l en moyenne pour les sources et les nappes perchées forestières à 0,5 mg/l pour les ruissellements urbains. Les écoulements hypodermiques dont les drains sont un cas particulier contiennent en moyenne 0,15 mg/l; cette teneur relativement élevée s'explique par un contenu en phosphore particulaire non négligeable (45%).

Le contenu en phosphore total des particules mobilisées par les écoulements ne varie que d'un facteur 3 (de 500 à 1500 ppm). En moyenne, ce sont les sédiments du réseau hydrographique pérenne qui sont les plus pauvres. Plusieurs hypothèses soutiennent ce constat: relargage pendant l'étiage, sédimentation sélective pendant les crues ou mélange à forte proportion de particules issues des berges dont le contenu en phosphore est également bas. Les teneurs maximum se rencontrent dans les sédiments du fossé drainant la zone urbaine et les sols agricoles.

Ainsi, lors des changements d'état du bassin versant, l'accroissement des surfaces actives se traduit par la mise en jeu progressive d'écoulements dont la concentration en  $P_{tot}$  et la fraction de  $P_{ef}$  sont différentes, et qui s'intègrent à l'exutoire pour constituer le flux exporté.

## 5. *ETAT DU BASSIN ET CARACTERISTIQUES HYDROCHIMIQUES DES CRUES A L'EXUTOIRE*

Dans ce qui précède, il a été montré que les écoulements au niveau des zones actives et du réseau hydrographique du bassin versant s'organisent différemment au cours d'un cycle saisonnier. L'aptitude du bassin versant à produire ces écoulements responsables de l'acquisition de la charge en phosphore a été résumée en 4 états de bassin. A présent, les caractéristiques des flux mesurés à l'exutoire à l'échelle de la crue sont comparées avec les états de bassin auxquels elles sont associées. Ce chapitre teste donc l'une des principales hypothèses formulées au chapitre II.2.2. Pour chaque crue, les caractéristiques des flux mesurés à l'exutoire sont d'ordre:

- hydrologique. La section 5.1 étudie l'influence de l'état sur les volumes d'eau émis à l'exutoire (fonction de production).

- hydrochimique. La section 5.2. met en relation les flux de phosphore total exporté et l'état de bassin. Les différentes relations hydrochimiques à l'exutoire (relations entre concentrations et débits instantanés) sont présentées à la section 5.4; elles sont utilisées pour approfondir les processus de transfert qui sont en outre étudiés séparément dans un tronçon de réseau hydrographique (transport, atténuation, section 5.4.4) et sur une zone active agricole (émission, section 5.4.5).

- chimique. La section 5.3 détaille la spéciation du phosphore à l'échelle de la crue, notamment la fraction de phosphore soluble et la teneur en phosphore des matières en suspension associées aux flux de l'exutoire, qui sont deux paramètres fondamentaux de l'estimation de l'impact potentiel sur le milieu récepteur.

### 5.1. ETAT DU BASSIN ET FONCTION DE PRODUCTION

En hydrologie, **la fonction de production est la transformation de la pluie brute en pluie nette**, c'est-à-dire la quantité d'eau acheminée jusqu'à l'exutoire du bassin versant. Indépendamment des états de bassin, **aucune relation ne relie la hauteur de pluie et le volume** écoulé correspondant ([figure V.24](#)). En revanche, la répartition de ces volumes selon la typologie des états de bassin aboutit à quatre familles bien distinctes ([figure V.25](#)). Au fur et à mesure que s'établissent les connexions hydriques (de l'état 1 à l'état 3), les volumes et leur variabilité croissent à l'exutoire: 299 m<sup>3</sup> ± 193 (moyenne et écart-type) pour les crues de l'état 1, 6255 m<sup>3</sup> ± 5170 pour les crues de l'état 2 et 28020 m<sup>3</sup> ± 12470 pour les crues de l'état 3. **Les crues de l'état 4, associées à des signes visibles d'érosion, engendrent les volumes les plus importants** (51171 m<sup>3</sup> ± 49164) bien que la surface des parcelles actives reste identique à celles de l'état 3. Cette apparente contradiction peut résulter de deux causes qui ne s'excluent pas: 1) les lames précipitées sont plus importantes pour les crues de l'état 4 et/ou 2) les surfaces apparaissent plus aptes à produire du ruissellement superficiel.

Figure V.24: Relation entre les hauteurs de pluie et les volumes engendrés à l'exutoire, en fonction des états du bassin versant

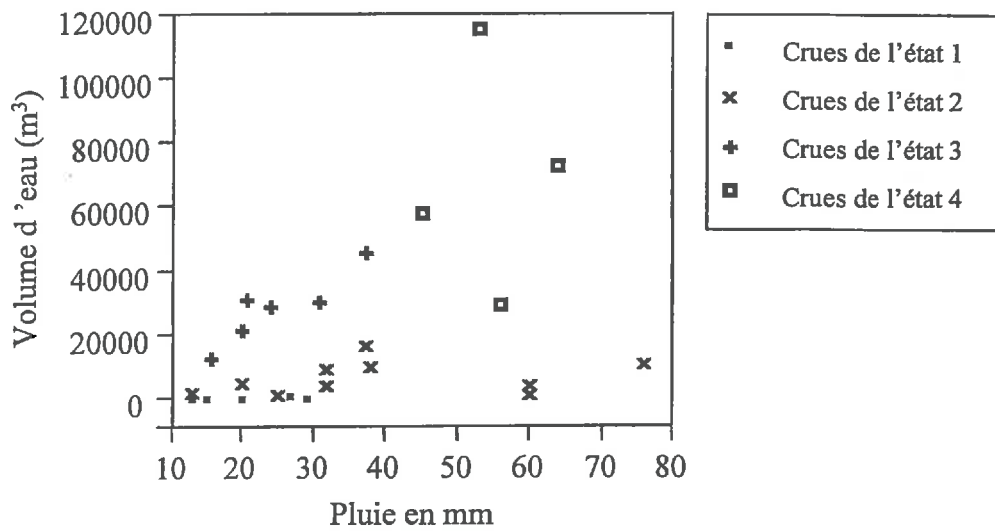


Figure V.25: Relation entre l'état du bassin versant et les volumes engendrés à l'exutoire lors des crues

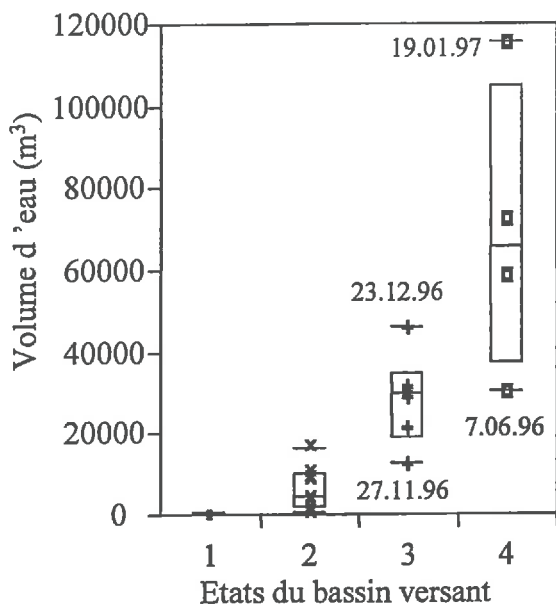
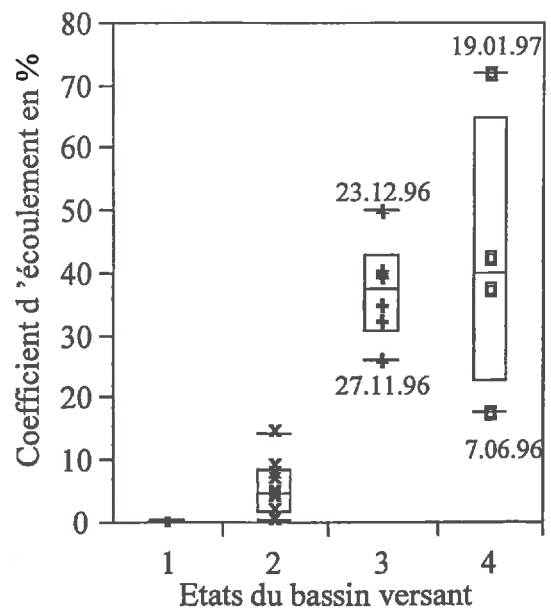


Figure V.26: Relation entre l'état du bassin versant et le coefficient d'écoulement



La figure V.24 ne fournit pas une information suffisante pour soutenir l'une ou l'autre des hypothèses; les pluies sont certes plus abondantes, mais rien ne prouve que l'état structural du sol ne favorise pas également le ruissellement superficiel. Afin de trancher entre les deux hypothèses, nous calculons le **coefficient d'écoulement** (Ce) de chaque crue obtenue selon la formule suivante:

$$Ce (\%) = 10 * V / (H * S) \quad \text{équation V.1}$$

avec V, volume de la crue en m<sup>3</sup>  
 H, lame d'eau précipitée en mm,  
 S, surface totale du bassin versant en ha, dans notre cas 302 ha

Ce coefficient traduit la **surface des parcelles actives** et leur taux de connexion à l'exutoire. Il permet de s'affranchir de l'influence de la hauteur de pluie sur la production des volumes. La figure V.26 montre la répartition du coefficient d'écoulement selon les états de bassin définis précédemment. Alors que le coefficient d'écoulement permet de mieux distinguer les trois premiers états que ne le permettait le volume écoulé (0.47 % ± 0.20 pour l'état 1, 6.15 % ± 4.10 pour les états 2 et 2' et 38.5 % ± 8.7 pour l'état 3), il présente en revanche des valeurs du même ordre de grandeur pour les états 3 et 4 (42.7 % ± 22.5 pour l'état 4). **La hauteur de pluie est par conséquent seule responsable des différences de volumes engendrés pendant les crues de l'état 3 et 4.**

Les deux cas extrêmes de l'état 4 fournissent une information complémentaire. La valeur maximum du coefficient d'écoulement est liée à une situation exceptionnelle d'**imperméabilisation des sols**, due à leur gel (crue du 19/01/97). Sa valeur minimum correspond à la seule crue dont l'état initial de bassin est un étiage (crue du 7/06/96). Par contre, lorsque le bassin versant possède une mise en eau même partielle de son réseau hydrographique avant même le déclenchement d'une crue (à l'état 3), **les volumes produits lors des crues croissent proportionnellement aux précipitations** (figure V.24).

Le volume des crues correspondant à l'état 1 est également proportionnel aux hauteurs de pluies :  $V_{(m^3)} = -145 + 21,5 \cdot H_{(mm)}$ ,  $r^2 = 0.5$  sur 5 points seulement; ceci s'explique par une surface imperméabilisée de bassin constante dans cet état (environ **2.1 ha de surfaces imperméabilisées** connectés en calculant le rapport  $V/H$  dans l'équation précédente), de même que son aptitude à produire du ruissellement, ce qui n'est plus valable lorsque des surfaces agricoles sont impliquées (état 2 et suivants). Notons que la surface imperméable obtenue par le calcul est très inférieure à celle mesurée sur le bassin (9 ha dus aux routes, chemins et 30% d'imperméabilisation des zones construites). Cette différence pourrait s'expliquer à la fois par la valeur approximative du pourcentage d'imperméabilisation et surtout par l'existence probables de **surfaces imperméables endoréïques**, c'est-à-dire sans connexion avec un réseau hydrographique superficiel (infiltration).

En résumé, la description des états du bassin lors des crues est cohérente avec le fonctionnement hydrologique mesuré à l'exutoire. L'état du bassin versant au moment de la pluie est une variable nécessaire et suffisante pour expliquer les volumes d'eau produits à l'exutoire.



Figure V.27: Relations entre les débits moyens et les concentrations en phosphore total pour chaque crue

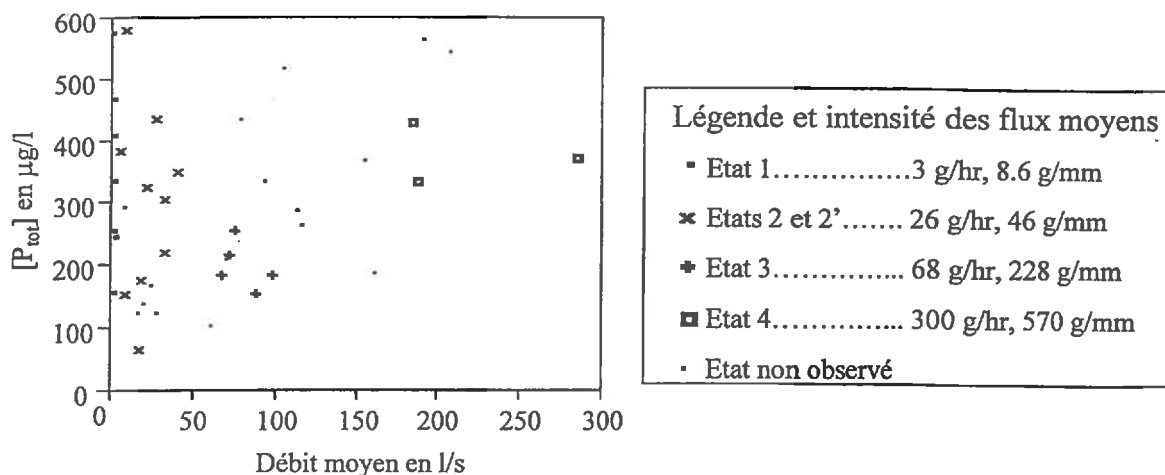
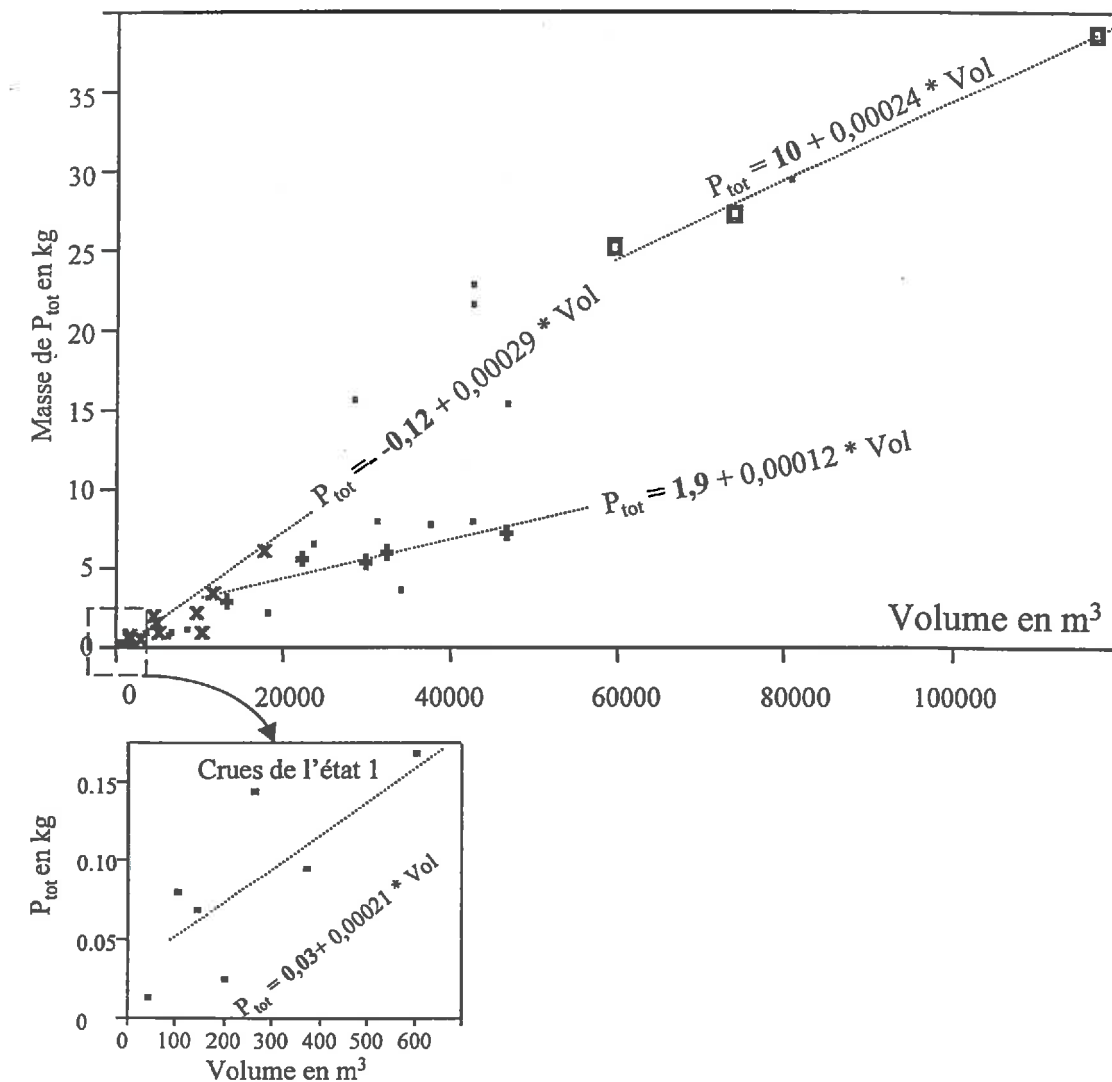


Figure V.28: Relations entre les volumes d'eau et les quantités de phosphore total émises lors des crues correspondant aux quatre états de bassin



## 5.2. ETAT DU BASSIN ET QUANTITES DE PHOSPHORE TOTAL EXPORTEES

### 5.2.1. Exportations faibles en étiage

Lorsque le Mercube est à l'étiage, le niveau de ses exportations (environ 30 g de phosphore total par semaine) est extrêmement faible (tableau V.6), ce qui exclut l'existence de rejets ponctuels non répertoriés. Les concentrations en phosphore total ( $P_{tot}$ ) sont inférieures aux seuils d'eutrophisation du Léman (0,03 mg/l, CIPEL 1984). Les valeurs de ce bruit de fond sont du même ordre de grandeur que celles recensées par Pilleboue (1986) pour des eaux de sources de la région lémanique. Malgré un débit 1.5 fois plus important lors des étiages hivernaux, les anions se trouvent légèrement plus concentrés que lors des étiages estivaux et la conductivité électrique plus élevée. Ceci pourrait traduire une contribution plus importante des transferts d'eau liée au ressuyage des sols. Par contre, les concentrations en  $P_{tot}$  restent encore très basses. Lorsque le Mercube est en crue, la pollution diffuse phosphorée, jusqu'alors latente, s'exporte plus ou moins massivement à l'exutoire.

Tableau V.6: Caractéristiques chimiques de l'eau pendant les étiages hivernaux et estivaux de 1993 à 1996

Saison	Q l/s	Cond μS/cm	$P_{tot}$ μg/l	$P_p$ μg/l	$P_{ef}$ μg/l	$P_{ortho}$ μg/l	N- $NO_3^-$ mg/l	$NH_4^+$ mg/l	$Cl^-$ mg/l	$SO_4^-$ mg/l	MES mg/l
Hiver	14	613	0.020	0.013	0.007	0.003	4.7	0.025	17.7	45.1	16
Été	9	589	0.021	0.012	0.009	0.003	3.3	0.035	16.2	35.7	16

$P_{tot}$ ,  $P_{ef}$ ,  $P_p$ ,  $P_{ortho}$  : Phosphore total, soluble, particulaire et orthophosphorique; MES : matières en suspension

### 5.2.2. Exportations liées à l'état du bassin en crue

Les flux de phosphore exportés lors des crues sont d'abord étudiés par rapport aux volumes d'eau émis correspondant. La relation entre volume d'eau et masse de  $P_{tot}$  émis montre une corrélation linéaire positive hautement significative ( $P_{tot (kg)} = -0.81 + 0.00035.V_{(m^3)}$ ,  $r^2 = 0.87$ ) sur l'ensemble des 41 crues étudiées, y compris celles de la première période (tableau IV.2 et annexe V.12). Ce résultat en apparence trivial souligne néanmoins le poids des facteurs hydrologiques dans le déterminisme des flux de  $P_{tot}$ . La même tendance est obtenue pour le phosphore particulaire ( $P_p$ ), soluble ( $P_{ef}$ ) et orthophosphorique ( $P_{ortho}$ ) ( $r^2 = 0.85$ ,  $0.81$  et  $0.77$  respectivement). Il n'y a en revanche pas de relation entre le volume (ou le débit moyen) et la concentration moyenne en  $P_{tot}$ , ni globalement ni en considérant chaque état séparément (figure V.27). L'étude des concentrations en  $P_{ef}$  se fera à la section 5.3 consacrée à la spéciation du phosphore.

L'étude des flux de  $P_{tot}$  est approfondie en tenant compte désormais des états de bassins (figure V.28). Les points correspondant aux crues dont l'état de bassin n'a pas été observé n'ont pas été pris en compte pour le calcul des corrélations suivantes, mais sont portés sur le graphique comme variables supplémentaires.

Les crues correspondant à un **état 1** de bassin, c'est-à-dire ne mobilisant pas directement de phosphore d'origine agricole, définissent une première famille de points. Il existe une relation linéaire croissante ( $r^2 = 0.63$ ,  $n = 7$ ) entre la masse de  $P_{tot}$  exportée et le volume écoulé (figure V.28). Cette relation s'exprime en fonction de deux variables, l'une dépendante du volume exprimée en masse (0.03 kg) et l'autre qui en est indépendante, exprimée en concentration (0.2 mg/l). **La variable indépendante du débit peut être interprétée comme le stock de  $P_{tot}$  présent dans la masse d'eau qui se renouvelle, tandis que l'on considère la variable dépendante du débit comme exprimant l'accès à de nouveaux stocks.** Cette interprétation semble validée puisque le volume d'eau dans le réseau hydrographique à l'étiage, estimé à 130 m<sup>3</sup> (mesures directes du volume des gouilles et indirectes par traçage), contient environ 20 mg/l de  $P_{tot}$ , soit un stock total de 0.02 kg. La moyenne des flux instantanés est de **3 g/h** (longueur moyenne des crues de 29 h) et la masse exportée maximum par crue de 0,2 kg.

Pendant ce type de crue, la quantité de phosphore potentiellement exportable dépend de sa **quantité accumulée sur les surfaces imperméables** dont la fonction de lessivage est théoriquement proportionnelle à la hauteur de pluie et de la durée de l'étiage précédant la crue. Elle dépend aussi du **stock de phosphore dans les sédiments** du réseau hydrographique actif dont la fonction de vidange est proportionnelle aux volumes et débits maxima. Dans les deux cas, la pluie apparaît donc comme le facteur commun. Ceci explique **l'excellente corrélation trouvée entre la hauteur précipité et la masse de  $P_{tot}$  exportée** ( $r^2 = 0,94$ ) dont on tire le flux instantané moyen exprimé par rapport à la lame d'eau: **8,6 g/mm** pour des crues n'excédant pas 29 mm. La pluie est à la fois bien corrélée avec les volumes, les débits maxima et par hasard avec la durée de l'étiage précédent (nombre de jours sans pluies au moins égales à 10 mm). A ce stade, il n'est par conséquent pas possible de décomposer les processus, c'est-à-dire de connaître l'influence de la durée d'étiage et des débits maximum sur les exportations. Seule une méthode de décomposition des flux en ses composantes endogènes (= issus du réseau hydrographique) et exogènes (= issus des zones actives) pourrait permettre le calcul de telles corrélations. Le chapitre V.6.2.1 en sera l'objet.

Les crues correspondant à l'**état 2** de bassin et celles de l'**état 2'**, c'est-à-dire lors de la contribution progressive ou dégressive des zones actives agricoles, définissent une deuxième famille de points. Les deux paramètres définissant la droite de régression ( $r^2 = 0.76$ ,  $n = 10$ ) entre masse de  $P_{tot}$  et volume d'eau exportés sont différents de ceux des crues de l'état 1 (-0.12 kg et 0.29 mg/l). Le flux instantané moyen subit une nette augmentation et vaut **24 g/h et 42 g/mm** pour des crues dont la longueur moyenne est de 71 h et dont la hauteur des précipitations n'excède pas 76 mm.

Les crues correspondant à l'**état 3** ont une étroite plage de volumes commune aux crues de l'état 2 (entre 10000 et 20000 m<sup>3</sup>). Si le facteur indépendant du volume de la droite de régression ( $r^2 = 0.85$ ,  $n = 5$ ) est dix fois plus élevé que celui des crues associées à l'état 2 et 100 fois plus que celui associé à l'état 1, en revanche **le facteur « concentration » est le plus faible de toutes les familles de droites de la figure V.28** La plus faible concentration moyenne en  $P_{tot}$  caractérisant ces crues (0.12 mg/l), peut s'expliquer par une **dilution due à la participation des eaux de la forêt et des zones plates** (figure V.23b). Les flux instantanés s'accroissent (**56 g/h et 225 g/mm**). La longueur des crues est en moyenne de 95 h et les précipitations toujours inférieures à 37 mm. Aucune donnée sur ce type de crue n'a été acquise, pendant la période d'étude, pour des volumes d'eau supérieurs à 50000 m<sup>3</sup>.

Les crues correspondant à l'état 4 constituent la dernière famille de points, celle concernée par les volumes maximum. Cet accroissement de volume s'accompagne des plus forts débits observés (> 1000 l/s), d'une masse exportée fixe de 10 kg et d'une concentration de 0,24 mg/l calculée sans tenir compte des 10 kg. Ceci provoque un **flux instantané moyen 5 fois plus élevé que pour les crues de l'état 3 (276 g/h pour une logueur moyenne de crue de 110 h)** et, ramené à la lame d'eau, un flux également très supérieur (**591 g/mm** pour des crues n'excédant pas 64 mm).

En résumé, les exportations de phosphore total à l'exutoire du bassin versant sont globalement corrélées aux volumes d'eau écoulés, eux-mêmes reliés aux différents états de bassin. Mais l'influence des états de bassin va au-delà d'un simple contrôle hydrologique des flux puisqu'il apparaît des différences d'un état de bassin à l'autre concernant les relations linéaires  $P_{tot} = f(V^3)$ . L'état de bassin n'influence ainsi pas que l'aspect quantitatif des exportations de phosphore.

### **5.3. ETAT DU BASSIN VERSANT ET COMPOSITION DES FLUX**

A l'exutoire, le fonctionnement du bassin ne se mesure pas que par ses réponses hydriques et ses flux de  $P_{tot}$ . La qualité de l'eau (concentrations en nutriments, spéciation du phosphore, qualité des suspensions) est également susceptible d'être modifiée en fonction de l'organisation des écoulements dans le bassin, principale composante de l'état du bassin versant. L'aspect qualitatif des exportations est un facteur clé de la détermination de l'impact potentiel sur le milieu récepteur. Il est de plus le seul paramètre de l'exutoire directement comparable aux informations recueillies en aval des sous-bassins versants actifs puisque celles-ci ne consistent qu'en des concentrations.

#### **5.3.1. Spéciation du phosphore et cycles saisonniers**

##### *5.3.1.1. Contenu orthophosphorique du phosphore soluble*

A l'exutoire, et sur l'ensemble des crues mesurées de 1993 à 1995 (annexe V.12), le **phosphore soluble ( $P_{ef}$ ) est essentiellement composé d'orthophosphates**, et dans des proportions peu variables (71 %  $\pm$  15 pour la moyenne et l'écart-type, sur 36 crues). Il n'y a **pas d'influence de l'état du bassin sur la composition orthophosphorique du  $P_{ef}$** .

A l'étiage (tableau V.6), le contenu orthophosphorique du  $P_{ef}$  est en revanche plus faible (35% en moyenne). Pendant ce régime hydrologique, le  $P_{ef}$  est donc composé d'une plus grande part de phosphore organique dissous et de colloïdes inférieurs à 0,7  $\mu\text{m}$ . Une analyse par microscopie analytique (chapitre I.2.1.1) des matières en suspension à l'étiage révèle que la fraction colloïdale (< 2 $\mu\text{m}$ ) est essentiellement représentée par de la calcite et du quartz. Les composés associant du phosphore sont 1) des hydroxydes de fer cristallisé fixant le phosphore par chimisorption, 2) des hydroxydes de fer à surface chargée positivement adsorbant le phosphore sous forme orthophosphorique et 3) des particules apatitiques (Rodier 1995, Dorioz *et al.* 1996 <sub>b</sub>). Une telle analyse n'a pas été effectuée sur la fraction inférieure à 0,7 $\mu\text{m}$ ; la composition des colloïdes déterminée par Rodier peut donc être différente de celle de l'eau filtrée.

Figure V.29: Comparaison des fractions solubles du phosphore total entre les zones d'émission et l'exutoire selon l'état du bassin en crue

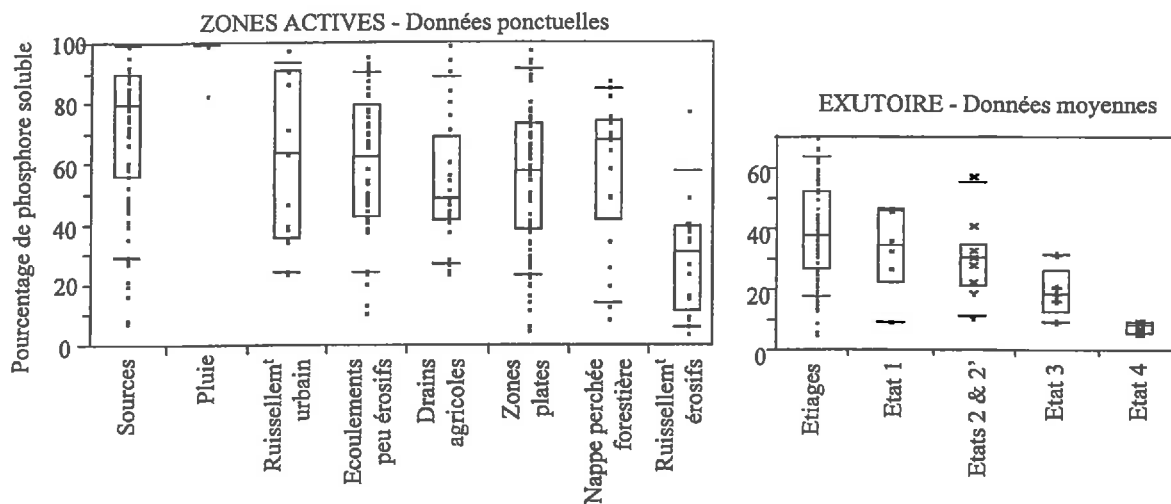
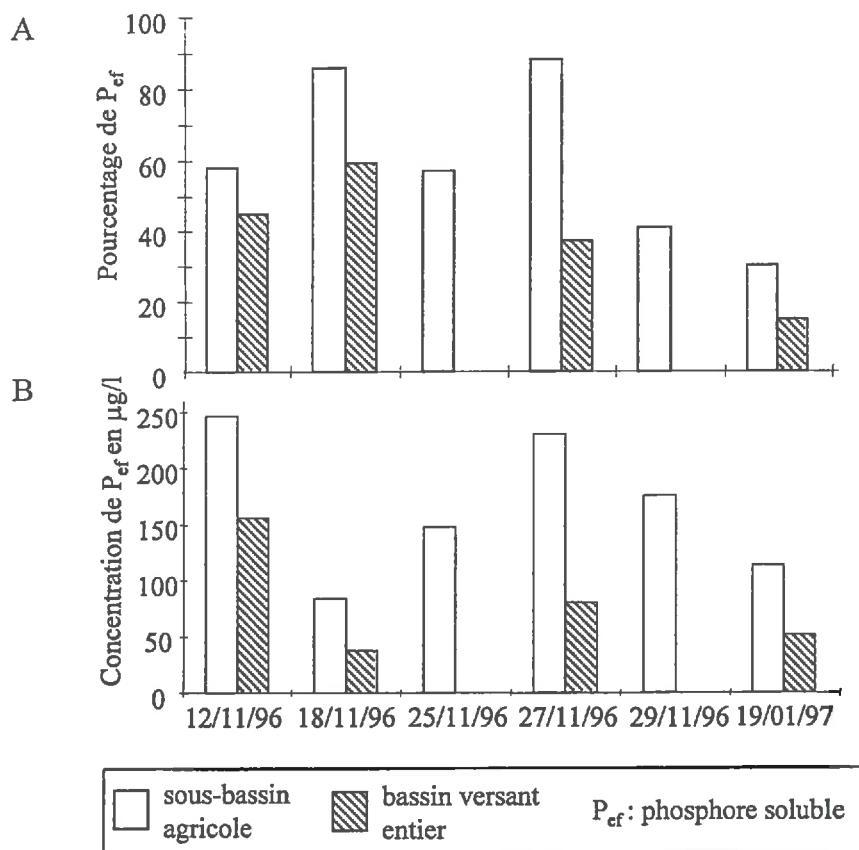


Figure V.30: Comparaison des fractions solubles du phosphore total (A) et des concentrations en phosphore soluble (B) entre les émissions du bassin agricole (4,4 ha) et celles du bassin versant entier (302 ha)



### 5.3.1.2. Fraction soluble du phosphore total lors des crues correspondant aux différents états de bassin.

De manière générale, les fractions solubles mesurées à l'exutoire, tout état de bassin confondu, sont significativement inférieures aux fractions mesurées en aval des sous-bassins actifs et des sources (figure V.29). La comparaison entre des données ponctuelles et moyennes peut apparaître délicate mais se justifie grâce au nombre important des prélèvements ayant servi à établir les caractéristiques des différents écoulements (entre 20 et 90 prélèvements selon la localisation des prélèvements).

A l'étiage, le phosphore total ( $P_{tot}$ ) émis par les sources est soluble à 80% alors que dans le même temps celui mesuré à l'exutoire, n'est plus soluble qu'à 30%. De même, lors des crues correspondant aux états 1 à 3 de bassin, la composante soluble du  $P_{tot}$  à l'exutoire est toujours inférieure à 50% alors que celle associée aux écoulements des zones actives est d'au moins 60%. Cette différence s'accroît même de l'état 1 à l'état 3, c'est-à-dire avec l'extension des zones actives et des volumes d'eau enregistrés à l'exutoire. Lorsque des signes d'érosion sont décelés sur les zones actives (état 4), les fractions solubles du  $P_{tot}$  à l'exutoire et sur les zones actives tendent à s'égaliser.

Les mesures en continu sur le sous-bassin agricole de 4.4 ha pendant 6 crues permettent de consolider les conclusions tirées de l'analyse des mesures ponctuelles. En effet, en l'absence de signes visibles d'érosion, le pourcentage moyen de  $P_{ef}$  est de 53% (sur cinq crues, annexe V.13). Même lorsque l'érosion devient visible sur les parcelles, la fraction de  $P_{ef}$  demeure relativement importante (33%). **La fourchette des concentrations en  $P_{ef}$  mesurées se situe à des valeurs élevées** (de 84 à 247  $\mu\text{g/l}$ ). La figure V.30 présente la valeur de cette fraction soluble, toujours supérieure à celle de l'exutoire du bassin versant entier pour les crues mesurées en commun.

A l'échelle du sous-bassin agricole (4.4 ha), la **fraction soluble du phosphore est négativement corrélée avec les volumes écoulés** ( $r^2 = 0.93$ ,  $n = 6$ ), de même qu'elle l'est à l'échelle du bassin versant entier (figure V.29). Il ne s'agit que d'une **baisse relative et non absolue** du contenu en  $P_{ef}$  du  $P_{tot}$ . On peut relier cette corrélation à l'effet mobilisateur croissant des écoulements sur les stocks de  $P_p$  (zones actives et réseau hydrographique) et dont l'effet est moindre sur les stocks de  $P_{ef}$ .

La baisse de la fraction soluble constatée entre les zones actives (ensemble des sources (figure V.23b), bassin versant agricole (figure V.30)) et l'exutoire du bassin entier pourrait s'expliquer par la **contribution d'un stock intermédiaire de  $P_p$**  (constitué des sédiments et des berges du réseau hydrographique) ou par une **fixation des fractions solubles** sur des particules au cours du transfert. Un bilan détaillé des exportations de chaque zone active pendant les crues étudiées en continu simultanément aux deux échelles permettra, au chapitre V.6, d'établir le rôle précis du réseau hydrographique sur les flux transférés en fonction de l'état du bassin.

Figure V.32: Evolution des concentrations en orthophosphates pendant toute la durée de l'étude

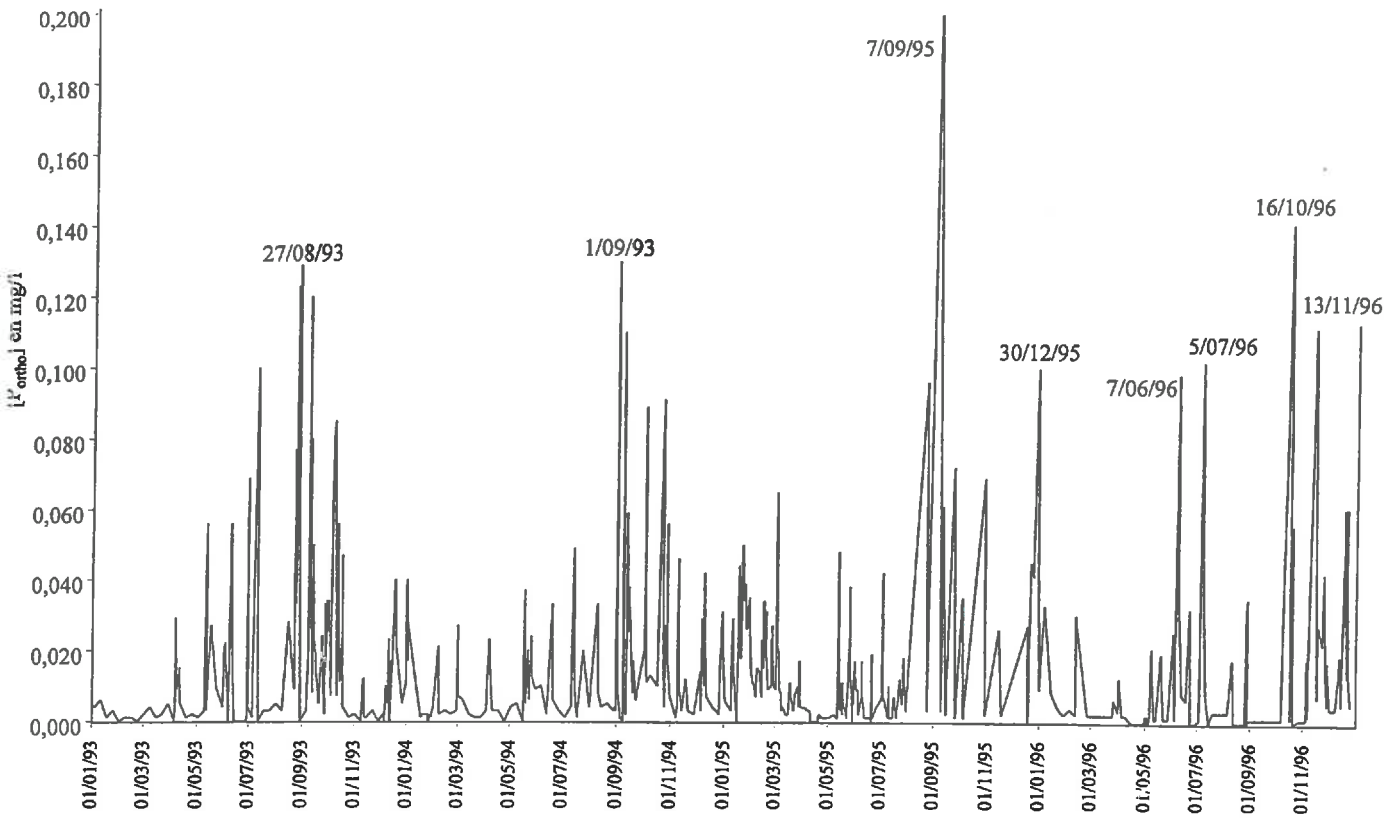
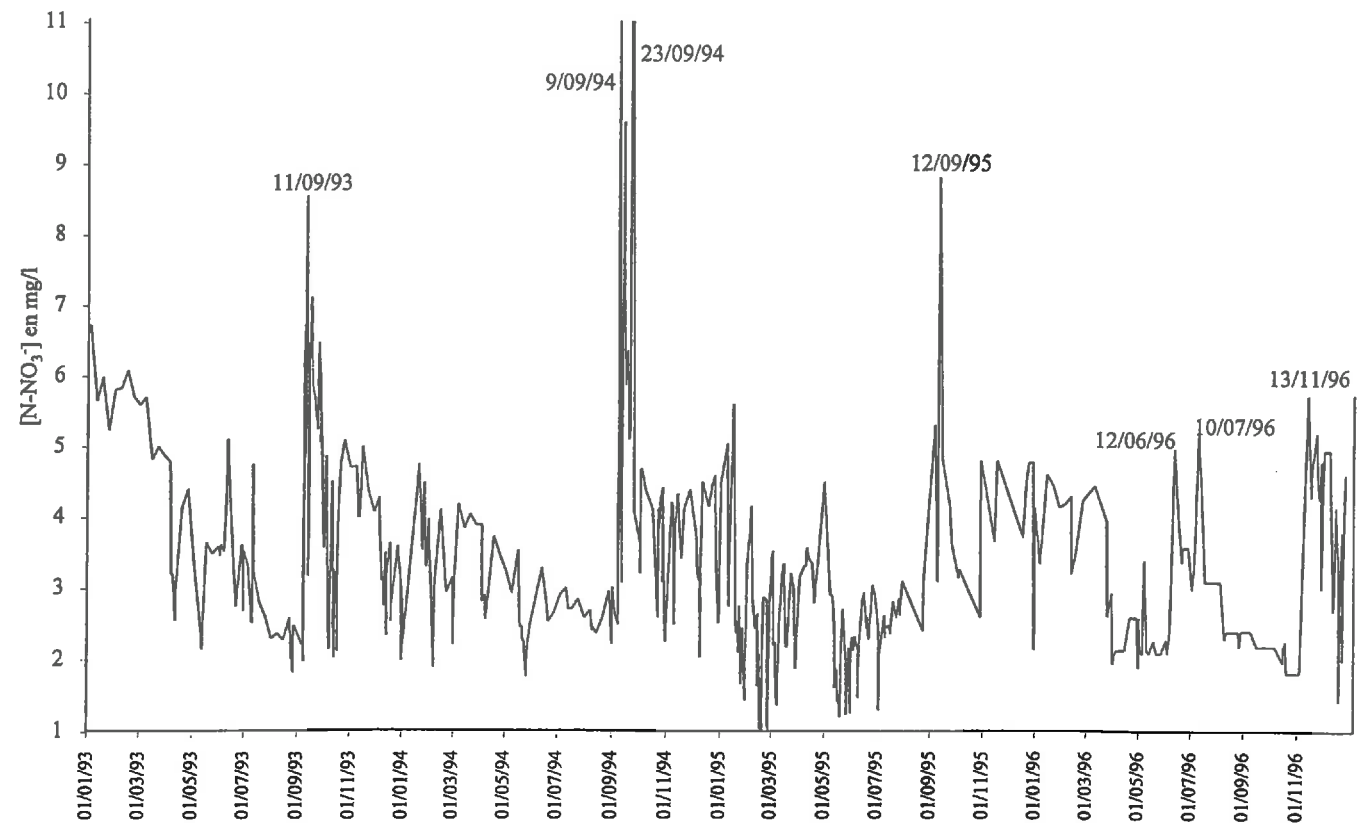


Figure V.33: Evolution des concentrations en nitrates pendant la durée de l'étude



5.3.1.3. Influence des cycles biogéochimiques sur les concentrations en phosphore soluble

Les crues des états 2 et 2', dont l'organisation des écoulements sur le bassin est identique, sont celles qui présentent la plus large variabilité des fractions solubles du phosphore (de 20 à 60%) mesurée à l'exutoire (figure V.29). Le détail des données montre que les fractions solubles les plus faibles sont attribuables aux données post-hivernales de l'état 2'; inversement, **les fractions solubles les plus importantes sont attribuables aux périodes post-estivales de reprises hydrologiques**, également caractérisées par les concentrations en nitrates maximum (figure V.31).

Ce phénomène se retrouve également dans toute la chronique des données étudiées sur les quatre années (figures V.32 et V.33). Sur un bassin versant rural danois de 126 km<sup>2</sup>, Kronvang (1990) mesure également des concentrations maximales en P<sub>tot</sub> lors des reprises hydrologiques. De telles concentrations seraient à relier aux périodes sèches antécédentes dont la longueur est propice à l'accumulation du phosphore dans le réseau hydrographique.

L'évolution interannuelle des concentrations en N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et P<sub>ortho</sub> se caractérise par l'apparition de pics étroits et quasi-simultanés au mois de septembre pour les années 93, 94 et 95, et à deux reprises en 96 (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> > 7 mg/l, P<sub>ortho</sub> > 120 µg/l). Les cycles des nitrates et des phosphates sont synchrones, suivent la même périodicité, mais la dynamique de chaque élément diffère dans la période suivant les pics annuels. En effet, alors que **les concentrations en nitrates diminuent régulièrement** (par exemple 0,3 mg.l<sup>-1</sup>.mois<sup>-1</sup> de novembre 94 à septembre 94, figure V.33), celles des phosphate retombent en l'espace de 3 ou 4 crues aux valeurs initiales précédant le premier pic. La représentation de l'évolution des concentrations, pendant les seules périodes d'étiage, lisse la courbe mais ne modifie pas son interprétation (annexe V.14). La mise en évidence d'un rythme saisonnier des concentrations de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et de P<sub>ortho</sub> (variation maximum d'un facteur 6) a cependant peu d'influence sur le rythme saisonnier des pertes (kg), essentiellement contrôlées par les volumes extrêmement variables (variation maximum d'un facteur 1000).

Figure V.31: Concentrations moyennes des nitrates pendant les crues

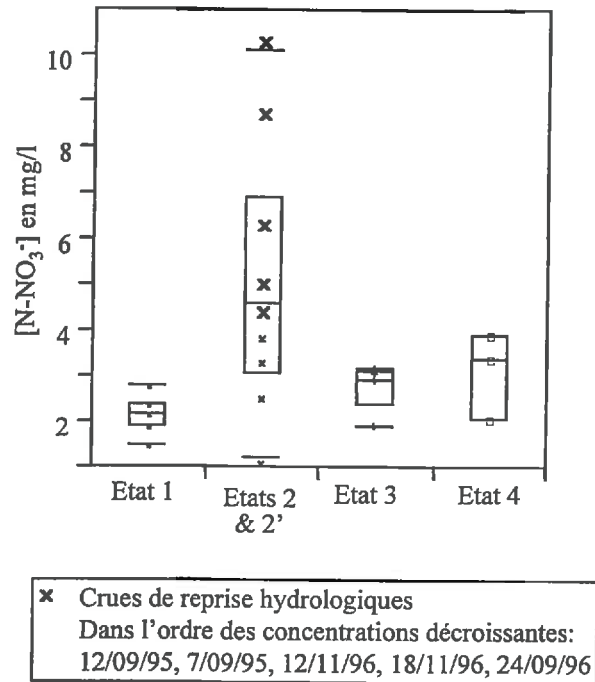
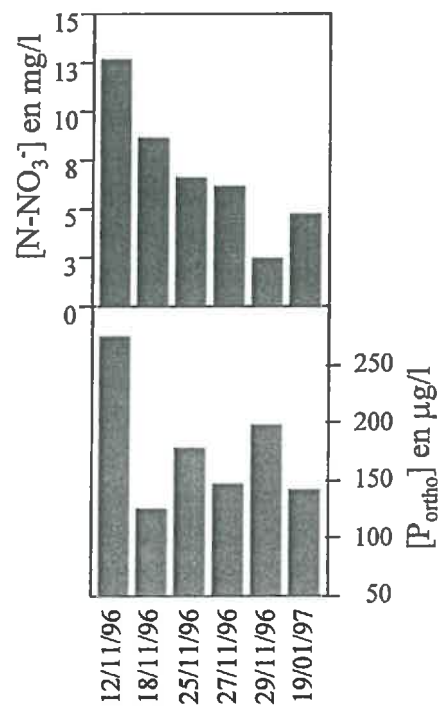




Figure V.34: Concentrations moyennes en nitrates et orthophosphates à l'exutoire du sous-bassin agricole



A l'échelle du sous-bassin agricole, il n'est évidemment pas possible de mettre en évidence le même cycle annuel vu la courte période de suivi des crues (novembre 96 à janvier 97). Cependant, sur la période étudiée, les évolutions des concentrations en  $\text{N-NO}_3^-$  et en  $\text{P}_{\text{ortho}}$  sont semblables aux exutoires des deux échelles (figure V.34). La date du 12/11/96 représente la reprise hydrologique du sous-bassin agricole, jusque là sans écoulements; les concentrations moyennes en  $\text{N-NO}_3^-$  et  $\text{P}_{\text{ortho}}$  y sont maximum (13 et 0.225 mg/l respectivement). Comme à l'exutoire du bassin versant entier, les concentrations en  $\text{N-NO}_3^-$  suivent ensuite une évolution régulièrement décroissante alors que celles du  $\text{P}_{\text{ortho}}$  rediminuent plus brutalement à des valeurs demeurant relativement élevées (0.1 mg/l).

Les crues de reprise hydrologique, qui sont un cas particulier des crues de l'état 2, semblent ainsi se caractériser par une **interaction optimale entre le stock de  $\text{P}_{\text{ef}}$  et de  $\text{NO}_3^-$  de la solution du sol et les écoulements qui s'y déroulent.**

On peut relier cette efficacité au fait qu'à l'issue de la saison végétative, la minéralisation des matières organiques n'est pas contrebalancée par l'absorption végétale (Davis et Keller 1984), et les écoulements sont uniquement de nature hypodermique (observations déjà décrites au chapitre V.3.3.1). Les crues de reprise hydrologique subissent donc l'influence de l'effet de vidange des nutriments solubles et/ou labiles du réservoir sol.

Figure V.35: Relations entre les concentrations moyennes en phosphore particulaire et en matières en suspension, pour toutes les crues mesurées à l'exutoire

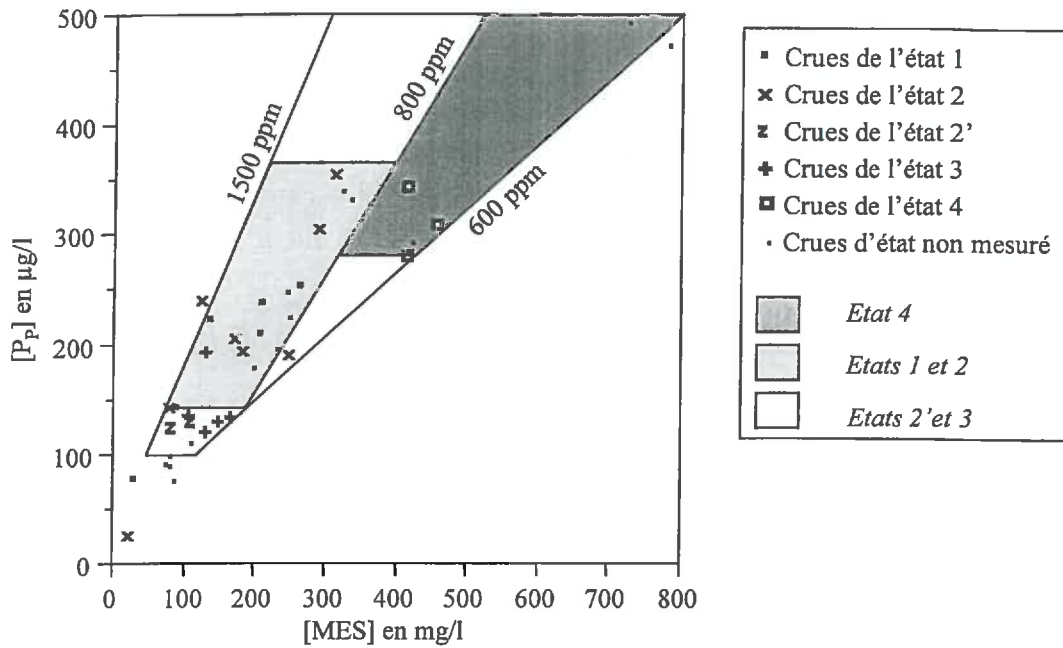
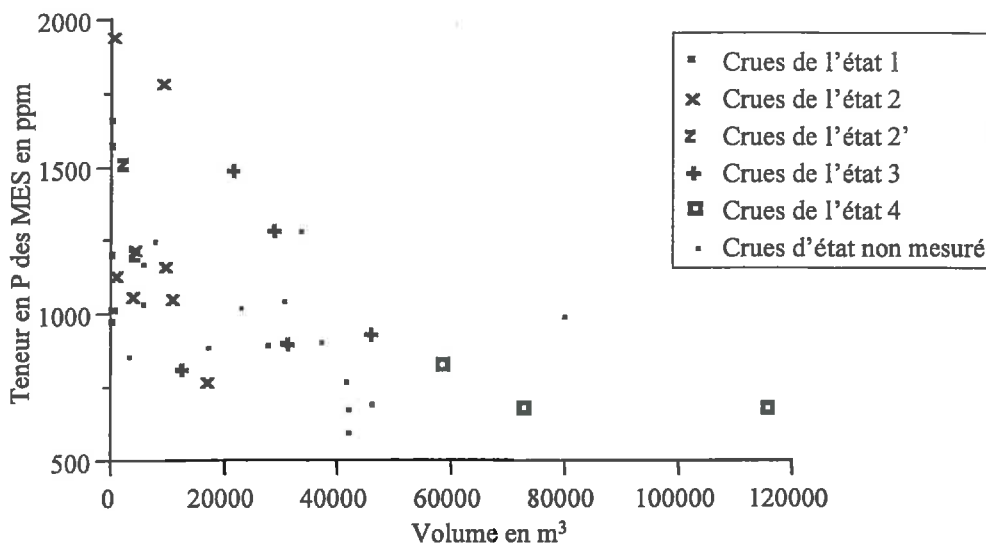


Figure V.36: Relation entre le volume évacué à l'exutoire lors de chaque crue et la teneur moyenne des matières en suspension exportées



### 5.3.2. Concentrations et teneur en phosphore des matières en suspension

La teneur en P des MES à l'échelle de la crue peut être présentée par la relation liant les concentrations moyennes en phosphore particulaire ( $P_p$ ) avec celles en matières en suspension (MES). **La relation globalement linéaire est bornée par deux lignes d'iso-teneurs à 600 et 1500 ppm (figure V.35).** Toutes les crues sont représentées afin de permettre de mieux mettre en évidence les zones de validité de l'enveloppe. L'indépendance entre les sources des MES et de  $P_p$  ainsi que le nombre fini de ces sources potentielles se traduit par le regroupement des crues par état et par l'existence de combinaisons impossibles. Le groupe des **crues correspondant à l'état 4** s'oppose nettement aux autres sur le double critère des concentrations maximum en MES et des valeurs minimum des teneurs en P des MES (de 600 à 800 ppm). Les MES des autres crues ont des contenus en P variant de 800 à 1500 ppm, indépendamment des états de bassin associés à ces crues; la position des points sur la courbe est cependant fonction des états. On constate que les **crues hivernales et post-hivernales (états 3 et 2')** ont les concentrations en  $P_p$  et MES les plus faibles.

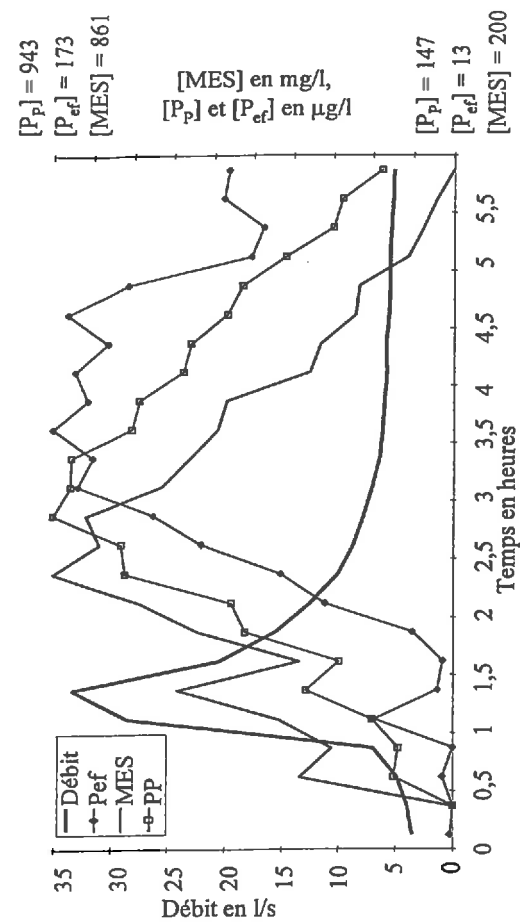
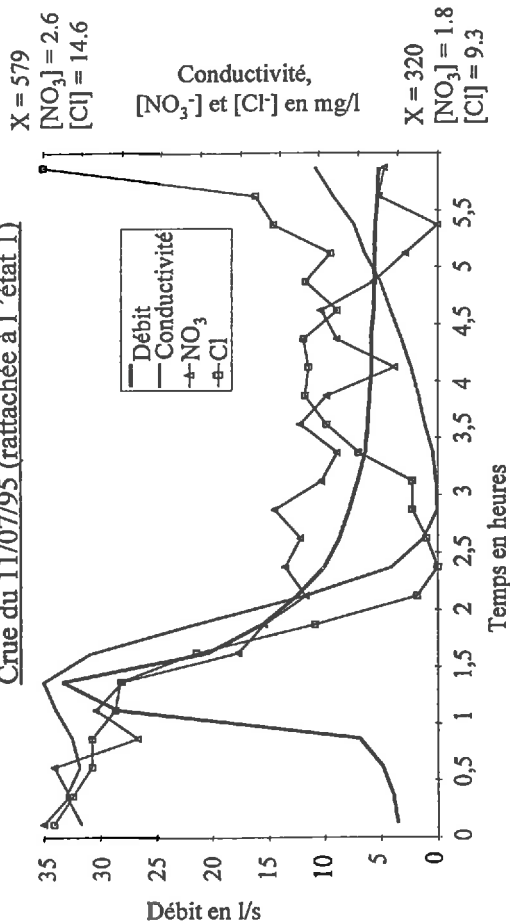
**La teneur en P des MES est une fonction décroissante des volumes d'eau écoulés (figure V.36).** Dans le détail, si l'on considère indépendamment les états 1, 2 et 3, la dispersion des teneurs en P des MES s'explique aussi par les volumes. Le même type de relation est obtenu en remplaçant le volume par les concentrations en MES, proportionnels l'un à l'autre. Cette évolution globale est conforme aux résultats obtenus sur d'autres bassins versants (Kronvang 1990) et peut résulter d'une **augmentation de la capacité de transport qui accroît la proportion de particules grossières à faible surface spécifique** (Novotny et Chesters 1981). Elle peut aussi traduire l'**accès à des stocks de particules pauvres en phosphore** lors des fortes crues, notamment les berges dont l'érosion fournit des particules dont les teneurs en phosphore peuvent être très basses (500 ppm).

Les états 1, 2 et 3 ne présentant pas de signes d'érosion sur les parcelles, les écoulements correspondants ont principalement accès aux stocks constitués par les sédiments du réseau hydrographique pérenne et de fossés. Les **fortes teneurs enregistrées pendant les états 1 et 2** sont à mettre en relation avec les sédiments du réseau hydrographique urbain dont on a vu qu'ils présentaient les plus fortes teneurs (figure V.23a). Pour les autres crues, l'influence de ces sédiments s'estompe progressivement. **Pendant l'état 4, l'apport des particules de sol érodées ne semble pas avoir d'influence directe sur les teneurs en P des MES à l'exutoire** car celles-ci restent faibles. Ceci peut s'expliquer en considérant 1) que les apports sont faibles, 2) qu'ils n'atteignent pas l'exutoire ou 3) qu'ils sont compensés par des particules à faibles teneurs tel que les sédiments du réseau hydrographique pérenne ou les particules des berges érodées.

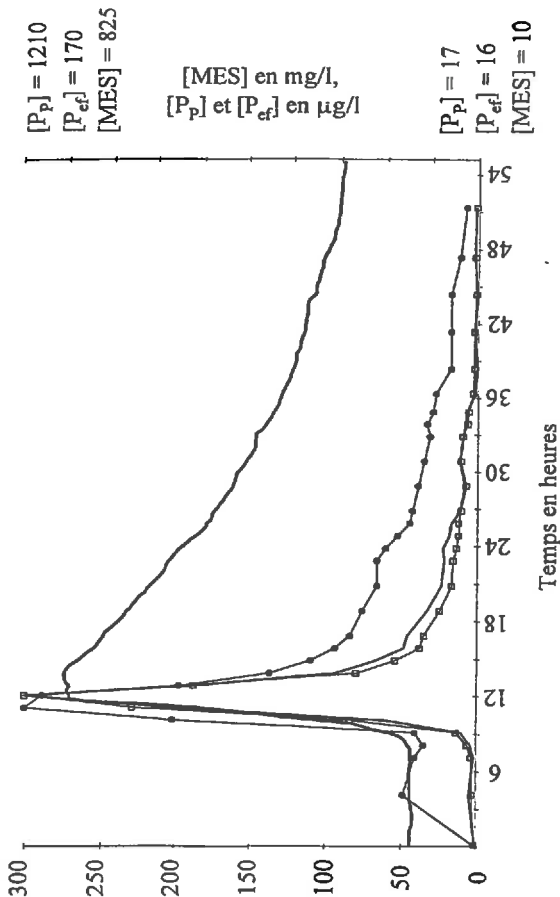
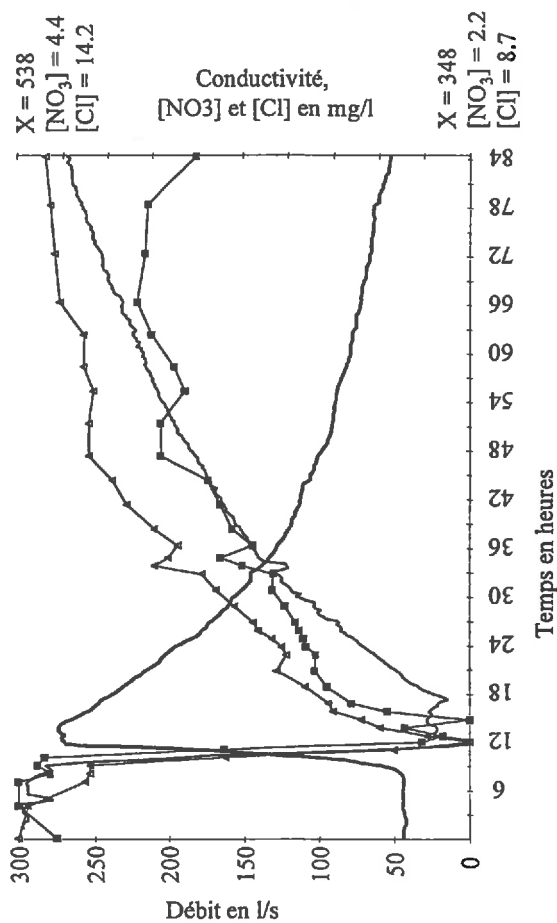
Les exportations pendant les crues se caractérisent non seulement par des volumes d'eau émis, des concentrations moyennes ou ses flux, mais aussi par leur « signal hydrochimique » qui est à présent confronté à la typologie des états du bassin versant.

Figure V.37: Evolution du débit, des formes du phosphore, de la conductivité et des anions lors de deux crues montrant des relations hydrochimiques différentes

Crue du 11/07/95 (rattachée à l'état 1)



Crue du 7/01/96 (rattachée à l'état 3)



## 5.4. ETAT DU BASSIN ET SIGNAUX HYDROCHIMIQUES

### 5.4.1. Définition de l'outil d'étude

A l'exutoire du bassin, la mesure hydrochimique à pas de temps resserré (une donnée par heure en crue, voir protocole d'échantillonnage au tableau IV.2) permet d'établir pour chaque crue détaillée des **relations entre concentrations et débits instantanés** et de connaître les valeurs extrêmes atteintes par différents paramètres (notamment conductivité minimum, concentration maximum en MES). La succession des pics de concentration et leur positionnement par rapport au pic de débit sont désignés sous le terme de « **signal hydrochimique** ». Elle peut aboutir à une interprétation sur l'**origine géographique** de l'eau et son cheminement jusqu'à l'exutoire. L'allure des courbes de concentrations renseigne sur la capacité d'un stock à se vidanger, à s'épuiser et éventuellement sur la **distance relative des sources** à l'exutoire. Dorioz et Ferhi (1994) se basent ainsi sur l'analyse des évolutions hydrochimiques d'un ruisseau pendant quelques crues type pour mettre en évidence diverses modalités de transfert de l'azote et du phosphore dans un bassin versant de 10 ha. Ils confortent leurs interprétations grâce à l'utilisation de l'**isotope  $^{18}\text{O}$**  comme traceur des différents réservoirs hydriques. Dans notre cas, l'utilisation d'un tel outil de détermination des origines de l'eau est incompatible avec la taille du bassin, son hétérogénéité spatiale et le nombre de crues à étudier. En effet, Si la méthode isotopique peut, sous certaines conditions, renseigner sur l'origine des écoulements à l'échelle d'un versant de quelques hectares, elle ne pourrait en aucun cas préciser le cheminement de l'eau dans les différents compartiments d'un bassin versant complexe.

L'analyse du signal hydrochimique des crues du Mercube débute par **deux exemples** particulièrement aptes à l'étude des signaux en raison des hydrogrammes étroits unimodaux qui les caractérisent (figure V.37). Les deux crues choisies (11/07/95 et 7/01/96) sont rattachées à des états de bassin très contrastés (1 et 3). Pour en faciliter la comparaison, les signaux sont présentés à la même échelle, bien que les durées et l'amplitude des concentrations puissent être très différentes. Dans le même but, les anions et la conductivité sont groupés sur un même graphique, séparés des formes du phosphore et des matières en suspension (MES). Les courbes de ces deux crues sont décrites brièvement, l'interprétation des signaux se faisant au chapitre V.5.4.3.

Lors de la **petite crue estivale**, toutes les valeurs extrêmes (pics de concentration et de dilution maximum) sont atteintes après le pic de crue. La conductivité évolue parallèlement aux chlorures, mais les nitrates restent dilués plus longtemps. Les pics de matières en suspension (MES) et de phosphore particulaire ( $P_p$ ) se succèdent, et les pics de phosphore soluble ( $P_{ef}$ ) et particulaire sont eux-même découplés.

Concernant la **crue hivernale**, les extrema sont atteints pendant (dilution de  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , conductivité minimum) ou avant ( $P_p$ ,  $P_{ef}$ , MES) le pic de crue. Les pics de MES et de  $P_p$  sont simultanés, et légèrement précédés du pic de  $P_{ef}$ , ce qui est la situation opposée à la première crue. La concentration en  $P_{ef}$  ne diminue que très progressivement au cours de la décrue alors que les MES ont déjà atteint des concentrations très basses. Les concentrations maximales et la conductivité minimale atteintes sont du même ordre de grandeur que celles de la première crue, alors que les débits de pointe diffèrent d'un facteur dix.

Les signaux hydrochimiques de la plupart des crues ne sont cependant pas aussi nets en raison de la structure plus étalée des pluies et de l'uniformité des hydrogrammes. Ce fait, ajouté à la nécessité de mener l'étude systématique des signaux sur un grand nombre de crues (20 des 27 crues présentées dans le tableau V.5), nous pousse à utiliser une **information plus compacte** que celle utilisée dans les deux exemples précédents. Nous privilégions donc les représentations entre débit et concentrations ( $C = f(Q)$ ) car elles sont plus simples à visualiser et à typer (figure I.18, Meybeck 1996). Cette méthode revient à **lisser** la forme des phénomènes et fournit une **information semi-quantitative** toujours susceptible de renseigner sur l'origine de l'eau, des MES, et sur le mode de transfert du phosphore. Elles constituent de ce fait un précieux **outil de différenciation des crues étudiées**. Les relations étudiées pour chaque crue sont résumées dans le tableau V.7. Pour la relation entre  $Cl^-$  et  $NO_3^-$  (abrégée  $NO_3^- = f(Cl^-)$ ), le coefficient de corrélation est calculé afin de savoir si la valeur de celui-ci est liée à la taille du bassin actif (de l'état 2 à l'état 3), comme l'ont montré Mérot et Bruneau (1992) pour des bassins variant de 10 à 600 ha (chapitre II.3.1.3, figure II.2). Une seule relation temporelle est étudiée, celle liant la **concentration en MES avec les variations de débit** (dérivée du débit en  $m^3/hr^2$ ). Les **maxima** sont également reportés. Il n'a pas été jugé nécessaire d'utiliser les concentrations en  $SO_4^{2-}$  dont l'évolution au cours des crues est calquée sur celle des chlorures.

Tableau V.7: Relations hydrochimiques étudiées pour chaque crue

Eléments mis en relation	Justification
$X = f(Q)$	Traçage des eaux de surface ( $X \approx 200$ ) et de nappe ( $X \approx 600$ )
$[MES] = f(Q)$	Traçage des sources endogènes et exogènes (Walling 1978)
$[P_p] = f(Q)$	Le $P_p$ étant lié aux MES, la relation $[P_p] = f(Q)$ serait redondante
$[P_{ef}] = f(Q)$	Traçage du $P_{ef}$ de l'eau interstitielle des sédiments et des zones actives
$[NO_3^-] = f([Cl^-])$	Transfert comparé d'un élément conservatif ( $Cl^-$ ) et non conservatif Corrélation liée à la taille du bassin versant (Mérot et Bruneau 1992)
$[P_{ef}] = f([P_p])$	Etude du couplage des formes du phosphore
$[P_p] = f([MES])$	Evolution des teneurs en phosphore des MES
$[MES], dQ/dt = f(t)$	Influence des changements de débits sur la charge en MES, interprétation en terme de remise en suspension des sédiments

$P_{ef}$ ,  $P_p$ ,  $P_{ortho}$  : Phosphore soluble, particulaire et orthophosphorique; MES : matières en suspension

### 5.4.2. Variété de l'allure des courbes hydrochimiques

Au total, dix types de courbes bien distinctes émergent de ces relations hydrochimiques. La figure V.38 les illustre à partir des exemples les plus démonstratifs. La succession de deux points, sur chaque courbe, équivaut à une durée d'une heure. Les points en gras représentent la montée de crue ( $dQ/dt > 0$ ), les autres la décrue ( $dQ/dt \leq 0$ ). Les types de courbes en hystérèse sont les plus courants (6 cas sur 10); les différents types d'hystérèse n'ont pas été regroupés afin de préserver toute information utile.

Ainsi, aux familles classiques des **hystérèses orthogrades** (dans le sens trigonométrique) et **rétrogrades** (dans le sens des aiguilles d'une montre), sont adjointes 1) la famille des « **hystérèses non bouclées** » (le point de départ en début de crue ne correspond pas au point d'arrivée de fin de crue), et 2) la famille des « **hystérèses retardées** », c'est-à-dire dont l'augmentation de débit ne se traduit que par la variation d'un seul des deux paramètres étudiés. La relation synchrone entre la concentration en MES et la dérivée du débit n'est considérée valable que lorsque la forme de l'évolution de la concentration en MES est rigoureusement identique à celle de l'évolution du débit, que les courbes soient simultanées ou légèrement ( $< 2h$ ) décalées.

Les dix types de courbes obtenues se répartissent ainsi dans les cent-quarante cases (vingt crues \* sept relations étudiées) du tableau V.8. Les crues y sont ordonnées par état de bassin et par ordre chronologique. Les données sont laissées brutes afin de permettre une interprétation verticale (signaux propres à chaque relation étudiée) et horizontale (signaux propres à chaque crue ou groupe de crues).

### 5.4.3. Les courbes typiques à chaque état de bassin

**Aucune des sept relations étudiées n'admet de signal hydrochimique unique** (tableau V.8 et annexe V.15). Dans le meilleur des cas, 75% des signaux sont identiques (hystérèse rétrograde pour la relation entre débit et [MES]), dans le pire des cas, seulement 30% des courbes ont la même forme (hystérèse rétrograde pour la relation entre [Cl<sup>-</sup>] et [NO<sub>3</sub><sup>-</sup>]). Le coefficient de détermination ( $r^2$ ) de cette relation est lui-même très variable, compris entre 0,01 et 0,87. Le mode des valeurs de  $r^2$  se situe à 0,42. Malgré une augmentation de la taille du bassin versant de l'état 1 à l'état 3, il n'y a **pas de tendance à l'augmentation du coefficient** contrairement aux résultats de Mérot et Bruneau (1992). La faiblesse de la relation  $NO_3^- = f(Cl^-)$  n'est pas surprenante étant donné la forte implication des nitrates dans les cycles biologiques, ce que confirment les résultats du chapitre V.5.3.1.3.

Ainsi, contrairement à ce que pourrait laisser croire la figure I.18 (Meybeck 1996), **il n'existe pas de signal hydrochimique-type**, même sur un bassin de 302 ha. Par la suite, on cherche à voir dans quelle mesure la répartition des crues selon les états améliore l'homogénéité des signaux hydrochimiques.

Les crues possédant le plus grand nombre de signaux hydrochimiques homogènes (tableau V.8) sont les **crues associées à l'état 1** ainsi qu'une petite crue de reprise hydrologique (état 2, crue du 29/10/95,  $V^3 < 1000 m^3$ ) et une crue post-hivernale (état 2', crue du 8/05/95). Les signaux hydrochimiques homogènes sont ceux des relations Conductivité =  $f(Q)$ ,  $P_{ef} = f(Q)$  et  $P_p = f(MES)$ . Lors de l'augmentation du débit, la conductivité et la concentration en  $P_{ef}$  restent constantes; il en est de même avec les autres anions mesurés. On assiste ensuite à une



Figure V.38: Les différents types de relations hydrochimiques recensées au cours de vingt crues

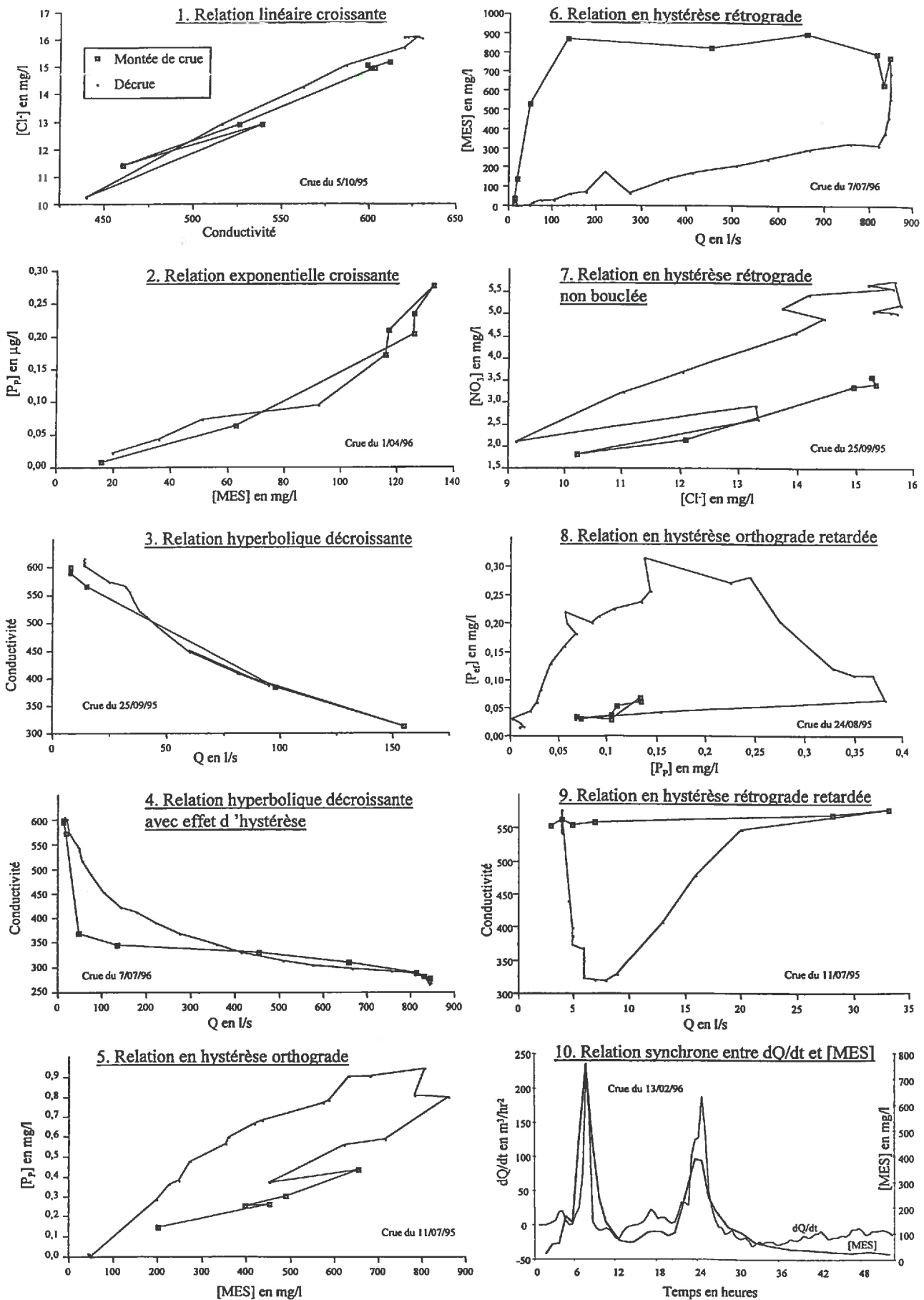


Tableau V.8: Types de relations hydrochimiques obtenues lors des crues détaillées

Etat 1	relations indépendantes du temps						f(t)	Extrema	
	X = f(Q)	MES=f(Q)	P <sub>ef</sub> = f(Q)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> =f(Cl <sup>-</sup> )	P <sub>ef</sub> = f(P <sub>P</sub> )	P <sub>P</sub> = f(MES)		dQ, MS	X <sub>min</sub>
14/07/94							non		
11/07/95				0,52			non	320	861
24/08/95				0,5			oui	263	450
05/10/95				0,82			oui	402	150
21/06/96				0,7			oui	386	280
05/11/96				0,13			non	428	40
<b>Etat 2</b>									
12/09/95				flou - 0.12	flou		oui	341	360
24/09/95				0,58			oui	313	370
29/10/95				flou - 0.34			non	421	300
22/12/95	flou			0,66			non	524	255
05/07/96				0,01			oui	242	1500
12/11/96				0,54			non	370	1220
<b>Etat 2'</b>									
01/04/96				0,25			non	483	125
08/05/96			flou	0,15			non	322	680
<b>Etat 3</b>									
25/12/95				flou - 0.20			oui	373	933
07/01/96				0,71			oui	348	800
13/02/96				0,02			oui	361	750
27/11/96				0,76			oui	426	637
<b>Etat 4</b>									
07/07/96				0,62			non	270	2300
19/01/97				0,13			oui	273	2539

Légende et fréquence des cas (#):

- Relation linéaire croissante (15)
  - Relation exponentielle croissante (3)
  - Relation hyperbolique décroissante (5)
  - Relation en hystérèse orthograde (32)
  - Relation en hystérèse rétrograde (44)
  - Relation hyperbolique décroissante avec hystérèse (5)
  - Relation en hystérèse rétrograde non bouclée (3)
  - Relation en hystérèse orthograde retardée (16)
  - Relation en hystérèse rétrograde retardée (11)
- 0.62 : r<sup>2</sup> de la relation NO<sub>3</sub><sup>-</sup> = f(Cl<sup>-</sup>)  
X<sub>min</sub> : Conductivité minimum (µS/cm)  
[MES]<sub>max</sub> : Concentration maximum des matières en suspension (mg/l)  
P<sub>P</sub>, P<sub>ef</sub> : phosphore particulaire et phosphore soluble

évolution parallèle du débit et de la conductivité (notée « X »), généralement plutôt soumise aux phénomènes de dilution par les eaux de ruissellement ([figure V.37](#)).

Pendant les crues correspondant à l'état 1, le pic de concentration en  $P_{ef}$  suit systématiquement celui du débit, bien qu'un extremum relatif puisse parfois y correspondre ([figure V.37](#)). La succession des pics de MES et de  $P_p$  témoignent de **charges en P des MES variables au cours du temps**. Ainsi, les MES émises contiennent toujours plus de P lors de la récession de l'hydrographe (hystérèse orthograde). Par contre, concernant la relation entre le débit et la concentration des MES, celle-ci est variable tout en admettant pour certaines crues le même phénomène de décalage que celui constaté pour le  $P_{ef}$ . Le fonctionnement de ces crues sera explicité lors de la réalisation d'une crue expérimentale simulant des conditions hydriques équivalentes. Il n'y a pas d'homogénéité des valeurs minimales de la conductivité ( $263 < X_{min} < 428$ ) ni maximales des MES ( $40 < MES_{max} < 861$ ). Cette dispersion diminue progressivement d'un état à l'autre pour être négligeable lors des deux crues associées à des signes visibles d'érosion sur le bassin (état 4).

Les formes de relations hydrochimiques associées aux **crues de l'état 2** sont les moins homogènes, ce qui correspond bien à l'état de transition auquel ces crues sont reliées. Leur caractère original réside dans l'existence d'**hystérèses non bouclées** de la relation  $NO_3^- = f(Cl^-)$  caractérisant crues de reprise hydrologique. Les pics de  $P_p$  et de  $P_{ef}$  sont systématiquement découplés, ce qui peut rendre compte d'une **origine différente de ces deux formes de phosphore** que le transfert n'a pas permis d'équilibrer.

L'allure des signaux hydrochimiques associés aux crues des états 3 est plus « classique » puisque la conductivité subit une loi de dilution (comportement asymptotique), et que les pics de MES précèdent ceux du débit (hystérèse orthograde) et sont même **liés très exactement à ses variations** (relation synchrone entre  $dQ$  et  $[MES]$ ). La **précocité des pics de MES et de  $P_{tot}$**  est souvent interprétée comme la contribution du stock de matériaux endogènes (= issus du réseau hydrographique); plus le pic est étroit, plus le stock s'épuise rapidement (Verhoff *et al.* 1982). Le **contenu en P des MES est constant** pour chaque crue (relation linéaire entre les MES et le  $P_p$ ).

La conductivité minimum enregistrée pendant les **crues de l'état 4** représente la plus faible valeur de toutes les conductivités enregistrées sur les 20 crues. Inversement, le niveau atteint par la concentration en MES dépasse largement celui des autres crues. Ceci s'explique par l'importance des volumes ruisselés pendant l'état 4 ([figure V.25](#)) et par la présence visible de signes d'érosion. Malgré tout, **les signaux hydrochimiques ne permettent pas de différencier très significativement les crues transférant des stocks non consolidés (états 2, 2' et 3) de celles mettant en jeu des stocks consolidés (état 4)**. Ceci peut laisser supposer que dans les cas observés, l'érosion du sol se fait également à partir d'un stock de particules déjà détachées ayant vis-à-vis des écoulements le même comportement que les stocks intermédiaires du réseau hydrographique, résultat observé par ailleurs (Trévisan et Lelong 1992). Dans le cas de la crue sur sols gelés (19/01/97), la charge en P des MES reste invariablement basse (700 ppm) tandis que les MES de la crue de juillet sont les plus chargées en montée de crue (de 1000 à 1500 ppm).

#### 5.4.4. Analyse du signal hydrochimique des crues associées à l'état 1 par réalisation d'une crue artificielle

Une crue artificielle est réalisée sur un tronçon du Mercube (figure IV.4) dans le but de comprendre le mode de renouvellement des eaux et ses conséquences sur la mobilisation des sédiments du lit. On espère de cette façon pouvoir interpréter les relations hydrochimiques inhabituelles constatées lors des petites crues estivales de l'état 1 du bassin versant.

##### 5.4.4.1. Conditions initiales et choix d'un traceur

Le tronçon soumis à la crue artificielle et le protocole expérimental sont décrits au chapitre IV.2.5. La crue se déroule en novembre 1995 suivant un étiage persistant depuis un mois. Les **conditions initiales** de concentrations sont caractérisées à partir de mesures effectuées la veille de l'expérimentation au point d'injection (point A) et à la sortie du tronçon expérimental (point D), et comparées à celles effectuées sur l'eau entrant dans le tronçon lors de la phase expérimentale (tableau V.9). Les caractéristiques hydrochimiques de l'étiage sont celles habituellement observées pour un tel régime. A l'étiage, **les débits sont identiques en amont et aval du tronçon expérimental**. Si les concentrations en phosphore soluble ( $P_{ef}$ ) sont identiques en conditions pré-expérimentales entre les points A et D, les concentrations en phosphore particulaire ( $P_p$ ) traduisent le rôle de puits joué par le tronçon pendant la mesure. Le même abattement est observé pour les matières en suspension (MES). Le flux des autres solutés mesurés la veille à l'étiage se conservent.

Tableau V.9: Caractéristiques physico-chimiques des eaux en périodes d'étiage et de crue simulée

	Débit <sub>moyen</sub> l/s	MES <sub>moyen</sub> mg/l	$P_p$ μg/l	$P_{ef}$ μg/l	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	Cl <sup>-</sup> mg/l	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> mg/l
Avant expérimentation A	5	15	10	4	3.3	15.3	35.6
Avant expérimentation D	5	5	1	4	3.1	15.9	35.3
Durant expérimentation A	20	Variable	3	7	0.7	7.0	207.9

MES : matières en suspension ;  $P_p$  et  $P_{ef\text{moyen}}$  : Concentrations moyennes en phosphore particulaire et soluble  
 A : point d'injection et d'entrée du tronçon expérimental  
 D : dernier point de prélèvement du tronçon expérimental

L'eau coulant au point A lors de la crue artificielle (constituée pour 75% d'eau injectée), est de **qualité constante** pour les concentrations en SO<sub>4</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> et NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. L'ion sulfate présent dans l'eau d'injection à des concentrations six fois plus fortes que l'eau du Mercube (210 mg/l contre 36 mg/l), sert de traceur. L'injection d'eau, dont le débit est maintenu constant pendant 120 min, provoque la remise en suspension des sédiments et une **érosion localisée des berges**. L'eau acquiert ainsi, au point A considéré comme l'entrée dans le réseau hydrographique, une charge en MES conformément à la situation d'une crue réelle.

5.4.4.2. Modalités de transfert de l'eau injectée et conséquences sur les signaux hydrochimiques

L'augmentation du débit à l'exutoire, liée à l'apport artificiel d'eau dans le réseau, se manifeste au temps  $t_0+50$  min suivant le début de l'injection (figure V.39). Le débit atteint alors en 20 min sa valeur maximale à 20 l/s et s'y maintient pendant les 90 min suivantes. De même que pendant l'étiage, les débits de pointe en A et D sont identiques. Le retour au débit de base est obtenu après un laps de temps de 100 min suivant l'arrêt de l'injection.

L'augmentation de la concentration en  $SO_4^-$  mesurée à l'exutoire, qui trace l'arrivée de l'eau injectée, se produit au temps  $t_0+100$  min, soit avec un retard de 50 min par rapport à celle du débit. Ce délai supplémentaire traduit donc un **mode de transfert différent de l'eau et des solutés introduits** et suggère un **fonctionnement hydrologique en deux phases**: dans un premier temps l'augmentation du débit est liée à la progression de l'eau par « effet piston » (Verhoff *et al.* 1989) permettant l'élimination du stock d'eau existant, dans un second temps l'écoulement est constitué de l'eau introduite. Ce phénomène se vérifie aussi en décrue: l'analyse chimique de l'eau à l'exutoire, 240 min après la réapparition du débit d'étiage, porte encore la signature de l'eau d'injection. Etant donné ce fonctionnement, on considère la fin de la crue lors du retour des concentrations en sulfates à leur valeur d'étiage, soit 35 mg/l à  $t_0 + 480$  min.

Figure V.39: Evolution de la concentration en sulfates à l'exutoire pendant la crue artificielle

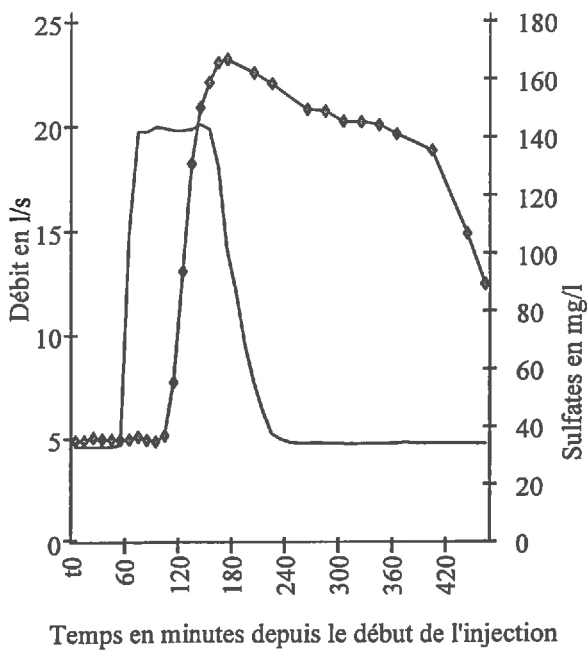
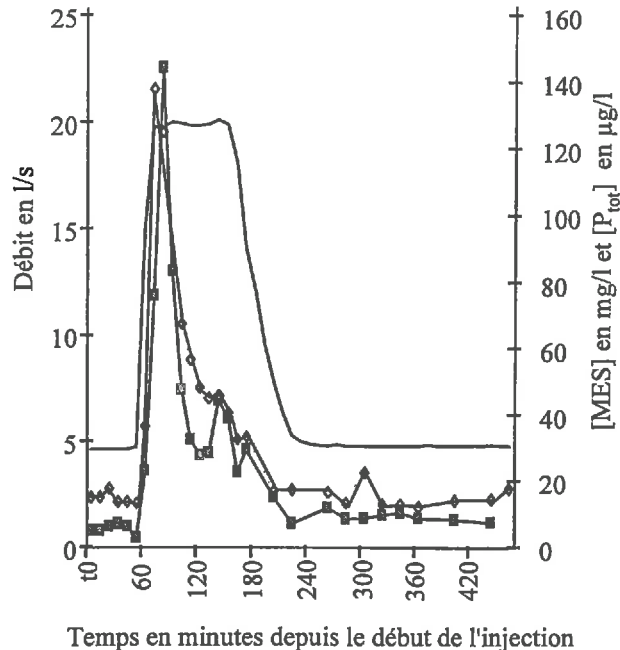


Figure V.40: Evolution de la concentration des matières en suspension et du phosphore à l'exutoire pendant la crue artificielle



L'apparition tardive de l'eau injectée est liée à une transmission plus rapide de l'**onde cinématique** que de l'eau elle-même Verhoff *et al.* (1979). Elle se traduit par une augmentation de la concentration des MES et du  $P_{\text{tot}}$  à l'exutoire (figure V.40) aussi rapide que celle du débit. Il faut ainsi environ 20 min pour passer du bruit de fond naturel ( $[\text{MES}] = 10 \text{ mg/l}$ ,  $[\text{P}_{\text{tot}}] = 5 \text{ } \mu\text{g/l}$ ) à la valeur maximum ( $[\text{MES}] = 130 \text{ mg/l}$ ,  $[\text{P}_{\text{tot}}] = 140 \text{ } \mu\text{g/l}$ ). Les pics de concentration sont étroits, d'une durée inférieure à 20 min. Si la décroissance des concentrations en matières en suspension est brutale après le maximum (alors que le débit est constant), elle connaît un ralentissement à  $t_0 + 130 \text{ min}$  (stabilisation à  $50 \text{ mg/l}$  pendant 30 min). Cette discontinuité apparaît encore plus nettement avec les mesures de phosphore qui montrent une seconde augmentation de sa concentration (augmentation de  $20 \text{ mg/l}$  à  $t_0 + 130 \text{ min}$ ).

Si on se réfère à l'origine de l'eau telle qu'indiquée par les sulfates, le **premier pic** se produit avant l'arrivée de l'eau injectée (figure V.39) et correspond donc à la **mobilisation des sédiments** de la rivière. Le **deuxième pic** de phosphore coïncide avec l'arrivée de l'eau injectée et des sédiments remis en suspension au point A. Tous ces phénomènes mis en lumière lors de la crue simulée existent également pour des crues réelles, dont ils expliquent les relations en hystérèse retardée.

#### 5.4.4.3. Analogies entre la crue artificielle et les crues de l'état 1

La crue du 11/07/95, dont les relations ont été présentées à la figure V.37, peut être considérée comme le modèle-type des petites crues estivales et est utilisée pour la comparaison avec la crue artificielle. Se servant de la conductivité comme traceur des eaux de ruissellement, il est aisé de comprendre la succession des pics de MES, de  $P_p$  et de  $P_{\text{ef}}$ . Dès le début de la crue, le **premier pic** de particules qui apparaît correspond à une contribution du lit de la rivière et principalement à la remise en suspension des sédiments non consolidés (figure V.37); le **second plus tardif** et ténu provient du transfert des matières et de l'eau injectée. L'émission de phosphore s'effectue selon le même schéma, essentiellement sous la forme d'un pic de  $P_p$  précoce et limité dans le temps. Le second pic de  $P_{\text{tot}}$  lié à l'eau injectée est surtout composé de  $P_{\text{ef}}$ .

La phénomène hydraulique de l'**effet piston** apparaît systématiquement pour toutes les petites crues, dont la plupart sont celles associées à l'état 1 de bassin. Pendant la crue du 29/10/95, le même phénomène est visible en raison des faibles volumes d'eau produits. Pour les autres crues, et notamment celles de l'état 3 et 4, le renouvellement des eaux par effet piston persiste probablement mais n'est plus décelable. Il est donc possible, grâce à la crue artificielle, d'expliquer les **mécanismes de renouvellement des eaux dans le réseau hydrographique et leurs conséquences sur les séquences des différentes concentrations mesurées à l'exutoire**. L'analyse des résultats permet aussi d'établir une méthode de calcul d'un bilan de masse détaillé tenant compte de l'origine des matières transportées selon qu'elles soient issues de la resuspension ou du transfert. Cette méthode, appliquée aux crues de l'état 1, est détaillée ultérieurement.

Tableau V.10: Comparaison des signaux hydrochimiques obtenus à deux échelles différentes

Echelle spatiale et dates	relations indépendantes du temps						Extrema	
	$X = f(Q)$	$MES = f(Q)$	$P_{ef} = f(Q)$	$NO_3^- = f(Cl^-)$	$P_{ef} = f(P_p)$	$P_p = f(MES)$	$X_{min}$	$[MES]_{max}$
12.11.96, état 2								
302 ha							370	1220
4.4 ha							479	480
27.11.96, état 3								
302 ha							426	637
4.4 ha							392	166
19.01.97, état 4								
302 ha							273	2539
4.4 ha			flou	flou			261	6300

Crues enregistrées uniquement à l'exutoire du sous-bassin agricole (4.4 ha)

	$X = f(Q)$	$MES = f(Q)$	$P_{ef} = f(Q)$	$NO_3^- = f(Cl^-)$	$P_{ef} = f(P_p)$	$P_p = f(MES)$	$X_{min}$	$[MES]_{max}$
25/11/1996							392	166
29/11/1996							189	337

Légende:

- Relation linéaire croissante
- Relation hyperbolique décroissante
- Relation hyperbolique décroissante avec hystérèse
- Relation en hystérèse rétrograde
- Relation en hystérèse orthograde
- Pas de variation de la variable y

$X_{min}$ : Conductivité minimum ( $\mu S/cm$ )

$[MES]_{max}$ : Concentration maximum des matières en suspension

$P_p, P_{ef}$ : phosphore particulaire et phosphore soluble

#### 5.4.5. Fonctionnement d'une zone active agricole pendant les états 2, 3 et 4

Le fonctionnement hydrochimique du sous-bassin agricole est présenté dans le but de comparer son fonctionnement hydrochimique à celui de l'exutoire du bassin entier pendant les crues des états 2, 3 et 4, et de voir **dans quelle mesure les signaux enregistrés à grande échelle (4.4 ha) permettent d'expliquer ceux de la petite échelle (302 ha)**. A l'échelle du sous-bassin versant, on ne peut opposer que deux « états », par référence à ceux définis pour le bassin versant entier. En effet, les états 2, 2' et 3 du bassin entier se différencient surtout au niveau de la longueur du réseau hydrographique actif et du type de zones actives, ce qui n'a plus aucune signification sur une unité de 4.4 ha uniquement pourvue d'un seul fossé et dont le mode d'occupation du sol et la morphologie sont homogènes. Par contre, la distinction entre les états 3 et 4 persiste aussi et surtout à grande échelle étant donné qu'elle repose sur la description des modalités d'écoulements. Ainsi, pour la quasi-totalité des crues enregistrées à l'exutoire du bassin agricole, **les écoulements sont diffus** et situés uniquement en bas de parcelle ou dans les traces de roues; dans le cas unique de la crue du 19/01/97 des **ruissellements concentrés associés à des signes d'érosion** ont été observés (annexe V.8).

Le tableau V.10 présente les signaux hydrochimiques mesurés à l'exutoire du bassin versant agricole, et ceux obtenus à l'exutoire du bassin total pour les dates d'études communes. Pour les crues correspondant aux états 2 et 3 l'évolution des paramètres hydrochimiques est quasiment homogène (crue du 29/11/96 différente sur deux relations) mais pas systématiquement identique aux signaux de l'exutoire du bassin entier.

Les relations hydrochimiques admettant les **mêmes signaux aux deux échelles** sont les relations  $X = f(Q)$ ,  $MES = f(Q)$  et  $P_{ef} = f(Q)$ ; les écoulements de la montée de crue sont plus dilués en ions totaux (conductivité) mais plus chargés en MES et en  $P_{ef}$ . La plus forte concentration en ions totaux lors de la décrue est un phénomène classique à mettre sur le compte d'une **participation accrue des eaux hypodermiques**. Le résultat concernant les MES est validé par d'autres études (Roose 1980) qui montrent l'existence d'un **découplage temporel entre ruissellement et érosion** (même diffuse et non visible), traduisant le fait que les concentrations maximales en MES sont atteintes dès les premiers signes de ruissellement (figure I.23). Enfin, l'**extraction rapide du  $P_{ef}$**  est conforme aux modèles (Frere *et al.* 1980, Flanagan et Foster 1989) basés sur l'hypothèse que la concentration des écoulements est directement fonction du stock et que celui-ci s'épuise au cours de l'averse. Dans des essais de pluies simulées, Sharpley et Smith (1989) aboutissent aux mêmes conclusions (figure I.27).

Les **signaux différents** aux deux échelles, et pour les mêmes crues que précédemment, sont ceux des relations  $P_{ef} = f(P_p)$ ,  $P_p = f(MES)$  et  $NO_3^- = f(Cl^-)$ . Concernant la relation  $P_{ef} = f(P_p)$ , l'allure générale est identique (proportionnalité globale) mais le sens de l'hystérèse opposé. Sur le bassin agricole, les fortes concentrations en  $P_{ef}$  succèdent à celles du  $P_p$  alors que les mesures à l'exutoire (pour les crues du 12.11.96 et du 27.11.96) révèlent la situation inverse. Si l'on considère cependant la majorité des crues des états 2 et 3 à l'exutoire (tableau V.8), les comportements sont bien identiques aux deux échelles. Le signal inverse pour les crues du 12.11.96 et du 27.11.96 n'a pas d'explication évidente. La relation linéaire  $P_p = f(MES)$  prouve l'**uniformité du réservoir particulaire**, ou du moins de la fraction détachée et transportée, ce qui n'était pas le cas des crues associées à l'état 2 à l'exutoire du bassin



entier. Enfin, la relation  $\text{NO}_3^- = f(\text{Cl}^-)$  est également systématiquement linéaire, malgré la diminution des concentrations en nitrates constatée d'une crue à l'autre depuis la crue de reprise hydrologique annuelle (figure V.34). Les hystérèses mesurées à l'échelle du bassin de 302 ha pourraient s'expliquer par les différents types de réservoirs participant aux exportations à l'exutoire et les temps de concentration différents qui caractérisent leurs émissions.

Les concentrations maximum en matières en suspension (MES) mesurées à l'exutoire du bassin agricole sont systématiquement inférieures à celles du bassin entier sauf pour la crue correspondant à l'état 4. La comparaison des conductivités minimum ne montre aucune tendance. Le nombre restreint de crues communes s'oppose cependant à toute généralisation.

Pour la **crue correspondant à l'état 4** (19.01.97) associée au gel-dégel de la surface des sols, deux caractéristiques propres lui sont associées: 1) la **très forte concentration en MES** (6,3 g/l) associées à la crue du 19.01.97 et 2) l'**absence de relation entre  $P_p$  et  $P_{ef}$** , les concentrations en  $P_{ef}$  plafonnant à 0,13 mg/l. La valeur de 6,3 g/l de MES est la plus forte mesurée sur le bassin en trois ans, mais elle n'a rien de comparable avec les coulées boueuses mesurées par Angélie (1996) ou même avec l'érosion diffuse de 50 g/l (Lecomte *et al.* 1997) mesurées dans des contextes d'agriculture intensive pratiquée sur sols limoneux. Le plafonnement du  $P_{ef}$  est peut-être lié aux fortes concentrations en MES et à leur très faible teneur en P. Sharpley et Smith (1990) mesurent même, sur des bassins versants herbacés, une relation carrément inverse entre les concentrations en MES (gamme des concentrations de 0,1 à 500 mg/l) et en  $P_{ef}$  (figure I.19). Ces différents comportements ne s'expliquent pas facilement; ils témoignent d'un besoin de recherches approfondies sur les mécanismes d'acquisition des charges phosphorées à l'échelle parcelle. La description de tels processus n'est cependant pas du domaine de la présente recherche.

## **5.5. CONCLUSION SUR LA RELATION ENTRE L'ETAT DU BASSIN ET LES CARACTERISTIQUES DES CRUES A L'EXUTOIRE**

La typologie des états de bassin définie sur la base de l'organisation des écoulements se trouve renforcée par les réponses hydrochimiques à l'exutoire pendant les crues, que ce soit au niveau quantitatif (volumes écoulés, flux de  $P_{\text{tot}}$  émis) ou qualitatif (formes du phosphore émises, concentrations en nutriments associées, évolution des relations entre concentrations et débits). Le fractionnement de l'ensemble des crues s'effectue bien selon les quatre états de bassin; alors que les états 2 et 2' (crues pré- et post-hivernales) ne se caractérisent pas par une organisation des écoulements différente, les réponses à l'exutoire sont plus nettement différenciées.

L'état du bassin au moment de la pluie apparaît être une variable nécessaire et suffisante pour expliquer les volumes produits à l'exutoire qui sont fonction, outre de la hauteur de pluie, de la surface des zones actives (de 2,1 ha de surface active à l'état 1 jusqu'à 50% de surfaces actives pour les états 3 et 4), et de leur état de surface (état 4 provoqué par le gel des terres). Les volumes engendrés à l'exutoire permettent d'expliquer 87% de la variabilité des exportations de phosphore total. Ainsi, les flux phosphorés des petites crues estivales sont de l'ordre de 100 fois inférieurs à ceux des crues d'un état 4. Mais le déterminisme des émissions de phosphore n'est pas seulement hydrologique. L'accroissement des surfaces actives et la modification des écoulements lors des changements d'état donnent accès, par paliers, à des eaux plus ou moins chargées en phosphore total selon leur degré d'interaction avec les stocks de phosphore du bassin. Il en résulte, de l'état 1 à l'état 4, des concentrations différentes en phosphore total, ainsi qu'un contenu relatif en phosphore soluble de plus en plus faible. En revanche, la constitution du phosphore soluble (70% d'orthophosphates) apparaît indépendante de l'état du bassin.

L'étude détaillée du signal hydrochimique n'apparaît pas aussi pertinente pour décrire le fonctionnement du bassin versant que ce dont la littérature fait état. Seules les crues associées à un état 1 de bassin possèdent des signaux typiques traduisant le renouvellement des eaux par effet piston. Pour les autres crues, le type de signal le plus fréquent est l'apparition du pic de matières en suspension précédant celui du débit. La relation  $\text{NO}_3^- = f(\text{Cl}^-)$  dépend plus de l'époque à laquelle se déroule la crue (notamment crues de reprises hydrologiques) que de la taille du bassin hydrologiquement actif.

Les mesures à l'exutoire ne reflètent pas seulement les émissions des zones actives mais semblent aussi témoigner d'un rôle actif du réseau hydrographique. En effet, les fractions solubles du phosphore sont toujours plus faibles à l'exutoire qu'en aval des zones actives; de plus, malgré l'émission de particules de sols agricoles lors des états 4, les matières en suspension échantillonnées à l'exutoire sont toujours d'un faible niveau de P (entre 600 et 800 ppm). Le chapitre suivant fait l'objet des processus qui se déroulent dans le réseau hydrographique lors du transport du phosphore émis des zones actives.

Tableau V.11: Bilans de masse effectués entre l'exutoire du Mercube et ses affluents

Bilan du 13/10/95, Q = 3.5 l/s, L<sub>act</sub> = 1100 m, 9 entrées

	P <sub>p</sub>	P <sub>ef</sub>	P <sub>ortho</sub>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	MES
Conc moy pond entrées (mg/l)	0.002	0.003	0.003	0.002	2.8	14.6	38.9	6
Conc sortie (mg/l)	0.011	0.002	0.001	0.001	3.4	15.2	37.0	16
Aplitude variation	0.015	0.001	0.001		0.25	0.2	0.5	15
Rétention (mg/s)		0.003	0.007	0.003			6.7	
Relargage (mg/s)	0.03				2.1	2.1		35

Bilan du 5/02/96, Q = 6 l/s, L<sub>act</sub> = 1627 m, 8 entrées

Conc moy pond entrées (mg/l)	0.013	0.006	0.005	0.010	4.0	15.4	38.4	13.8
Conc exut (mg/l)	0.009	0.006	0.005	0.012	4.1	15.1	39.3	14
Aplitude variation	0.01	0.001	0.001		0.8	0.5	7.0	15
<i>Différences négligeables</i>								

P<sub>ef</sub>, P<sub>p</sub>, P<sub>ortho</sub> : Phosphore soluble, particulaire et orthophosphorique; MES : matières en suspension  
 Conc moy pond : concentrations moyennes pondérées

## 6. **ROLE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE DANS LES TRANSFERTS DE PHOSPHORE**

Dans ce qui précède, il apparaît que l'organisation des écoulements sur les zones actives, présentée sous la forme d'une typologie des états du bassin, peut être reliée aux réponses hydrochimiques enregistrées à l'exutoire. Bien que contrastées, ces réponses ne reflètent pas pour autant la simple addition des flux mesurés en aval des zones actives. Le réseau hydrographique possède en effet vis-à-vis du transfert de phosphore un rôle clé, agissant tantôt comme un puits (rétention), tantôt comme une source (relargage) de phosphore. L'ampleur de ces phénomènes étant essentiellement contrôlée par l'hydrologie (Dorioz *et al.* 1989), on étudie successivement les processus de transfert à l'étiage (section 6.1) et pendant les crues (section 6.2). Des expérimentations, réalisées sur des tronçons expérimentaux pendant ces deux types de régimes hydrologiques (expériences d'atténuation décrites à la section 6.1.2, crue artificielle décrite à la section 6.2.2) permettent, grâce à un contrôle relatif des flux entrant dans ces tronçons, d'affiner les connaissances portant sur les processus de transfert du phosphore.

### 6.1. FONCTIONNEMENT A L'ETIAGE

L'étude des transferts du phosphore dans le réseau hydrographique en étiage peut contribuer à expliquer les très faibles teneurs mesurées à l'exutoire du Mercube (tableau V.6) et à évaluer les possibilités de stockage lors d'une augmentation de la concentration en orthophosphates (injections de  $P_{ortho}$  à des niveaux équivalents à ceux d'une pollution accidentelle ou atteint lors des phases de récession des crues). Le niveau des concentrations en phosphore total ( $P_{tot}$ ) et des débits à l'étiage étant très bas, les résultats des mesures effectuées sont à considérer avec précaution, la marge d'erreur étant inversement proportionnelle aux valeurs des paramètres mesurés (100% d'erreur par exemple avec  $[P_{ortho}] = 1\mu\text{g/l}$  et 4% si  $[P_{ortho}] > 100\mu\text{g/l}$ , Burton 1973).

#### **6.1.1. Stabilité hydrochimique en étiage et bilans de masse**

Deux bilans hydrochimiques sont effectués entre d'une part les entrées d'eau dans le réseau hydrographique et d'autre part la combinaison de leur flux à l'exutoire du bassin après transfert. Le protocole de prélèvements est présenté au chapitre IV.2.3. Les bilans sont effectués en automne (13/10/95) et en hiver (5/02/96) à des débits d'étiage de 3,5 et 6 l/s respectivement. Dans le premier cas le réseau hydrographique actif fournit du phosphore particulaire et retient les formes solubles et orthophosphoriques, dans le deuxième les bilans sont équilibrés (tableau V.11).

En aucun cas, les sédiments du réseau ne semblent relarguer leur phosphore malgré une « teneur en P à l'équilibre » plus élevée (120 µg/l) que le niveau d'étiage. **Rétention et relargage** sont paradoxalement constatés avec les débits et la longueur active les plus faibles (3.6 l/s, 1100 m, 8 affluents). L'amplitude des variations des concentrations à l'exutoire pendant les semaines concernées par les mesures montrent de très faibles variations pour le  $P_{ef}$  (0.001 mg/l) et les anions, ce qui témoigne de **conditions hydrologiquement stables**. Pour le  $P_{tot}$ , ces variations restent en général du même ordre de grandeur que les valeurs mesurées ponctuellement, ce qui ajoute à l'erreur liée à l'analyse une incertitude supplémentaire sur les conclusions à tirer des bilans. On se garde donc de généraliser de telles données. En supposant que les flux modifiés sont applicables à toutes les périodes d'étiage ( $Q < 6$  l/s), **la quantité cumulée annuelle de  $P_p$  exportée et de  $P_{ef}$  stockée serait en moyenne de 235 et 23 g respectivement**. Ces quantités sont extrêmement faibles, comparables aux flux mobilisés lors d'une crue associée à l'état 1.

La **faible ampleur des phénomènes de stockage** et de relargage peut s'expliquer par le niveau très bas des concentrations de phosphore à l'étiage. Les échanges entre le phosphore de la masse d'eau et celui des sédiments s'accroissent proportionnellement à la concentration en phosphore total de la masse d'eau. Dorioz *et al.* (1989) ont ainsi montré que la rétention de  $P_{tot}$  à l'aval d'un égout pouvait atteindre en régime d'étiage 50 kg, soit 15% de son flux annuel. En simulant, par injection de phosphates, une pollution accidentelle ou une condition de fin de crue, on espère être en mesure de mieux **cadrer le rôle d'atténuation** joué par le réseau hydrographique.

### 6.1.2. Expériences d'atténuation

Les expériences d'atténuation sont menées selon deux protocoles différents (chapitre IV.2.4) et sur trois types de tronçons de réseau hydrographique (tableau V.12). **Aucune atténuation spécifique au phosphore n'est mise en évidence**; toutes les substances injectées ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{PO}_4^-$ ) présentent des taux de rétention comparables ( $\approx 30\%$ ). La conservation des débits ayant été systématiquement vérifiée, c'est le mode de transfert des solutés qui est incriminé. Concernant l'évolution des concentrations à la sortie des tronçons, il n'y a généralement pas de différences entre l'allure des courbes de  $\text{P}_{\text{ortho}}$  avec celles des autres solutés évoluant simultanément (figure V.41). L'hypothèse retenue pour expliquer le bilan déficitaire des solutés est qu'il doit se produire une **immobilisation d'une partie des solutés dans l'eau interstitielle** des sédiments, dont l'exportation se ferait ensuite à la faveur d'une "chasse" du réseau hydrographique (Casey et Farr 1982).

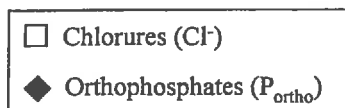
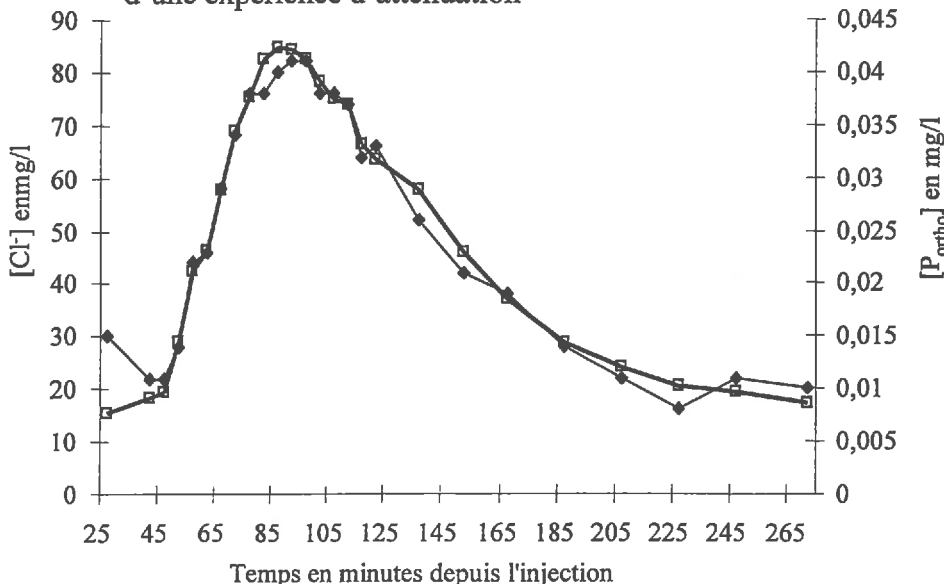
Les **injections en continu** semblent préférables aux injections massives, car elles permettent au cours d'eau de s'équilibrer avec le soluté introduit. Mais cette précaution n'a pas été suffisante pour aboutir à des bilans différents entre  $\text{P}_{\text{ortho}}$  et traceurs. Despréaux (1990) suggère une **durée minimum d'injection de 24h** afin d'habituer le périphyton (=organismes phyto- et zooplanctoniques recouvrant les sédiments) à l'augmentation des concentrations.

Tableau V.12: Contexte expérimental et résultats obtenus lors des quatre expériences d'atténuation.

Dates	type de tronçon	L (m)	débit (l/s)	Tc (min)	Sels utilisés		Type injection	Quantités injectées		Quantités transitées		Remarques
					Phosphore	Traceur		Phosphore	Traceur	Phosphore	Traceur	
20/07/95	sédiments	70	1.1	90	$\text{KH}_2\text{PO}_4$	$\text{NaCl}$	massive	300 mg	455 g	203 mg	275 g	Rétention supplémentaire des chlorures
27/07/95	macrophy	200	1.8	45	$\text{KH}_2\text{PO}_4$	$\text{CaCl}_2$	massive	228 mg	376 g	46 mg	< 100 g	Fortes pertes des chlorures
28/06/96	pérenne	590	3.5	390	$\text{KH}_2\text{PO}_4$	$\text{NaCl}$	continue	3.78 g	1.6 kg	incalcul.	1.1 kg	Variation des orthophosphates en dents de scie
19/07/96	pérenne	590	5.5	280	$\text{K}_2\text{HPO}_4$	$\text{K}_2\text{HPO}_4$	continue	9.45 g	45 g	5.6 g	20.5 g	Rétention supplémentaire du potassium

L : longueur du tronçon soumis à l'expérimentation; Tc : temps de concentration; macrophy : tronçon à macrophytes

Figure V.41: Evolution comparée des orthophosphates et chlorures lors d'une expérience d'atténuation



## 6.2. FONCTIONNEMENT EN CRUE

### **6.2.1. Evaluation des quantités de phosphore destockées lors de petites crues**

La crue artificielle (chapitre V.5.4.4) a permis de comprendre que le mode de renouvellement des eaux par effet piston engendrait des doubles pics de matières en suspension (MES), de phosphore particulaire ( $P_p$ ) et soluble ( $P_{ef}$ ) (figure V.37); ce fonctionnement hydrochimique amène à proposer une méthode de décomposition des flux de matières à l'exutoire lors des petites crues de l'état 1. La méthode est explicitée à travers son application à la **décomposition des flux de la crue artificielle**, puis appliquée de la même façon à chaque crue se prêtant à une telle décomposition hydrochimique.

Lors de la crue artificielle, la séparation des pics ne peut pas être effectuée de manière très précise; deux périodes se succèdent, séparées par l'arrivée de l'eau marquée par le changement de concentration en sulfates à  $t_0+120$  min (figure V.39). Ainsi, le calcul des masses exportées lors de la **première période** (par intégration de l'aire sous la courbe des concentrations entre  $t_0$  et  $t_0+120$  min) permet d'estimer la **quantité minimale provenant du lit** de la rivière (déstockage: 6.1 kg de MES, de 4.4 g de  $P_p$  et de 0.4 g de  $P_{ef}$ ). Le **deuxième pic** permet de calculer la **quantité de matière qui a été transférée depuis le point d'injection** jusqu'à l'exutoire (part transférée: 4.5 kg de MES, 1.9 g de  $P_p$  et 1.3 g de  $P_{ef}$ ) et qui peut être considérée, au contraire, comme une valeur maximale. Vu la forme des hydrogrammes et la nette différenciation des pics, le risque d'erreur (sous-estimation de la quantité de sédiments remis en suspension) demeure faible. Cette méthode de calcul des contributions ne peut être appliquée qu'aux petites crues pour lesquelles la succession des pics de concentration en MES reste bien visible.

En procédant identiquement sur les petites crues de l'état 1 (et sur la crue du 29/10/95, état 2), on obtient les proportions de matières endogènes et exogènes, c'est-à-dire produites par le réseau hydrographique ou émises par les zones actives. Les crues du 29/10/95 et du 21/06/96 possèdent chacune deux paires de pics distincts de débit et MES successifs en raison du déroulement de deux pics de précipitations successifs; elles sont décomposées de la même façon. Le tableau V.13 présente, crue par crue, les charges émises en MES,  $P_p$  et  $P_{ef}$  provenant des zones actives et de la remise en suspension des sédiments. Généralement, et contrairement au déroulement de la crue artificielle, **les émissions de MES, de  $P_p$  et de  $P_{ef}$  sont très largement imputables aux zones actives** (en moyenne 70, 75 et 94% respectivement), sauf dans le cas de la double crue du 21/06/96. La différence de la répartition des charges exportées entre la crue artificielle et les crues réelles s'explique par un réseau hydrographique trois fois plus long (2.6 km) et par l'existence d'une zone active imperméable, bien entendu inexistante dans le cas de la crue artificielle.

**Les suspensions en provenance de la zone active ont des teneurs en P nettement supérieures (d'au moins 400 ppm) à celles remises en suspension**; le phosphore remis en suspension possède néanmoins une composante particulaire (92%) supérieure à celle du phosphore en provenance de la zone active (80%). Dans une rivière en crue, polluée par des apports ponctuels, Pilleboue (1987) a mesuré des composantes solubles bien plus importantes (50%).

Tableau V.13: Décomposition des flux de matières en suspension et de phosphore particulaire selon les origines endogène et exogène, pour les crues dont la succession des doubles pics est nettement apparente

	11/07/95	24/08/95	5/10/95	29/10/95		21/06/96		5/11/96
				pic 1	pic 2	pic 1	pic 2	
MES (kg) endogènes	> 24	> 5.3	> 5.1	> 3.2	> 4.6	> 22.6	> 18	> 1.3
MES (kg) exogènes	< 80	< 61	< 33	< 14	< 81.7	< 8.1	< 4.2	< 5.4
P <sub>p</sub> (g) endogène	> 16	> 4	> 6	> 3	> 8	> 19	> 26	> 2
P <sub>p</sub> (g) exogène	< 81	< 72	< 60	< 25	< 160	< 8	< 8	< 18
P <sub>ef</sub> (g) endogène	> 1.3	> 1.8	> 0.3	> 0.7	> 2.4	> 1.5	> 2	> 1
P <sub>ef</sub> (g) exogène	< 20	< 70	< 43	< 13.9	< 103	< 14	< 11	< 19
<sup>PP</sup> /MES (ppm) endogène	645 ± 53	765 ± 109	941 ± 33	1057 ± 524		1054 ± 203		1205 ± 147
<sup>PP</sup> /MES (ppm) exogène	1328 ± 309	1173 ± 243	1458 ± 357	2504 ± 486		1557 ± 324		2900 ± 505

P<sub>ef</sub>, P<sub>p</sub>, P<sub>ortho</sub> : Phosphore soluble, particulaire et orthophosphorique; MES : matières en suspension

La quantité de particules remises en suspension par l'onde cinématique est variable et demeure inférieure à 25 kg, ce qui représente, sur un tronçon de 2.6 km de long et 40 cm de large, une **abrasion moyenne de 24 µm** (densité apparente des sédiments de 1g/cm<sup>3</sup>). Les quantités de P<sub>ef</sub> issues du brassage des sédiments (libération de l'eau interstitielle) demeurent quasiment négligeables (maximum de 2.4 g) eu égard aux quantités transférées depuis la zone active lors du second pic (maximum de 103 g). **La quantité de particules remises en suspension n'est pas corrélée avec les débits maximum ou les volumes atteints lors de chaque crue.** Les zones actives exportent quant à elles au maximum 80 kg de MES et 160 g de P<sub>p</sub>, ce qui représente, étant donnée une surface imperméabilisée urbaine de 2.1 ha, une quantité de 4 g/m<sup>2</sup> de particules et 8 mg /m<sup>2</sup> de P<sub>p</sub>. Ces ordres de grandeur sont compatibles avec les taux de déposition atmosphériques enregistrés régionalement (50 mgP.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>, CIPEL 1988). **Aucune relation n'a été trouvée entre les quantités exportées des zones actives et la longueur de l'étiage précédant la crue pour les six crues données.**

En résumé, l'évaluation des contributions internes et externes montre la faible implication du stock de sédiments dans ces conditions de petites crues. La teneur en P des MES en provenance des zones actives est nettement supérieure à celle des sédiments remis en suspension, ce qui ne signifie pas pour autant que leur transfert est conservatif. Grâce à la mise en oeuvre d'une seconde crue artificielle complétée par des injections de MES et de P<sub>ortho</sub>, nous avons pu estimer le rôle du transport sur la modification qualitative et quantitative des matières pénétrant le réseau hydrographique.



Figure V.42: Cinétique de fixation des orthophosphates sur l'argile utilisée dans le cadre de la seconde crue artificielle

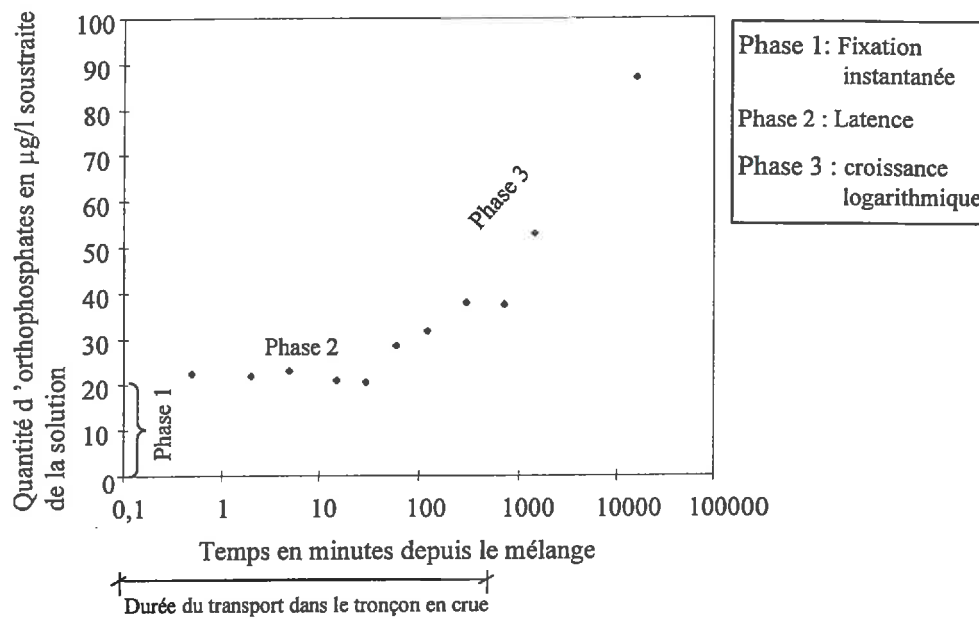


Tableau V.14: Caractéristiques physico-chimiques des eaux mélangées lors de la 2<sup>nd</sup>e crue artificielle

	Débit <sub>moyen</sub> l/s	MES <sub>moyen</sub> mg/l	PP <sub>moyen</sub> µg/l	P <sub>ef</sub> moyen µg/l	P <sub>ortho</sub> moyen µg/l	Cond <sub>moyen</sub> µS/cm
Avant expérimentation A	2	5	3	4	3	610
Avant expérimentation B	2	6			2	620
Avant expérimentation C	2	5				600
Avant expérimentation D	2.5	10	9	7	0	585
Eau injectée en A	8	< 5	1	16	11	279

MES : matières en suspension ; PP, P<sub>ef</sub> moyen et P<sub>ortho</sub> : Concentrations moyennes en phosphore particulaire, soluble et orthophosphorique

Cond<sub>moyen</sub> : conductivité moyenne

A : point d'injection et d'entrée du tronçon expérimental ; B et C : points de prélèvements intermédiaires

D : dernier point de prélèvement du tronçon expérimental

## 6.2.2. Quantification des échanges par crue artificielle

Le protocole expérimental de la deuxième crue artificielle est décrit au chapitre IV.2.5. La présente section débute par une étude expérimentale de laboratoire dans le but de déterminer l'effet de la conservation des eaux échantillonnées sur les échanges entre orthophosphates dissous et adsorbés. Les résultats de la crue artificielle sont ensuite présentés dans l'ordre suivant: conditions initiales du cours d'eau, évolution des concentrations au point d'injection, bilans de masse entrées/sorties et hypothèses sur les mécanismes de transfert associés.

### 6.2.2.1. Etude pré-expérimentale de la fixation d'orthophosphates sur des argiles.

Les conditions de mélange que l'on désire obtenir lors de la deuxième crue artificielle sont reproduites au laboratoire afin de mesurer les vitesses de fixation des orthophosphates ( $[P_{ortho}] = 200 \mu\text{g/l}$ ) sur des particules argileuses récoltées sur les berges du ruisseau (constituées de matériaux glacio-lacustre) et injectée à raison de  $900 \text{ mg/l}$ . De cette vitesse de réaction entre les argiles et la solution dopée en  $P_{ortho}$  dépendra la durée maximum tolérable de la conservation des échantillons avant filtration.

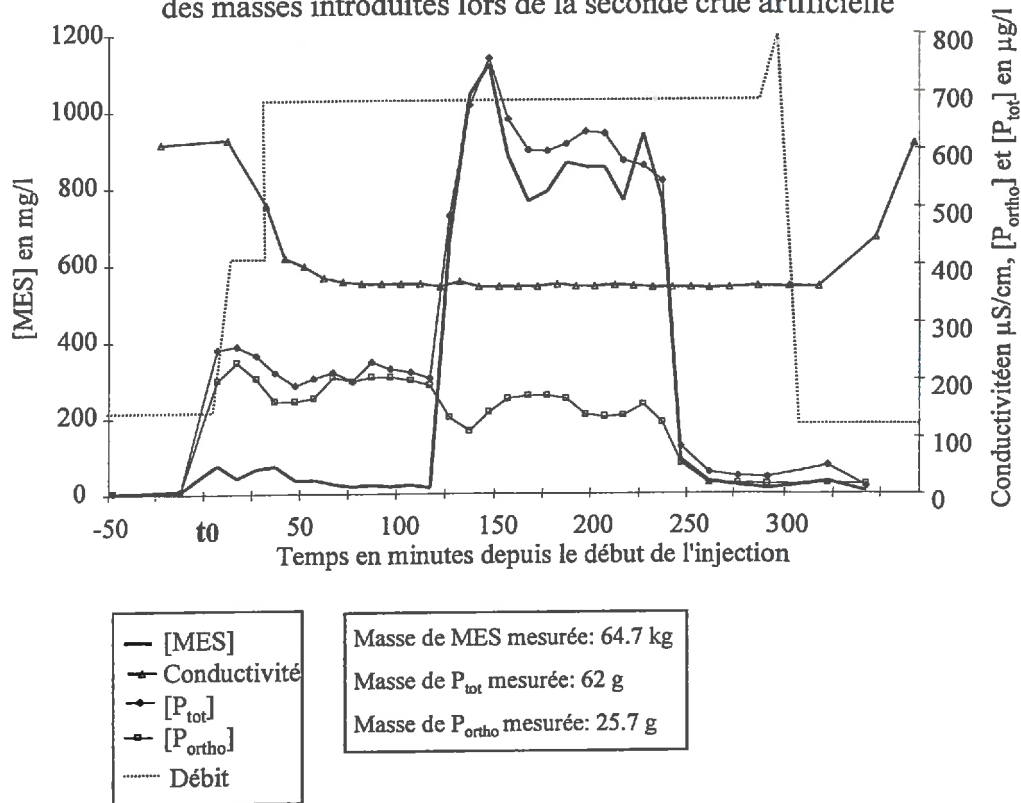
Le protocole expérimental de la cinétique d'adsorption est décrit au chapitre IV.2.2.3. La courbe de la figure V.42 montre que, durant ce suivi de l'adsorption du  $P_{ortho}$  sur des suspensions d'argile à partir d'une solution dopée, **l'équilibre n'est toujours pas atteint au bout de 11 jours** entre les phases particulaire et soluble. Dans la littérature, la durée pour l'obtention de l'équilibre lors de telles expérimentations est sujette à d'importantes variations (1h pour Furumai *et al.* 1989 à plus de 20 jours pour Stabel *et al.* 1985 dans des conditions expérimentales équivalentes). L'allure générale de la courbe en **forme de fonction logarithmique** est conforme aux cinétiques de type Langmuir ou Freundlich (chapitre I.2.2.2). Dans le détail, **trois phases** sont observées. **Instantanément**,  $20 \mu\text{g/l}$  de  $P_{ortho}$  sont soustraits de la solution, ce qui correspond à un enrichissement relatif des particules de 22 ppm. Puis, pendant une **seconde phase** d'une heure, la quantité fixée ne s'accroît pas. Dans une **troisième phase**, la fixation croît logarithmiquement par rapport au temps. Si l'on estime à deux heures la durée de l'interaction entre les argiles et les orthophosphates du point A à l'exutoire, la quantité potentiellement fixée est de  $30 \mu\text{g/l}$ , soit un enrichissement relatif de 33 ppm.

Il est prévu de filtrer les échantillons dans un délai de 12 heures après leur prélèvement afin de se placer dans les mêmes conditions que le protocole analytique des crues réelles; **la fixation supplémentaire liée à ce temps de conservation n'est que de 25%** ( $40 \mu\text{g/l}$  de  $P_{ortho}$  potentiellement soustraits de la solution au bout de 12 h, enrichissant les suspensions d'environ 44 ppm).

### 6.2.2.2. Conditions initiales du cours d'eau

De même que pour la première crue artificielle, on s'assure de la stabilité des conditions hydrochimiques régnant dans le tronçon expérimental juste avant la mise en oeuvre de la seconde crue artificielle. Cette expérimentation s'est déroulée le 18/09/96, et est précédée d'un étiage de trois semaines. Les concentrations et la conductivité initiales montrent des **différences très nettes avec l'eau injectée**, de qualité constante, qui se caractérise par une conductivité très faible (tableau V.14). A l'inverse du bilan préliminaire effectué pour la première crue artificielle, le tronçon expérimental relargue un peu de  $P_{tot}$  à l'étiage; il faut signaler la présence d'un affluent de 0.5 l/s entre les points C et D dont les concentrations en  $P_p$  et en  $P_{ef}$  sont identiques à celles du Mercube et dont la conductivité est de  $675 \mu\text{S/cm}$ .

Figure V.43: Evolution des paramètres hydrochimiques au point A et calcul des masses introduites lors de la seconde crue artificielle



### 6.2.2.3. Qualité des eaux au point d'injection

La [figure V.43](#) montre l'évolution des différents paramètres de la qualité de l'eau résultant du mélange des eaux naturelles et injectées. L'injection simultanée à débits constants d'eau et d'orthophosphates débute au temps  $t_0$ ; une légère augmentation de la concentration des MES (jusqu'à 70 mg/l) est provoquée par l'augmentation du débit. L'introduction artificielle des argiles ne s'effectue qu'à  $t = 120$  min afin que l'ensemble du tronçon ait pu renouveler son eau. La concentration en P à l'équilibre des argiles, qui est un indicateur du pouvoir fixateur des particules, se trouve nettement inférieure ( $20 \mu\text{g/l}$ ) à la concentration du mélange en crue ( $200 < [P_{\text{ortho}}] < 250 \mu\text{g/l}$ ) au point A. La fluctuation des concentrations de l'argile est due au mode d'introduction manuel. Après 240 min, les injections de  $P_{\text{ortho}}$  et de MES sont arrêtées; seule persiste pendant encore 60 min l'injection d'eau.

L'intégration sous les courbes fournit les quantités totales transitant au point A: **144 m<sup>3</sup> d'eau, 25.7 g de  $P_{\text{ortho}}$ , 62.0 g de  $P_{\text{tot}}$  et 64.7 kg de MES**, y compris celles ayant été remises en suspension lors de l'ouverture. Les concentrations de  $P_{\text{ortho}}$  et de MES sont du niveau de celles atteintes lors des crues réelles ( $200 \mu\text{g/l}$  et  $900 \text{mg/l}$  respectivement). La fixation instantanée du  $P_{\text{ortho}}$  sur les suspensions se traduit par la diminution de la concentration en  $P_{\text{ortho}}$  pendant toute la durée de l'injection des MES. La quantité de  $P_{\text{ortho}}$  calculée à partir de la somme des flux élémentaires introduits en A et non pas à partir de leur concentration dans le ruisseau, comprend non seulement les 25 g injectés mais aussi 1.3 g présent dans l'eau d'injection ( $11 \mu\text{g/l}$  pendant quatre heures et selon un débit de 8 l/s) et 0.6g amenés par l'eau du Mercube ( $3 \mu\text{g/l}$  pendant six heures et selon un débit de 2 l/s).

Figure V.44: Evolutions parallèles des conductivités (X) aux points A, B, C et D lors de la seconde crue artificielle

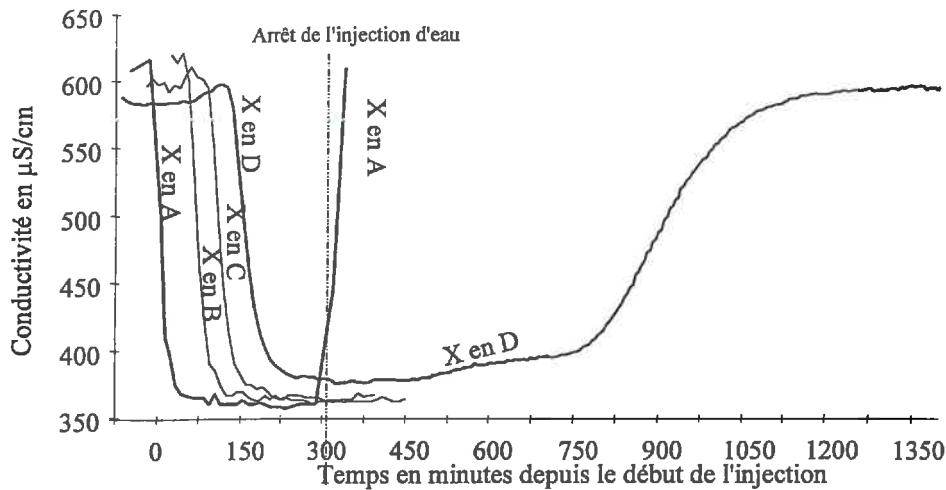


Figure V.45: Evolutions des concentrations en MES et calcul des masses transférées aux points A, B, C et D lors de la seconde crue artificielle

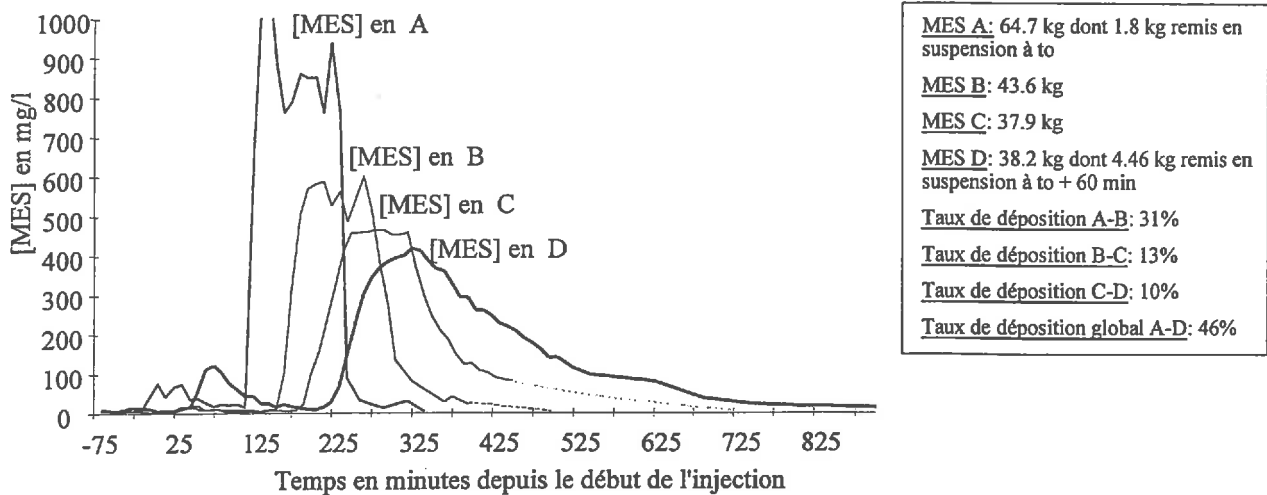
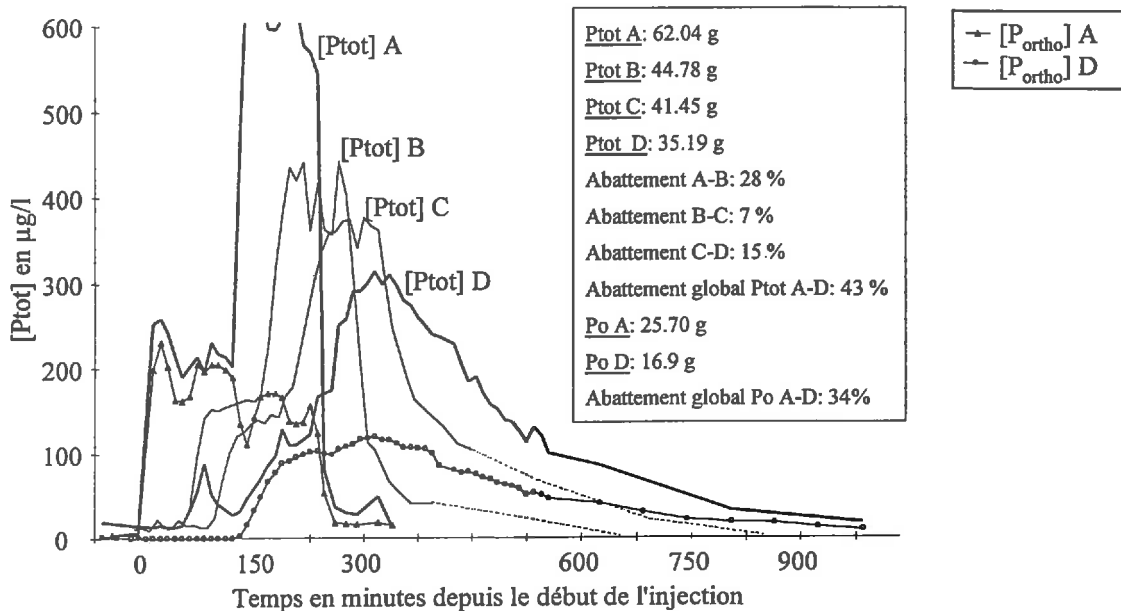


Figure V.46: Evolutions des concentrations en phosphore total et orthophosphates, et calcul des masses transférées aux points A, B, C et D lors de la seconde crue artificielle



6.2.2.4. *Transmission différente de la conductivité, des matières en suspension et du phosphore*

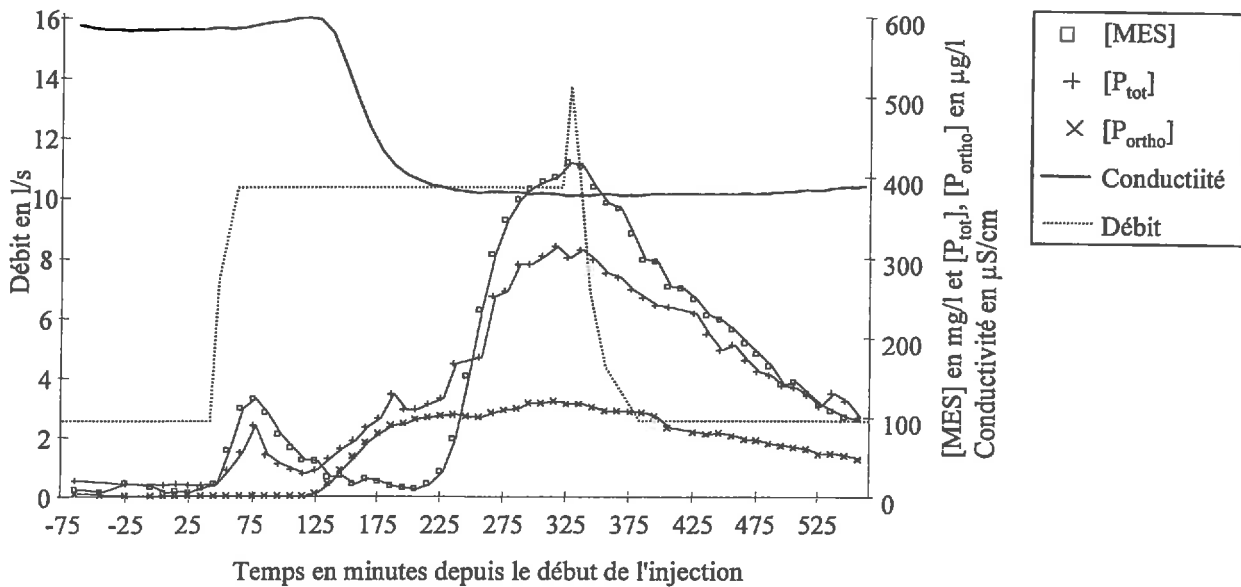
La mesure en tout point de l'évolution de la conductivité confirme que le tronçon expérimental renouvelle ses eaux par **effet piston**. Quel que soit le point de mesure, l'arrivée de l'eau injectée, tracée par sa faible conductivité, est rapide (figure V.44). Après une courte période de variation, le maintien de la conductivité à un niveau constant traduit le total renouvellement de l'eau du ruisseau par l'eau injectée. Le **renouvellement complet dure 120 min**. Le niveau légèrement différent de la conductivité à l'exutoire est lié à un petit affluent (0,5 l/s) dont la conductivité plus élevée (675  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) modifie légèrement l'équilibre. On note qu'avant le fléchissement de la conductivité, traduisant l'arrivée de l'eau injectée, une **augmentation furtive** du niveau de celle-ci se produit (+7 $\mu\text{S}/\text{cm}$  pendant 25 min enregistrés en continu). Ce maximum ne correspond pas à la remise en suspension des sédiments par l'onde cinématique; par conséquent, il n'est pas possible de lui attribuer comme origine l'effet de chasse de l'eau interstitielle.

Les pics de matières en suspension (MES) sont au contraire de moins en moins élevés et de plus en plus étalés (figure V.45). Le bilan de masse effectué sur les MES s'achève au rétablissement des concentrations à leur valeur initiale, soit 10 heures après la fermeture de la vanne. Malgré le régime de crue imposé, **le tronçon se comporte globalement comme un piège à sédiments** (48% de sédimentation entre le point A et D). La remise en suspension liée à la transmission de l'onde cinématique (4.2 kg, uniquement mesurés entre les points C et D au bout de 75 min) ne compense de loin pas cet effet de décanteur.

La transmission du phosphore total est à la fois influencée par l'injection des orthophosphates et par celle des argiles dont le contenu en P atteint 450 ppm. Avant même l'injection des suspensions, **la part soluble du phosphore se stabilise d'amont en aval à des niveaux décroissants**: de 250  $\mu\text{g}/\text{l}$  au point d'injection, la concentration atteint en B un palier à 170  $\mu\text{g}/\text{l}$ , à 140  $\mu\text{g}/\text{l}$  en C et à 100  $\mu\text{g}/\text{l}$  en D (figure V.46). **La dynamique du  $\text{P}_{\text{ortho}}$  diffère donc de celle de l'ensemble des solutés** puisqu'un tel infléchissement n'est pas visible pour la conductivité. Le bilan de masse du  $\text{P}_{\text{tot}}$  est proche de celui des MES puisque la rétention globale est de 47%. La quantité de  $\text{P}_{\text{ortho}}$  retenue est de 8.1 g, ce qui représente une fraction plus faible que celle du  $\text{P}_{\text{tot}}$  (32%).

A l'arrivée des MES au point D, la concentration en  $P_{ortho}$  s'accroît alors que le phénomène inverse avait été constaté au point A (figures V.43 et V.47). Si la rétention des MES est facilement explicable par leur sédimentation, la rétention du  $P_{ortho}$  peut faire suite à plusieurs phénomènes dont celui de la fixation sur les MES sera la plus facile à vérifier.

Figure V.47: Evolution comparée des matières en suspension et du phosphore à l'exutoire lors de la seconde crue artificielle



#### 6.2.2.5. Processus d'atténuation des flux de phosphore lors de la crue artificielle

Les matières en suspension récoltées au point A, juste après l'injection et le mélange, présentent une charge de 550 ppm (figure V.48), soit un **enrichissement de 100 ppm** par rapport à leur teneur naturelle. Cet enrichissement équivaut à la **baisse simultanée de concentration en  $P_{ortho}$** . Il est essentiellement dû, selon les essais menés au laboratoire, à une **fixation instantanée** indépendante de la durée de conservation, et apparaît du même ordre de grandeur que celui prévu par les mêmes essais. A l'exutoire du tronçon expérimental, les particules apparaissent moins enrichies (figure V.49) et s'accompagnent en solution d'une hausse sensible des concentrations en  $P_{ortho}$ . Ce **constat paradoxal** ne s'explique pas, la durée de mélange ayant théoriquement favorisé la fixation.

Sur les 12.5 grammes de  $P_{ortho}$  injectés simultanément avec l'argile, on peut donc calculer qu'**au maximum 3 grammes auraient été retenus dans le tronçon par la sédimentation de 29.7 kg d'argile enrichis à 100 ppm. L'atténuation des 5.1 g restant est indépendante de l'argile introduite.** On peut émettre les hypothèses suivantes:

- les sédiments du tronçon expérimental, dont la concentration en P à l'équilibre est de 120  $\mu\text{g/l}$ , ont **fixé** le  $P_{ortho}$  qui se trouve à des niveaux de concentration supérieurs (200  $\mu\text{g/l}$ ) à la concentration en  $P_{ortho}$  atteinte pendant la crue artificielle;
- une partie du  $P_{ortho}$  s'est mélangée à de l'eau interstitielle et son temps de transit excède la période considérée pour le calcul des bilans;
- une partie du  $P_{ortho}$  a été consommée par le **périphyton**;
- des processus de **coprécipitations** avec le calcium sont également probables vu les valeurs de pH mesurées (pH =8) et favorisent le retour aux sédiments.

L'atténuation des flux d'orthophosphates est donc très ténue dans des conditions équivalentes à celle des crues de l'état 1; les matières en suspension agissent peu sur les quantités injectées et ne modifient pratiquement pas la spéciation du phosphore entre les deux extrémités du tronçon expérimental. La section suivante est une contribution à la détermination du rôle du réseau hydrographique lors des crues des autres états de bassin.

Figure V.48 : Evolution des matières en suspension et de leur teneur en phosphore au point d'injection (A) lors de la seconde crue artificielle

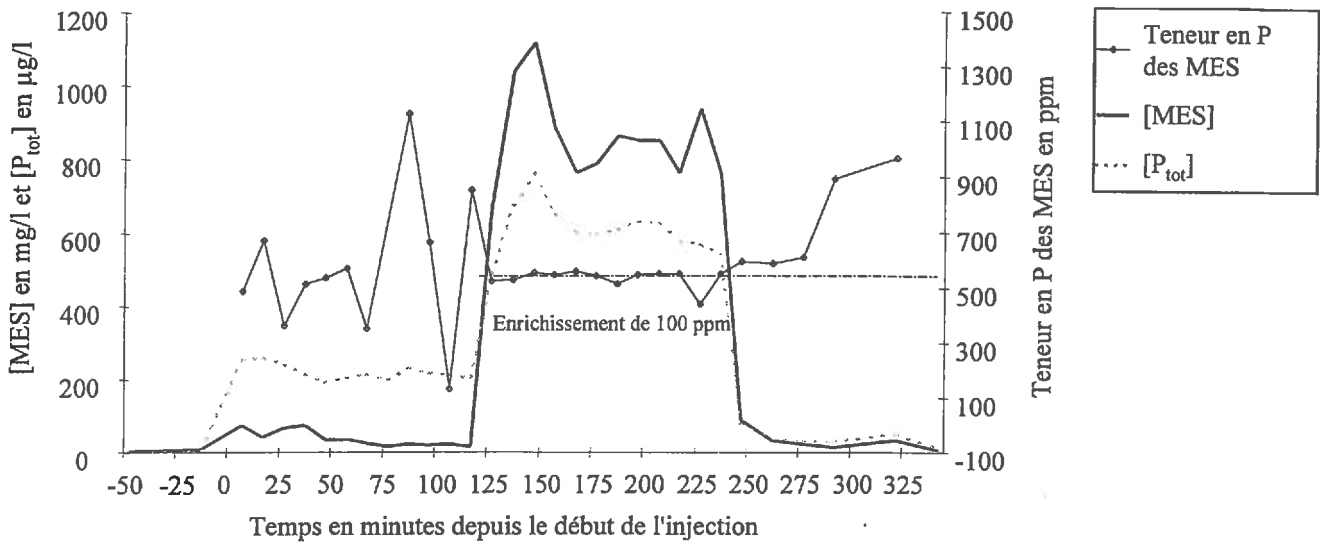
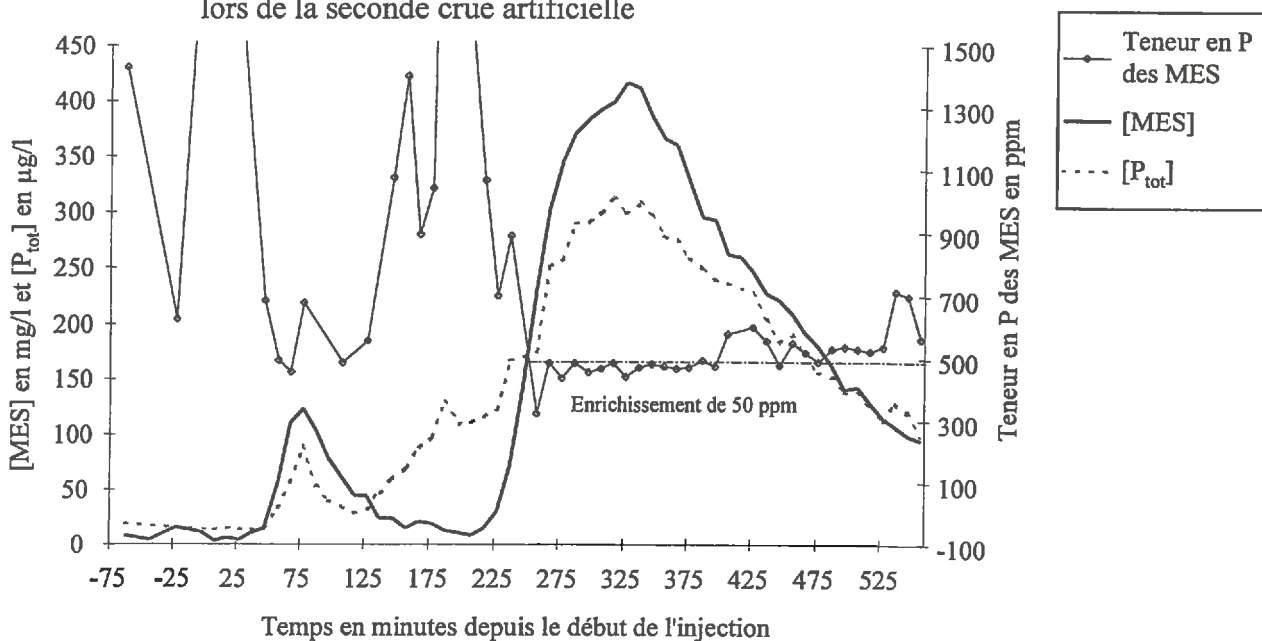


Figure V.49: Evolution des matières en suspension et de leur teneur en phosphore à l'exutoire lors de la seconde crue artificielle





**Tableau V.15: Déduction de la contribution du réseau hydrographique par différence entre des concentrations mesurées à l'exutoire et au niveau des zones actives**

**A. REPARTITION DES SURFACES ACTIVES SELON LES DATES**

Date	Surf act <sub>agr</sub>	Surf act <sub>prairie</sub>	Surf act <sub>forêt</sub>	Surf act <sub>hum</sub>	Surf act <sub>urb</sub>	Surf act <sub>tot</sub>
12/11/96	63	23	4	0	22	112
18/11/96	58	21	3	0	22	104
27/11/96	132	23	123	2	22	302
19/01/97	132	23	123	2	22	302

**B. CONCENTRATIONS (mg/l) DES SURFACES AGRICOLES SELON LES DATES**

	[P <sub>p</sub> ] BV	[P <sub>ortho</sub> ] BV	[N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] BV	[Cl <sup>-</sup> ] BV	[MES] BV
12/11/96	0,183	0,226	13	62	133
18/11/96	0,014	0,077	9	37	5
27/11/96	0,033	0,098	6	25	56
19/01/97	0,258	0,094	5	9	956

**C. CONCENTRATIONS (mg/l) DES SURFACES FORESTIERES, PRAIRIES ET ZONES HUMIDES**

	[P <sub>p</sub> ] BV	[P <sub>ortho</sub> ] BV	[N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] BV	[Cl <sup>-</sup> ] BV	[MES] BV
	0,023	0,004	0,2	4,9	18

**D. CONCENTRATIONS (mg/l) DANS LA PLUIE (pour les zones urbaines)**

	[P <sub>p</sub> ] BV	[P <sub>ortho</sub> ] BV	[N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] BV	[Cl <sup>-</sup> ] BV	[MES] BV
	0	0,003	0,5	2	0

**E: CONCENTRATIONS (mg/l) MOYENNES PONDEREE PAR LES SURFACES ACTIVES**

	[P <sub>p</sub> ] BV	[P <sub>ortho</sub> ] BV	[N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] BV	[Cl <sup>-</sup> ] BV	[MES] BV
12/11/96	0,109	0,128	7,3	36	79
18/11/96	0,013	0,044	5,0	22	7
27/11/96	0,025	0,045	2,9	13	33
19/01/97	0,124	0,043	2,2	7	427

**F. CONCENTRATIONS (mg/l) MESUREES A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT**

	[P <sub>p</sub> ] exut	[P <sub>ortho</sub> ] exut	[N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] exut	[Cl <sup>-</sup> ] exut	[MES] exut
12/11/96	0,191	0,130	6,3	22	249
18/11/96	0,026	0,040	5,0	24	22
27/11/96	0,135	0,021	3,2	12	165
19/01/97	0,283	0,033	3,4	8	415

**G. DEDUCTION DU ROLE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE**

	P <sub>p</sub>	P <sub>ortho</sub>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	MES
12/11/96	Source	néglig.	néglig.	puits	Source
18/11/96	Source	néglig.	néglig.	néglig.	Source
27/11/96	Source	puits	néglig.	néglig.	Source
19/01/97	Source	puits	néglig.	néglig.	néglig.

**Légende**

P<sub>p</sub>: phosphore particulaire                      BV : bassin versant  
P<sub>ortho</sub>: orthophosphates                              exut : exutoire  
MES : matières en suspension                      néglig. : négligeable

### 6.2.3. Déduction du rôle du réseau hydrographique par comparaison d'échelles

Jusqu'à présent, les bilans de masse dans le réseau hydrographique ont été effectués en condition d'étiage, de crue artificielle ou de petites crues associées à l'état de bassin 1. Les suivis simultanés des flux à l'exutoire du bassin entier (302 ha) et d'un sous-bassin agricole (4.4 ha), permettent de rendre compte du rôle du réseau hydrographique pendant quatre crues associées aux états 2 (12/11/96, 18/11/96), 3 (27/11/96) et 4 (19/01/97) (figure IV.12). Il convient tout d'abord de bien établir les faits et un certain nombre d'hypothèses **simplificatrices** qui rendent possibles les calculs et constituent les **limites** de l'interprétation:

- 1) les écoulements se développent facilement sur le bassin expérimental qui est représentatif des **unités les plus hydrologiquement actives** du bassin;
- 2) les parcelles agricoles présentes dans le bassin d'alimentation d'un tronçon de réseau hydrographique actif émettent toutes des **concentrations égales** à celles mesurées sur le bassin versant expérimental;
- 3) les parcelles de prairies, forestières et les zones humides présentes dans le bassin d'alimentation d'un tronçon de réseau hydrographique actif sont toutes considérées actives et émettent des écoulements dont la **concentration en éléments est faible, identique et constante d'une crue à l'autre**;
- 4) les crues associées aux états 2, 3 et 4 intervenant dans des contextes humides, les **concentrations des eaux de ruissellement urbain sont égales à celles de la pluie**, du fait du nettoyage des surfaces par des précipitations antécédentes;
- 5) la fonction de production (transformation de la pluie brute en débit) est la même sur toutes les surfaces actives du bassin, qu'elles soient agricoles ou non; de ce fait, les concentrations moyennes émises par chaque groupe de mode d'occupation de sol peuvent être **pondérées par les surfaces** et non pas par les débits, impossibles à mesurer partout.

Pour chaque crue, la cartographie des connexions hydrauliques établies par le réseau hydrographique permet la détermination des **origines géographiques de l'eau** et le calcul des **différents types de surfaces contributives** (tableau V.15 A). Les concentrations moyennes calculées à l'exutoire du bassin agricole (tableau V.15 B) sont extrapolées à la surface active agricole totale figurant au tableau V.15 A. Les concentrations des surfaces forestières, des prairies et des zones humides (tableau V.15 C) sont fournies par les prélèvements ponctuels répétés (20 prélèvements) à la sortie du bassin forestier (figure V.23b) et attribuées aux surfaces actives correspondantes. La qualité de l'eau de pluie est celle mesurée localement, en moyenne annuelle (données CIPEL non publiées).

Les concentrations moyennes pondérées des émissions des zones actives pour chaque élément (tableau V.15 E) sont comparées avec la concentration moyenne mesurée à l'exutoire (tableau V.15 F) et le rôle joué par le réseau hydrographique est déduit par différence:

- si  $(\sum C_{ij} S_i/S_{act}) > C_{exut}$ , rétention dans le réseau hydrographique  
 $(\sum C_{ij} S_i/S_{act}) < C_{exut}$ , relargage par le réseau hydrographique  
 $(\sum C_{ij} S_i/S_{act}) \approx C_{exut}$ , pas d'action significative du réseau hydrographique

avec  $C_{ij}$ : concentration de l'élément j associé au mode d'occupation i  
 $S_i$ : surface active du mode d'occupation du sol i  
 $S_{act}$ : surface totale active, tout mode d'occupation du sol confondus  
 $C_{exut}$ : concentration moyenne mesurée à l'exutoire à l'échelle de la crue

Les différents rôles joués par le réseau hydrographique en fonction de l'élément étudié et du type de crue sont résumés dans le tableau V.15 G. Pour les crues associées aux états 2 et 3, le réseau hydrographique joue par rapport aux **matières en suspension** et au **phosphore particulaire** une **fonction de source**; ce constat peut apparaître plus directement en constatant que les concentrations moyennes ou maximum (tableau V.10) en matières en suspension sont plus basses à grande échelle (4.4 ha) qu'à petite échelle (302 ha). **Ce fonctionnement est contraire à « l'effet d'échelle »** décrit au chapitre I.4.2.5 qui stipule que les possibilités des piégeage des éléments émis des zones actives croissent avec la taille du bassin versant. La surface des zones actives agricoles étant certainement surestimée (hypothèse 2), le rôle de source joué par le réseau hydrographique peut d'autant moins être remis en cause. Ce n'est qu'à la faveur de la crue associée à un état 4 (érosion visible sur les zones actives agricoles) que le réseau hydrographique cesse de fournir plus de particules qu'il n'en reçoit.

**Concernant les orthophosphates ( $P_{ortho}$ )**, le transfert dans le réseau hydrographique pendant les crues associées à l'état 2 est sans effet net sur les flux, de même que pour les nitrates. Par contre, lors de la crue du 27/11/96 (état 3), le  $P_{ortho}$  est piégé au cours de son transfert et ce comportement persiste pendant la crue du 19/01/97 (état 4). Nitrates et chlorures se comportent comme des substances conservatives lors des crues correspondant aux états 3 et 4. La conservation des nitrates peut être attribuée à la période de déroulement des crues étudiées, peu favorable à la consommation biologique et à la dénitrification; la conservation des chlorures est plus classique (Triska *et al.* 1989). **La rétention du  $P_{ortho}$  lors de son transfert** dans le réseau hydrographique est à rapprocher de l'analyse de la figure V.29 qui montre que les fractions solubles mesurées à l'exutoire sont significativement inférieures aux fractions mesurées en aval des sous-bassins actifs et des sources. L'ensemble de ces résultats amène à **considérer les sédiments du réseau hydrographique comme le siège de ces changements qualitatifs**. Les concentrations de  $P_{ortho}$  subissent une **baisse relative** du fait de la remise en suspension des sédiments qui accroissent la fraction particulaire (états 2 et 3); il subissent également une **baisse absolue** que l'on peut attribuer à un piégeage du  $P_{ortho}$  au cours du trajet par les suspensions ou par les sédiments (état 3 et 4).

### **6.3. CONCLUSION SUR LE ROLE DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE VIS-A-VIS DES TRANSFERTS DE PHOSPHORE**

Le réseau hydrographique doit être considéré comme un compartiment à part entière, voire comme une zone active qui reçoit des écoulements, modifie plus ou moins leur concentration et leur flux, et qui leur associe ses propres émissions. A l'étiage, les concentrations naturelles sont trop faibles pour que les modifications enregistrées au cours de bilans (émission de phosphore particulaire, piégeage des orthophosphates) puissent être généralisées; en condition de pollution accidentelle par des orthophosphates (expérience d'atténuation), le réseau n'apparaît pas apte à les piéger plus que d'autres éléments plus conservatifs comme les ions chlorures ou sodium.

Pendant les crues de l'état 1, les flux de matières en suspension et de phosphore total émis à l'exutoire proviennent à plus de 70% des zones actives. Une crue artificielle reproduisant les conditions de débit et de concentration des crues de l'état 1 (conditions également rencontrées pendant des phases de tarissement des autres crues) montre que le réseau hydrographique se comporte comme un décanteur mais que les possibilités de piégeage des orthophosphates sont faibles. En effet, une concentration importante de suspensions argileuses aptes à fixer ces derniers (900 mg/l de MES, concentration en P à l'équilibre de 20 µg/l) ne fait diminuer leur masse injectée que de 24% (3g attribués à la fixation sur 12.5 g injectés simultanément aux MES). Contrairement aux expériences d'atténuation, le transfert d'orthophosphates (y compris avant l'injection de suspensions) se distingue de celui des autres solutés (conductivité conservative). Les processus de rétention des orthophosphates sont donc encore largement inconnus, mais leur interaction avec les matières en suspension n'est de loin pas la seule explication de l'atténuation.

Pendant les crues correspondant aux états 2 et 3, le déstockage net des matières en suspension et du phosphore particulaire influence significativement les exportations totales. Ce phénomène, mis en évidence par comparaison des concentrations à différentes échelles spatiales et par calcul d'un bilan de masse en amont et aval du réseau hydrographique, est inverse de celui décrit habituellement; il entraîne une baisse non seulement relative mais aussi absolue des concentrations en orthophosphates. Le réservoir particulaire du réseau hydrographique ne semble se reconstituer qu'à la faveur des crues associées à l'état 4. L'influence du réseau hydrographique sur les concentrations en orthophosphates selon l'état de bassin est un des facteurs importants à prendre en compte lors de l'évaluation de l'impact global des flux sur le milieu récepteur. Un autre facteur important est celui se rapportant à l'estimation de la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire dont une méthode simplifiée est proposée au chapitre suivant.

Figures V.50: Relations entre la croissance algale et la teneur des particules en phosphore total et Olsen

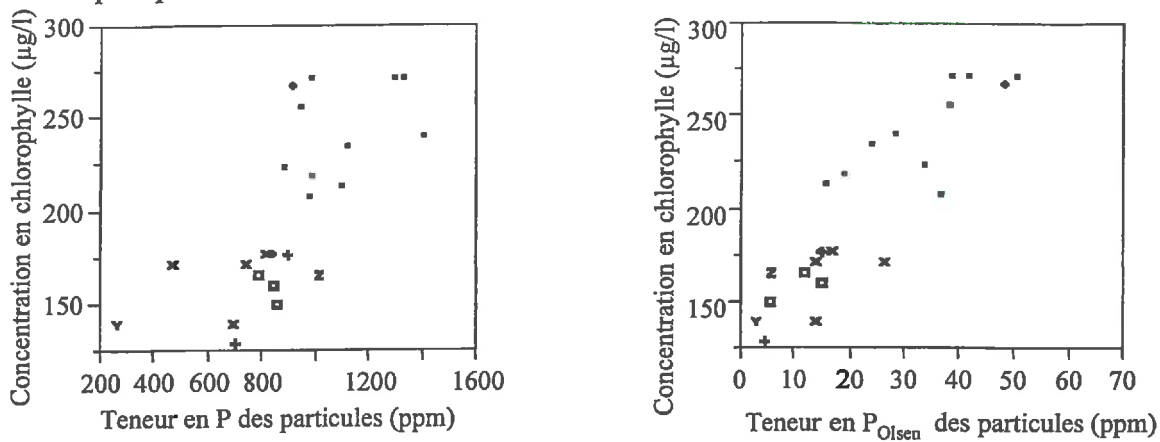


Figure V.51: Relation entre la biodisponibilité relative du PP et le pourcentage de P<sub>Olsen</sub>

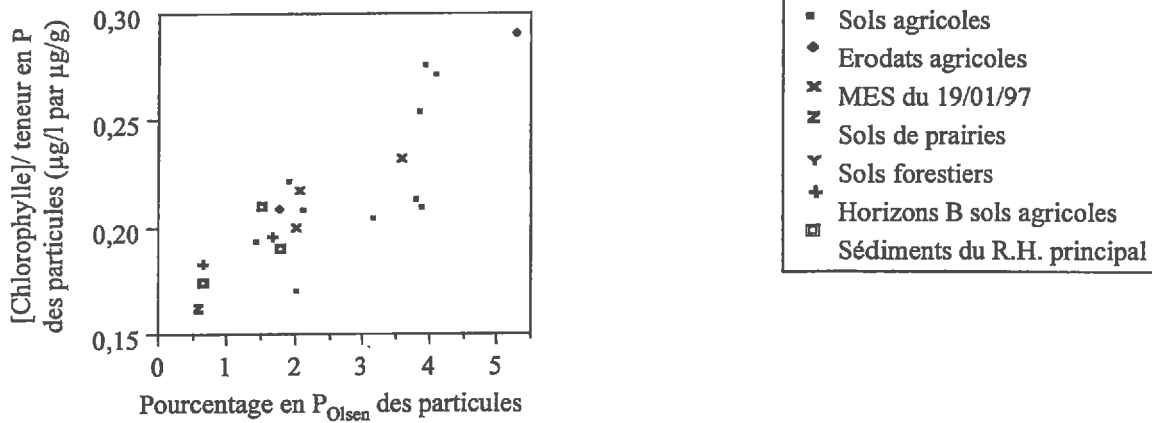
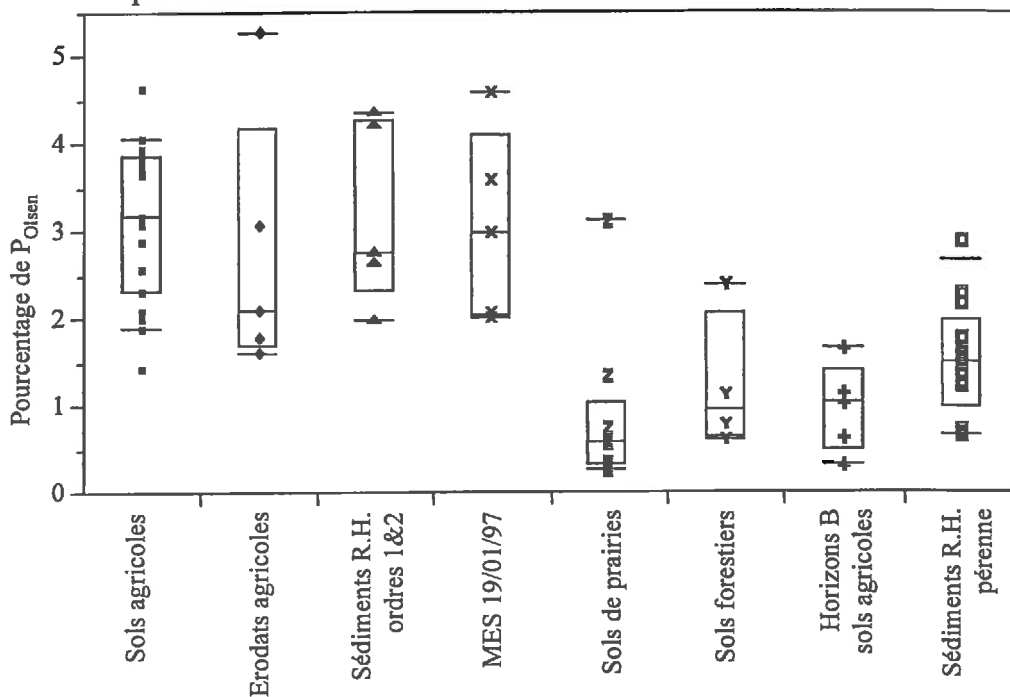


Figure V.52: Contenu relatif en P<sub>Olsen</sub> déterminé par l'origine géographique des particules



## 7. **EVALUATION OPERATIONNELLE DE LA BIODISPONIBILITE POTENTIELLE DU PHOSPHORE PARTICULAIRE**

Un modèle conceptuel et opérationnel complet sur les transferts du phosphore ne peut pas seulement se contenter de décrire les processus d'émission et de transport, il doit comporter un « prolongement » environnemental au niveau de l'interface « bassin versant - lac ». Ce prolongement, limnologique, consiste à estimer l'**impact potentiel immédiat** produit par l'introduction de phosphore dans le milieu récepteur. Alors que la forme soluble du phosphore est complètement assimilable par les algues, la fraction particulaire du phosphore des lacs, composée de sédiments et de matières en suspension minéraux ou organiques, est plus ou moins facilement extractible et assimilable par les algues. De même qu'en agronomie l'expression «  $P_{labile}$  » qualifie la réserve rapidement assimilable par les plantes, en limnologie, c'est l'expression «  $P_{biodisponible}$  » qui est employée pour les algues. La mesure de la « biodisponibilité potentielle » (chapitres I.2.4 et IV.2.2) du phosphore particulaire s'effectue par des biotests algals dont la mise en oeuvre est longue et délicate. L'objectif de ce chapitre est de relier l'estimation de la **biodisponibilité potentielle** avec une méthode plus rapide basée sur une **extraction chimique**. L'extraction chimique choisie est la **méthode Olsen** (Olsen *et al.* 1954) en raison de son utilisation courante en agronomie. L'avantage de ce choix est de tester une même méthode sur la chaîne de matériaux sols-sédiments-matières en suspension. Le phosphore extrait par la méthode Olsen est noté «  $P_{Olsen}$  ».

Les mesures réalisées montrent une bonne corrélation entre la concentration en chlorophylle atteinte au palier de croissance de la culture d'algues et le contenu en  $P_{tot}$  et  $P_{Olsen}$  des particules (figure V.50). Dans le contexte physique de l'étude (support sédimentaire calcaire), la biodisponibilité potentielle d'un échantillon de sol, de sédiment ou de matières en suspension peut donc être estimée par leur contenu en  $P_{tot}$ , ou mieux, en  $P_{Olsen}$  ( $r^2 = 0.51$  et  $0.80$  respectivement). Ce dernier constat implique que la détermination de la biodisponibilité relative du phosphore particulaire, indépendante des teneurs en P des particules, est reliée au contenu relatif du  $P_{Olsen}$  de la particule (figure V.51). L'utilisation de la méthode Olsen sied donc aussi bien à des tests agronomiques que limnologiques. **Plus un sédiment contient de P, plus la croissance algale potentielle est forte, et ce d'autant plus que le phosphore particulaire est extractible au  $NaHCO_3$** , (Dorizot *et al.* 1997). Ce résultat est conforme aux études réalisées par Wolf *et al.* (1985) qui montrent que, d'une manière plus générale, toutes les méthodes d'estimation du pool d'ions labiles convergent avec les biotests (figure I.15).

Sur le bassin du Mercube, **la fraction labile du phosphore particulaire déterminée par la méthode Olsen est nettement fonction de l'origine des particules** (figure V.52). Les particules dont la fraction en  $P_{Olsen}$  est maximum (de 2 à 4%) sont celles liées à la mise en culture des terres (sols de parcelles, sédiments de sous-bassins agricoles, dépôts sédimentaires échantillonnés en bas de versant, matières en suspension associées à des signes d'érosion). Inversement, les plus faibles pourcentages (de 0.5 à 2%) sont attribuables à des sources plus naturelles (prairies permanentes, forêts, horizons B). Les particules des sols agricoles sont donc doublement plus aptes à provoquer une croissance algale potentielle que celles issues de milieux non fertilisés. Les sédiments du réseau hydrographique principal, résultant du mélange de toutes les sources précitées, présentent un contenu relatif en  $P_{Olsen}$  plutôt faible. A l'exutoire du bassin, la contribution de ces différentes sources de particules aux exportations de phosphore particulaire diffère selon les états de bassin, ce qui constitue un élément important de l'évaluation globale de l'impact potentiel.

# Sixième partie

## Discussion

Cette partie récapitule les points essentiels présentés dans les résultats en leur donnant une portée méthodologique tant sur le plan de l'étude que sur celui des interventions. Elle est structurée selon le plan suivant:

**Caractéristiques des pertes en phosphore d'origine diffuse mesurées à l'exutoire.** Ce chapitre rappelle le niveau des exportations de phosphore du Mercube, la spéciation associée, en moyennes annuelle et interannuelle.

**Relation « état de bassin, flux, impact »: vers une typologie.** Ce chapitre montre que la typologie des états de bassin correspond à des groupes de crues aux réponses hydrochimiques contrastées, ce qui se traduit par différents impacts potentiels produits sur le milieu récepteur.

**Enseignements de la typologie des crues.** La variabilité des états de bassin et des réponses hydrochimique qu'elle entraîne permet de comprendre les différences de masses de phosphore exportées annuellement. Elle montre surtout que les émissions de phosphore ne se réalisent pas toujours sous forme particulaire et que les formes particulaires et solubles ont des acquisitions, voire des transferts découplés. L'ensemble des processus mis en lumière s'intègrent dans un modèle conceptuel des transferts de phosphore d'origine diffuse, extrapolable à d'autres bassins.

**Conséquences de cette étude en termes de méthodes d'étude de la pollution diffuse et de lutte contre ses émissions.** Le champ de validité des méthodes d'étude employées est discuté dans ce paragraphe. Y sont aussi présentés les moyens de lutte envisageables pour contenir la pollution diffuse phosphorée.

## 1. CARACTERISTIQUES DES PERTES EN PHOSPHORE D'ORIGINE DIFFUSE MESUREES A L'EXUTOIRE

Le bassin versant du Mercube présente, du fait de son caractère rural dominant, un mode d'occupation agricole des sols dans un contexte fortement fragmenté du parcellaire. Les sources diffuses de phosphore y sont donc diversifiées et nombreuses. **Les pertes moyennes annuelles à l'exutoire sont faibles** ( $0.5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ) au regard des données de la bibliographie pour des modes d'occupation du sol équivalents (Belamie 1986, Ostry 1982, Ryding *et al* 1994). Ces pertes se réalisent, à plus de 70% en moyenne, sous la forme particulière.

Les crues éliminent, à elles seules, plus de 90% du phosphore total exporté, le phosphore particulaire représentant, à ces occasions, plus de 80% du total, les orthophosphates, plus de 10%. Ces chiffres sont conformes aux valeurs mentionnées par ailleurs (Johnson *et al.* 1976, Sharpley *et al.* 1993, Svendsen *et al.* 1995). Certains modes d'occupation agricole des sols (bassins à zones herbacées plus développées, Dorioz et Ferhi 1994), ou bien encore des apports ponctuellement et épisodiquement forts de phosphore (Pilleboue 1987) peuvent toutefois amener à égalité les **proportions relatives du phosphore** soluble et particulaire à l'exutoire.

La CIPEL (Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman) fixe à 0,03 mg/l la concentration de phosphore biodisponible à ne pas dépasser à l'exutoire d'un cours d'eau pour que soit limité, du moins théoriquement, le risque d'eutrophisation du lac. Avec des concentrations respectivement de 0.12 mg/l de phosphore particulaire et de 0.03 mg/l de phosphore soluble, les eaux du Mercube dépassent donc ces **seuils indicateurs**. Elles peuvent donc représenter pour le Léman une source (parmi bien d'autres) d'eutrophisation potentielle.

La responsabilité des apports diffus dans l'entretien de l'eutrophisation des milieux récepteurs est un constat mondialement établi (Lowrance 1991). Ceci justifie l'effort fait pour comprendre les **causes et les mécanismes des transferts diffus** et la mise en place, à terme, d'actions de **surveillance** et de prévention des risques, y compris à l'échelle nationale (travaux en cours du CORPEN). Par ailleurs, l'enseignement tiré de l'étude du phosphore présente des **extensions possibles** aux éléments ou composés moléculaires (xénobiotiques) véhiculés dans les eaux superficielles à la faveur des précipitations (Gillet et Vele 1992, Gouy 1993). On peut aussi citer les colloïdes microbiens (bactéries pathogènes) et les métaux lourds qui possèdent tout comme le phosphore une forte affinité pour la phase solide.



Les considérations précédentes sont basées sur des moyennes; celles-ci ne doivent pas faire oublier la **forte variabilité qui caractérise les émissions de phosphore d'origine diffuse**. Le suivi des exportations de phosphore total à l'exutoire pendant quatre années met en évidence l'amplitude interannuelle de ses flux qui varient de un à trois, malgré des lames précipitées quasiment identiques. Cette variabilité est maximale pour les matières en suspension et le phosphore particulaire et concerne dans une moindre mesure le phosphore soluble dont les exportations ne varient plus que de un à deux. La variabilité différente entre les émissions de phosphore particulaire et soluble se retrouve également dans les autres bassins étudiés localement (Pilleboue 1987, Dorioz et Orand 1996). Par contre, pour les autres éléments ou composés moléculaires solubles, l'amplitude des variations est encore plus faible. Par exemple, le flux annuel des nitrates ne varie plus que de 20%.

La variabilité interannuelle des émissions de phosphore total limite le **cadre d'utilisation des mesures de flux**. Par exemple, le calcul des exportations annuelles de matières par la méthode des flux spécifiques se justifie pour les éléments solubles (nitrates particulièrement) mais apparaît plus hasardeuse pour son application au phosphore. D'autre part, des comparaisons de bassins sur la base de leurs émissions annuelles n'ont de sens que si les mesures sont établies selon des conditions pluviométriques (hauteurs et répartition des précipitations) équivalentes, ce qui revient à ne comparer que des bassins versants voisins, et de manière simultanée. Enfin, l'amplitude de la variabilité interannuelle semble également incompatible avec l'attente d'un effet rapidement mesurable d'actions de lutte contre la pollution diffuse sur les flux à l'exutoire.

Tableau VI.1: Typologie des crues et interprétation en termes d'impacts potentiels sur le lac

Périodes	Définition de l'état du bassin			Rôle du réseau hydro.	Caractéristiques du P à l'exutoire							Réceptivité du lac
	Caract. hydriq. mm	Origines du P	Modes écoults		Flux g/hr	P <sub>ef</sub> %	[P <sub>p</sub> ] µg/l	[P <sub>ef</sub> ] µg/l	P <sub>p</sub> /MES ppm	% des types	% des émissions	
Petites crues estivales	13<H<27 5,2<I<22,3 -39<S<100	Sce Urb Séd	RSI	P <sub>p</sub> ↓ P <sub>ortho</sub> ↓	3	32	214	102	1152	13	1	maximum
Reprise hydro, crues post-hiver	32<H<76 7,0<I<36,0 -26<S<133	Sce, Urb, Séd, SAU	RSI, Hypo, RSS	P <sub>p</sub> ↑ P <sub>ortho</sub> =	24	38	164	103	1030	40	10	moyenne
Crues hivernales	16<H<37 3,2<I<7,5 145<S<190	Sce, Urb, Séd, SAU, Ft	RSI, Hypo, RSS	P <sub>p</sub> ↑ P <sub>ortho</sub> ↓	56	25	139	47	1060	34	43	minimum
Crues exceptionnelles	45<H<64 2,4<I<102 105<S<198	Sce, Urb, Séd, SAU, Ft, Bge	RSI, Hypo, RSS, RSB	P <sub>p</sub> ↓ P <sub>ortho</sub> ↓	276	17	306	61	716	13	46	variable

Explication des symboles

**Caractéristiques hydriques** : H : hauteur de pluie (mm) ; I : intensité maximum mesurées sur 15 min, (mm/h) ; S : indice de stock d'eau dans le bassin (mm)

**Origines du phosphore** : Sources, Urbain, Sédiments ; Surface Agricole Utile ; Forêt, Berges

**Modes d'écoulements** : Ruissellement sur Surfaces Imperméables ; ruissellement Hypodermique ; Ruissellement sur Surfaces Saturées ; Ruissellements sur Surfaces Battantes

**Rôle du réseau hydrographique** : Piégeage ↓ : ou relargage ↑ de phosphore particulaire (P<sub>p</sub>) ou orthophosphorique (P<sub>ortho</sub>)

## 2. RELATION « ETAT DE BASSIN, FLUX, IMPACT » : VERS UNE TYPOLOGIE

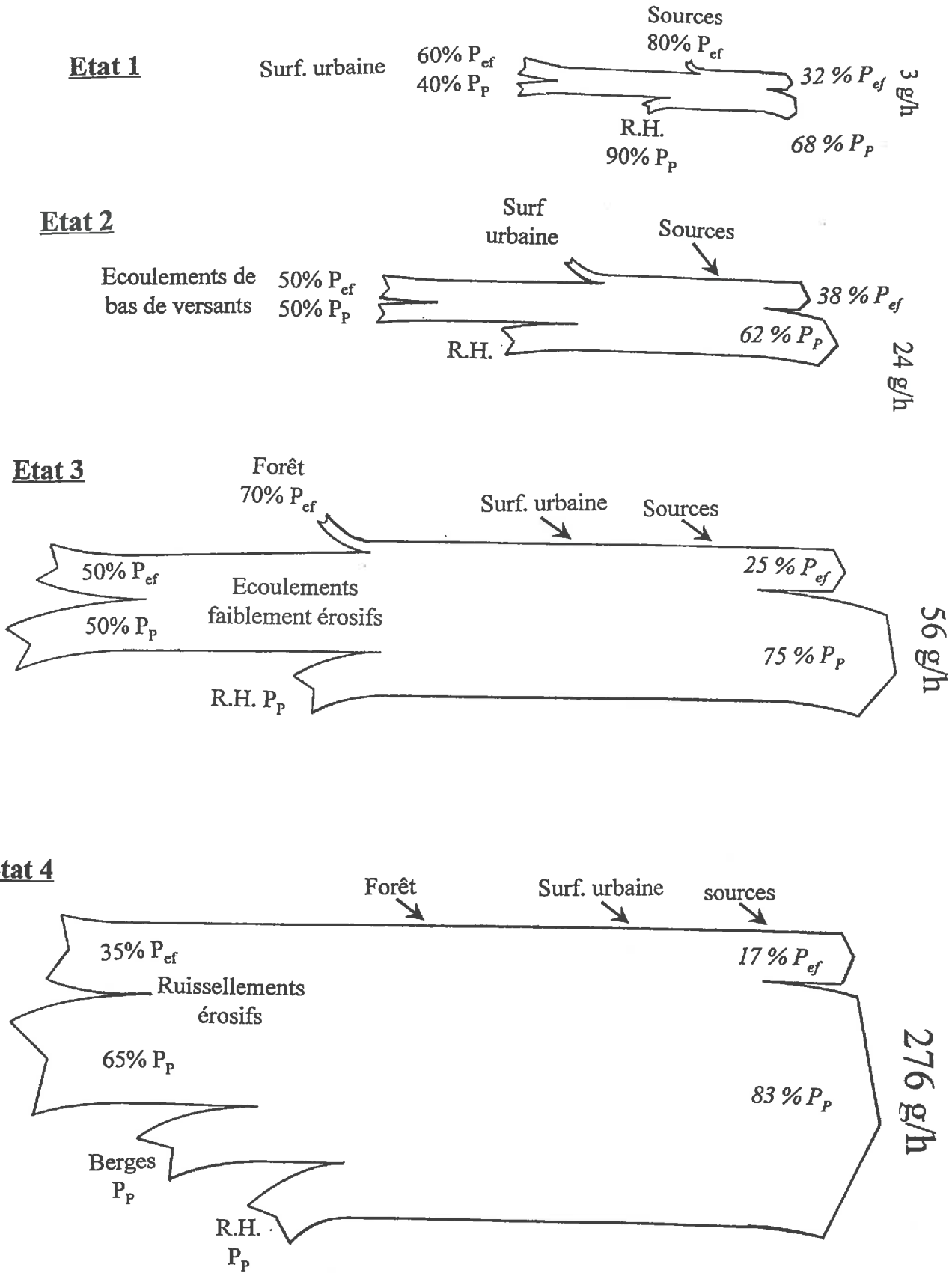
A l'échelle du bassin versant, la variabilité des modes d'écoulement sur les parcelles se traduit par des changements saisonniers des zones actives qui conditionnent, en combinaison avec l'intensité des événements pluvieux, les flux de phosphore à l'exutoire. Ceux-ci peuvent varier de un à cent d'une crue à l'autre alors que les concentrations moyennes ne varient que dans une fourchette de un à cinq. Sur cette base a été définie une **typologie des états de bassin qui met en relation les fonctionnements hydrologiques, les stocks de phosphore mis en jeu, avec la quantité et la spéciation de phosphore exporté à l'exutoire (tableau VI.1 et figure VI.1)**. L'impact potentiel engendré par les émissions est discuté en fonction de ces différentes caractéristiques.

1) Le premier état de bassin défini est associé à des crues estivales qui affectent essentiellement les stocks déposés sur les surfaces imperméabilisées urbaines; la contribution des sédiments du réseau hydrographique constitue 20 à 30 % des apports totaux. Les masses de phosphore exportées pour chaque crue sont faibles et le maximum observé correspond à 0.1 kg/ha de surface imperméabilisée. Les quantités de phosphore exportées pendant ce type de crues ne représentent que 1% du phosphore émis pendant l'ensemble des crues. Mais il s'agit presque exclusivement des seules **exportations qui ont lieu lors des phases de réceptivité maximum du lac**, c'est-à-dire lorsque les facteurs physiques associés à la croissance algale (éclairage, température) sont les moins limitants. En outre, la spéciation du phosphore exporté pendant ce type de crues (concentration en phosphore soluble élevée et matières en suspension riches en P) est la plus favorable à la nutrition algale.

2) Lors de la reprise hydrologique automnale, c'est-à-dire au fur et à mesure de la saturation des sols en eau, la zone active s'étend aux zones actives agricoles ce qui permet de connecter à l'exutoire de nouveaux stocks de phosphore liés principalement aux écoulements de bas de versants. Les premiers écoulements favorisent une « **chasse** » **des orthophosphates** accumulés dans la solution de l'horizon superficiel du sol et cet effet se mesure à l'exutoire par l'enregistrement des concentrations maximum annuelles. Les nitrates sont un autre traceur de ce phénomène. Dans ces conditions, le phosphore provient à la fois des terres agricoles et de la resuspension des sédiments de la partie du réseau hydrographique correspondante. Indépendamment des quantités transférées, la charge phosphorée émise se caractérise par une forte biodisponibilité potentielle en raison de sa fraction soluble relativement élevée et de l'époque pendant lesquelles les crues surviennent. L'état du bassin versant correspondant à ce type de crue (état 2) est donc un état de transition entre les crues correspondant à un état 1 et les crues pour lesquelles l'extension du réseau hydrographique est maximum. Les crues associées à l'état 2 ne sont cependant pas toutes des crues de reprise hydrologique. Cet état de transition progressive est identique à celui de la transition régressive qui s'effectue au printemps à la faveur de l'amélioration de la structure superficielle du sol (labour, croissance végétale) et de la diminution du stock d'eau des sols. Par contre, la qualité de l'eau diffère nettement au niveau des concentrations en orthophosphates et nitrates dont le faible niveau témoigne de la vidange hivernale des sols.

3) L'extension du réseau devient maximum lors du passage de l'état 2 à 3; les nouvelles zones connectées (essentiellement forestières) engendrent une augmentation des flux de phosphore et leur dilution. Les crues correspondant aux états 2 et 3 représentent à elles seules trois crues

Figure VI.1: Les différentes contributions en phosphore au cours des quatre états de bassin



**Légende**

↘ contribution négligeable de ...

R.H. : réseau hydrographique

sur quatre et les flux transférés sont de quatre à dix fois supérieurs aux crues estivales de associées à l'état 1. L'absence de symptômes d'érosion, le faible pourcentage des états de surface dégradées et l'abondance des formes solubles dans le réseau hydrographique agricole suggèrent que le modèle classique de transfert érosif du phosphore (Frere *et al*, 1980) ne s'applique pas lors de ces crues. Le phosphore provient des bas de versants, à l'issue d'un transfert favorisant l'émission sous forme soluble, et des sédiments du réseau hydrographique. **De telles émissions de phosphore solubles sont peu souvent évoquées comme un phénomène majeur alors qu'elles contrôlent 50% des exportations de phosphore lors des crues en aval des zones actives.**

Pendant ce type de crues, la **contribution du stock de phosphore du réseau hydrographique** est indispensable pour expliquer les fortes concentrations en phosphore particulaire à l'exutoire. Pour le phosphore soluble, la tendance inverse est observée (diminution des concentrations entre les zones actives et l'exutoire), ce qui pourrait traduire, en plus d'une dilution par des sources qui en sont pauvres, l'existence de **phénomènes d'insolubilisations partielles** lors du transport (Svendsen *et al*, 1995).

4) Enfin, l'érosion sur les zones actives n'est observée qu'à la faveur de précipitations exceptionnelles (lame d'eau écoulée sur 1 ou 3 jours de temps de retour décennal) ou d'une conjonction de facteurs agro-météorologiques défavorables (battance, sols gelés, faible couvert végétal, pluies importantes, redoux) tout aussi exceptionnelle. Les crues provoquées par ces précipitations de forte érosivité ou par cet état de bassin de forte érodabilité sont associées à l'état 4. Elles se caractérisent par des concentrations en matières en suspension maximales (6 g/l) et des fractions de phosphore particulaire dominantes à l'aval des zones actives. C'est ce type de crues qui est le plus souvent simulé dans les modèles de pollution diffuse phosphorée, bien que sa fréquence soit extrêmement réduite dans notre cas (deux à trois cas par an qui exportent la moitié du phosphore). **Si de tels fonctionnements se produisaient systématiquement lors de chaque crue, les exportations seraient annuellement de trois à cinq fois plus élevées; ceci donne une mesure de l'erreur faite lorsqu'on applique les modèles traditionnels.** Plusieurs facteurs sont susceptibles d'atténuer l'impact de ces fortes quantités de phosphore transférés au lac: 1) il s'agit des flux les moins biodisponibles potentiellement (teneur en P des matières en suspension inférieure à 750 ppm et concentration en phosphore soluble inférieure à 0,07 mg/l), 2) le transfert s'accompagne d'importantes quantités de suspensions susceptibles, au niveau du milieu récepteur, de baisser la productivité algale par ombrage (Sonzoni *et al*, 1982); enfin, seuls les orages estivaux intenses (temps de retour décennal) interviennent pendant les périodes de forte réceptivité.

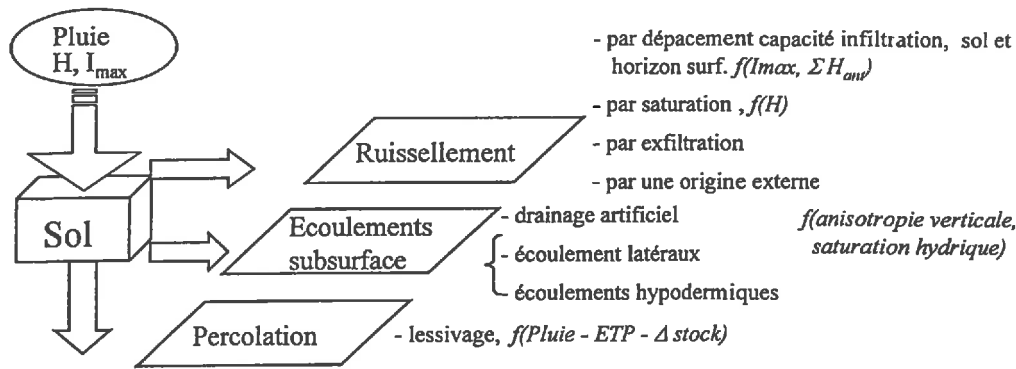
Ces différents états s'enchaînent lors d'un cycle annuel, de façon non linéaire, en réponse aux pratiques agricoles et à la météorologie et en s'organisant autour de deux **seuils**:

1) au-delà d'une certaine **humidité critique du sol**, les écoulements sont susceptibles de provenir des terres; il s'agit d'écoulements hypodermiques ou de bas de versant qui génèrent d'importants flux de phosphore soluble à partir des sols, et qui vidangent les sédiments stockés dans le réseau hydrographique et leur phosphore associé;

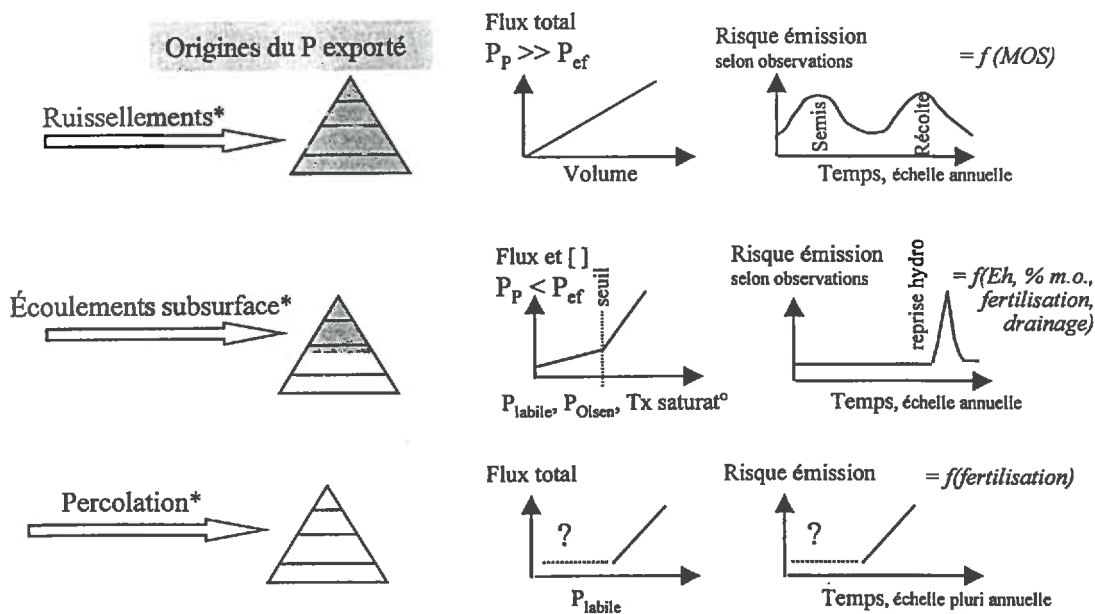
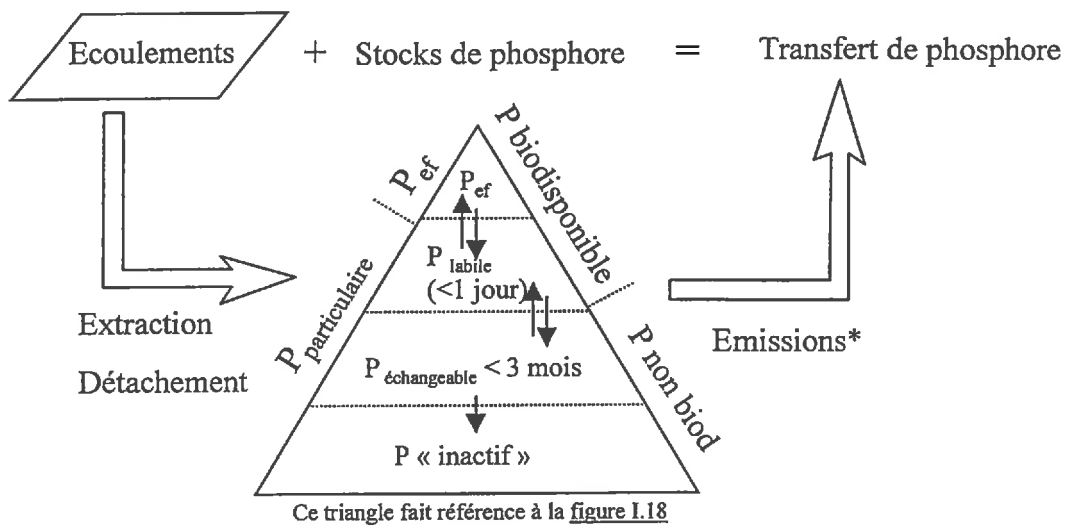
2) un seuil lié au **dépassement de la capacité d'infiltration** de la couche superficielle des sols entraînant ruissellement généralisé et érosion dans les parcelles; ce second seuil est atteint soit par dégradation structurale sous l'effet des pluies cumulées, soit à la faveur d'événements pluvieux particulièrement intenses.

Figure VI.2: Récapitulatif sur les transferts de phosphore à l'échelle du sol

a. Modes d'écoulements



b. Interactions écoulements - Stocks de phosphore



LEGENDE

H : hauteur de pluie	MOS : mode d'occupation du sol	P <sub>ef</sub> : phosphore soluble
ETP : évapotranspiration	m.o. : matières organiques	P <sub>p</sub> : phosphore particulaire
I <sub>max</sub> : intensité maximum de l'averse	eH : potentiel d'oxydo-réduction	[ ] : concentration

### 3. ENSEIGNEMENTS DE LA TYPOLOGIE DES CRUES

#### 3.1. ORIGINE DE LA VARIABILITE INTERANNUELLE DES EMISSIONS DE PHOSPHORE TOTAL

La répartition des états du bassin conditionne la valeur des émissions annuelles de phosphore total, en particulier le nombre d'événements hydrologiques associés à des signes visibles d'érosion. En effet, les crues associées à l'état 4 sont, en moyenne, quatre fois plus efficaces à émettre du phosphore (particulaire et soluble) que les crues associées à l'état 3, dix fois plus exportatrices que les crues associées à l'état 2 et cinquante fois plus que les crues associées à l'état 1 (tableau VI.1). Par ailleurs, l'état 4 de bassin est relié à des conditions telles (pluviométrie exceptionnelle, conjonction exceptionnelle de facteurs agro-pédologiques défavorables) que sa fréquence d'apparition annuelle est aléatoire et donc sujette à des variations qui pourraient expliquer la variabilité interannuelle mesurée. Ainsi, sur la période étudiée, seules quatre crues de ce type sont responsables de près de la moitié du flux (tableau VI.1).

Alors que **la valeur des émissions de phosphore total est conditionnée par l'apparition aléatoire de l'état 4**, celle du phosphore soluble est en revanche plus liée à un état de bassin dont la fréquence d'apparition annuelle est plus régulière, ce qui explique la moindre variabilité (annexe V.11).

#### 3.2. L'EROSION N'EST PAS LE SEUL MODE D'EMISSION DU PHOSPHORE

**L'émission du phosphore à partir du sol est due à l'interaction des écoulements sur les différents « pools » phosphatés du sol.** Cette action varie selon le type d'écoulement considéré (figure VI.2a). Les facteurs qui président aux **différentes conditions d'écoulements** sont d'ordres pluviométrique, hydrique, pédologique et relèvent aussi des pratiques agricoles. Les écoulements peuvent aussi être déclenchés par des apports d'eau externes à la parcelle, ce qui est un phénomène fréquent dans la région étudiée, lié à l'organisation du parcellaire (Vansteelant *et al.* 1997). La variabilité des risques de transfert du phosphore est donc parallèle à celle de ces différents facteurs.

**Si l'écoulement produit est un ruissellement (figure VI.2b), l'ensemble des « pools » phosphatés du sol participe à l'émission**, soit par extraction chimique (extraction à l'eau), soit par détachement mécanique (érosion). Sur le bassin du Mercube, sont qualifiés de faiblement érosifs les ruissellements ne produisant qu'une érosion diffuse non discernable visuellement (absence de griffes ou d'entailles) et d'érosifs les ruissellements parvenant à entailler le sol. Les symptômes d'érosion sont bien corrélés à la mesure de la concentration en matières en suspension dans le ruissellement. Tous les modes de ruissellement et d'érosion ne sont pas représentés sur le bassin du Mercube. Par exemple, **l'érosion linéaire est restée un phénomène rarissime et très limité pendant la période du suivi**. Dans un contexte climatique plus tempéré mais avec des conditions de milieu très différentes (sols limoneux, longueurs de pentes importantes), les études de Boiffin *et al.* (1988) montrent que la concentration du ruissellement diffus dans des chenaux de collecte de nature topographique ou agraire peut entraîner des érosions (coulées boueuses à 10 g/l de matières en suspension mesurées par Angélieume, 1996) sans commune mesure avec celles mesurées sur le Mercube.

Les écoulements de subsurface des sols cultivés agissent davantage sur la fraction soluble et labile du phosphore (figure VI.2b) qu'ils mobilisent par effet piston et extraction. Les écoulements de subsurface sont provoqués par une anisotropie verticale des conductivité hydriques du sol, provoquée par l'apparition d'une semelle de labour ou du fait de la présence à faible profondeur d'un horizon morainique imperméable (Hamid 1988). Les transferts de phosphore liés aux drainages artificiels peuvent être considérés comme un cas extrême de cette interaction. Dans certains cas, **les eaux de drainage peuvent être très concentrées en orthophosphates**. Des mesures à la sortie de tuyaux de drainage de parcelles du Mercube atteignent en effet 0.5 mg/l, valeur également citée par Ryden *et al.* (1973). Selon Oygarden *et al.* 1995, de telles concentrations sont mesurées à cause des **particules colloïdales, intégrées dans la mesure du phosphore soluble**, et de leur transfert préférentiel à travers les microfissures du sols (Grant *et al.* 1995, Skaggs *et al.* 1994). Enfin, dans certains milieux, les teneurs élevées en orthophosphates peuvent être dues à des **phénomènes chimiques d'inhibition de la précipitation ou de la sorption des orthophosphates** (Arvieu et Bouvier 1974, Diaz *et al.* 1994). Les teneurs élevées peuvent aussi se rencontrer à la faveur de **conditions réductrices** (Jordan *et al.* 1993).

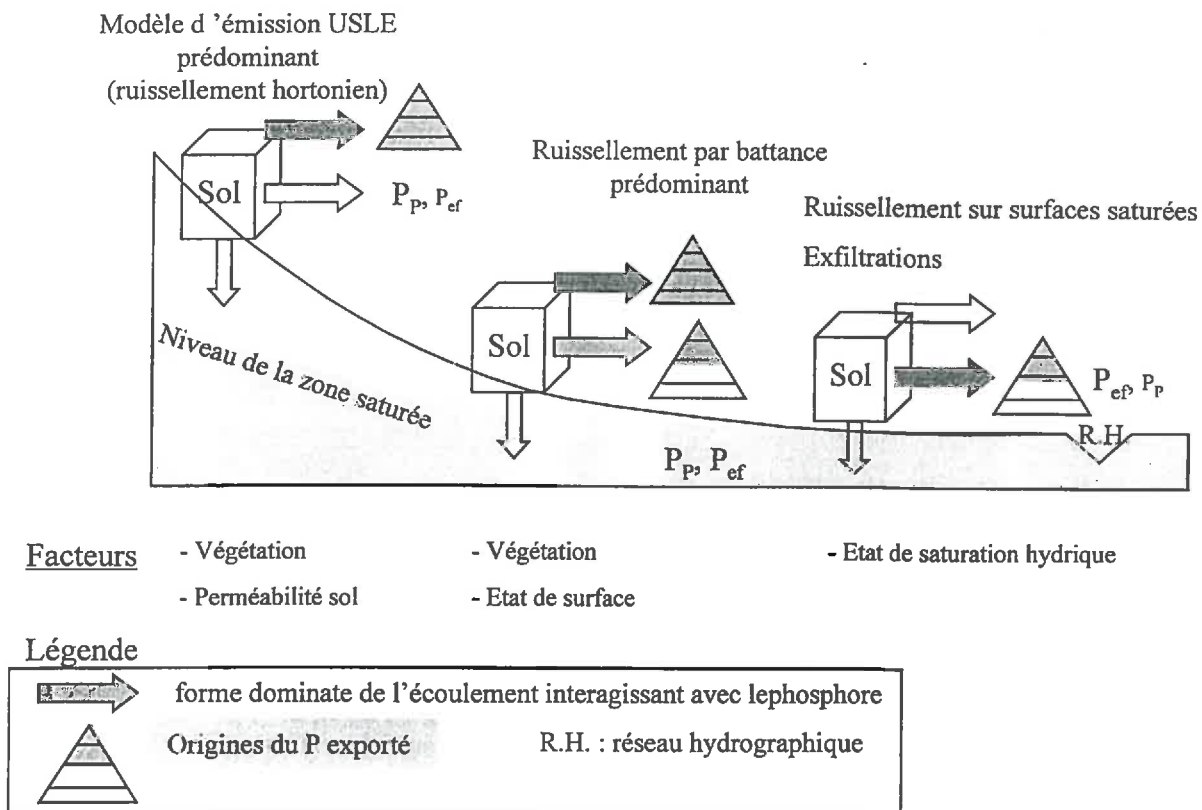
Selon Smith *et al.*, 1995, **la concentration en orthophosphates des eaux de drainage est proportionnelle à l'enrichissement du sol en phosphore** avec un accroissement net lorsque la teneur en  $P_{Olsen}$  du sol dépasse 60 ppm (Heckrath *et al.* 1995). Cette valeur est couramment obtenue dans les sols de culture (Sims 1993, Giroux *et al.* 1996) y compris dans la région étudiée. Elle se situe largement au-delà de l'optimum agronomique (Morel *et al.* 1992). **La surfertilisation des sols semble donc se traduire par des risques accrus de transferts à travers les premiers horizons du sols des formes solubles et colloïdales**. Des transferts importants par les eaux de percolation ( $> 1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ) sont d'ailleurs déjà observés dans le cas des sols sableux et organiques (Miller 1979, Ulen 1996). Par conséquent, **il semble qu'il n'est plus possible de considérer que le flux de phosphore est totalement indépendant de la quantité stockée**.

Les mesures effectuées en aval des zones actives du Mercube intègrent à la fois des ruissellements et des écoulements hypodermiques qu'il n'a pas été possible de séparer. Les écoulements ainsi composés possèdent des teneurs élevées en phosphore soluble (de l'ordre de 100 à 200  $\mu\text{g/l}$ , représentant au moins 50% du phosphore total sur des prélèvements ponctuels ou continus).

Une telle diversité des modalités d'émission du phosphore n'est pas prise en compte par les modèles de simulation qui privilégient uniquement l'émission par érosion. Cette diversité ne se répartit pas de façon aléatoire sur les bassins versants; sur certaines parcelles, les modalités d'écoulement s'enchaînent en effet selon une succession logique, ce qui se traduit par une succession de formes de phosphore exportées. La figure VI.3 représente ainsi un versant sur lequel **différents modes d'émission se différencient spatialement et temporellement** en fonction des travaux agricoles, du stade cultural et du cumul des pluies: typiquement, les pertes dues aux ruissellements sur les zones saturées de bas de versants (Mérot 1991) et mettant en jeu une forte proportion de phosphore soluble, précèdent les transferts érosifs généralisés au cours desquels les émissions vers le réseau hydrographique sont essentiellement particulaires. D'autres études expérimentales (Cros-Cayot 1996) ou des observations de terrain (Angélaume 1996, Ludwig *et al.* 1996) confirment que différentes formes d'écoulements et d'érosion peuvent se succéder sur une même parcelle ou versant.

Concernant les **transferts profonds** de phosphore (percolation), aucune donnée ne fait encore état d'une contamination de nappe par le phosphore. Les mesures effectuées sur l'eau carbonatées des sources du Mercube témoigne d'un bruit de fond (1 µg/l) explicable par la seule hydrolyse des roches.

Figure VI.3: Application des processus de transferts microscopiques à l'échelle d'un versant





### **3.3. LES EMISSIONS DE PHOSPHORE SOLUBLE ET PARTICULAIRE SONT DECOUPLEES**

L'analyse spatiale et temporelle de la dynamique des écoulements et des flux de phosphore nous amène à proposer une conception des transferts de phosphore tenant compte d'un découplage partiel entre les formes solubles et particulaires. Ce découplage est inexistant pour les modèles classiques de transfert du phosphore (CREAMS) qui font au contraire les hypothèses inverses d'équilibres instantanés entre phases et d'émissions instantanées. **Le transfert de phosphore particulaire ( $P_p$ ) est un phénomène discontinu résultant d'une séquence de crues dont certaines permettent une réalimentation des stocks non consolidés du réseau hydrographique à partir des sols et des berges, alors que d'autres ne sont pour l'essentiel que des vidanges ou des déplacements des stocks ainsi formés.** Gafrej (1993) prend en compte, dans sa modélisation de la charge en matières en suspension de la Seine, deux catégories de crues: celles qui renouvellent les sédiments et celles qui les épuisent.

L'intensité de l'émission du  $P_p$  ne dépend pas des stocks présents dans les sols. Au contraire, **les flux de phosphore soluble ( $P_{ef}$ ) émis dépendent du stock présent dans les horizons superficiels** (Frere *et al.* 1980, Flanagan et Foster 1989); sur le bassin étudié, ils ne sont en général pas couplés à ceux du  $P_p$  du fait de mécanismes, d'époques et de modes de transfert bien spécifiques. En effet la mobilisation de ce stock s'effectue soit par des écoulements de surface (extraction de l'eau et du  $P_{ef}$  contenus dans les premiers centimètres, Sharpley et Smith 1989), soit par transferts de subsurface. Ces phénomènes dominent dans tous les cas où les ruissellements ne sont pas érosifs et s'accompagnent d'écoulements fortement chargés en  $P_{ef}$ .

L'émission des orthophosphates ne suit pas partout un « **modèle de vidange** » progressive comme celle observée par exemple dans le cas des nitrates (Bovey 1986). La comparaison des concentrations en nitrates et orthophosphates à l'exutoire du Mercube montre des pics communs de concentrations maximales lors des crues de reprise hydrologique, mais tout se passe ultérieurement comme si le stock d'orthophosphates était bien plus limité que celui des nitrates, peut-être en raison d'une répartition très inégale dans le profil pédologique ou d'une certaine dépendance du stock d'orthophosphates dissous vis-à-vis de ceux associés à la phase particulaire.

Au cours du transfert, des échanges de phosphore entre l'eau, les suspensions et les sédiments peuvent **modifier les spéciations acquises** lors des processus d'émission dans la mesure où les temps d'interaction sont suffisants. On peut penser que la taille des bassins versants, leur compartimentation, leur organisation interne et la physiographie du réseau, sont de ce fait déterminants pour expliquer les résultats à l'exutoire.

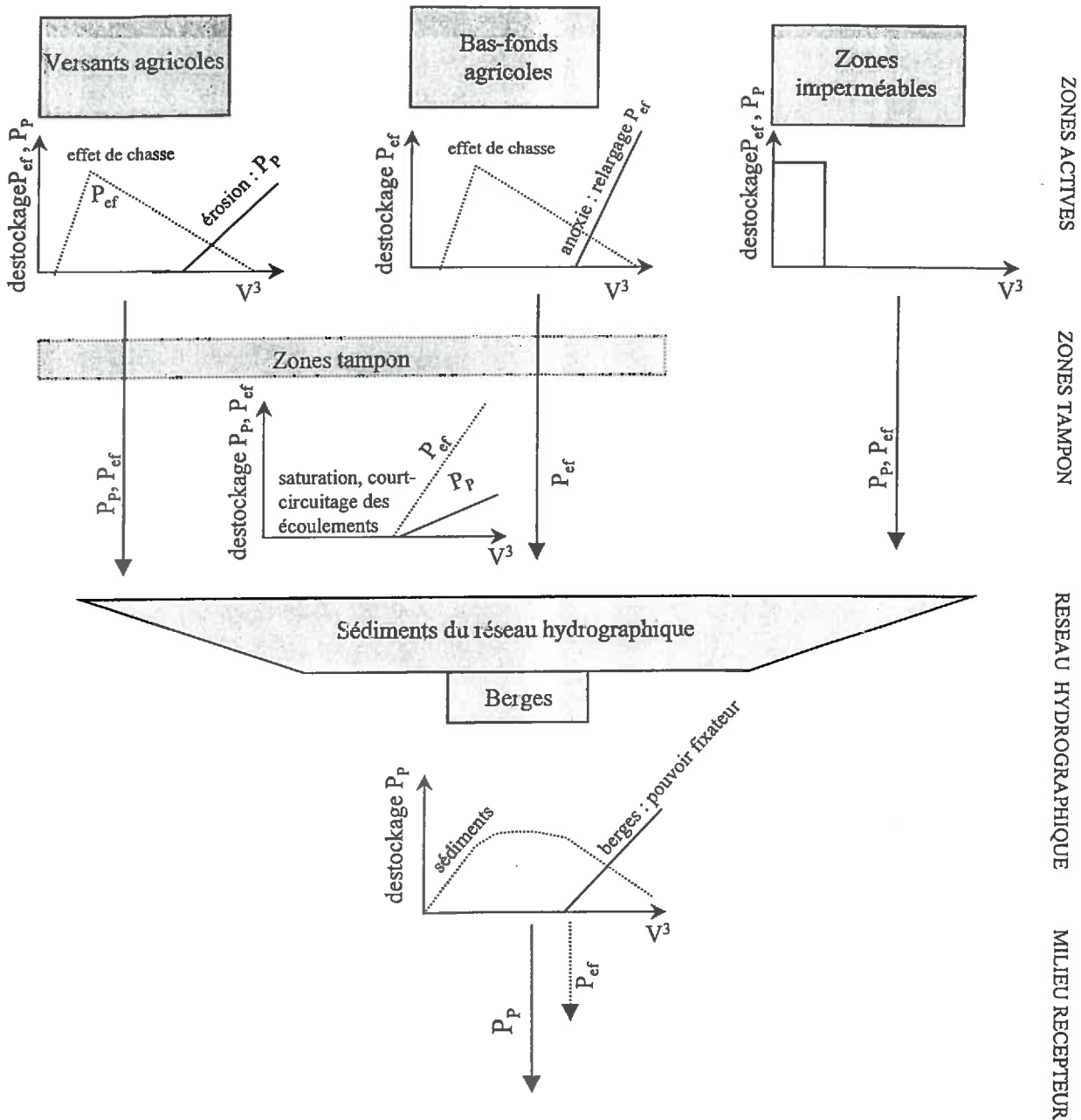
### **3.4. COMPARTIMENTATION FONCTIONNELLE DU BASSIN**

Le bassin versant a été conçu comme un système, c'est-à-dire comme un assemblage non aléatoire de composantes reliées entre elles par une histoire commune (Nash et Sutcliffe 1970). **Dans la bibliographie, le transfert du phosphore est assimilé à celui des particules**; de ce fait, la compartimentation classique des bassins consiste à ne considérer que des classes de pentes et d'occupation du sol censées régler pour l'essentiel l'intensité du phénomène d'émission. Une telle compartimentation permet en outre de zoner le bassin par les Systèmes d'Information Géographique (Stauffer 1994, Bouchardy 1992). Une telle approche est compatible avec la plupart des modèles de simulation de la pollution diffuse.

Une compartimentation fonctionnelle du bassin versant consiste au contraire à **distinguer comme composantes les zones qui ne sont pas équivalentes en termes de modalités de transfert du phosphore**. De ce point de vue, la typologie du fonctionnement du bassin expérimental révèle que la forme des versants, l'agencement spatial des sous-unités hydrologiques et la prise en compte des stocks du réseau hydrographique étaient autant de nouveaux paramètres à intégrer dans un modèle de zonage des transferts de phosphore. Le modèle doit également tenir compte des acquis concernant l'agencement des parcelles (Dorioz *et al.* 1996 b) et l'influence des structures interparcellaires (Parmeland 1995). Les unités impliquées dans le transfert de phosphore sont les suivantes (figure VI.4):

- les **zones imperméables** où le phosphore total est mobilisé par une loi de tout ou rien.
- les **zones cultivées sur versants** qui constituent le domaine d'application des modèles de simulation des pertes de phosphore particulaire ( $P_p$ ) par érosion. L'émission sous forme particulaire est proportionnelle à l'intensité du ruissellement; des émissions de phosphore sous forme soluble dominante ( $P_{ef}$ ) peuvent précéder les émissions de  $P_p$ . Sur le Mercube, on peut attribuer aux zones de versants un fonctionnement moyen dans la mesure où les pentes et les pratiques culturales restent relativement homogènes.
- les **zones cultivées dans les bas de versants concaves** à partir desquelles s'organisent les flux de  $P_{ef}$  qui sont liés à l'émergence d'apports hypodermiques et dont l'émission de  $P_{ef}$  diminue au fil des événements par épuisement du stock facilement extractible. Les mesures sur le bassin agricole du Mercube viennent à l'appui de ce fonctionnement qui est rappelé par ailleurs dans la bibliographie (Sharpley 1980, Ng *et al.* 1993).
- les **zones plates inondables** où le phosphore peut être mobilisé sous forme de  $P_{ef}$  lors des périodes d'anoxie (Cooke et Williams 1973).
- les **zones « neutres »** participant de manière négligeable à l'émission de phosphore et dont l'émission aboutit à une dilution des autres flux.
- les **zones tampon** jouant un rôle d'atténuation privilégiée pour les charges en  $P_p$  des écoulements; l'intensité de cette atténuation est très difficile à évaluer étant donné l'extrême variabilité des conditions de circulation de l'eau dans de telles zones (Parmeland 1995, Dorioz 1996 b).
- les **berges du réseau hydrographique** dont l'érosion peut fournir des particules pauvres en phosphore et à fort pouvoir fixateur.
- le **réseau hydrographique** (réseau de fossés et tronçons pérennes) dont le rôle vis-à-vis du  $P_p$  consiste en une émission nette pendant les crues à caractère faiblement érosif et en une rétention nette lors de l'apparition de signes visibles d'érosion sur les zones actives. Vis-à-vis du phosphore soluble, le réseau hydrographique joue un rôle de puits pour toutes les crues.

Figure VI.4 : Compartimentation fonctionnelle d'un bassin et fonctionnement des sous-unités



Lors des crues, les écoulements d'eau peuvent agir avec les différents stocks de phosphore typiques de ces grandes unités. Les phénomènes élémentaires du transfert que sont l'acquisition, l'atténuation et le transport, s'observent donc à toutes les échelles et sur chacune des composantes précédemment décrites. Cependant, l'un ou l'autre de ces phénomènes est dominant selon le compartiment, ce qui n'exclut pas une évolution avec le temps.

Le fonctionnement interne d'un bassin versant pendant une crue peut être représenté schématiquement comme un transfert en cascade à travers ses différentes composantes. Le modèle de fonctionnement proposé souligne que, contrairement aux modèles courants, les lieux d'émission du  $P_p$  et du  $P_{ef}$  ne coïncident pas toujours, les composantes du bassin ne sont pas toutes impliquées en même temps et les transferts ne s'effectuent pas toujours selon le même mode. Sur la base des résultats acquis, quatre scénari principaux de fonctionnement

du bassin se distinguent en fonction des quantités d'eau mises en jeu. Leur application à d'autres contextes est discutée:

- **Ruissellement uniquement sur les zones imperméabilisées** entraînant une remobilisation d'une fraction du stock de  $P_p$  du réseau hydrographique. Sur le bassin du Mercube, il s'agit essentiellement de ruissellement urbain. On n'exclut pas que les chantiers de récolte situés à proximité du réseau hydrographique puissent dans certains cas également contribuer aux flux à l'exutoire.
- **Écoulements de subsurface émergeant des bas de versants.** Ces écoulements sont favorisés dans les bassins versants dont le substratum est imperméable à faible profondeur. Les écoulements de subsurface associés à des parcelles cultivées ou à des prairies grasses (Haygarth 1997) ont une concentration importante en  $P_{ef}$  ( $> 100 \mu\text{g/l}$ ), constituant la fraction prépondérante du phosphore total. Le drainage par tuyaux enterrés entraîne le même fonctionnement. A l'exutoire, la forme particulaire dominante résulte de recombinaisons se déroulant lors du transfert dans le réseau hydrographique mais ne reflète pas la qualité des écoulements mesurés en aval des zones actives.
- **Écoulements généralisés sans érosion marquée** sur l'ensemble du bassin et inondation des zones plates lorsque la capacité au champ est atteinte, par exemple lors de la fonte de la neige. Le réseau hydrographique reçoit surtout du  $P_{ef}$  mais la remobilisation des sédiments et l'érosion éventuelle de ses berges favorisent cependant à l'exutoire les exportations sous forme particulaire.
- **Événements associés à des taux d'érosion tel que le transfert de phosphore particulaire vers le réseau hydrographique est direct**, « court-circuitant » les bas de versant et les structures interparcellaires. Dans le réseau hydrographique, le stock de  $P_p$  se renouvelle et se reconstitue à la faveur de ces événements qui favorisent d'autant moins les émissions solubles que des particules à fort pouvoir fixateur sont également susceptibles d'être émises. De tels événements sont qualifiés « d'exceptionnels » sur le bassin du Mercube en raison de leur faible temps de retour. Cette faible fréquence est favorisée dans notre cas par le contexte agro-climatique de la présente étude, caractérisé par une taille réduite des parcelles, des conditions météorologiques contrastées et souvent modérées, une bonne résistance des sols à une dégradation structurale rapide. Les régions à fortes pentes ou dont les sols présentent une texture particulièrement sensible à la dégradation structurale (sols limoneux de Picardie), ou exposés à de fortes intensités pluvieuses, devraient présenter plus fréquemment ce dernier type de scénario (Angélaume 1996).

**L'organisation spatiale des composantes du bassin versant** et leur distance à l'exutoire (reliées aux possibilités d'interaction entre les phases particulaires et solubles), peuvent influencer la chronologie des émissions, les formes phosphorées dominantes et les quantités totales émises. Par exemple, de la position relative des zones imperméabilisées dépendent la longueur du réseau hydrographique fréquemment actif et le stock de sédiments soumis aux resuspensions fréquentes. Les zones neutres ne peuvent jouer un rôle tampon que situées en aval des versants, mais pas forcément près de l'exutoire où les débits sont tels qu'ils pourraient anéantir leurs effets de rétention. Situées au contraire à l'interface entre les zones actives et le réseau hydrographique d'ordre 1, les zones tampon présentent le maximum d'efficacité (Brinson 1988).

## 4. CONSEQUENCES DE CE TRAVAIL EN TERMES DE METHODES D'ETUDE ET DE LUTTE CONTRE LA POLLUTION DIFFUSE PHOSPHOREE

### 4.1. ENSEIGNEMENTS METHODOLOGIQUES

Pendant trois ans, la récolte et le traitement d'informations de nature différente a permis de tester et de comparer des méthodes portant à la fois sur l'échantillonnage des flux, leur mesure, et sur l'estimation de la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire. Sur la base de ces comparaisons, les possibilités d'économie d'informations et les limites associées aux méthodes d'étude utilisées sont à présent discutées.

#### 4.1.1. Economies d'informations

##### 4.1.1.1. Les prélèvements en continu aux exutoires de bassins sont-ils toujours nécessaires?

A l'exutoire d'un bassin versant, le calcul des charges émises pour chaque crue est tributaire d'un certain nombre d'erreurs. Celles-ci sont liées à la capacité des prélèvements à représenter sans biais 1) l'ensemble des textures des particules transférées, 2) leur distribution hétérogène dans une section mouillée et 3) la variabilité temporelle des flux (Dupraz *et al.* 1984, Dorioz *et al.* 1991b). Une fois l'appareillage choisi et le point d'échantillonnage dans la section établi, la précision de la mesure ne réside plus que dans la stratégie d'échantillonnage adoptée. L'erreur acceptable pour le calcul des charges totales à une échelle de temps donnée (crue, année) est celle qui doit être nettement inférieure à leur variabilité.

Les données horaires de débits et de concentrations récoltées à l'exutoire du bassin permettent de calculer un flux de référence, et fournissent une information qu'il est possible de « dégrader ». La dégradation de l'information consiste à calculer les flux qui auraient été obtenus a) à partir d'échantillons représentatifs d'une durée plus longue (volumes de prélèvements non proportionnels aux débits) ou b) en simulant des prélèvements de moins en moins fréquents.

a) La valeur des **bilans de masse calculée sur la base de prélèvements intégrés pendant huit heures** (mode d'échantillonnage au commencement de l'étude) sous-estime les charges particulaires et phosphorées d'au plus 15% (annexe IV.2), ce qui est considéré faible par rapport à la variabilité interannuelle et négligeable à l'échelle de la crue (écarts-types relatifs de 30 % et 134 % respectivement). Pour les substances dissoutes, l'erreur produite en intégrant les eaux pendant huit heures est encore plus faible (surestimation de 3%, annexe IV.2). Cette différence entre formes solubles et particulaires est à mettre sur le compte de la forte augmentation des flux de matières en suspension et de phosphore total pendant la courte phase de la montée de crue, alors que les flux des substances solubles restent nettement moins variables au cours de la crue.

b) En n'effectuant plus qu'**un seul prélèvement ponctuel** pendant le phase de récession de chaque crue (phase de fonctionnement hydrologique homogène), on reproduit des conditions fréquemment rencontrées pendant les suivis de terrain. Le prélèvement ponctuel est simulé en choisissant au hasard, dans la chronique des concentrations et des débits instantanés comprise entre le pic de crue et les 12 h qui lui succèdent, un couple (Ci, Qi). L'information ainsi

recueillie (tableau VI.2) ne permet pas de connaître la concentration moyenne des écoulements en phosphore total (et en matières en suspension) pour la crue entière ni d'effectuer un classement relatif des crues sur la base de leurs concentrations moyennes en éléments. En revanche, dans le cas des nitrates (et des chlorures), **un seul prélèvement effectué en décrue reflète assez bien la concentration moyenne de la crue**. En aucun cas, la concentration instantanée seule ne permet de présager des exportations des crues, même relatives.

**Tableau VI.2:** Corrélations ( $r^2$ ) entre les valeurs obtenues par échantillonnage ponctuel pendant la phase de décrue et prélèvements en continu

	Concentrations moyennes (mg/l) (prélèvements en continu)			Charges émises (kg) (prélèvements en continu)		
	[P <sub>ef</sub> ]	[P <sub>p</sub> ]	[NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ]	P <sub>ef</sub> émis	P <sub>p</sub> émis	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> émis
Ci (mg/l)	0,38	0	0,95	aucune relation		
CiQi (mg/l/s)	relation sans intérêt			0,92	0,88	0,78
Qi (l/s)	aucune relation			0,87	0,81	0,82

Contrairement à la concentration instantanée, la valeur du flux instantané ( $C_i * Q_i$ ), voire du débit seul, permet un classement relatif des crues par rapport à leurs exportations, ce qui est normal vu la dépendance des variations du flux par rapport aux volumes, ces derniers étant cent fois plus variables que les concentrations. Ce constat souligne une fois de plus la prépondérance de l'hydrologie sur les émissions de substances d'origine diffuse.

Bien que le calcul des flux conseillé par Meybeck (1994) repose sur des prélèvements dont la fréquence est proportionnelle au débit, **une simplification du mode d'échantillonnage est toujours possible à condition que soient bien définis les marges d'erreurs acceptables et l'objet du calcul des flux**. Ainsi, selon que l'on cherche à comparer des crues, des flux annuels ou des bassins versants sur la base de leurs émissions, la mesure du flux admet une erreur et une méthodologie variables.

#### *4.1.1.2. Peut-on se passer des biotests pour estimer la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire?*

Dans le cadre d'une étude reliée à l'eutrophisation d'un plan d'eau, **la question de la biodisponibilité potentielle des émissions d'un bassin versant ne peut être écartée**. La biodisponibilité potentielle est loin d'estimer l'impact réel produit par des émissions mais en constitue néanmoins un facteur important. Les méthodes les plus directes d'estimation de la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire sont basés sur la mesure de la croissance d'une monoculture d'algues carencées en phosphore et ne tirant leur substrat phosphoré que du sédiment testé. La mesure de la croissance se fait habituellement par comptage au microscope. **Les biotests ne peuvent être utilisés en routine** à cause de la longueur de leur mise en oeuvre (préparation d'une souche d'algues, dosages, comptages quotidiens pendant une semaine) et de l'importante sensibilité du résultat final aux conditions d'inoculations initiales, forcément variables d'un biotest à l'autre (Dorioz et Pelletier 1997, Boström *et al.* 1988).

Il s'est avéré possible de remplacer le comptage des cellules par la mesure de la fluorescence, directement liée à la densité algale; les difficultés liées à l'entretien d'une culture d'algues ont enfin été levées grâce au calibrage par les biotests d'une analyse chimique utilisable en routine. Une très bonne corrélation existe en effet entre la croissance algale et le contenu en  $P_{\text{Olsen}}$  des particules (extraction au  $\text{NaHCO}_3$ , Olsen *et al.* 1954), et dans une moindre mesure avec leur teneur en phosphore total. **L'extraction de phosphore par la méthode Olsen permet donc d'obtenir le classement relatif des particules le plus proche de celui fourni à l'issue des biotests.** L'utilisation de la méthode Olsen pour la détermination de la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire constitue une véritable simplification méthodologique et permet en outre d'établir un lien entre les domaines agronomiques et limnologiques. Il est ainsi possible de traiter identiquement des sols, des matières en suspension ou des sédiments.

La détermination du phosphore labile fait l'objet de plusieurs méthodes dont les plus employées sont les méthodes Olsen (Olsen *et al.* 1954), Bray (Bray et Kurtz 1945) ou Mellich (Sabbe et Breland 1974). Il a été trouvé, sur d'autres bassins versants, une bonne corrélation entre le phosphore extrait par ces méthodes convergentes et la biodisponibilité du phosphore particulaire, telle que déterminée par des biotests (Wolf *et al.* 1985, Sims 1993), mais avec des coefficients de proportionnalité différents. **On peut donc proposer que la calibration chimique des biotests possède une zone de validité correspondant à une « classe de support sédimentaire homogène », c'est-à-dire aux grandes formations géologiques et minéralogiques (granitiques, calcaires, etc...).**

#### 4.1.2. Importance et limites de l'approche bassin versant

##### 4.1.2.1. Limites du calcul des flux et proposition d'amélioration de la méthode de calcul

Le suivi d'un bassin à son exutoire et le calcul de ses flux (prélèvements réguliers pendant les crues, et en étiage en cas de pollutions ponctuelles) se justifient si l'objet de l'étude porte sur les relations hydrochimiques, les bilans établis à l'échelle de la crue ou à l'échelle annuelle.

**L'information fournie par les relations hydrochimiques n'a pas permis de distinguer significativement les crues** associées aux états de bassin 2, 2', 3 et 4 et la variabilité des différents signaux est restée difficile à interpréter. Pratiquement, leur utilisation s'est limitée à la décomposition du flux total en flux endogène et exogène lors des petites crues et à repérer les crues de reprise hydrologique. Sachant que le nombre d'échantillons à analyser pour l'obtention de signaux est de l'ordre d'une vingtaine par crue, **le bénéfice d'une telle opération peut être remis en cause** à cette échelle de bassin. Les signaux hydrochimiques peuvent cependant préciser l'origine et le type de zone active dans la cas où le bassin se résume à un petit nombre d'unités associé à un réseau hydrographique simplifié (Curmi *et al.* 1996). **Le calcul des flux de substances émises pendant chaque crue s'est montré bien plus discriminant** (une seule analyse effectuée à partir d'un mélange des flacons proportionnellement aux débits).

Concernant **l'établissement des bilans de masse** à l'échelle annuelle, les cycles biogéochimiques mesurés à l'exutoire suggèrent de **modifier la période d'établissement des bilans**. Celle-ci pourrait se faire d'une reprise hydrologique à l'autre, période marquée par une hausse sensible et fugace des concentrations en orthophosphates dans les écoulements. Ainsi,

contrairement à l'année civile, le début de la période serait marqué par un **stock maximum d'orthophosphates** dans les sols. On pourrait également positionner les bilans par rapport au **stock de phosphore particulaire** dans le réseau hydrographique, reconstitué à la faveur des crues associées à des signes visibles d'érosion sur les zones actives. Mais le caractère plus aléatoire de telles crues remet en cause des comparaisons annuelles.

La **durée minimum de suivi d'un bassin** doit en outre comporter les événements extrêmes, afin de ne pas minimiser systématiquement les pertes. En toute rigueur, on pourrait estimer qu'un suivi de bassin peut être arrêté dès que la moyenne pluriannuelle de ses émissions se stabilise. **Une telle stabilisation peut ne jamais se produire** en raison de l'apparition possible d'événements toujours plus extrêmes (conjonction de pluies exceptionnelles sur un bassin exceptionnellement sensible), d'une évolution continue du climat, d'une modification des pratiques agricoles ou d'une gestion différente du territoire au niveau de ses aménagements.

Le suivi des flux à l'exutoire des bassins reste une méthode coûteuse en temps, en matériel, et en analyses, malgré les possibilités de moduler la fréquence des prélèvements. **Les résultats fournissent des informations précises mais peu extrapolables dans l'espace et le temps.** On peut cependant augmenter la capacité d'interprétation du calcul d'un flux à un exutoire par un suivi moins contraignant de la variabilité spatiale des phénomènes hydrochimiques reposant, soit sur des **prélèvements ponctuels** dispersés sur le bassin (mesure de la concentration), soit par une méthode d'observation et d'évaluation des risques basée sur la description d'**indicateurs de terrain** pertinents.

#### 4.1.2.2. *Utilisation et limites de la mesure des concentrations instantanées*

La mesure de la concentration instantanée en phosphore total (méthode dite des « mesures ponctuelles » par opposition aux mesures continues) semble suffisante et plus appropriée qu'un suivi en continu pour **comparer des bassins versants différents** et les risques associés à leurs émissions. Elle permet ainsi de rendre compte des compositions moyennes des exportations en provenance des différents types de zones actives. Par exemple, dans une étude réalisée simultanément sur huit bassins versants ruraux de surface comprise entre 30 et 210 km<sup>2</sup>, Weller *et al.* (1996) ont montré que les concentrations instantanées étaient inversement proportionnelles aux surfaces occupées par les zones humides sur chaque bassin. En outre, dans notre étude, les eaux prélevées ponctuellement aux exutoires des différentes zones actives possèdent également des concentrations différentes en phosphore total selon leur mode d'occupation.



#### 4.1.2.3. Analyse de risques basée sur des indicateurs

**Les indicateurs classiques des risques d'émission du phosphore sont calqués sur ceux de l'érosion**, et ne diffèrent que pour s'adapter aux outils d'étude, qu'ils soient purement visuels (description de la structure superficielle du sol, Boiffin 1984) ou qu'ils utilisent les systèmes d'information géographique (Bouchardy 1992, Stauffacher 1994). Le « P indexing system » proposé par Lemunyon et Gilbert (1993) pour identifier la vulnérabilité des sols aux pertes de phosphore total ne considère que les risques liés à l'interaction entre le ruissellement superficiel et les stocks de phosphore également placés à la surface du sol. **Une telle vision est trop restrictive et néglige les pertes solubles parfois prépondérantes** même dans des régions vallonnées (Staver et Magette 1988). De même qu'il a été montré que l'Equation Universelle de Pertes des Sols (Wischmeier et Smith 1978) ne comporte pas tous les paramètres adaptés à la prédiction de l'érosion dans les régions tempérées d'Europe Occidentale (Le Bissonais et Papy 1997), de même il faut admettre que **les indicateurs agro-environnementaux proposés pour identifier les risques de pollution diffuse phosphorée ne sont pas adaptés aux régions où l'érosion n'est pas le mode principal d'émission du phosphore**.

Notre étude suggère de prendre également en compte la **circulation subsuperficielle de l'eau** et la **forme des versants** pour les risques associés aux émissions de phosphore soluble, la **longueur et le faciès du réseau hydrographique** pour les risques associés aux émissions de phosphore particulaire. Négliger les pertes de phosphore sous forme soluble revient à commettre une **erreur d'estimation des émissions de phosphore**. Cette erreur est d'autant plus appelée à augmenter que la teneur en P des sols agricoles croît de manière généralisée et que les pertes de phosphore sous forme soluble leur sont proportionnelles.

#### 4.1.3. Limite de la spéciation du phosphore employée en routine

L'importance des émissions de phosphore sous forme soluble implique désormais de mieux définir ce qui est considéré par défaut comme du phosphore inorganique dissous par différence entre phosphore soluble ( $P_{ef}$ ) et orthophosphates ( $P_{ortho}$ ). Le choix d'une telle spéciation résulte d'un compromis entre le nombre important d'échantillons à caractériser et le temps limité réservé aux analyses. La spéciation  $P_p$ ,  $P_{ef}$ ,  $P_{ortho}$  est en outre largement usitée dans la plupart des études de bassins versants. Enfin, **une telle spéciation est cohérente vis-à-vis des modalités de transfert macroscopique et de l'impact potentiel sur le milieu récepteur, puisqu'elle sépare la charge interne de biodisponibilité variable ( $P_p$ ) de celle mise en contact direct avec les algues et dont la biodisponibilité est totale**. Par contre, l'existence probable de phosphore colloïdal dont la taille serait inférieure à  $0,7 \mu m$  ne permet pas de conclure à une homogénéité des propriétés chimiques de la phase dite soluble.

Si l'analyse en routine de la fraction colloïdale est impensable pour les échantillons de chaque crue étudiée, il serait par contre envisageable de regrouper les échantillons correspondant aux crues d'un même état de bassin.

## 4.2. LES MOYENS DE LUTTE CONTRE LA POLLUTION DIFFUSE PHOSPHOREE

### 4.2.1. Actions sur les stocks de phosphore: échelle parcelle et réseau hydrographique

Le stock de phosphore dans les sols sont extrêmement élevés comparativement aux flux et les émissions particulières en sont quasiment indépendantes. En revanche, les teneurs en phosphore soluble mesurées dans les eaux de ruissellement sont directement proportionnelles à la quantité de phosphore soluble contenue dans la solution du sol, elle même reliée à la taille du compartiment labile (Sharpley et Smith 1989). La quantité de phosphore labile d'un sol dépend de la fumure de fond et des apports annuels de fertilisants (Römken et Nelson 1974). De même, la teneur en phosphore soluble des écoulements hypodermiques croît-elle proportionnellement à la teneur en phosphore labile, mais à partir d'un « stock excédentaire » ou d'une teneur seuil (Heckrath *et al.* 1995) dont l'estimation de la valeur est loin d'être résolue (Giroux *et al.* 1996). **Cette teneur constitue un enjeu environnemental décisif.** Les quelques données disponibles indiquent que l'optimum agronomique (< 20 ppm  $P_{Olsen}$ , Morel *et al.* 1992) se trouve en deçà du seuil de déclenchement des pertes massives (60 ppm de  $P_{Olsen}$  selon Heckrath *et al.* 1995 ou 10% du taux de saturation en P du sol selon Giroux *et al.* 1996).

A long terme, **la seule manière de maîtriser les flux de phosphore soluble émis superficiellement ou, potentiellement par infiltration, implique inévitablement une réduction des stocks « excédentaires » du sol**, via une diminution des intrants. C'est notamment dans les zones de bas de versants, dont la durée d'activité est la plus longue, que les stocks de phosphore solubles sont le plus sollicités par les écoulements et que les réductions de fertilisations devraient porter préférentiellement. Dans le cas des sols initialement riches en phosphore labile, les effets d'une diminution des intrants ne se font parfois sentir que plusieurs années après interruption de tout apport (Staver et Magette 1988, Ulen 1996).

Le réseau hydrographique renferme un stock de phosphore particulaire dit « de proximité », par rapport à l'exutoire. Contrairement aux sols, ce stock est limité, et non consolidé. Il participe systématiquement aux exportations vers l'exutoire et ne se reconstitue qu'à la faveur des crues associées à des signes d'érosion sur les parcelles agricoles. **L'entretien du réseau hydrographique (curage des fossés) pourrait donc apparaître comme un moyen de juguler les stocks intermédiaires. Il ne s'impose toutefois pas comme une mesure applicable en tout lieu et à toute période.** Dans certaines circonstances, les sédiments sont en effet susceptible de bloquer une partie du phosphore soluble émis par les zones actives, soit par fixation, soit par insertion dans l'eau interstitielle; ce rôle est exacerbé en cas de pollution ponctuelle (Dorioz *et al.* 1989). De plus, la rugosité provoquée par les sédiments provoque la sédimentation des matières en suspension. Dans des expériences d'atténuation et pendant une crue artificielle, il a cependant été constaté que les interactions entre phases solubles et particulières restent très limitées pendant le transfert.

La gestion du réseau hydrographique résulte donc d'un compromis entre les propriétés de puits que les sédiments entraînent vis-à-vis du phosphore particulaire et soluble, et les risques d'émissions par remobilisation. Une **période adéquate pour vider le réseau hydrographique de ses sédiments** serait entre les crues de reprise hydrologique (rétention potentielle optimale du phosphore soluble vu ses concentrations maximales) et les crues hivernales où les forts débits provoquent des remises en suspension massives. La réutilisation ultérieure des sédiments en agriculture nécessite auparavant de s'assurer de leur qualité.

#### **4.2.2. Actions sur l'interaction entre écoulement et stock: échelle parcelle**

Généralement, en raison de la dominante particulaire du phosphore à l'exutoire des bassins versants, **la lutte contre la pollution diffuse phosphorée est assimilée à la maîtrise de l'érosion dans quelques cultures considérées sensibles**. Cette lutte consiste, au niveau des parcelles, à améliorer la stabilité structurale du sol et à prévenir sa déstructuration par un travail minimum du sol (Staver et Magette 1988), par le maintien d'un couvert maximum notamment à travers le mulching (Koro *et al.* 1995), le chaulage (Vilain 1989), par l'apport d'amendements organiques et par le drainage. Cette logique est trop restrictive: d'abord sur le choix de la cible, ensuite sur les méthodes employées.

En effet, la limitation de la lutte à quelques cultures sensibles découle de l'évaluation de leur flux spécifique moyen. Or celle-ci ne prend en compte ni les différentes pratiques culturales qui leur sont associées, ni la variabilité des phénomènes hydrologiques qui sont déterminants pour les transferts. Par exemple, une étude réalisée sur des parcelles du Chablais a montré que les pratiques agricoles sont responsables des différentes modalités d'écoulements (Vansteelant *et al.* 1997). De plus, **ces méthodes de lutte non seulement négligent la part des transferts de phosphore sous forme soluble mais les amplifient même**.

Ainsi, les **résidus de culture**, les **amendements organiques** et la **simplification du travail** du sol entraînent-ils un accroissement de la teneur en P à la surface du sol favorisant, par le biais de la minéralisation, les pertes solubles. L'action du **drainage** est également à double tranchant puisque, si elle permet d'éviter les conditions anoxiques et le relargage d'orthophosphates, elle procure à l'eau interstitielle et à sa charge orthophosphorique et colloïdale une voie privilégiée de transfert vers le réseau hydrographique. Les pertes en phosphore total mesurées sur des drains peuvent ainsi atteindre  $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  (Cooke et Williams 1973), ce qui équivaut déjà à un niveau moyen de pertes par ruissellement (Loehr 1974).

C'est pourquoi les quelques évaluations disponibles de l'application de ce type de mesures de lutte (travail minimum du sol, mulching) donnent, dans les régions à topographie douce, des **résultats décevants en raison d'un accroissement des transferts de phosphore soluble** (Staver et Magette 1988). A terme, du fait de la tendance à l'accroissement des stocks dans les sols, on peut s'attendre à ce que cette réduction d'efficacité soit de plus en plus évidente (Cassell *et al.*, 1997).

### 4.2.3. Actions sur les flux en voie de transfert: échelle du parcellaire et du bassin versant

La mise en place de dispositifs filtrants en aval des parcelles est susceptible de donner expérimentalement de bons résultats à court terme sur la rétention du phosphore particulaire, voire des pesticides (Young *et al.* 1980), à condition de respecter des largeurs minimum qui sont notamment fonction de la pente des zones actives (Parmeland 1995). En pratique, **les bandes filtrantes sont soumises à de telles contraintes de gestion de parcelles que leur efficacité réelle est amoindrie** (lieu de passage des engins agricoles et tassage du sol, raies transversales de labour). A long terme se pose le problème de l'entretien de telles structures (Dillaha *et al.* 1986) et de leur manque d'efficacité pour la rétention du phosphore soluble. Des observations de ces structures, souvent naturelles, ont montré qu'une atténuation des flux ne se manifeste que lorsque les écoulements sont interceptés par un bosquet ou une prairie (Trévisan *et al.* 1994), ce qui implique que **l'atténuation est bien fonction de la diversité du paysage** (Courteau 1994).

A l'échelle du parcellaire, il existe une marge de manoeuvre peu explorée qui est celle de **l'arrangement spatial des parcelles**. Un potentiel pour ce type d'action existe particulièrement pour des occupations de sol diversifiées comprenant des herbages, comme cela est le cas dans les bassins de lacs subalpins. Mais la faisabilité socio-économique de ce type d'action reste inconnue.

A l'échelle du bassin versant, le principe à mettre en oeuvre est celui d'une utilisation optimale, voire d'une restauration des **zones de rétention existantes**: marais, ripisylves (Lee *et al.* 1975), plaines d'inondation (Conrad *et al.* 1996), prairies humides (Mérot 1997). Les premiers résultats obtenus à l'échelle du paysage suggèrent que le rôle global de la surface des zones humides est significatif (Braun *et al.* 1996). Cependant les données existantes sont encore trop fragmentaires et parfois contradictoires, en ce qui concerne le phosphore, pour fournir un schéma d'action généralisable.

## 4.3. LES OBSTACLES A LA DIMINUTION DES EXPORTATIONS

La **gestion des stocks** de phosphore dans les sols se pose de manière accrue du fait de leur utilisation de ces derniers pour recycler les boues d'épuration d'origine domestique. De tels apports n'étant en pratique pas plus comptabilisés dans les plans de fumure que ceux de lisier, les taux de saturation en P des sols augmentent à des niveaux jugés excessifs aussi bien sur le plan environnemental qu'agronomique (Giroux *et al.* 1996). Sur de telles parcelles, il est possible que le front de saturation progresse en profondeur au fur et à mesure de la saturation du sol comme cela se mesure dans le cas particulier des sols hollandais (Van Riemsdijk *et al.* 1987). La concentration des boues sur les surfaces épandables est doublement appelée à augmenter: d'une part les charges croissent d'année en année du fait d'un meilleur rendement d'épuration, d'autre part les surfaces potentiellement réceptrices se réduisent à cause de la péri-urbanisation (= extension d'un domaine résidentiel autour d'un pôle urbain)

La tendance à **l'intensification de l'agriculture** n'est pas forcément corrélée avec des risques de transfert accrus de phosphore (Vansteelant *et al.* 1997): la suppression des haies, l'augmentation de la longueur de parcelles, la fertilisation minérale contrebalancent les bénéfices d'un travail du sol plus respectueux du maintien de sa structure.

En revanche, l'augmentation des stocks de phosphore et le dépassement en concentration de l'optimum agronomique dans la plupart des sols agricoles des régions industrialisées (Sims 1993) sont la première cause du délai souvent long entre l'introduction de pratiques moins polluantes et l'amélioration significative de la qualité de l'eau en rivière (Cassell et Clausen 1993). A cette **inertie** « physique » des stocks de phosphore s'ajoute celle des différents acteurs impliqués dans la gestion du cycle du phosphore. Par exemple, Meek *et al.* (1992) rapportent qu'il a fallu entre 7 et 10 ans aux agriculteurs américains impliqués dans le « National Rural Clean Water Program Symposium » (USEPA 1992) pour appliquer des conduites de bonnes pratiques agricoles. A l'issue de ce programme, les résultats sur l'amélioration de la qualité de l'eau sont restés très mitigés (Meals 1992).

Les risques de transfert suivent une évolution croissante du fait du **mitage** (= dispersion de construction ou de lotissements réalisée en milieu rural); en effet, routes et chemins sont bordés de fossés qui contribuent à accentuer les transferts de polluants par court-circuitage de leurs écoulements. Le mitage peut également engendrer des cas de ruissellements externes sur les parcelles agricoles. Au total, la péri-urbanisation modifie donc la fonction des sols, le transfert des substances d'origine diffuse, et substitue à une source de pollution diffuse agricole une autre source d'émissions diffuses non moins polluantes.

Le **climat** constitue enfin le dernier facteur dont l'évolution semble négative vis-à-vis des émissions diffuses. Si l'on se réfère aux conditions météorologiques de la période étudiée par rapport à la normale établie sur 30 ans, on constate d'une part que les précipitations sont plus importantes (excèdent d'au moins 100 mm pour chacune des années d'étude) et que la fréquence des pluies exceptionnelles (temps de retour décennaux) augmente. Une telle évolution est donc favorable aux pertes diffuses et modifie la répartition des états de bassin. Une augmentation de 20% des volumes d'eau peut anéantir les efforts faits pour réduire de quelques unités la teneur en P des sols. Une apparition plus fréquente d'événements hydrologiques extrêmes peut de même diminuer l'efficacité des zones tampon.

Ainsi, de nombreuses évolutions, même climatiques, montrent les limites des actions potentielles actuelles pour juguler la pollution d'origine diffuse. Mais les connaissances sur le sujet évoluent également et avec elles les possibilités de maîtrise futures.

# Conclusion générale

## 1. UNE ETUDE SUR LES TRANSFERTS DIFFUS DE PHOSPHORE: POURQUOI ET COMMENT?

Les teneurs en phosphore d'origine diffuse dans les eaux drainant les régions agricoles sont souvent suffisantes pour provoquer ou entretenir un développement excessif d'algues dans les milieux lenticques. Ce phénomène, connu sous le nom d'eutrophisation, se traduit par les mêmes effets qu'une pollution organique. La dépréciation qualitative des eaux de lacs et de réservoirs qui s'en suit entraîne de graves conséquences tant environnementales qu'économiques.

Les **modèles** disponibles de simulation des émissions d'origines diffuses sont constitués d'algorithmes reflétant plus une agrégation de modules indépendants (hydrologie, érosion, phosphore) qu'une réelle synthèse des connaissances sur le transfert du phosphore. Non seulement certains modules ne sont **pas adaptés** aux conditions de ruissellement qui prévalent dans les régions d'Europe de l'Ouest, mais en plus leur agrégation engendre une **vue trop simplifiée** des chaînes causales. En outre, les modèles sont difficilement utilisables pour résoudre les problèmes concrets, car ils ne rendent pas compte de la spéciation du phosphore. Or, la lutte opérationnelle suppose aussi de pouvoir estimer l'impact potentiel des flux de phosphore sur un milieu récepteur. La volonté d'une aide à la décision nécessiterait également de prendre en compte le facteur humain, c'est-à-dire l'aménagement du territoire, les pratiques agricoles et les logiques des acteurs qui les manipulent.

La maîtrise des émissions d'origine diffuse, qui n'a rien de commun avec celle des flux localisables, collectables et traitables caractérisant les émissions ponctuelles, nécessite donc de nouvelles connaissances scientifiques et pluridisciplinaires. Les terrains d'études et de gestion privilégiés de ces problèmes d'environnement sont **les bassins versants**.

**L'objectif principal** de cette étude est d'étudier la diversité des phénomènes impliqués dans le transfert du phosphore à l'échelle du bassin versant. Les résultats acquis, formulés en termes d'acquisition, d'atténuation et de transport du phosphore, sont synthétisés dans un modèle conceptuel. Le but pratique de ce modèle est de connaître le rythme, l'époque et la nature des exportations de phosphore, afin de présenter de façon logique les effets liés aux conditions du milieu étudié, aux activités agricoles et aux modifications du paysage.

**Les hypothèses testées** concernent l'organisation des écoulements sur le bassin versant, les processus d'émission et de transport du phosphore et l'estimation de la biodisponibilité potentielle des émissions de phosphore particulaire au niveau du lac.

La nécessité de prendre en compte la diversité spatiale des processus de transfert du phosphore d'origine diffuse et la volonté d'aider à définir les moyens de maîtrise nous a conduit à formuler trois **choix fondamentaux** portant sur les caractéristiques du bassin versant, sur l'adoption d'une spéciation simplifiée du phosphore et sur la démarche retenue.

Le bassin du Mercube (310 hectares) est de **complexité intermédiaire** entre 1) celle des petits bassins versants qui présentent un mode d'occupation du sol homogène et un réseau hydrographique trop simple voire inexistant, et 2) celle des bassins plus importants de rivières où le poids du territoire s'estompe face aux processus hydrochimiques et où la pollution ponctuelle joue un rôle dominant. Le bassin, situé en région rurale mais à proximité de grands pôles de développement, possède une forte fragmentation de son parcellaire ainsi qu'une variété de son mode d'occupation du sol. Le sous-sol est constitué d'une moraine argileuse

calcaire, imperméable à faible profondeur (80-120 cm), ce qui entraîne un fonctionnement hydrique particulier de la couverture pédologique.

La **spéciation du phosphore** choisie (phosphore particulaire, soluble, orthophosphorique) est aussi bien adaptée à la description des différentes modalités de transfert du phosphore d'origine diffuse qu'à l'estimation des différents impacts potentiels produits sur le milieu récepteur.

Enfin, la **démarche** consiste à mettre en relation des mesures hydrochimiques réalisées à l'exutoire du bassin versant avec son « état » décrit par l'ensemble des facteurs définissant l'organisation des écoulements sur le bassin, essentiellement déduits d'observations. L'étude des transferts à l'échelle du bassin n'exclut pas la mise en oeuvre d'expérimentations dont les principales portent sur le devenir du phosphore soluble et particulaire pendant son transport dans le réseau hydrographique. Cette méthode d'étude est originale, la réalité terrain faisant souvent défaut dans la plupart des études de bassin, cantonnées à leur exutoire.

## **2. MODALITES DE TRANSFERT DES FLUX DE PHOSPHORE**

Vu de l'exutoire, le transfert du phosphore est contrôlé par les volumes d'eau; sa spéciation est constante, dominée à 80% par la forme particulaire. Que les émissions d'origine diffuses augmentent proportionnellement aux volumes des écoulements peut à première vue paraître banal, de même que de constater que l'acquisition du phosphore est dépendante de l'érosion. Ce qui est plus intéressant, c'est de savoir ce que cachent ces résultats dont les légères fluctuations auraient été imputées, en l'absence d'observations de terrain, à des imprécisions de mesures plutôt qu'à l'importance d'**autres processus** parfois évoqués dans la bibliographie mais peu étudiés à cette échelle.

Or, la synthèse des observations et des mesures de terrain (modalités, origines spatiales et teneurs en phosphore des écoulements), résumée sous forme d'une séquence-type des états de bassin, minimise la fréquence des émissions par ruissellements érosifs. Elle met également en évidence l'existence d'une **différenciation spatiale et temporelle des écoulements**. De telles observations, qui valident la première hypothèse formulée (« le bassin versant est un système évolutif, variable à différentes échelles spatiales et temporelles d'un point de vue hydrique ou d'un point de vue de son organisation vis-à-vis des transferts de phosphore ») permettent de nuancer, voire d'infirmier quelques idées reçues sur le transfert du phosphore.

Le résultat le plus en contradiction avec les principes fondamentaux auxquels se réfèrent les modèles est celui montrant que **l'acquisition du phosphore se réalise le plus souvent sous forme soluble** à l'exception des rares crues associées à des signes visibles d'érosion; ces dernières sont provoquées par des conditions météorologiques extrêmes ou par une conjonction de facteurs agro-climatiques défavorables. Les émissions solubles sont liées aux ruissellements sur les zones saturées de bas de versants, aux écoulements hypodermiques, aux drainages artificiels et aux inondations des zones plates. Elles sont favorisées par la présence à faible profondeur d'une couche morainique imperméable. L'émission de phosphore soluble est prioritairement liée au stock de phosphore labile, renouvelable annuellement, alors que les pertes en phosphore particulaire sont tellement négligeables par rapport à leur réservoir d'origine qu'elles peuvent en être jugées indépendantes.



Les mesures à l'exutoire fournissent donc une vision « déformée » de la spéciation obtenue lors de la phase d'acquisition sur les zones actives. En effet, **la spéciation du phosphore se modifie au cours du transport** du fait de la contribution du réservoir particulaire stocké dans les sédiments. On ne peut pas non plus exclure une insolubilisation partielle des orthophosphates sur des particules à fort pouvoir fixateur, bien que de telles réactions soient restées très limitées au cours d'une expérimentation en vraie grandeur, censée reproduire les conditions d'une crue réelle. C'est en se basant sur une typologie des états du bassin qu'il est possible de distinguer à l'exutoire des familles de crues distinctes. L'analyse des signaux hydrochimiques ne fournit pas d'informations complémentaires, ceux-ci étant brouillés par la diversité spatiale des émissions.

L'**impact** potentiel des flux de phosphore d'origine diffuse résulte de la combinaison de plusieurs facteurs tels que la période d'émission (réceptivité du lac), le rapport N/P, les concentrations en phosphore soluble et la biodisponibilité du phosphore particulaire. L'évaluation de la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire est basée sur l'extraction chimique du phosphore labile par la méthode Olsen qui fournit une information comparable aux biotests algals. En outre, la méthode Olsen est rapide à mettre en oeuvre, facilement reproductible et largement utilisée dans le domaine agronomique. Sur le bassin, le contenu en  $P_{\text{Olsen}}$  des particules est relié à leur lieu d'émission, et donc au fonctionnement du bassin versant; il varie ainsi de 5 ppm pour les sols forestiers à plus de 30 ppm pour les sols agricoles, ce qui représente de 1 à 4% du phosphore particulaire.

### 3. LE MODELE DE TRANSFERT ET SA PORTEE GENERALE

Parler du « transfert de phosphore sur un bassin versant » revient à commettre deux raccourcis. D'une part, le phosphore existe sous **formes soluble et particulaire**, qui peuvent être considérées plus ou moins indépendantes selon la nature du **support sédimentaire**. D'autre part, le bassin est un **assemblage de composantes** qui ne sont pas équivalentes en termes de modalités de transfert du phosphore. Le découpage du bassin et la séparation des formes solides et solubles facilite la compréhension et la généralisation du modèle et aide à discuter l'impact potentiel sur le milieu récepteur.

L'**acquisition** du phosphore, quelle qu'en soit la forme, résulte de l'interaction d'un écoulement avec un **stock** de phosphore. Les écoulements ne provoquant pas d'érosion sont chargés du phosphore soluble qu'ils extraient de la solution du sol et dont le stock suit une dynamique annuelle. Les écoulements érosifs ont accès au stock infiniment plus important de phosphore particulaire. Dans notre contexte, seuls les **événements météorologiques exceptionnels** sont susceptibles de délocaliser le phosphore particulaire.

Le **transport** dans le réseau hydrographique peut aboutir, selon l'intensité de la crue, à un relargage ou une **atténuation** des deux formes du phosphore. En l'absence de pollution ponctuelle, le stock de phosphore soluble dans le réseau est considéré négligeable. Le stock de phosphore particulaire du réseau hydrographique se vidange pour toutes les crues; seules les crues associées à de l'érosion sur les zones actives aboutissent à un enrichissement net de phosphore dans le réseau.

L'application du modèle à d'autres bassins nécessite donc au préalable une reconnaissance de terrain afin d'identifier les différents modes d'écoulements, et un suivi assez long pour intégrer dans cette description l'effet des cycles saisonniers, voire les événements météorologiques exceptionnels.

#### 4. **DIFFICULTES LIEES A LA MAITRISE DES PERTES DE PHOSPHORE D'ORIGINE DIFFUSE**

La relative indépendance du transfert et de la régulation entre les formes solubles et particulaires du phosphore, la dissémination des stocks de phosphore sur les bassins versants, la dominance des facteurs hydrologiques sur les flux d'émission, la variabilité des modes de transfert et l'importance des événements exceptionnels sont importants à considérer pour réfléchir sur les méthodes de lutte concernant la pollution diffuse phosphorée. De part ces caractéristiques, il apparaît qu'un résultat ne peut être obtenu par un seul type d'action et que **la logique d'une lutte opérationnelle contre les émissions d'origine diffuse implique une série d'actions combinées à différentes échelles**, de la parcelle (actions sur l'émission) au bassin versant (actions sur l'atténuation).

La maîtrise des flux de phosphore d'origine diffuse est d'autant plus difficile à réaliser que leur transfert se réalise selon des modes évolutifs et antagonistes (le phosphore est particulaire et soluble). On doit aussi tenir compte du fait qu'elle ne se justifie pas d'un point de vue agronomique mais seulement environnemental, et que de **nouveaux obstacles** émergent avec l'évolution des pratiques agricoles, de l'aménagement des bassins versants et du climat. Le niveau des teneurs en phosphore de la plupart des sols d'agriculture intensive est tel qu'en dépit de l'application, improbable, de mesures draconiennes (suppression de la fertilisation), des effets visibles sur la qualité des eaux d'écoulements ne seraient pas mesurables avant plusieurs dizaines d'années. En plus, la pollution diffuse n'est pas seulement agricole. Si l'on ajoute à cette inertie celle du lac (charge interne importante, durée théorique de renouvellement des eaux de 12 ans), il n'y a qu'un petit pas à franchir avant le **constat d'impuissance**. Ceci doit motiver de nouvelles recherches, en prolongement de cette étude.

#### 5. **PERSPECTIVES DE RECHERCHES**

Les perspectives de recherches futures se situent sur quatre plans: **acquisition** de la charge au niveau des zones actives, **atténuation** au niveau de l'interparcellaire et du réseau hydrographique, **spéciation** du phosphore soluble non orthophosphorique et **impact** des émissions sur un milieu récepteur à travers notamment le devenir du phosphore particulaire à l'interface bassin versant-lac.

Les mesures de **concentration importantes en phosphore soluble** à la sortie des zones actives amènent à poser plusieurs hypothèses pour expliquer cette forme particulière d'émission:

- la charge en phosphore soluble est acquise sur le versant lors de l'infiltration de l'eau puis transférée en subsurface selon un transfert latéral à la frontière d'un horizon imperméable ou d'une semelle de labour. Le maintien d'une forte concentration en phosphore soluble jusqu'aux bas de versants suppose, soit un transfert rapide à travers des voies privilégiées dont le drainage est un cas particulier, soit un niveau de saturation en phosphore du sol relativement élevé favorable à la mobilité des ions phosphates (Sims 1993, Giroux *et al* 1996).

- le phosphore soluble transféré comprend des fractions colloïdales fines et organiques dont l'affinité pour la phase solide est très différentes de celles des ions phosphates.
- le transfert d'une partie du phosphore particulaire accumulé en bas de versants peut se poursuivre à la faveur d'un relargage chimique, lors de conditions anoxiques liées à la saturation des bas de versant (Jordan *et al.*, 1993).

Une étude à l'échelle d'une parcelle de versant pourrait permettre de vérifier que les émissions de phosphore particulaire et soluble sont découplées et que leurs lieux d'acquisition ne coïncident pas forcément. Ceci permettrait de mieux cibler la lutte en agissant par exemple au niveau des bas-fonds (suppression de leur fertilisation, voir de leur mise en culture), sur la localisation et la période du drainage.

Il existe, entre la zone d'émission du phosphore et le milieu récepteur sensible à ses flux, toute une gamme de lieux et de circonstances où le phosphore peut être potentiellement piégé. **La rétention du phosphore** particulaire a bénéficié des nombreux travaux effectués pour diminuer l'érosion des sols à travers des pratiques culturales ou la réhabilitation de zones tampon. La maîtrise de l'érosion ne s'accompagne cependant pas de la même efficacité vis-à-vis des exportations de phosphore. Ce constat peut orienter les recherches futures sur trois points concernant 1) le devenir à long terme du phosphore fixé aux sédiments des zones tampon, 2) la capacité des bonnes pratiques agricoles ou des aménagements anti-érosifs à faire face aux événements exceptionnels, associés à de forts volumes d'eau et responsables de la majorité des flux exportés, et 3) les possibilités de retenir au cours du transfert les fractions solubles qui constituent dans notre cas les formes les plus souvent émises. Sur ce dernier point, les expérimentations d'injections d'orthophosphates réalisées en conditions d'étiage ou de crue (ajout de particules à fort pouvoir fixateur) n'ont pas montré de rétention significatives par rapport à des éléments réputés plus conservatifs. Ces résultats paradoxaux mériteraient d'être expliqués et les expérimentations répétées dans différents contextes physiques (température, temps de concentration, potentiel rédox), chimiques (composition de l'eau, pH) et biologiques (présence de macrophytes). Le transfert dans le réseau hydrographique constitue en effet l'ultime étape où une rétention peut avoir lieu.

**Le phosphore colloïdal** constitue un thème, à notre connaissance, jamais abordé dans les études sur les transferts à l'échelle des bassins versants. Souvent négligé en raison des difficultés méthodologiques liées à sa mesure directe (Robert et Rodier 1995), le phosphore colloïdal ne constitue pas pour le moins une substance inerte dénuée d'intérêt. Par exemple, le comportement des colloïdes peut expliquer les transferts hypodermiques importants de phosphore soluble (Grant *et al.* 1995); si le transfert des colloïdes en rivière n'est pas régulé par les équilibres chimiques, ceux-ci peuvent sous certaines conditions favoriser la coagulation des colloïdes dont le transfert et l'impact potentiel ne sont alors plus assimilables à celui d'une substance soluble.

Concernant les émissions de phosphore à l'exutoire des bassins versants, il est impossible de dépasser l'estimation de leur impact potentiel, tant les fondements des connaissances actuelles sont déconnectées de la « réalité terrain ». Les zones d'ombre de la connaissance des processus se déroulant à l'**interface bassin-lac** portent notamment sur les transferts macroscopique des particules en fonction de l'hydrodynamique du lac, mais aussi sur le devenir des différentes formes de phosphore particulaire (échanges microscopiques) et colloïdales lors de l'immersion dans un milieu extrêmement dilué et de composition ionique différente.

Les recherches concernant les transferts diffus de phosphore ne peuvent cependant se borner à approfondir une succession de mécanismes, trop pointus pour tenir compte des changements anthropiques du paysage (agencement du parcellaire, conditions aux limites des zones actives, modifications du réseau hydrographique) et des pratiques culturales. La mise en évidence du **rôle clé du paysage** dans les transferts diffus nécessite une vision synthétique et globale. Les quelques données récentes, mais fragmentaires, concernant l'**écologie du paysage** (« landscape ecology »), permettent d'entrevoir les nouvelles possibilités offertes par une science plus qualitative, mais aussi plus orientée vers l'action, et basée sur des mesures d'**indicateurs** globaux tels que ceux utilisés, par exemple, pour décrire l'état du bassin. Une vision plus globale des phénomènes consiste aussi à traiter des polluants par groupes, selon leurs voies privilégiées de transfert. Les résultats acquis au cours de cette thèse pourraient donc s'appliquer à d'**autres polluants** tels que certains pesticides ou bactéries pathogènes qui constituent une autre menace sur nos ressources en eaux douces.

# Références bibliographiques

- Ad de Roo (1993) Are soils erosion models as good as they look? *E.S.S.C. News Letter* **3**, 5-9
- Adams C.D., Thurman E.M. (1991) Formation and transport of Deethylatrazine in the soil and vadose zone. *J. Environ. Qual.* **20**, 540-547
- Ahuja L. R., Sharpley A. N., Yamamoto M., Menzel R. G. (1981) The depth of rainfall-runoff-soil interaction as determined by <sup>32</sup>P. *Water Resour. Res.*, **17**, 969-974
- Al-Charideh A.R. (1988) Contribution à l'étude hydrologique du bassin du Redon (Hte-Savoie). Relation pluie-débit et quelques aspects isotopiques. Thèse de l'Université Paris VI, 180p.
- Alström K., Bergmann A. (1988) Sediment and nutrient losses by water erosion from arable land in South Sweden, a problem with nonpoint source pollution, *Vatten*, **44**, 193-204
- Angélie A. (1996) Ruissellement, érosion et qualité des eaux en terre de grande culture. Thèse CNRS, 488p.
- Arvieu J. C., Bouvier O. (1974) Les processus chimiques de l'évolution des phosphates en sols calcaires. *Science du sol*, **4**, 207-224
- Arvieu J.C. (1981) Réaction des phosphates minéraux en milieu calcaire; conséquence sur l'état et la solubilité du phosphore. Bulletin de l'A.F.E.S. 179-190
- Aslyng H.C. (1954) The lime and phosphate potentials of soils; the solubility and availability of phosphates. Yearb. Royal Vet. and Agric. Coll. Copenhagen, 1-50
- Aumen N.G. (1989) Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystem. Stream solute workshop. Univ. of Mississippi *J. N. Am. Benthol. Soc.* **9**, 95-119
- Aurousseau P., Squidant H. (1995) Rôle environnemental et identification cartographique des sols hydromorphes de bas fonds. *Ingénieries - EAT*, 75-85
- Auzet A.V. (1987) L'érosion des sols dans les régions de grandes cultures: aspects agronomiques, Ministère de l'Environnement et Ministère de l'agriculture, CERG-URA 95 CNRS 60p.
- Avila A. (1992) Storm solute behaviour in a montagne mediterranean forested catchment. *J. Hydrology*, **140**, 143-161
- Bache B.W., William E.G. (1971) A phosphate sorption index for soils, *J. Soil Sci.* **22**, 289-301
- Baker J. L. (1980) Agricultural areas as nonpoint sources of pollution. In Environmental impact of nonpoint source pollution, Overcash M.R. & Davidson J.M. (Ed.) Ann Arbor Science. 275-310
- Balland P. (1984) Utilisation de relations concentrations débit pour le calcul de flux de matières en rivière. *Physio-géo.* **9**, 5-13
- Barber S. A. (1979) Soils phosphorus after 25 years of cropping with five rates of phosphorus application. *Comm. in Soil Sci. and Plant Anal.* **10**, 1459-1468
- Barfield B. J., Kao D. T., Toller E. W. (1975) Analysis of the sediment filtering action of grassed media, *Research paper N° 90, Univ. Kentucky Water Research Inst.*, Lexington, KY.
- Barroin G. (1991) La pollution par les phosphates. ADEMART. n° I.S.B.N. 2-909256-12-X, 15p.
- Barroin G. (1992) La pollution des eaux stagnantes par les phosphates. Controverses (pseudo) scientifiques et (absence de) décisions politiques. Environnement, science et politique. Tome II. GERMES, Cahier 14
- Barroin G. (1992a) Dégradation et réhabilitation des eaux de surface chargées en phosphates. *Dossier de la cellule environnement (INRA)*, Qualité de l'eau, **4**, 145-159
- Barroin G. (1997) Limnologie appliquée à la réhabilitation des lacs et des plans d'eau.
- Barrow N. J. (1978) The description of phosphate adsorption curves, *J Soil Science.* **29**, 447-462

## Références bibliographiques

- Beasley D.B., Monke E.J., Huggins L.F. (1977) The ANSWER model: A planning tool for watershed research. American Society of Agricultural Engineers, Paper n°77-2532. St Joseph, Mich.
- Belamie R. (1978) Transfert des fertilisants agricoles vers les eaux de surface dans un petit bassin versant agricole
- Belamie R. (1986) Les bassins agricoles et ruraux: outil pour la connaissance et le contrôle de la pollution par l'azote et le phosphore. Journées bassins versants. Paris, Mission eau-nitrates.
- Bencala. E. B., Kennedy V. C., Zellweger G. W., Jackman A. P. et Avanzino R. (1984) Interactions of solutes and streambed sediment. An experimental analysis of cation and anion transport in a mountain stream. *Wat. Ressources. Res* **20**, 1797-1803
- Benoit P. (1989) Echanges isotopiques et biotests: deux approches complémentaires de la biodisponibilité du phosphore. Application au cas d'un bassin versant. D.E.A. de Pédologie. Université Paris VI, INRA Thonon, CEN Cadarache. 47 p.
- Berman T. (1969) Phosphatase release of inorganic phosphorus in lake Kinnerett. *Nature, Lond.* **224**, 1231-1232
- Blanc P. (1998) Communication personnelle
- Boers P. (1991) Changes in phosphorus cycling in a shallow lake due to a food web manipulation. The release of dissolved phosphorus from lake sediments. 105-124
- Bogen J. (1980) The hysteresis effect of sediment transport systems. *Norsk Geogr. Tidsskr.* **34**, 45-54
- Boiffin J. (1984) La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies. Thèse doct. ing. Ina-PG, 320p. + annexes
- Boiffin J., Monnier G. (1991) Simplification du travail du sol et érosion hydrique. *Perspectives agricoles*, **162**, 24-30
- Boiffin J., Papy F., Eimberck M. (1988) Influence des systèmes de culture sur les risques d'érosion par ruissellement concentré. Analyse des conditions de déclenchement de l'érosion. *Agronomie*. **8**, 8, 663-673
- Bois P. (1980) Hydrologie générale. ENS d'Hydraulique de Grenoble
- Bollinne A. (1985) Adjusting the universal soil loss equation for use in Western Europe. In : SCSA (ed), Soil Erosion and Conservation, Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa, 206-213
- Boniface R., Trocmé S. (1988) Essais sur la fumure phosphatée. In: *Phosphore et potassium dans les relations sol-plante: conséquence sur la fertilisation*. INRA, 279-402
- Boström B., Persson G., Broberg B. (1988) Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia* **170**, 133-155
- Bouchardy J.-Y. (1992) Méthodologie pour la spatialisation des zones sensibles à la pollution diffuse agricole par le phosphore à l'aide de la télédétection et des S.I.G.. Thèse de doctorat, Université de Grenoble 1
- Boulaine J. (1992) Le phosphore, moteur du progrès agricole dans l'europe du XIX<sup>ème</sup> siècle. Proceed. 4<sup>th</sup> International Conference PHOSPHORUS, LIFE AND ENVIRONMENT, from research to application, Ghent, Belgium, 169-197
- Bovey E. (1986) Rapport sur les nitrates dans l'eau de boisson. Situation en 1985. *Travaux de chimie alimentaire et d'hygiène*, **77**, 227-315
- Bradford M. E., Peters R. H. (1987) The relationship between chemically analysed phosphorus fractions and bioavailable phosphorus. *Limnol. Oceanogr.* **32**, 1124-1137

- Braun D.C., Windhausen L.J., Wang D. (1996) Patterns of phosphorus export in relation to land use in the Laplatte River Basin, Vermont. School of Natural Resources, Burlington, Int. Report, 50p.
- Bray R.H., Kurtz L.T. (1945) Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* **59**, 39-45
- Brinson M.M. (1988) Strategies for assessing the cumulative effects of wetland alteration on water quality. *Environmental Management* **12**, 655-662
- Brochet P., Gerbier N. (1968) L'évapotranspiration. Aspects agrométéorologiques, évaluation pratique de l'évapotranspiration potentielle. *Monographies de la météorologie nationale*, **65**, 25-28
- Brouwer F.M., Godeschalk F.E., Hellegers P.J., Kelholt H.J. (1995) Mineral balances at farm level in the European Union. Agricultural Economics Research Institute (LEI-DLO)
- Browman M.G., Harris R.F., Ryden J.C., Syers J.K. (1979) Phosphorus loading from urban stormwater runoff as a factor in lake eutrophication. Theoretical considerations and qualitative aspects. *J. Environ. Qual.* **8**, 561-566
- Budd, Meals D.W. (1994) Lake Champlain non point source. Pollution assessment. Technical report n°64. Lake Champlain Management Conference
- Bührer H., Wagner G. (1982) Die Belastung des Bodensees mit Phosphor und Stickstoffverbindungen und organischem Kohlenstoff im Abflussjahr 1978/79. Bericht 28 der Internationalen Gewässerschutzkommission für Bodensee.
- Burrus D. (1984) Contribution à l'étude du transport du phosphore dans le Rhône alpin. Thèse n° 2135 de l'Université de Genève, Institut Forel. 100p.
- Burton J.D. (1973) Problems in the analysis of phosphorus compounds. *Wat. Res.* **7**, 291-307
- Burwell R.E., Scuman G.E., Heinemann H.G., Spomer R.G. (1977) Nitrogen and phosphorus movement from agricultural watersheds, *J. of Soil and Water Conservation*, **32**, 226-230
- Burwell R.E., Timmons D.R., Holt R.F. (1975) Nutrient transport in surface runoff as influenced by soil cover and seasonal periods. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **39**, 523-528
- Cann C. (1990) Le phosphore: de l'agriculture vers l'eau. *Informations techniques du Cemagref* **80**, 1-8
- Cann C. (1995) Flux de nutriments d'origine agricole vers la rade de Brest. *Ingénieries - EAT*, 37-44
- Carignan R., Kalff J. (1979) Quantification of the sediment phosphorus available to aquatic macrophytes. *J. Fish. Res. Board Can.* **36**, 1002-1005
- Carignan R., Kalff J. (1980) Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? *Science* **207**, 987-989
- Casey H. et Farr I. S. (1982) The influence of within-stream disturbance on dissolved nutrient levels during spates. *Hydrobiologia* **92**, 447-462
- Cassell E.A., Clausen J.C. (1993) Dynamic simulation modelling for evaluating water quality response to agricultural BMP implementation. *Wat. Sci. Tech.* **28**, 635-648
- Cassell E.A., Dorioz J.M., Kort R.L., Hoffmann J.P., Meals D.W., Kirschtel D., Braun D.C. (1997) Watershed Modeling: Dynamics of Phosphorus Storage, Cycling, Transport and Export. *J. Environ. Qual.*, à paraître
- CCE (1974) Informations internes sur l'agriculture. n°137, novembre, Direction de l'agriculture. Commission Communauté européenne.



## Références bibliographiques

- CIPEL (1988) Rapport de l'étude des pollutions diffuses dans le bassin lémanique. *Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman*, Lausanne
- Clapp E. (1995) The storage and transport of phosphorus and fecal coliform bacteria in the channel sediments of Englesby Brook. Thesis, Faculty of the Graduate College, University of Vermont. 164p.
- Clark C. (1978) Sediment dynamics of a small upland catchment. Ph.D. thesis, Exeter University. 429p.
- Clausen J.C., Meals D.W., Cassell E.A. (1992) Estimation of the lag time for water quality response to BMPs. National RCWP Symposium, Orlando, Florida, US. Environmental Protection Agency and US Department of Agriculture, EPA 625/R92/006, 173-179
- Conesa A.P. (1969) Quelques aspects de la distribution du phosphore en sol calcaire. *Ann. agron.*, 20 (3), 225-244
- Conrad A.R., Falkum Ø., Hansen C.D., Kronvang B., Svendsen L.M. (1996) Retention of particulate nutrients within aquatic macrophyte patches on the floodplain. *Proc. Intern. Workshop*. Silkeborg, Denmark. NERI Technical Report N°178, 130-134
- Cooke G.W., Williams R.J.B. (1973) Significance of man-made sources of phosphorus : fertilizers and farming. The phosphorus involved in agricultural systems and possibilities of its movement into natural water. *Wat. Res.*, 7, 19-33.
- Cooper J.R., Gilliam J.W., Jacobs T.C. (1986) Riparian areas as a control of nonpoint pollutants. *Watershed Research Perspectives*, Correll (ed.), Smithsonian Environmental Research center, 166-192
- Coppenet M., Golven J., Simon J. C., Le Corre L., Le Roy M. (1993) Evolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif: exemple du Finistère. *Agronomie*, 13, 77-83
- Cosser P.R. (1989) Nutrient concentration - flow relationships and loads in the South Pine River, South Eastern Queensland. I. Phosphorus loads. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 40, 613-630
- Courteau C. (1994) Rôle de la structure paysagère dans l'estimation des risques de pollution diffuse d'origine agricole sur un bassin versant expérimental. *Mémoire de D.E.S.S.* Université Rabelais de Tours, Cemagref Rennes, 75p.
- Cros X. (1994) Influence du développement des activités humaines sur les risques de transfert de pollution phosphatée au Léman. D.E.S.S. « Aménagement du territoire et économie du développement local », G.I.S. Alpes du Nord, UFR Sciences économiques, Université de Poitiers, 30p.
- Cros-Cayot S. (1996) Distribution spatiale des transferts de surface à l'échelle du versant. Contexte armoricain. Thèse de l'Ecole Supérieure Agronomique de Rennes « Sciences de l'environnement », SDS 562, 218p.
- Culley J. L. B., Bolton E. F., Bernyk V. (1983) Suspended solids and phosphorus loads from a clay soil: plot studies. *J. Environ. Qual.* 12, 493-498
- Curmi P., Bourrié G., Courault D., Cheverry C., Durand P., Gascuel-Oudou C., Hallaire V., Mérot P., Pellerin J., Robin P., Trolard F., Walter C. (1996) Rôle du milieu physique sur les chemins de l'eau: incidences sur le contrôle géochimique de la teneur en nitrate des eaux superficielles. AIP INRA « Valorisation et protection de la ressource en eau ». 16p
- Curmi P., Durand P., Gascuel-Oudou C., Mérot P., Walter C., Gresillon J.M. (1997) Hydromorphic soils, hydrology and water quality: spatial distribution and functional modelling at different scales. *Nutrient Cycling in Agro-ecosystems*,

- Dalal R. C., Hallworth E. G. (1976) Evaluation of the parameters of soil phosphorus availability factors in predicting yield response and phosphorus uptake. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **40**, 541-546
- Davis J.S., Keller H.M. (1984) Biogeochemical parameters of streams and rivers - Discharge and seasonal related fluctuations. *Physio-Géo* **9**, 75-84
- De Marsily G. (1990) Rapport sur le programme « Les bassins versants représentatifs et expérimentaux ». Bilan d'activité pour la période 85-89 de la commission spécialisée sur les ressources en eaux du CEMAGREF
- Deizman M.M., Mostaghimi T.A., Dillaha T.A., Heatwole C.D. (1989) Tillage effects on phosphorus losses from sludge-amended soils. *J. Soil Wat. Cons.* **May-June**, 247-251
- Despreaux M. (1990) Phosphore et azote dans les sédiments du fleuve Charente. *Thèse CEMAGREF*, 227p.
- Diaz O. A., Reddy K. R., Moore P. A. (1994) Solubility of inorganic Phosphorus in stream water as influenced by pH and Calcium concentration. *Wat. Res.* Vol **28** n°8, 1755-1763
- Dijkhuis A.H., Hoekstra N.K., Lijklema L., Van der Zee (1992) Origin of peak concentrations of phosphate during high discharges in a rural watershed. *Hydrobiologia* **235/236**, 257-260
- Dillaha T.A., Sherrard J.H., Lee D., Shanholtz V.O., Mostaghimi S., Magette W.L. (1986) Use of vegetativ filter strips to minimize sediment and phosphorus losses from feedlots. Phase I: Experimental plot studies. *VWRRC Res. Bull.* **151**, 21p
- Dillaha T. A., Reneau R. B., Mostaghanimi S., Leed D. (1989) Vegetative litter strips for agricultural non point source pollution control. *Transaction of the ASAE*, **32**, 513-519
- Dorich R.A., Nelson D.W., Sommers L.E. (1980) Algal bioavailability of sediment phosphorus in drainage water of the Black Creek watershed. *J. Environ. Qual.* **9**, 557-563
- Dorich R. A., Nelson D. W., Sommers L. E. (1984) Algal availability of phosphorus in suspended stream sediments of varying particle size *J. Environ. Qual.* **13**, 82-86
- Dorich R. A., Nelson D. W., Sommers L. E. (1985) Estimating algal available phosphorus in suspended sediments by chemical extraction. *J. Environ. Qual.* **14**, 400-405
- Dorin G. (1980) Organochlorinated compounds in drinking water as a result of eutrophication. Restoration of lakes and inland waters, EPA 440/5-81-010, 373-378
- Dorioz J.M. (1987) Rapport de mission en Hollande sur la fertilisation organique.
- Dorioz J.M. (1996) Transferts de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surface: ordre de grandeur, mécanismes, facteurs de risque, maîtrise. Colloque « Sécheresse, pollution, inondation, érosion », Poitiers, 29, 30 sept. et 1<sup>er</sup> oct.
- Dorioz J.-M. (1996 b) Fate of sediment and nutrient in watersheds. Sediment and Phosphorus. Intern. Workshop. Silkeborg, Denmark, Report on session IV, 14-15
- Dorioz J. M., Pilleboue E., Ferhi A. (1989) Dynamique du phosphore dans les bassins versants : importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. Phosphorus dynamics in watersheds: role of trapping processes in sediments. *Wat. Res.* **23**, 147-158
- Dorioz J.M., Orand A., Boucharly J.Y. (1991a) La pollution diffuse agricole aux Etats-Unis. Suivi et lutte. *Courrier de le cellule environnement*, 1-15
- Dorioz J. M., Orand A., Pilleboue E., Blanc P. (1991b) Prélèvement et échantillonnage dans les petits bassins versants ruraux. *Rev. Sci. Eau* **4**, 211-238
- Dorioz J. M., Ferhi A. (1994) Pollution diffuse et gestion du milieu agricole: transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. *Wat. Res.* **28**, 2, 395-410

## Références bibliographiques

- Dorioz et Orand (1996) Dynamique du phosphore dans un bassin versant du Léman, application à la détermination de l'origine des flux. Actes du colloque « Recherches paléolimnologiques et migration des nutriments dans les bassins versants des lacs de Bory Tucholskie », Bydgoszcz, Pologne
- Dorioz J.M., Cassell E. A., Orand A., Eisenman K. G. (1996) Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron river watershed. *Hydrol. Processes*, à paraître
- Dorioz J.M., Jordan-Meille L., Orand A., Pelletier J., Blanc P., Robert M., Rodier C. (1996 b) Etude du transfert du phosphore à l'échelle de petits bassins versants agricoles. AIP INRA « Valorisation et protection de la ressource en eau ». 40p.
- Dorioz J.M., Pelletier J., Benoit P. (1997) Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du Léman (France). *Wat. Res. A* Paraître
- Druart J.C., Pelletier J., Revaclier R. (1996) Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp Comm int prot eaux Léman, Campagne 1995, 91-106
- Dupraz C. (1984) Bilans des transferts d'eau et d'éléments minéraux dans 3 bassins versants comparatifs à végétation contrastée. Thèse. 363p.
- Dupraz C., Wedraogo B., Dubreule A. (1984) Echantillonnages adaptés et méthodes de calcul automatique pour l'évaluation de la charge soluble dans les petits bassins versants. *Physio-géo.* 9, 99-116
- Durand P. (1989) Biogéochimie comparée de 3 écosystèmes (pelouse, hêtraie, pessière) de moyenne montagne granitique (Mont Lozère, France). Thèse de l'Université d'Orléans. 185p.
- Duvigneaud P. (1980) La synthèse écologique. Doin (Ed.). Les cycles biogéochimiques. 62-74
- Eisenman K. (1993) Phosphorus mass balance model for the Foron river watershed Léman, France. University of Vermont, Burlington, INRA Thonon, 65p.
- Emsley J. (1980) The phosphorus cycle. *Handbook of environmental chemistry*, 1, 146-167
- Etchandu D., Probst J. L. (1986) Erosion et transport de matière en suspension dans un bassin versant en région agricole. Méthode de mesure du ruissellement superficiel, de sa charge et des deux composantes du transport solide dans un cours d'eau. *C. R. Acad. Sci. T.* 302, série II, 1063-1068
- Evans L. J., Smillies G. W. (1976) Extractable iron and aluminium and their relationship to phosphate retention in Irish soils. *J. Agric. Res.* 15, 65-73
- Fahrni H.P., Bühner H. (1982) Essais de modélisation de la relation entre charge et débit des affluents du Léman. Rapp. int. Office féd. prot. env. Berne, 13p.
- Fardeau J. C. (1981) Cinétiques de dilution isotopique et phosphore assimilable des sols. Thèse Paris VI. 200p.
- Fardeau J.C., Morel C., Boniface R. (1988) Pourquoi choisir la méthode Olsen pour estimer le phosphore « assimilable » des sols? *Agronomie*, 8, 577-584
- Fardeau J.C., Morel C., Boniface R. (1991) Cinétiques de transfert des ions phosphate du sol vers la solution du sol: paramètres caractéristiques. *Agronomie*, 11, 787-797
- Fardeau J.C., Robert M. (1997) Spéciation du phosphore dans les sols, les eaux et les sédiments, voire les engrais phosphatés. A la recherche d'un langage consensuel. Réunion du CORPEN, Paris, 15 mai.
- Feuillade M., Dorioz J.M. (1992) Enzymatic release of phosphate in sediments of various origins. *Wat. Res.* 26, 1195-1201

- Fisk H. N. (1977) Magnitude and frequency of transport of solids by streams in the Mississippi bassin. *American J. of science.* **277**, 862-875
- Flanagan D.C., Foster G.R. (1989) Storm pattern effect on nitrogen and phosphorus losses in surface runoff. *Transaction of the ASAE*, **32**, 535-544
- Forsman J., Johansson H., Ulen B., Wörman A. (1996) Evaluation of phosphorus retention in streams by means of radio active tracer. *Proc. International Workshop on sediments and P: Erosion and delivery , transport and fate of sediments and sediment-associated nutrients in watersheds*, Silkeborg, Denmark, 115-122
- Foster G.R. (1980) Soil erosion modelling: special considerations for nonpoint pollution evaluation of field-sized areas. In : Overcash, M.R. et Davidson J.M. (ed), *Environmental Impact of Nonpoint Source Pollution*, Ann Arbor Science, 213, 240
- Foster G.R., Lane L.J., Nowlin J.D., Laflen J.M., Young R.A. (1980) A model to estimate sediment yield from field-sized areas: development of model. In : Knisel W. G. (ed), C.R.E.A.M.S. A field scale model for Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems. Conservation Research Report n°26, U.S. Department of agriculture, Washington DC, 36-64
- Foster I.D.L., Dearing J.A., Grew R. (1988) Lake catchments: an evaluation of their contribution to stadies of sediment yield and delivery processes. In M.P. Bordas et D.E. Walling (ed.), *Sediment budgets. Proceedings of the Symposium*, 11-15/12/88, Porto Alegre, Brésil, IAHS, **174**, 413-424
- Freeman C., Lock M.A., Reynolds B. (1993) Climatic change and the release of immobilized nutrients from Welsh riparian welland soils. *Ecological Engineering*, **2**, 367-373
- Frere M. H., Ross J. D., Lane L. J. (1980) The nutrient submodel. In : Knisel W. G. (ed), C.R.E.A.M.S. A field scale model for Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems. Conservation Research Report n°26, U.S. Department of agriculture, Washington DC, 65-87
- Frere M. H., Woolhiser D. A., Caro J. H., Stewart B. A., Wischmeier W. H. (1977) Control of non point water pollution from agriculture: some concepts. *J. Soil Wat. Conserv.* Vol. **32**, n°6, 205-212
- Froelich P. N. (1988) Kinetics of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: a primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnol. Oceanogr.*, **33**, 649-668
- Furamaï H., Ohgaki S. (1988) Radiochemical analysis of phosphorus Exchange kinetics between sediments and water under aerobic conditions. *J. Environ. Qual.* **17**, 208-212
- Gafrej R. (1993) Modélisation conceptuelle du transfert des matières en suspension; effets d'échelles spatio-temporelles. Thèse de l'Université Paris VI, 184 p.
- Gallien E. (1994) Genèse du ruissellement et de l'érosion diffuse des sols limoneux. Influence de l'utilisation du sol et transfert d'échelle du m<sup>2</sup> au versant. DAA, ENSAM
- Gangbazo G. (1996) Expériences de contrôle de la pollution diffuse agricole à l'échelle du bassin versant. *Vecteur environnement*, **29**, 65-71
- Gangbazo G., Pesant A. R., Côté D., Barnett G. M., Cluis D. (1995) Nitrogen and phosphorus transport from hog-manured plots during spring runoff and drainage events. *J. Environ. Qual* (soumis pour publication)
- Garban B., Ollivon D., Poulin M., Gaultier V. et Chesterikoff A. (1995) Exchanges at the sediment-water interface in the river Seine, downstream from Paris. *Wat. Res.* **28**, 2, 473-481
- Gaultier V. (1994) Contribution à l'étude des échanges de phosphate à l'interface eau-sédiment en milieu fluvial. Thèse INSA-CEMAGREF. 305p.
- Gillet H., Vele X. (1992) Evaluation à l'échelle d'une région des risques de contamination des eaux superficielles par les pesticides: premiers résultats. Colloque Phyt'Eau Eau -Produits

## Références bibliographiques

- phytosanitaires Usagers Agricoles et Connexes. 21-22 octobre à Versailles. Recueil des communications orales, 16 p.
- Gilliam J.W., Skaggs R.W., Doty C.W. (1986) Controlled agricultural drainage: an alternative to riparian vegetation. Watershed Research Perspectives, Correll (ed.), Smithsonian Environmental Research center, 227-243
- Giroux M., Carrier D., Beudet P (1996) Problématique et méthode de gestion des charges de phosphore appliquées aux sols agricoles en provenance des engrais de ferme. *Agrosol*, **9**, 36-45
- Giroux M., Tran T. S. (1985) Evaluation du phosphore assimilable des sols acides avec différentes méthodes d'extraction en relation avec le rendement de l'avoine et les propriétés du sols. *Can. J. Soil Sci.* **65**, 47-60
- Golterman H.L. (1975) Physiological Limnology. An approach to the physiology of Lake Ecosystems. *Elsevier Scientific publishing Co.*, New-York, 366-402
- Goltermann H.L.(1997) Communication personnelle
- Gouy V. (1993) Contribution de la modélisation à la simulation du transfert des produits phytosanitaires de la parcelle agricole vers les eaux superficielles. *Thèse Univ. Pasteur Strasbourg, CEMAGREF Lyon* , 349 p.
- Grant R., Laubel A., Krongvang B. (1995) Transport of sediment and phosphorus in the arable Gelbaek catchment, Denmark. Drainage water. Proceedings international workshop in Silkeborg, Denmark. 9-12 octobre 1995, Technical report, 71-74
- Great Lakes Water Quality Board (1987) Report on Great Lakes Water Quality to the International Joint Commission, Appendix A, 208p. International Joint Commission, Windsor, Canada and Detroit, MI
- Green D. B., Logan T. J. et Smeck N. E. (1978) Phosphate adsorption-desorption characteristics of suspended sediments in the Maumee River Basin of Ohio. *J. Environ. Qual.* **7**, 208-212
- Griffith D.R., Mannering J.V., Moldenhauer W.C. (1977) Conservation tillage in the Eastern corn belt. *J. Soil Water Conserv.* **32**, 20-28
- Grimshaw D.L., Lewin J. (1980) Source identification for suspended sediments. *J. Hydrol.* **47**, 151-162
- Hadrill M.V., Keffer R., Olivetti G.C., Polleri G.B., Giovanardi F. (1983) Eutrophication in Emilia Romagna, Italy. Monitoring the nutrient load discharged to the littoral zone of the adriatic sea. *Water Res. Vol.*, **5**, 483-495
- Hairsine P.B., Rose C.W. (1992 a) Modeling water erosion due to overland flow using physical principles. Sheet Flow. *Wat. Resour. Res.*, **28** (1), 237-243
- Hairsine P.B., Rose C.W. (1992 b) Modeling water erosion due to overland flow using physical principles. Rill Flow. *Wat. Resour. Res.*, **28** (1), 245-250
- Haith D. A., Loehr R. C. (1979) Effectiveness of soil and water conservation practices for pollution control. *U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/3-79-106*, Athens, GA, 480p.
- Halliday S.L., Wolfe M.L. (1991) Assessing groundwater pollution potential from nitrogen fertilizer using a GIS. *Wat. Resources. Bull.* **27**, 237-245
- Halm et al. (1972)
- Hamid S. (1988) Etude des mécanismes d'infiltration en terrain morainique et fluvio-glaciaire sous climat tempéré. Approches hydrologique, hydrochimique et isotopique sur parcelles expérimentales et bassin versant. Université de Paris-Sud (Orsay)

- Hamid S., Dray M., Ferhi A., Dorioz J.M. (1987) Traçage isotopique des mouvements de l'eau en terrain fluvioglacière: étude intégrée à l'échelle d'une parcelle d'un sous bassin et d'un bassin versant. Isotopes techniques *In Water Resources Development*. Symposium I.A.E.A. Viennes.
- Harms L. L., Vidal P. H., McDermott T. E. (1978) Phosphorus interactions with stream-bed sediments. *J. envir. Engng. Div., Proc. Am. Soc. civ. Engrs* **104**, 271-288
- Harwood J.E., van Steederen R.A., Kuhn A.L. (1969) A rapid method for orthophosphate analysis at high concentrations in water. *Water Res.*, **3**, 417-423
- Hasholt B. (1988) Identification of sources of sediment transport in small basins with special references to particulate phosphorus. Sediments budgets. *IASH Publ.* **174**, 241-250
- Haygarth P. M., Jarvis S. C. (1997) Soil derived phosphorus in surface runoff from grazed grassland lysimeters. *Wat. Res.* **31**, 140-148
- Heckrath G., P.C. Brokkes, P.R. Poulton, K.W.T. Goulding (1995). Phosphorus loading from soils containing différent phosphorus concentrations in th Broadbalk Experiment, *J. Environ. Qual.* **24**, 904-910.
- Hegemann D. (1982) Determination of particulate-nutrient availability. *Proc. ASAE* **108**, N° EE6
- Henin S. (1980) Rapport sur les activités agricoles et qualité des eaux. Ministère de l'Agriculture. Ministère de l'Environnement et du Cadre de la Vie, Paris.
- Hillel D. (1974) L'eau et le sol: principes et processus physiques. Vandeur, Louvain, 288 p.
- Hoffmann C.C. (1996) Fate of phosphate, nitrate and other elements during short-term flooding of a riparian meadow. *Proc. International Workshop on sediments and phosphorus: Erosion and delivery , transport and fate of sediments and sediment-associated nutrients in watersheds*, Silkeborg, Denmark, 135-142
- Hoffmann J.P., Cassell E.A, Drake J.C., Levine S., Meals D.W., Wang D. (1996) Understanding phosphorus cycling, transport and storage in stream ecosystems as a basis for phosphorus management. Technical report n°20, Lake Champlain Basin Program, Grand Isle, Vermont.
- Hubert P. (1989) La séparation des hydrogrammes. Apport des méthodes isotopiques. *Hydrogéol.* **3**, 143-150
- IAWQ (1990) A look at the main issues to the end of the century and how IAWQ should respond to them. *Water Quality* 2000, 4-10
- International Joint Commission (1978) Contribution of phosphorus from agricultural land to stream by surface runoff. Task group C (Canadian section), Activity 1, February.
- Izuno F.T., C.A. Sanchez, F.J. Cale, A.B. Bottcher, D.B. Jones (1991). Phosphorus concentrations in drainage water in the Everglades agriculture area. *J. Environ. Qual.* **20** : 608-619.
- Jamieson C.A., Clausen J.C. (1988) Tests of the CREAMS model on agricultural fields in Vermont. *Water Resources Bulletin*, **24**(6) 1219-1226
- Johnson A. H., Bouldin D. R., Goyette E. A., Hedges A. H. (1976) Phosphorus loss by stream transport from a rural watershed: quantities, processes and sources. *J. Environ. Qual.* **5**, 2, 148-157
- Jones R.A., Lee G.F. (1982) Review: recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication related to water quality. *Wat. Res.*, **16**, 503-515
- Jordan C., Smith R. V. (1985) Factors affecting leaching of nutrients from an intensively managed grassland in County Antrim, Northern Ireland. *J. Env. Man.* **20**, 1-5
- Jordan T.E., Correll D. L. , Peterjohn W.T. (1986) Nutrient flux in a landscape: the Rhode river watershed and receiving waters. *Watershed Research Perspectives*, Correll (ed.), Smithsonian Environmental Research center, 57-76

## Références bibliographiques

- Jordan T.E., Correll D.L., Weller D. (1993) Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *J. Environ. Qual.* **22** : 467-473.
- Joret G., Hebert J. (1955) Contribution à la détermination du besoin des sols en acide phosphorique. *Ann. agron.*, **2**, 233-299
- Julien P.Y., Simons D.B. (1985) Sediment transport capacity of overland flow. *Transaction of the ASAE*, **28**(3) 755-762
- Kauark Leite L. A. (1990) Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. Thèse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées: « Sciences et techniques de l'environnement » Ecole Nationale des Ponts et Chaussées (Paris) et CERGRENE (Noisy le Grand), 342 p.
- Keup L.E. (1968) Phosphorus in flowing streams. *Wat. Res.* **2**, 373-385
- Khanbilvardi R.M., Rogowski A.S., Miller A.C. (1983) Modelling upland erosion. *Wat. Res. Bull.*, **19**, 29-35
- Klotz R. L. (1988) Sediment control of soluble reactive phosphorus in Hoxie Gorge Creek, New-York, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **45**, 2026-2034
- Kolenbrander G. J. (1972) The eutrophication of surface water by agriculture and the urban population. *Stikstof* **15**, 56-57.
- Kölla E. (1987) Estimating flood peaks from rural catchments in Switzerland. *J. of Hydrol.*, **95**, 203-225
- Koro N., Bernard C., Laverdière M. R. (1995) Contrôle du ruissellement, de l'érosion et des pertes de phosphore par les résidus de culture sous pluie simulée. *Etude et gestion des sols*, **2**, 3, 173-182
- Kronvang B. (1990) Sediment - associated phosphorus transport from two intensively farmed catchment areas. *Soil erosion on agricultural land*, 313-330
- Kronvang B. (1992) The export of particulate matter, particulate phosphorus and dissolved phosphorus from two agricultural river bassins: implications on estimating the non-point phosphorus load. *Wat. Res.* **26**, 10, 1347-1358
- Laflen J.M., Lane L.J., Foster G.R. (1991) WEPP: A new generation of erosion prediction technology. *J. Soil and Water Cons.* **46**, 34-38
- Laperrière L. (1990) Impact des périodes d'épandage du lisier de porc sur la qualité des eaux de drainage souterrain. Groupe H.B.A. Rapport final. 63 p.
- Larsen S. (1967) Soil Phosphorus. *Adv. Agron.*, **19**, 151-210
- Laubel A., Jacobsen O., Kronvang B., Grant R. (1995) Transport of sediments and phosphorus in the arable Gelbaek catchment, Denmark: Transport through the soil. Silkeborg, Denmark. 9-12 octobre 1995.
- Launay M. (1995) Système d'information géographique et modèle pour déterminer le risque de pollution diffuse dans un bassin versant. *Ingénieries eau - agriculture - territoire*. Hors série. 87-94
- Le Bissonnais Y. (1988) Analyse des mécanismes de dégradation et de la mobilisation des particules de terre sous l'action des pluies. Thèse de doctorat, univ. d'Orléan, 176p.
- Le Bissonnais Y., Papy F. (1997) Les effets du ruissellement et de l'érosion sur la turbidité de l'eau. INRA et l'eau. Riou (éd). à paraître
- Le Roux E., Ferhi A., Dorioz J. M., Blanc P. (1987) Contribution à l'étude des échanges de phosphore entre l'eau et les sédiments dans un système fluvio-glaciaire. *Rev. fr. Sci. Eau* **6**, 97-106

- Lecomte V., Le Bissonnais Y., Renaux B., Couturier A. Ligneau L. (1997) Erosion hydrique et transfert de produits phytosanitaires dans les eaux de ruissellement. *Cahiers Agricultures*, **6**, 175-183
- Lee G. F., Bentley E., Amundson R. (1975) Effect of marshes on water quality. In: *Coupling of land and water systems*, Ecological studies 10, Springer-Verlag, NY 105-127
- Lee G. F., Jones R. A., Rast W. (1980) Availability of phosphorus to phytoplankton and its implications for phosphorus management strategies, In Loehr R. C., Martin C. and Rast W. (eds), *Phosphorus Management strategies for lakes*, Ann Arbor, New-York, 259-308
- Lee G.F. (1970) Factors affecting the transfert of materials between water and sediments. University of Wisconsin, Litterature review n°1.
- Lelong F. (1990) Effects of vegetation type on the biochemistry of small catchments (Mt Lozère, France). *J. Hydrology*, **116**, 125-145
- Lelong F., Roose E., Darthout R., Trévisan D. (1993) Susceptibilité au ruissellement et à l'érosion en nappe de divers types texturaux de sols cultivés ou non cultivés du territoire français. Expérimentations sous pluies simulées. *Sci. Sol* **31** (4), 251-279
- Lemunyon J.L., Gilbert R.G. (1993) Concept and need for a phosphorus assessment tool. *J. Prod. Agric.* **6**, 483-486
- Liebig J. (1840) *Traité de chimie organique*. Tome I, Fortin Masson et Cie, Paris
- Likens G. E., Borman F. H., Pierce R. S., Eaton J. S., Johnson N. M. (1977) Biochemistry of a forested ecosystem. *Springer-Verlag*, New-York, 146p.
- Lisle T.E., Eads R.E. (1991) Methods to measure sedimentation of spawning gravels. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, PSW-411, 1-4
- Loehr R. C. (1974) Characteristics and comparative magnitude of non point sources. *Jour. Water Pollut. Cont. Fed.* **46**, 1849-1872
- Logan T. J. (1982) Mechanism for release of sediment-bound phosphate to water and the effect of agricultural land management on fluvial transport of particulate and dissolved phosphate. *Hydrobiologia*, **92**, 519-530
- Logan T.J. (1980) The role of soil and sediment chemistry in modeling nonpoint sources of phosphorus. In *Environmental impact of nonpoint source pollution*, Overcash M.R. & Davidson J.M. (Ed.) Ann Arbor Science. 189-208
- Lookman R., Grobet P., Merckx R., Vlassak K. (1994) Phosphate sorption by synthetic amorphous aluminium hydroxides: a <sup>27</sup>Al and <sup>31</sup>P solid.phase MAS NMR spectroscopy study. *European J. of Science*, **45**, 37-44
- Lowrance R., Sharpe J. K., Sheridan J. M. (1986) Long term sediment deposition in the riparian zone of an agricultural watershed. *J. Soil Water Conserv.* **41**, 266-271
- Lowrance R. (1991) Effects of buffer systems on the movement of N and P from agriculture to streams. In *International Conference on N, P and organic matter*, Holter V. (ed). Ministry of Environment (Denmark), Luna Tryk ApS, Copenhagen, 87-96.
- Loye-Pilot M.D., Jusserand C. (1990) Décomposition chimique et isotopique d'un hydrogramme de crue d'un torrent méditerranéen. Réflexions méthodologiques. *Revue des sciences de l'eau*, **3**, 211-231
- Ludwig B. (1992) L'érosion par ruissellement concentré des terres cultivées du nord du bassin parisien: analyse de la variabilité des symptômes d'érosion à l'échelle du bassin versant élémentaire. *Thèse - Strasbourg I*, 201p.



## Références bibliographiques

- Ludwig B., Auzet A.V., Boiffin J., Papy F., King D., Chadoeuf J. (1996) Etats de surface, structure hydrographique et érosion en rigole de bassins versants cultivés du Nord de la France. *Etude et gestion des sols*. **3**, 1, 53-70
- Lundekvan H. (1995) Soil and P losses related to soil type, tillage and weather. . *Proc. International Workshop on sediments and phosphorus: Erosion and delivery, transport and fate of sediments and sediment-associated nutrients in watersheds*, Silkeborg, Denmark,
- Mathieu N. (1996) Contribution à l'étude des transferts de phosphore dans un bassin versant rural. Travail de diplôme d'ingénieur du Génie Rural de l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (CH) réalisé à la Station d'hydrobiologie lacustre de Thonon (INRA). 58p.
- Mc Collum R.E. (1991) Buildup and decline in soil phosphorus: 30-year trend in a Typic Umprabult. *Agron. J.* **83**, 77-85
- Mc Dowell L. L., Willis G. H., Murphree C. D. (1989) Nitrogen and phosphorus yields in runoff from silty soils in Mississippi Delta. *Ecosystems & Environment*. **25**, 19-137
- Mc Elroy A.D., Chui S.Y., Nebgen J.W., Aleti A., Benett F.W. (1976) Loading functions for assessment of water pollution from nonpoint sources. U.S. Environment Protection Agency, EPA-600/2-76-151, Washington D.C., 468p.
- Meals D. (1992) Water quality trend in the St. Albans Bay, Vermont, watershed following RCWP land treatment. National RCWP Symposium, Orlando, Florida, US. Environmental Protection Agency and US Department of Agriculture, EPA 625/R92/006, 47-58
- Meek J., Myers C., Nebeker G., Rittall W., Swader F. (1992) RCWP-The federal perspective. National RCWP Symposium, Orlando, Florida, U.S. Environmental Protection Agency and U.S. Department of Agriculture, EPA 625/R92/006, 287-293
- Menon R.G., Hammond L.L., Sissingh H.A. (1989) Determination of plant available phosphorus by the iron hydroxide-impregnated paper soil test. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **52**, 110-115
- Menzel R. G. (1980) Enrichment ratios for water quality modeling, In Knisel (ed.), *CREAMS, A field Scale Model for Chemicals Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*, Vol. III, Supporting documentation, USDA Conservation Research Report. **26**, 486-492
- Mérot P. (1991) Inventaire des processus de transfert sur un bassin versant. Rôle de l'organisation des sols. In *Séminaire du Dpt de sciences du sol, Dijon: Les flux dans les volumes pédologiques et à leur limite: approches à l'échelle spatiale du bassin versant*. INRA, 1-16
- Mérot P., Bruneau P. (1992) Echelle spatiale représentative d'un bassin versant sur le plan géochimique. *C.R. Acad. Sci. Paris*, **315** (II) 1097-1103
- Meybeck M. (1982) Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Science*, **282**, 401-405
- Meybeck M. (1986) Méthodologie de l'établissement des bilans d'apports en éléments nutritifs aux systèmes lacustres. Rapport d'activité du Greco-Lacs 1984-85, 49p.
- Meybeck M. (1994) Qualité des eaux fluviales: variabilités temporelles et calculs des flux polluants. Acte CILEF4 Marakech, 37-42
- Meybeck M. (1996) River water quality. Global ranges, time and space variabilities, proposal for some redefinitions. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **26**, 81-96
- Meybeck M. (1996) River water quality. Global ranges, time and space variabilities, proposal for some redefinitions. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **26**, 81-96
- Meyer J.L., McDowell W.H., Bott T.L., Elwood J.W., Ishizaki C., Melack J.M., Peckarsky B.L., Peterson B.J., Rublee P.A. (1988) Elemental dynamics in streams. *J. N. Am. Benthol Soc.*, **7**, 410-432

- Miller M.H. (1979) Contribution of nitrogen and phosphorus to subsurface drainage water from intensively cropped mineral and organic soils in Ontario. *J. Environ. Qual.* **8**, 42-47.
- Morel C., Fardeau J.C. (1988) Détermination par traçage isotopique de la valeur fertilisante du phosphate alumino-calcique: comparaison avec d'autres formes. *Agronomie*, **8**, 47-54
- Morel C., Plenchette C., Fardeau J.C. (1992) La fertilisation phosphatée raisonnée de la culture du blé. *Agronomie*, **12**, 565-579
- Morisson C. (1984) Décomposition d'épisodes de crues d'un bassin versant agricole à l'aide de traceurs isotopiques et géochimiques. Mémoire de fin d'étude, ENSA - INRA Rennes
- Mortimer C.H. (1941, 42) The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. I, II. *J. of Ecology*, **29**, 2 & **30**, 1.
- Mosimann T., Maillard A., Musy A., Neyroud J.A., Rüttimann M., Weisskopf P. (1991) Lutte contre l'érosion des sols cultivés. Guide pour la conservation des sols. Rapport thématique du programme national de recherche « Utilisation du sols en Suisse »; Berne-Liebefeld
- Mulholland P.J (1992) Regulation of nutrient concentrations in a temperate forest stream: roles of upland, riparian and instream processes. *Limnol. Oceanogr.* **37**, 1512-1526
- Mulholland P.J., Minear R.A., Elwood J.W. (1985) Production of soluble, high molecular weight phosphorus and its subsequent uptake by stream detritus. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* **23**
- Nalewajko C. (1989) Use of algal bioassays in polluted environments. *Phycotalk*, **1**, 41-59
- Nash J.E., Sutcliffe J.V. (1970) River flow forecasting through conceptual models. Part I. A discussion principles. *J. Hydrol.*, **10**, 282-290
- Nearing et al. (1989) WEPP in Final Report Hydrology and sedimentology of dynamic rill networks, Vol 1 (Sorm & Barfield) Cf Al.
- Newbold J. D., Elwood J. W., O'Neil R. V. et Sheldon A. L. (1983) Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem: a study of nutrient spiralling. *Ecology* **64**, 1249-1265
- Norme française NF T90-015 (1975) Dosage de l'azote ammoniacal.
- Ng H. Y. F., Mayer T., Marsalek J. (1993) Phosphorus transport in runoff from a small agricultural watershed. *Wat. Sci. Tech.* **28**, N° 3-5, 451-460
- Norme européenne ISO 10304-1 (1995) Dosage des ions fluorure, chlorure, nitrite, orthophosphate, bromure, nitrate et sulfate dissous, par chromatographie des ions en phase liquide. Partie 1: méthode applicable pour les eaux faiblement contaminées.
- Norme européenne EN 1189 (1996) Le dosage du phosphore. Qualité de l'eau. AFNOR
- Norme européenne EN 872 (1996) Dosage des matières en suspension. Qualité de l'eau. AFNOR
- Novotny V. (1994) Diverse solutions for diffuse pollution. *WQI* **1**, 24-26
- Novotny V., Chesters G. (1981) Handbook of nonpoint pollution: sources and management, Van Nostrand Reinhold environmental engineering series, NY, 558 p.
- Nowakowski S. (1996) Evaluation de la biodisponibilité potentielle du phosphore des sédiments d'un petit bassin versant rural. Mémoire de fin d'études, IUT Agro Amiens, INRA Thonon, 18p.
- Oloya T.O., Logan T.J. (1980) Phosphate desorption from soils and sediments with varying levels of extractable phosphate. *J. Env. Qual.* **9**, 526-531
- Olsen S.R., Cole C.V., Watabane F.S., Dean L.A. (1954) Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. Circular n°939, USDA, Washington, 19 p.

## Références bibliographiques

- Organisation de Coopération et de Développement Economique (1982) Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control. Final Report. OECD Cooperative Programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control), Environment Directorate, OECD, Paris 154p.
- Ostry R. C. (1982) Relationship of water quality and pollutant loads to land uses in adjoining watersheds. *Water Res. Bull.* **18**, 99-104
- Oygarden L., Kvaerner J., Jenssen P. D. (1996) Soil erosion with preferential flow to drainage system in clay soils. *Proc. International Workshop on sediments and phosphorus: Erosion and delivery, transport and fate of sediments and sediment-associated nutrients in watersheds, Silkeborg, Denmark*, 59-62
- Paludan C., Hoffmann C.C. (1996) Fate of phosphorus in a Danish minerotrophic wetland. *Proc. International Workshop on sediments and phosphorus: Erosion and delivery, transport and fate of sediments and sediment-associated nutrients in watersheds, Silkeborg, Denmark*, 123-129
- Parmeland E. (1995) Zones tampons et pollution diffuse dans le bassin versant du Léman. Mémoire DEA « Gestion des espaces montagnards ». Université de Savoie (Chambéry), Institut de géographie alpine (Grenoble), INRA (Thonon), 50p.
- Patrick W.H., Gotoh S. Williams B.G. (1973) Strengite dissolution in flooded soils and sediments. *Science* **179**, 564-565
- Patris T., Lefebvre M., Troadec L., Laplanche A. (1995) Pollution chimique et bactérienne dans les eaux de ruissellement pluvial sur le bassin versant du Stang Alar. *Ingénieries - EAT*, 51-58
- Peart M. R., Walling D. E. (1988) Techniques for establishing suspended sediment sources in two drainage basins in Devon, UK: a comparative assessment. *Sediment Budgets IAHS*, Publi. N° 174, 269-280
- Pelletier J. (1972) Utilisation des biotests. Rapport interne INRA Station d'hydrbiologie lacustre de Thonon, 34p.
- Pereira W.E., Hostettler F.D. (1993) Nonpoint source contamination of the Mississippi river and its tributaries by herbicides. *Environ. Sci. Technol.* **27**, 1542-1552
- Perron L. (1994) Typologie des exploitations du Pays de la Côte et du Bas-Chablais. Adaptation de la typologie des exploitations des cantons périurbains de la deuxième couronne d'agglomération. INRA SAD/GIS des Alpes de Nord. *In Pratiques agricoles et qualité de l'eau du Léman; compte rendu intermédiaire à usage interne.*
- Persson G. (1990) Utilization of phosphorus in suspended particulate matter as tested by algal bioassays. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **24**, 242-246
- Petch R. A. (1988) Soil saturation patterns in steep, convergent hillslopes under forest and pasture vegetation. *Hydrol. Proc.* **2**, 93-103
- Peterjohn W.T., Correll D.L. (1984) Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, **65**, 1466-1475
- Peters R.H. (1981) Phosphorus availability in Lake Memphremagog and its tributaries. *Limnol. Oceanogr.* **26**, 1150-1161
- Pilleboue E. (1987) Origines, bilans et mécanismes de transfert du phosphore et de l'azote d'un bassin versant vers un lac. Thèse Paris VI. 251 p.
- Pilleboue E. et Dorioz J. M. (1986) Mass-balance and transfert mechanism of phosphorus in a rural watershed of Lac Léman, France. In *Sediment and Water Interactions*, pp 91-102. Sly P. G. ed. *Proceedings of 3rd Sediment/Freshwater Symposium*, Pringer, New York
- Pinay G. (1986) Impact of a riparian forest on the nitrogen content of phreatic water in the Garonne basin

- Pollution from Land Use Activities Reference Group (1978) Environmental strategies for the Great Lakes. Pluarg Tech. Rep.
- Polonovski J. (1992) Le phosphore en biologie. Rôle métabolique du phosphate et de ses cycles métaboliques. Proceed. 4<sup>th</sup> International Conference PHOSPHORUS, LIFE AND ENVIRONMENT, from research to application, Ghent, Belgium, 80-102
- Poulton P.R., Tunney H., Johnson A.E. (1995) Comparison of Teagasc (Ireland) and Maff (England and Wales) fertilizer P recommandation. *Proc. International Workshop on Phosphorus loss to water from agriculture*, Wexford, 27<sup>th</sup> - 29<sup>th</sup> Sept.
- Probst J.L. (1985) Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin. *J hydrology*. **76**, 281-305
- Probst J.L., Dambrine E., Viville D., Fritz B. (1990) Influence of acid atmospheric inputs of surface water chemistry and mineral fluxes in a declining spruce stand within a granitic catchment (France). *J hydrology*. **116**, 101-124
- Raez G.J. (1979) Release of P in organic soils under aerobic and anaerobic conditions. *Can. J. Soil Sci.* **59**, 337-339
- Ramade F. (1991) Eléments d'écologie. Ecologie appliquée. Modalités et conséquences de la pollution des sols par l'agriculture moderne. McGraw-Hill (Ed.), 4<sup>ème</sup> édition, 184-232
- Rast W., Lee G.F. (1983) Nutrient loading estimates for lakes. *Amer. Soc. Civil Engr., Env. Engr. Div.*, **109**, 502-505
- Rauws G., Govers G. (1988) Hydraulic and soil mechanical aspects of rill generation on agricultural soils. *J. Soil Science*, **39**, 111-124
- Reckhow K. H., Beaulac M.N. Simpson J. T. (1980) Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual and compilation of export coefficients. Report N°EPA-400/5-80-011, US Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations, Criteria and Standards division, Washington, DC 214p.
- Reddy K.R., Overcash M.R., Khaleel R., Westerman P.W. (1980) Phosphorus adsorption-desorption characteristics of two soils utilized for disposal of manure waste. *J. Environ. Qual.* **9**, 86-92
- Rekolainen S (1993) Assessment and mitigation of agricultural water pollution. Publ. of the Water and Environmental Research Institute, Helsinki, Finland. **12**, 34p.
- Rekolainen S., Posch M., Kamari J., Ekholm P (1991) Evaluation of the accuracy and precision of P loads estimates from two agricultural basins in Finland. *J. Hydrol.* **128**, 237-256
- Richardson C.J. (1985) Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* **228**, 1424-1427
- Richey J. S., McDowell W. H. et Likens G. E. (1985) Nitrogen transformation in a small mountain stream. *Hydrobiologia* **124**, 129-139
- Rigler F.H. (1964) Further observation with the hypothesis that the molybdenum blue methods measures orthophosphate in lake water. *Limnol. Oceanogr.* **13**, 7-13
- Robert M. (1996) Le sol: interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Masson (Ed.) 244p.
- Robert M., Rodier C. (1995) Une nouvelle approche au niveau particulaire de la spéciation du P dans les sols. *C.R. Acad. Sci. Paris*, t.321, série IIa, 769-774
- Roche (1963) Hydrologie de surface. O.R.S.T.O.M. Gaultier-Villars (éd.) Paris
- Rodier C. (1995) Caractérisation des MES du Mercube et du Foron, à l'étiage. Rapport interne INRA Versailles

## Références bibliographiques

- Rodier J. (1996) L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, résiduaires et eau de mer. 8ème édition, Dunod (Ed.), 945-946
- Römkens M. J. M., Nelson D. W. (1974) Phosphorus relationships in runoff from fertilized soils. *J. Environ. Qual.* **3**, 10-13
- Roose E. (1980) Dynamique actuelle des sols ferrallitiques et ferrugineux tropicaux d'Afrique Occidentale. Thèse de doctorat, Univ. d'Orléan, 587p.
- Rousseau C. (1990) Etude méthodologique du phosphore particulaire par l'utilisation de tests algaux. ENITA Dijon, INRA Thonon, 31p.
- Russell R.S., Rickson J.B., Adams S.N. (1954) Isotopic equilibria between phosphates in soil and their significance in the assessment of fertility by tracer methods. *J. Soil Sci.* **5**, 85-105
- Ryden J. C., Syers J. K., Harris R. F. (1973) Phosphorus in runoff and streams. *Adv. Agron.*, **25**, 1-45
- Ryding S. O., Rast W., Uhlmann D., Clasen J, Somlyodo L. (1994) Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Coll. Sciences de l'environnement, Masson (Paris), UNESCO (Paris)
- Ryser J. P. (1983) La responsabilité de l'agriculture dans l'eutrophisation des lacs. Association romande pour la protection des eaux et de l'air ARPEA, journée technique du 4 novembre 1983 à Ecublens, RAC, Changin.
- Sabbe W.E., Breland H.L. (1974) Procedures used by state soil testing laboratories in the southeastern region of the United States. *South. Coop. Ser. Bull.* **190**. The Ala. Agric. Exp. Stn., Auburn
- Schneider I.F., Erickson A.E. (1972) Soil limitations for disposal of municipal waste waters. Research report 195, Farm Science Series, Michigan State University Agricultural Experiment Station.
- Sebetich M. J., Kennedy V. C., Zand S. M., Avanzino R. J. et Zellweger G. W. (1984) Dynamics of added nitrate and phosphate compared in a northern California woodland stream. *Wat. Res. Bull.* **20**, 93-101
- Sharpley A.N. (1980) The effect of storm interval on the transport of soluble phosphorus in runoff. *J. Environ. Qual.* **9**, (4), 575-578
- Sharpley A. N., Smith S. J. (1989) Prediction of soluble phosphorus transport in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* **18**, 313-316
- Sharpley A. N., Smith S. J. (1990) Phosphorus transport in agricultural runoff: the role of soil erosion. Soil erosion on agricultural land, Boardman J. (ed) 351-366
- Sharpley A.N., Smith S.J., Jones O.R., Berg W.A., Coleman G.A. (1992) The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* **21**, 30-35
- Sharpley A.N., Daniel T.C., Edwards D.R. (1993) Phosphorus movement in the landscape. *J. Prod. Agric.*, **6**, 492-500
- Sharpley A.N. (1993) An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural runoff using oxide-impregnated paper. *J. Environ. Qual.* **22**,
- Sharpley A.N., Chapra S.C., Wedepohl R., Sims J.T., Daniel T.C., Reddy K.R. (1994 a) Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *J. Environ. Qual.* **23**, 437-451
- Sharpley A.N., Indiati R., Ciavatta C., Rossi N., Sequi P. (1994 b) Interlaboratory Comparison of Iron Oxide-Impregnated Paper to estimate bioavailable phosphorus. *J. Environ. Qual.* **23**, 14-18
- Sharpley A. N. (1995) Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.*, **24**, 920-926

- Sheridan J. M., Hubbard R. K. (1987) Transport of solids in Streamflow from Coastal Plain Watersheds. *J. Environ. Qual.*, **16**, 2, 131-136
- Shields (1936) in Final Report Hydrology and sedimentology of dynamic rill networks, Vol 1 (Sorm & Barfield) Cf Al.
- Shipfer E. (1991) Qualité des eaux issues de parcelles agricoles. Travaux et innovations.
- Sibbesen E. (1989) Phosphorus cycling in intensive agriculture with special reference to countries in the temperate zone of Western Europe. p. 112-122. In H. Tiessen (Ed.) Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic ecosystems.
- Simard R.R., Cluis D., Ganbazo G., Beauchemin S. (1995) Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. *J. Environ. Qual.*, **24**, 1010-1017
- Simon J.C. (1991) Méthode d'estimation du bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation. Systèmes de production et niveau de pollution. Session de formation sur les pollutions d'origine agricole et la qualité de l'eau, Rennes, 3-5 décembre.
- Sims J. T. (1993) Environmental soil testing for phosphorus. *J. Prod. Agric.* **6**, 501-507
- Skaggs R.W., Brevé M.A., Gilliam J.W. (1994) Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* **24**, 1-32
- Smith O., Pedersen S.E. (1996) Flow proportional water sampling - a method to estimate phosphorus transport. *Proc. International Workshop on sediments and phosphorus: Erosion and delivery*, transport and fate of sediments and sediment-associated nutrients in watersheds, Silkeborg, Denmark. 100-103
- Smith R.E., Williams J.R. (1980) Simulation of the surface water hydrology In : Knisel W. G. (ed), C.R.E.A.M.S. A field scale model for Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems. Conservation Research Report n°26, U.S. Department of agriculture, Washington DC, 13-35
- Smith R.V., Lennox S.D., Jordan C., Foy R.H., McHale E. (1995) Increase in soluble phosphorus transported in drainflow from a grassland catchment in response to soil phosphorus accumulation. *Soil Use and Management*, **11**, 204-209
- Smith S. J., Sharpley A. N. et Ahuja L. R. (1993) Agricultural chemical discharge in surface water runoff. *J. Environ. Qual.* **22**, 474-480
- Soltner D. (1980) Les bases de la production végétale. Tome I: Le sol. Sciences et techniques agricoles.
- Sonzoni W.C., Chapra S.C., Armstrong D.E., Logan T.J. (1982) Bioavailability of phosphorus inputs to lakes. *J. Environ. Qual.* **11**, 555-563
- Spooner J., Line D.E. (1993) Effective monitoring strategies for demonstrating water quality changes from nonpoint source controls on a watershed scale. *Wat. Sci. Tech.* **28**, 143-148
- Stabel H.H., Geiger M. (1985) Phosphorus adsorption to riverine suspended matter. *Wat. Res* **19**, 1347-1352
- Stafford-Glase M., Barlow J. P. (1984) The role of lake water in enhancing sorption of phosphorus by stream particulates. *Proceedings of the 3<sup>rd</sup> international symposium on interactions between sediments and water* (Geneva). 451-459. Springer, Berlin
- Standart methods for the examination of water and wastewater (1971) American public health association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 874 p.

## Références bibliographiques

- Stauffacher M. (1994) SIG et télédétection comme outils de compréhension de gestion de l'environnement: exemple de leur application à l'estimation du potentiel pollutif diffus des zones agricoles du bassin versant lémanique. *Publications du département de géologie et paléontologie*, Univ. Genève, 108p.
- Staver K.W., Magette W.L. (1988) Tillage effect on phosphorus transport from atlantic coastal plain watersheds. American Society of Agricultural Engineers, Paper n°88-2651. St Joseph, Mich.
- Stevens R. J., Smith R. V. (1978) A comparison of discrete and intensive sampling for measuring the loads of nitrogen and phosphorus in river water entering Lough Neagh, *Wat. Res.* **16**,1591,1596
- Strahler A. N (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans Amer. Geophys. Union*, **38**
- Strahler A. N. (1964) Hydrology, Hanbook of applied hydrology, McGraw-Hill, V.T. Chow ed., New-York
- Straskraba M., Gnauck A. (1985) Freshwater ecosystems. Modelling and simulation. Elsevier (ed). 203-225
- Stumm W., Morgan J.J. (1970) Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. 563 p.
- Sugiharto T., Mc Intosh T.H., Uhrig R.C., Lardinois J.J. (1994) Modeling alternatives to reduce dairy farm and watershed nonpoint source pollution. *J. Environ. Qual.* **23**, 18-24
- Svendsen L. M. et Kronvang B. (1993) Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system: implications for the export from the watershed. *Hydrobiologia* **251**, 123-135
- Svendsen L. M., Kronvang B., Kristensen P et Graesbol P. (1995) Dynamics of phosphorus compounds in a lowland river system: importance of retention and non-point sources. *Hydrol. Processes* **9**, 119-142
- Syers J. K., Browman M. G., Smillie G. W., Corey R. B. (1973) Phosphate sorption by soils evaluated by the Langmuir equation. *Soil Science Society of America Proceedings.* **37**, 358-363
- Taskinen A., Varis O., Sirviö H., Mutanen J., Vakkilainen P. (1994) Probabilistic uncertainty assessment of phosphorus balance calculations in a watershed. *Ecological Modelling*, **74**, 125-135
- Taylor A.W., Kunishi H.M. (1971) Phosphate equilibria on stream sediemnt and soil in a watershed draining an agricultural region. *J. Agric. Food Chem.*, **19**, 827-831
- Thien S.J., Myers R. (1992) Determination of Bioavailaible Phosphorus in Soil. *Soil Science Society of American Journal*, **56**, 814-818
- Thomas G.W. (1970) Soil and climatic factors whoch affect nutrient mobility. *Soil Science Soc. Am.* Special publication, **4**, 1-20
- Thomas R.V., Mueller J.A. (1987) Principles of surface water quality modeling and control. Harper Collins Publ., New-York.
- Timmons D.R., Holt R.F., Latterell J.J. (1970) Leaching of crop residues as a source of nutrients in surface runoff water. *Wat. Res. Research*, **6**, 1367-1375
- Trévisan D., Lelong F. (1992) Influence de la dégradation structurale superficielle sur le ruissellement enregistré sous pluies simulées. *Sci. Sol*, **30**, 249-261
- Trévisan D., Vansteelant J.Y., Perron L., Dorioz J.M., Roybin D. (1995) Activité agricole et qualité des eaux superficielles dans le bassin lémanique français. Groupement d'Intérêt Scientifique Alpes du Nord. 85p.
- Triska F. J., Kennedy V. C., Avanzino R. J., Zellweger G. W. et Bencala. E. B. (1989) Retention and transport of nutrient in a third-order stream: channel processes. *Ecology*, **70**, 1877-1892

- Tunney H. (1992) Some Environmental implications of phosphorus use in the European Community. Proceed. 4<sup>th</sup> International Conference PHOSPHORUS, LIFE AND ENVIRONMENT, from research to application, Ghent, Belgium, 347-359
- U.S. Environmental Protection Agency (1976) Quality criteria for water. USEPA Rep. 440/9-76-023. U.S. Gov. Print. Office, Washington D.C.
- U.S. Environmental Protection Agency (1980) Clean Lakes Program Guidance Manuel, Non point sources loadings, Office of Water Regulations and Standards, Washington D. C. EPA-440/5-81-003, C1 - C6
- U.S. Environmental Protection Agency (1985) Perspectives on nonpoint source pollution. Monitoring and assessment techniques. Washington D. C. EPA-440/5-85-001, 21-46
- U.S. Environmental Protection Agency (1989) Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms. Section 13, Algal *Selenastrum capricornutum* growth test methods. Cincinnati. EPA-600/4-89/001, 147-187
- Ulen B. (1995) Drainage-associated losses of phosphorus and other nutrients from agricultural land following a consertion over to alternativ production. *Proc. International Workshop on sediments and phosphorus: Erosion and delivery , transport and fate of sediments and sediment-associated nutrients in watersheds*, Silkeborg, Denmark, 63-66
- Van Riemsdijk W.H., Lexmond T.M., Enfield C.G., Van Der Zee S. (1987) Phosphorus and heavy metals: accumulation and consequences. *In* H.G. v.d. Meer et al. (eds), *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops*.
- Vanek V. (1991) Riparian zone as a source of phosphorus for a groundwater-dominated lake. *Wat. Res.* **25**, 409-418
- Vansteelant J. Y., Trevisan D., Perron L., Dorioz J.M., Roybin D. (1997) Conditions d'apparition du ruissellement dans les cultures annuelles de la région lémanique. Relation avec le fonctionnement des exploitations agricoles. *Agronomie*, **17**, 65-82
- Verhoff F. H., Melfi D. A. et Yaksich S. M. (1979) Storm travel distance calculation for total phosphorus and suspended materials in rivers. *Wat. Ressours. Res.* **15**, 1354-1360
- Verhoff F. H., Melfi D. A. et Yaksich S. M. (1982) An analysis of total phosphorus transport in river systems. *Hydrobiologia* **91**, 241-252
- Vial R. (1970) Etude géologique et hydrologique de la région de Thonon, Douvaine. Thèse de géologie appliquée. Université scientifique et médicale de Grenoble, 160p.
- Vilain M. (1989) La production végétale. Vol II La maîtrise technique de la production. Lavoisier (Ed.), 361p.
- Viner A. B. (1988) Phosphorus on suspensoids from the Tongariro river and its potential availability for algal growth. *Archiv für hydrobiologie*, **111**, 4, 481-489
- Vivekanandan M., Fixen P. E. (1990) Effect of large manure applications on soil P intensity. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* **21**, 287-297
- Vollenweider R. A. (1968) Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. *OECD-report, DAS/SCI*
- Wall G.J., Wilding L.P. (1976) Mineralogy and relatef parameters offluvial suspended sediments in northwestern Ohio. *J. Environ. Qual.* **5**, 168-173
- Walling D.E. (1978) Suspended sediment and solute response characteristics of the river Exe, Devon, England. *In* Davidson -Arnot (ed.), *Research in fluvial geomorphology*. Geo-Abstracts, Norwich. 169-197



## Références bibliographiques

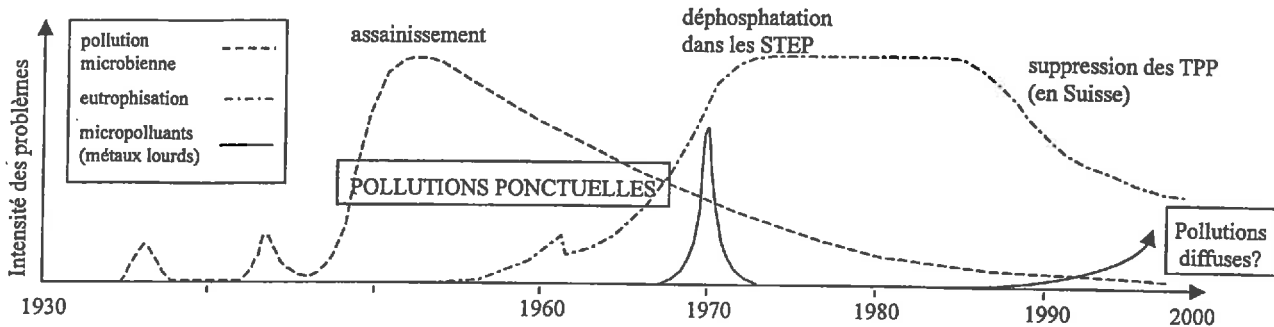
- Walling D.E., He Q. (1994) Rates of overbank sedimentation on the flood plain of several British rivers during the past 100 years. Variability in stream erosion and stream transport, *Proceedings of the Canberra symposium*, december, IAHS Publ. n°224
- Walling D.E., He Q., Quine T.A. (1995) Use of caesium-137 and lead-210 as tracers in soil erosion investigations. Tracers Technologies for Hydrological Systems (Proceedings of a Boulder Symposium, July) *IAHS* **229**, 163-172
- Walmsley D., Cornforth I.S. (1973) Methods of measuring available nutrients in West Indian soils. *Plant Soil*, **39**, 93-101
- Walton C.P., Lee G.F. (1972) A biological evaluation of the molybdenum blue method for orthophosphate analysis, *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, **18**, 676-684
- Wang D., Dorioz J.M., Trévisan D., Braun D.C., Windhausen L.J., Vansteelant J.Y. (1998) Use of a landscape approach to interpret diffuse phosphorus pollution in the lake Léman bassin (France) and in the lake Champlain (USA). *Soumis à Landscape Ecology*
- Webb B.W., Walling D.E. (1984) Magnitude and frequency characteristics of suspended sediment transport in Devon Rivers. In *Catchment Experiments in Fluvial Geomorphology* (Burt T.P. and Walling D.E. Ed.), Geobooks, Norwich, 399-415
- Weinberg G.M. (1974) An introduction to general systems thinking. John Wiley and Sons, New-York
- Weiss D., Carbiener R., Tremolière M. (1991) Biodisponibilité comparée du phosphore en fonction des substrats et de la fréquence des inondations dans trois forêts alluviales réhanes. *C.R. Acad. Sci. Paris*, t **313**, III, 245-251
- Weller C.M., Watzin M.C., Wang D. (1996) Role of wetlands in reducing phosphorus loading to surface water in eight watersheds in the Lake Champlain Basin. *Environmental Management*, **20**,
- Westerman P.W., Overcash M.R. (1980) Short term attenuation of runoff pollution potential for land-applied swine and poultry manure. In Smith *et al.* (Ed.) *Livestock Wastes - A renewable resource*. Proc. 4th Int Symp on livestock Wastes, Amarillo, TX 15-17 Apr. ASAE, St Joseph, MI.
- Wildung R.E., Schmidt R.L., Gahler A.R. (1974) The phosphorus status of eutrophic lake sediments as related to changes in limnological conditions - total, inorganic and organic phosphorus, *J. Env. Qual.* **3**, 133-138
- Williams J.D.H., Shear H., Thomas R.L. (1980) Availability to *Scenedesmus quadricauda* of different forms of phosphorus in sedimentary materials from the Great Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 1-11
- Williams J.R. (1975) Sediment yield prediction with universal equation using runoff energy facto. In : Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources. U.S. Dpt of Agriculture, ARS-S-40, 244-252
- Winteringham F.P. (1992) Biogeochemical cycling of phosphorus. Proceed. 4<sup>th</sup> International Conference PHOSPHORUS, LIFE AND ENVIRONMENT, from research to application, Ghent, Belgium, 325-336
- Wischmeier W.H. (1976) Use and misuse of the Universal Soil Loss Equation. *J. Soil and Water Conserv.* **31**(1), 5-9
- Wischmeier W. H., Smith D. D. (1978) Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook n° 537, 58p.
- Wolf A. M., Baker D. F., Pionke H. B., Kunishi H. M. (1985) Soil tests for estimating labile, soluble and algal available phosphorus in agricultural soils. *J. Environ. Qual.* **14**, 341-348
- Wood T., Bormann F.H., Voigt G.K. (1984) Phosphorus cycling in a Northern hardwood forest: biological and chemical control. *Science*, **223**, 391-393

- Young R. A., Huntrods T., Anderson P.W. (1980) Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. *J. Environ. Qual.* Vol. 9 n°3, 483-487
- Young R.A., Onstad C.A., Bosch D.D., Anderson P.W. (1989) AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J. of Soils and Water Conservation*, 168-173
- Young T. C., Depinto J. V. (1982) Algal availability of particulate phosphorus from diffuse and point sources in the lower Great Lakes Basins. *Hydrobiologia* 91/92, 111-120
- Youngs E. G. (1988) Soils physics and hydrology. *J. of Hydrol.*, 100, 411-431
- Zhang L., Gregor D.J., Vernet J.P. (1989) Estimation des formes du phosphore dans la rivière Venoge en crue. *Revue des Sciences de l'Eau*, 2, 709-720

# Annexes

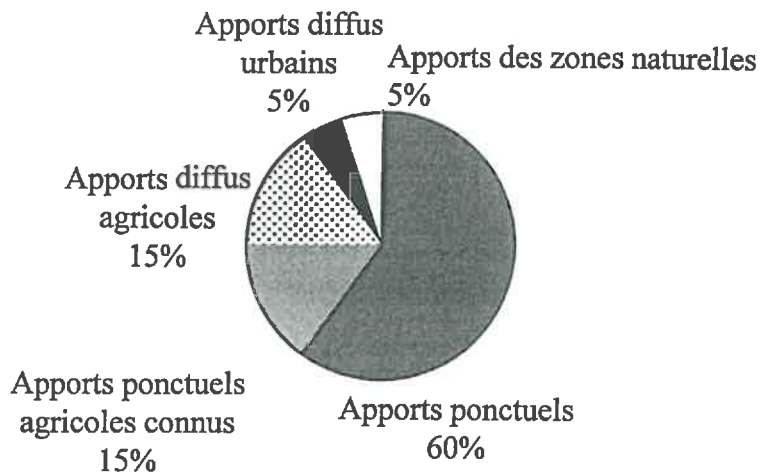
Annexe 0.1: Emergence de l'importance de la pollution. Cas particulier de la situation lémanique

Le Léman: évolution des problèmes de pollution et interventions

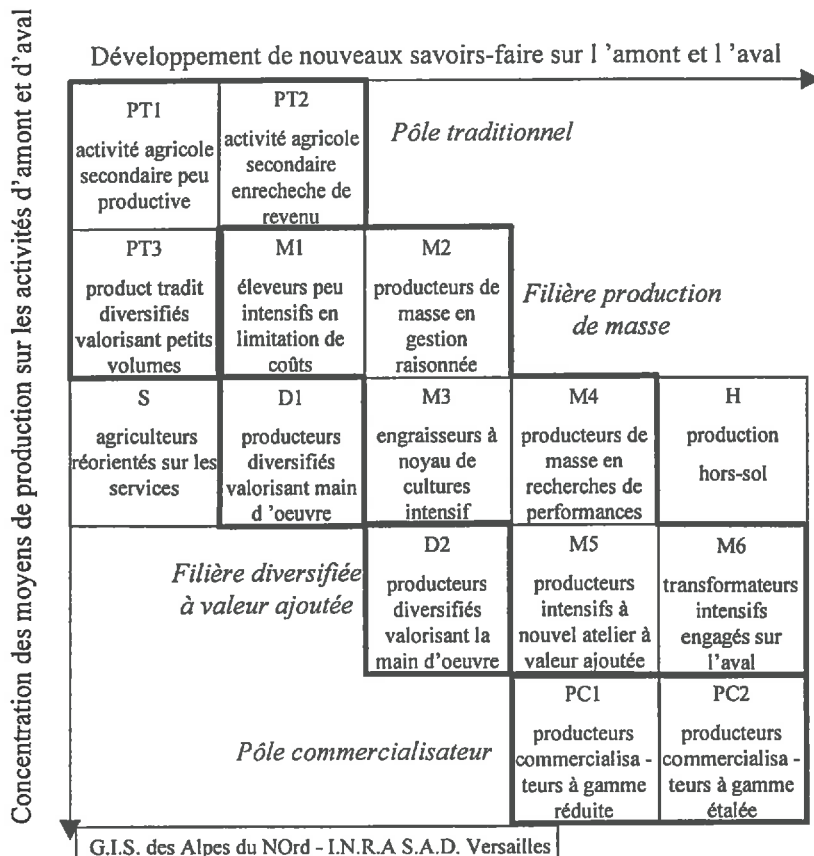
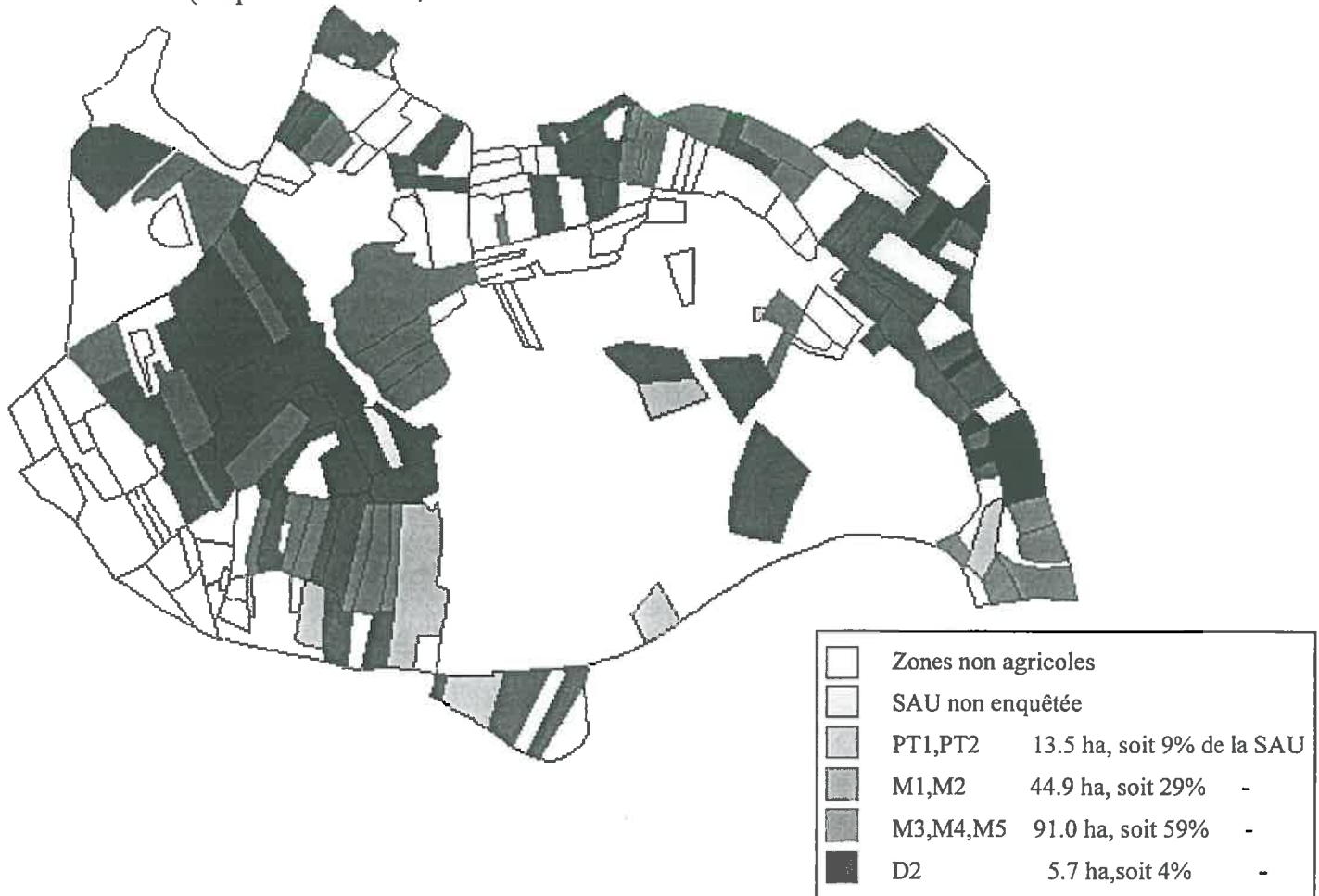


	Phase 1	Phase 2	Phase 3
Description des étapes	pollution microbologique qui touche le bord du lac puis se généralise	eutrophisation due à de forts apports ponctuels de P et pollution mercurielle due aux rejets des industries	pollution résiduelle en phosphore, montée de la pollution diffuse
Scénario d'évolution	sources ponctuelles voire temporaires = des problèmes à solutions techniques	déversements chroniques ponctuels problèmes dont la solution suppose une gestion du bassin versant, ayant une forte composante socioéconomiques	diffus divers
Contrôle scientifique et technique	contrôles bactériologiques	suisvis limnologiques (biologie, bilan du lac)	étude des transferts étude des activités

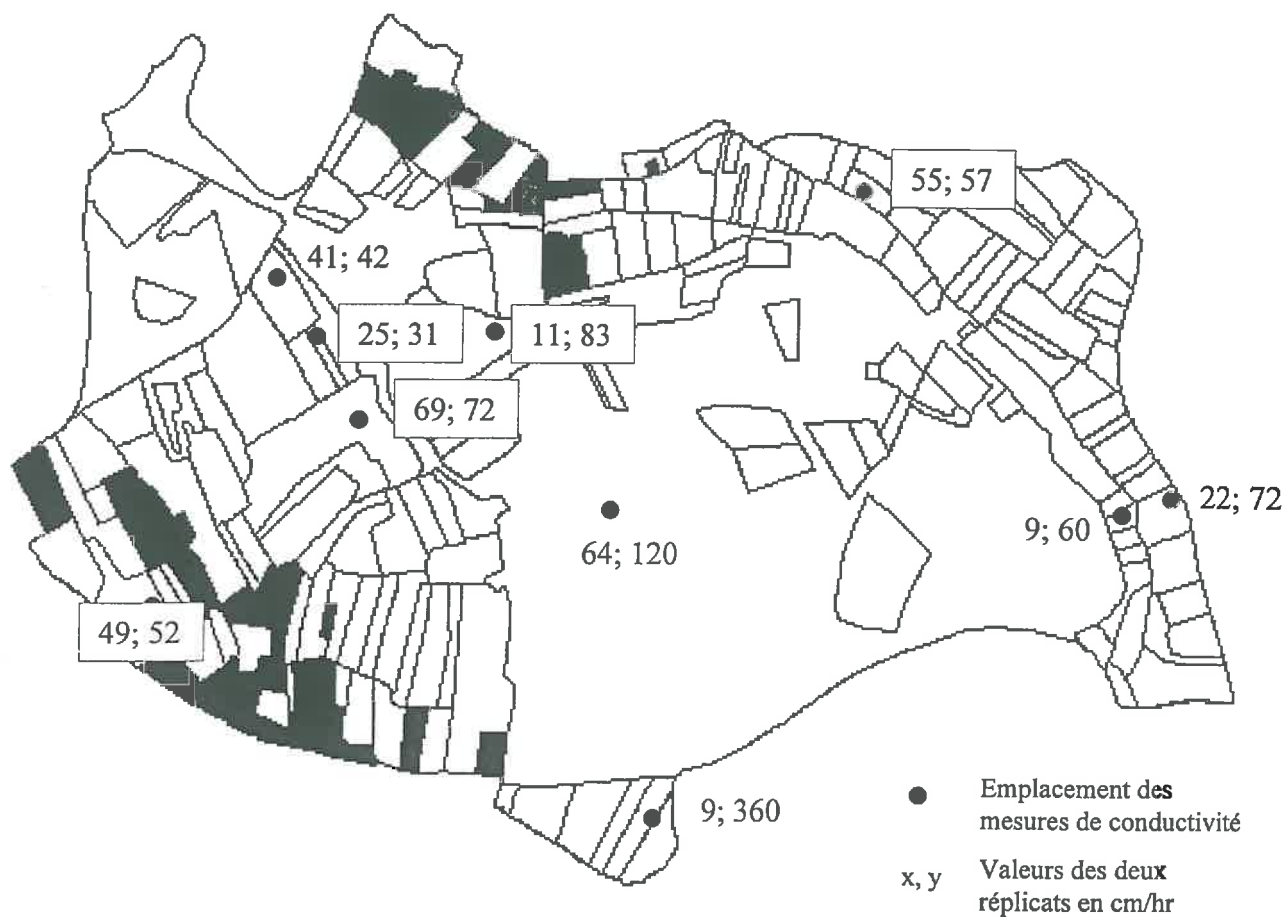
Origine des apports de phosphore au Léman (CIPEL 1988)



Annexe III.1: Typologie des exploitations agricoles sur le bassin versant du Mercube (d'après Cros 1994)



Annexe III.2 : Mesures de la conductivité hydrique à saturation dans les sols-type du bassin versant.  
Méthode Porchet

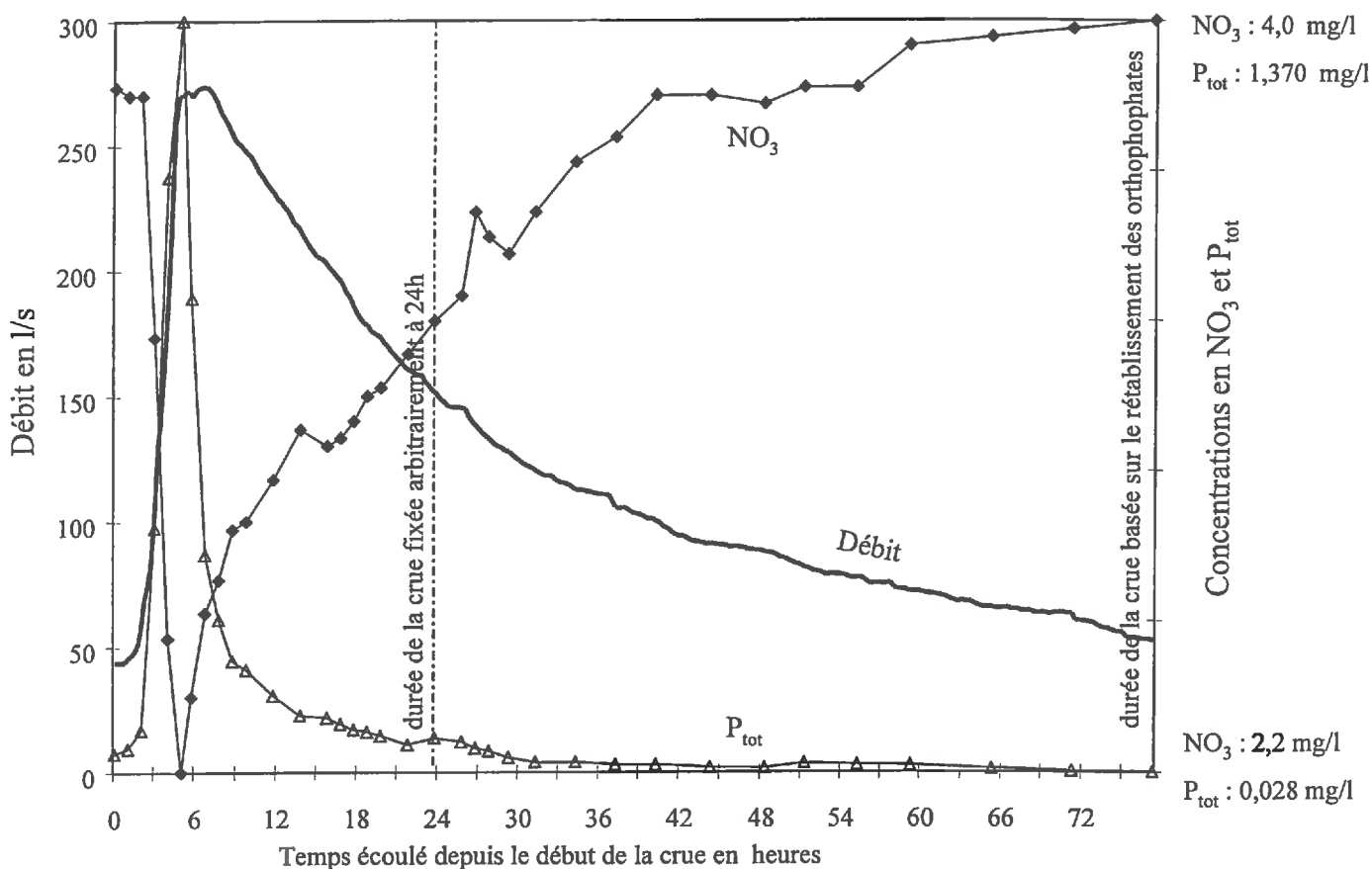


### Annexe IV.1: Influence du choix de la durée d'une crue sur le calcul des bilans de masse et des concentrations moyennes

La durée de chaque crue se base sur le rétablissement des orthophosphates à leur niveau de base; en général, le rétablissement de toutes les autres substances solubles et particulaires précède celui des orthophosphates. Il n'y a donc pas de risque de biaiser les calculs des bilans de masse et des concentrations moyennes.

On montre dans cet exemple (crue du 7/01/96) que la durée sur laquelle sont effectués les bilans a une influence contrastée sur le calcul des bilans des substances solubles (représentées par les nitrates sur le graphique) et liées aux particules (représentées par le phosphore total).

Alors que les bilans de masse des formes du P sont peu affectés par un raccourcissement de la durée de la crue (24 h au lieu de 78), ceux des formes solubles sont en revanche sous estimés de plus de 60%. Pour les concentrations moyennes, l'influence de la durée de la crue joue inversement.



#### Masses exportées en kg

	Ptot	Pef	PP	Po	NO3	Cl	SO4	MES	Vol
L = 24 h	4,68	0,93	3,75	0,73	22	84	122	2747	9342
L = 75 h	5,45	1,29	4,16	1,01	62	211	327	3070	21311
erreur relative %	-14	-28	-10	-27	-65	-60	-63	-11	-56

#### Concentrations moyennes en mg/l

L = 24 h	0,501	0,100	0,401	0,078	2,3	9,0	13,0	294,1
L = 75 h	0,256	0,061	0,195	0,047	2,9	9,9	15,3	144,0
erreur relative %	96	64	106	66	-20	-9	-15	104

**Annexe IV.2: Influence du mode d'échantillonnage sur la précision de calcul des flux.**  
 Comparaison des deux modes d'échantillonnage utilisés pendant le suivi

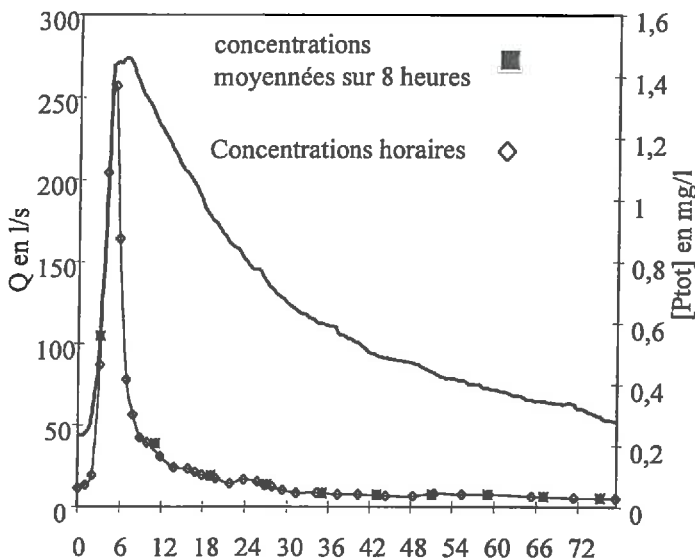
Lors d'une première période (janvier 93 à juin 94), les crues étaient étudiées au pas de temps 8 heures. Dans une seconde période, nous avons réduit le pas de temps à une heure afin de pouvoir étudier les relations liant les concentrations aux débits. On montre, à partir d'un exemple (crue du 7/01/96), que le calcul des flux totaux est relativement peu affecté par les modes d'échantillonnage différents.

L'information recueillie au pas de temps d'une heure est dégradée afin de la comparer avec celle qui aurait été fournie par un pas de temps de 8 heures. Pendant des tranches de 8 heures, on moyenne sans pondération les concentrations horaires qui sont ensuite multipliées par le débit moyen représentant la tranche de 8 heures.

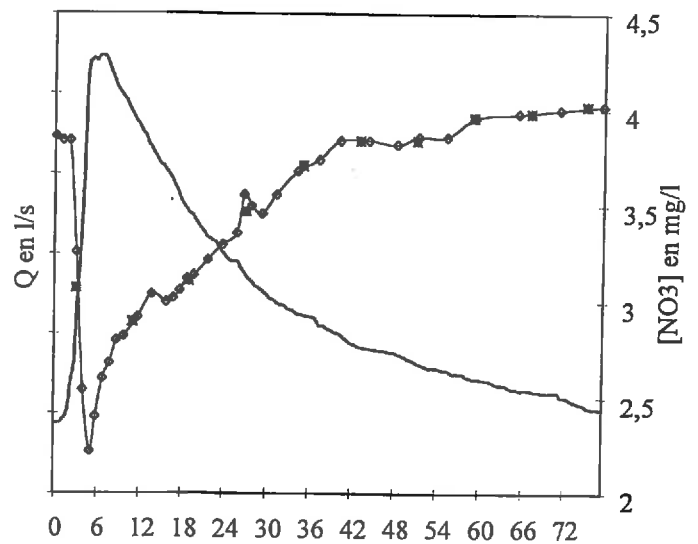
On compare finalement :

$$\Sigma (CiQi) \text{ avec } \frac{(C1 + C2 + \dots + C8)}{\left[ \frac{(Q1 + Q2 + \dots + Q8)}{8} \right]} + \frac{(C9 + C10 + \dots + C16)}{\left[ \frac{(Q9 + Q10 + \dots + Q16)}{8} \right]} + \dots$$

Evolution comparée du débit et des concentrations en P<sub>tot</sub> lors de la crue du 07/01/96



Evolution comparée du débit et des concentrations en NO<sub>3</sub> lors de la crue du 07/01/96



Temps en heures depuis le début de la crue

Erreur liée à l'intégration des eaux prélevées dans les mêmes flacons pendant 8 heures au lieu de 1 heure

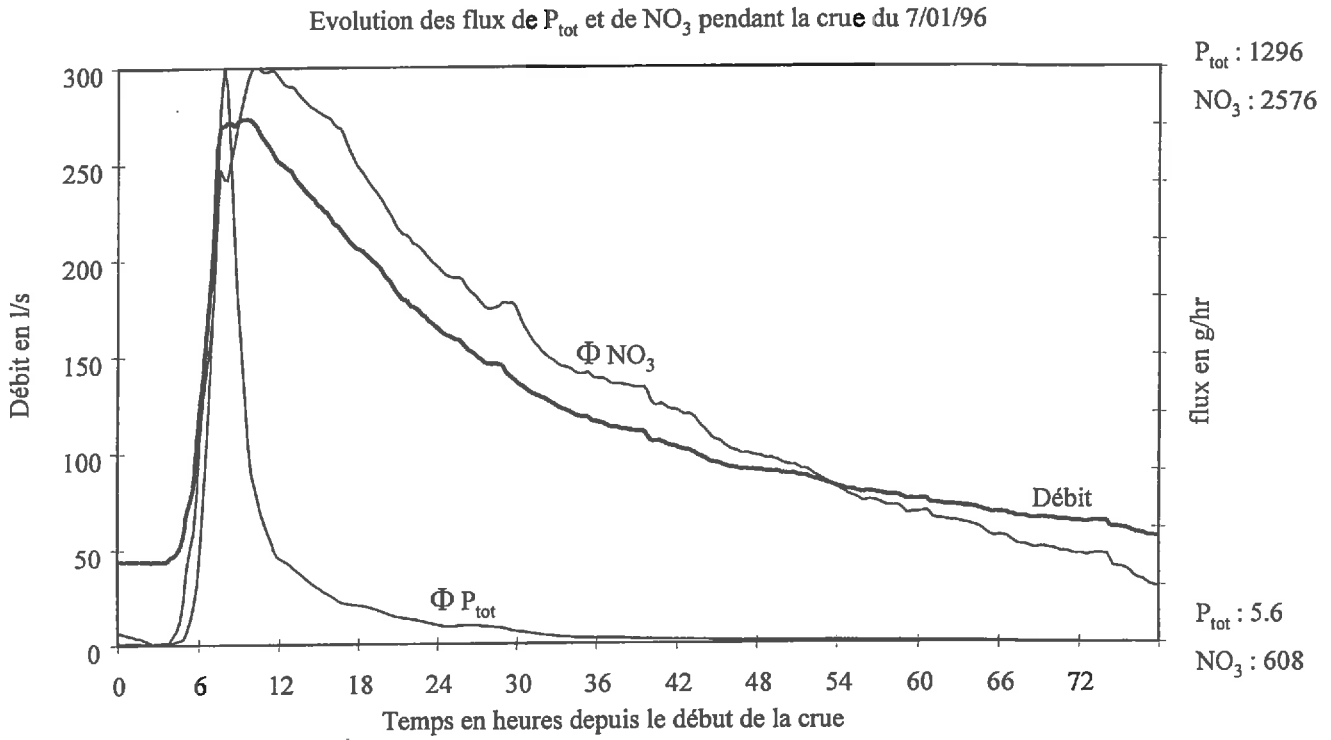
	P <sub>tot</sub>	P <sub>ef</sub>	P <sub>p</sub>	P <sub>ortho</sub>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	MES
Echantillons de 8h	5,24	1,42	3,62	1,05	116	391	671	2655
Echantillons de 1h	5,87	1,50	4,37	1,12	113	381	652	3193
Erreur relative %	-11	-5	-17	-6	3	3	3	-17

signe négatif: l'échantillonnage de 8h minimise les flux



Annexe IV.2 (suite): Influence du mode d'échantillonnage sur la précision de calcul des flux.

La différence entre  $P_{tot}$  et  $NO_3$  est à mettre sur le compte de la forte augmentation des flux de substances particulières pendant la courte phase de la montée de crue alors que les flux de substances solubles restent moins variables au cours de la crue



Annexe IV.3: Contrôle de la qualité des analyses de phosphore (Blanc 1998).

Au sein du laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre de l'INRA à Thonon, la variabilité des résultats analytiques est très régulièrement testée. Pour le phosphore, les performances sont les suivantes:

**a) Evaluation de la précision (répétabilité)**

En utilisant la méthode de Murphy et Riley (méthode normalisée EN 1189, 1996), la variabilité des mesures au niveau de très faibles concentrations est donnée dans le tableau suivant:

Concentration en $\mu\text{gP/l}$	Ecart-type
0 (témoin)	0,3
5	0,3
10	0,4
20	0,6
50	1,0

Les mesures sont effectuées par séries de 20 ou 30 essais.

La limite de détection évaluée à 3 fois l'écart-type au niveau des blancs ressort donc à 1  $\mu\text{gP/l}$

Les résultats du tableau ci-dessus permettent en outre d'évaluer la variabilité aux autres niveaux de concentration fréquemment rencontrés dans les eaux de surface faiblement contaminées.

Pour des niveaux de concentrations plus élevés ( $> 100 \mu\text{gP/l}$ ), Burton (1973) obtient une erreur de 4%. L'erreur relative diminue au fur et à mesure que les concentrations augmentent.

Les analyses interlaboratoire effectuées dans le cadre de divers circuits d'intercomparaison confirment les résultats ci-dessus.

Par exemple : un échantillon d'eau de rivière analysé par vingt laboratoires a donné une concentration moyenne de 26  $\mu\text{gP/l}$ , une médiane de 26  $\mu\text{gP/l}$  et un écart-type interlaboratoire de 3  $\mu\text{gP/l}$ . Le laboratoire de Thonon a rendu 27  $\mu\text{gP/l}$ . Pour ajout de 11  $\mu\text{gP/l}$  dans le même échantillon, le laboratoire de Thonon a trouvé 12  $\mu\text{gP/l}$ .

**b) Evaluation de la justesse**

En plus des essais par ajouts dosés, la justesse des mesures est contrôlée à l'aide de solutions étalons certifiées de l'Institut de la Qualité de l'Eau du Danemark (VKI), de la société irlandaise « Reagecon » et des ampoules d'échantillons d'eau synthétique de l'EPA des Etats Unis. Les résultats trouvés pour ces divers étalons certifiés rentrent dans les limites d'acceptabilité avec une probabilité de 95% donnée par les fournisseurs.

**Les résultats obtenus lors de ces contrôles garantissent donc que les valeurs trouvées ne sont pas entachées d'erreurs de justesse.**

Annexe IV.4: Etalonnage du fluorimètre

gammes d'étalonnage

filtre 5%	y: chlorophylle	x: fluorescence	
	(µg/l)	(unité arbitraire)	
	122,6	21	$y = 5.31 x + 6.79, R^2 = 0.99$
	245	42	
	367	72	
	490	89	
filtre 10%	0	0	$y = 2.17 x - 3.32, R^2 = 0.99$
	61	32	
	122,5	58	
	183,5	85	
filtre 50%	0	0	$y = 0.31 x + 0.79, R^2 = 0.99$
	7,62	20	
	15,25	44	
	30,5	96	

Annexe IV. 5: le milieu de culture

Il sera obtenu après dilution au 1/1000 du milieu concentré AAP.

Nous avons apporté des modifications à ce milieu afin d'obtenir l'élément phosphore séparément des autres. Ainsi  $K_2HPO_4$  a été remplacé par  $NaH_2PO_4$ ,  $H_2O$  et le potassium a été apporté au milieu sous forme de  $KNO_3$ , ceci en respectant les concentrations finales de chaque élément.

Milieu de culture AAP  
Solution à diluer au 1/1000

## Macroéléments

Composition pour 500 ml		Concentration finale en mg/l	
Na NO <sub>3</sub>	12.23 g	N	4.2
K NO <sub>3</sub>	0.6075 g	K	0.469
Mg Cl <sub>2</sub> , 6 H <sub>2</sub> O	6.082 g	Mg	2.904
Ca Cl <sub>2</sub> , 2 H <sub>2</sub> O	2.205 g	Ca	1.202
Mg SO <sub>4</sub> , 7 H <sub>2</sub> O	7.35 g	S	1.911
Na HCO <sub>3</sub>	7.5 g	Na	11.001
Na H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> , H <sub>2</sub> O	0.4135 g	P	0.186
		C	2.143

## Microéléments

		Concentration finale en µg/l	
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	92.760 mg	B	32.460
Mn Cl <sub>2</sub> , 2 H <sub>2</sub> O	207.690 mg	Mn	115.374
Zn Cl <sub>2</sub>	1.635 mg	Zn	1.570
Co Cl <sub>2</sub> , 6 H <sub>2</sub> O	0.714 mg	Co	0.354
Cu Cl <sub>2</sub> , 2 H <sub>2</sub> O	0.006 mg	Cu	0.004
Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> , 2H <sub>2</sub> O	3.630 mg	Mo	2.878
Fe Cl <sub>3</sub> , 6 H <sub>2</sub> O	79.880 mg	Fe	33.051
Na <sub>2</sub> EDTA, 2H <sub>2</sub> O	150.000 mg		

Annexe IV.6: Caractéristiques des parcelles témoin au cours de la période du suivi

## 1) Représentativité de chaque groupe morphologique

nom	taille	MOS 10/95	MOS 12/95	MOS 03/96	MOS 05/96	MOS 11/96
Z.C.1	15302	maïs	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver
Z.C.2	8145	CR maïs F	CR maïs F	CR maïs F	maïs	CR maïs G
Z.C.3	10369	maïs	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver
Z.C.4	10450	CR maïs F	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver
Z.C.5	13611	CR soja	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver
Z.C.6	8862	labour	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver	Colza
Z.C.7	9342	labour	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver	Colza
Z.C.8	42822	ND, ND	ND, ND	ND, ND	maïs	Blé hiver

118904 32%

Z.R.1	10296	D, ND	D, ND	labour	maïs	CR maïs G
Z.R.2	52220,2	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver	D, D
Z.R.3	45185	ND, ND	ND, D	labour	maïs	Blé hiver
Z.R.4	21068	CR autres	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver
Z.R.5	8280	CR maïs G	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver	D, ND
Z.R.6	3616	CR maïs F	CR maïs F	labour	maïs	Blé hiver
Z.R.7	15194	D, D	Blé hiver	Blé hiver	Blé hiver	D, D
Z.R. 8	14580	maïs	CR maïs G	labour	maïs	Blé hiver

170440 15%

Z.P.1	3513	jachère	jachère	Blé printemps	Blé printemps	D, D
Z.P.2	5482	maïs	CR maïs G	Blé printemps	Blé printemps	labour
Z.P.3	21182	CR maïs G	CR maïs G	labouré	maïs	Blé hiver
Z.P.4	7935	D, D	jachère	labouré	Blé printemps	Blé hiver
Z.P.5	15049	maïs	labouré	Blé printemps	Blé printemps	labour

53161 12%

## 2) Représentativité de l'occupation des parcelles agricoles au cours des 3 successions culturales du suivi

	déc-95	% parmi les parcelles témoin	% parmi les parcelles du BV
Blés	164699	48	51
Chaumes, jachères et labours	124800	36	36
CR maïs	53005	15	8

mai-96

Blés	196678	57	60
Maïs	145826	43	33
divers (colza, betterave, soja)	0	0	7

nov-96

Blés	206122	59	65
Chaumes, jachères et labours	107882	31	25
CR maïs	18441	5	7
colza	18204	5	3

En double souligné: représentativité de la surface des parcelles témoin vis à vis de la répartition morphologique de l'ensemble du bassin versant

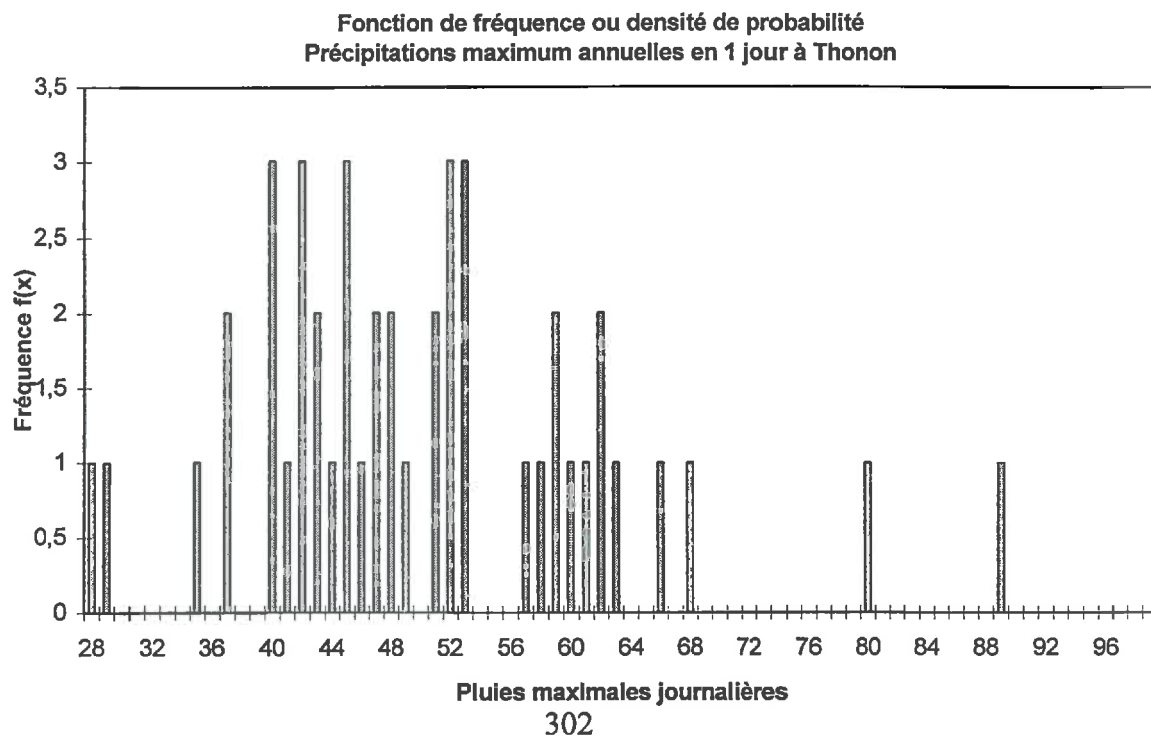
Annexe V.1: Calcul de la durée de retour d'une pluie journalière pour la région de Thonon

1) Série chronologique

	Pluie maximale expérimentale annuelle en 1 jour à Thonon
1951	42
1952	47
1953	57
1954	63
1955	52
1956	45
1957	41
1958	51
1959	62
1960	48
1961	40
1962	43
1963	61
1964	53
1965	52
1966	29
1967	60
1968	53
1969	40
1970	45
1971	28

1972	35
1973	37
1974	47
1975	59
1976	42
1977	89
1978	80
1979	62
1980	44
1981	66
1982	51
1983	43
1984	68
1985	48
1986	37
1987	53
1988	49
1989	42
1990	45
1991	40
1992	52
1993	58
1994	59
1995	46

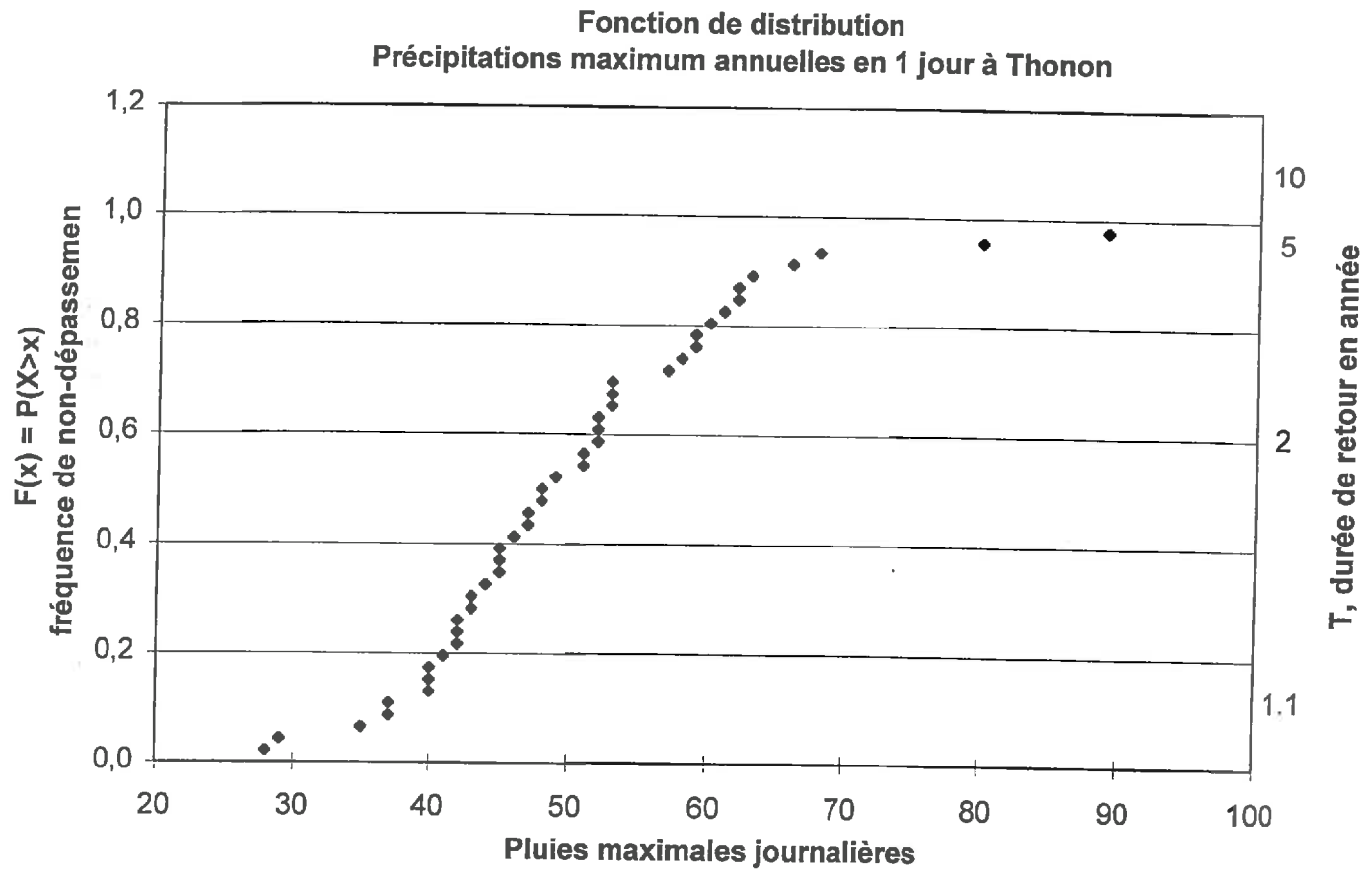
2) Polygone de fréquence



AnnexeV.1 suite

3) Fonction de distribution

Les pluies sont rangées par ordre croissant. A chaque rang  $r$  est attribuée la fréquence expérimentale suivante :  
 $F=r/(N+1)$  avec  $N$  le nombre d'échantillons ( formule de Weibull ).  
 La fréquence de non dépassement est reliée à une durée de retour, en année , par la formule :  
 $T=( 1/(F-1))$



AnnexeV.1 suite

4) Linéarisation de la fonction de distribution

Ajustement sur une loi de Gumbel :

$$F(x) = e^{-e^{-(x-a)/b}}$$

Avec  $E(x) = a + 0.5772b$

$$\text{Var}(x) = (\pi^2/6) b^2$$

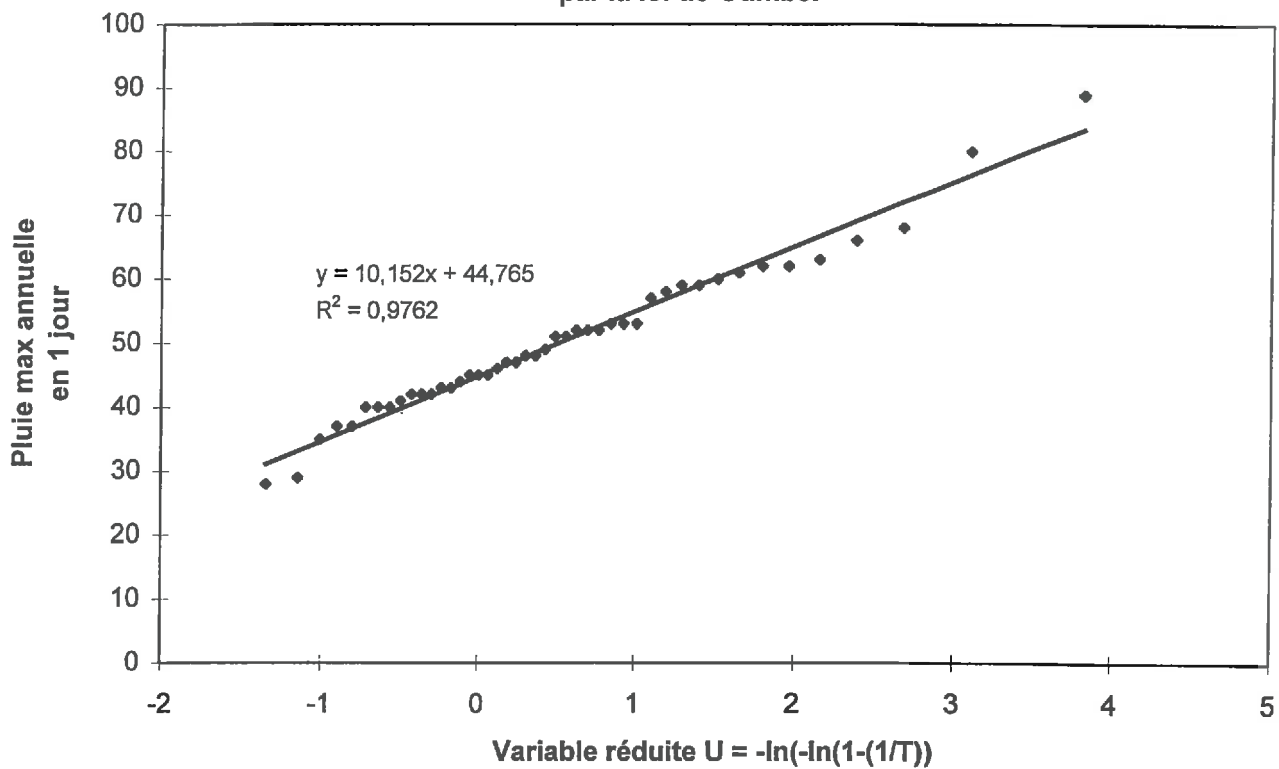
Soit  $a = 44,9$

$B = 9,4$

On peut aussi linéariser l'axe des fréquences en utilisant la variable réduite :

$$U = -\ln(-\ln(1-1/T))$$

**Linéarisation des pluies maximum annuelles en 1 jour  
par la loi de Gumbel**



## Annexe V.1 suite

## 5) Contrôle de la qualité de l'ajustement par un test du Khi 2

H <sub>pluie</sub>	F théor		(Obs - Théor) <sup>2</sup>	H <sub>pluie</sub>	F théor		(Obs - Théor) <sup>2</sup>
	Gumbel	Weibull			Gumbel	Weibull	
28	0,2	2,2	17,5	51	59,4	54,3	0,4
29	0,4	4,3	38,1	51	59,4	56,5	0,1
35	5,5	6,5	0,2	52	62,6	58,7	0,2
37	9,7	8,7	0,1	52	62,6	60,9	0,1
37	9,7	10,9	0,1	52	62,6	63,0	0,0
40	18,4	13,0	1,6	53	65,7	65,2	0,0
40	18,4	15,2	0,6	53	65,7	67,4	0,0
40	18,4	17,4	0,1	53	65,7	69,6	0,2
41	21,9	19,6	0,2	57	76,1	71,7	0,2
42	25,5	21,7	0,6	58	78,2	73,9	0,2
42	25,5	23,9	0,1	59	80,2	76,1	0,2
42	25,5	26,1	0,0	59	80,2	78,3	0,0
43	29,3	28,3	0,0	60	82,0	80,4	0,0
43	29,3	30,4	0,0	61	83,7	82,6	0,0
44	33,2	32,6	0,0	62	85,2	84,8	0,0
45	37,1	34,8	0,1	62	85,2	87,0	0,0
45	37,1	37,0	0,0	63	86,6	89,1	0,1
45	37,1	39,1	0,1	66	90,1	91,3	0,0
46	41,1	41,3	0,0	68	91,9	93,5	0,0
47	45,0	43,5	0,0	80	97,7	95,7	0,0
47	45,0	45,7	0,0	89	99,1	97,8	0,0
48	48,8	47,8	0,0			Σ:	61,1
48	48,8	50,0	0,0				
49	52,5	52,2	0,0				

Nbre degré liberté: 44, soit un point critique de 63 avec  $\alpha = 5\%$

Acceptation de l'ajustement par la loi de Gumbel



Annexe V.1 fin

6) On en tire le tableau des intensité / fréquence :

Pluie maximum annuelle en 1 jour calculée par ajustement Gumbel	Durée de retour en années calculé par ajustement Gumbel	Pluie maximum annuelle en 1 jour calculée par ajustement Gumbel	Durée de retour en années calculé par ajustement Gumbel
35	1,1	69,9	15
40	1,2	70	15,2
45	1,6	72,6	20
48,3	2	74,8	25
50	2,3	75	25,7
53,3	3	76,5	30
55	3,5	79,2	40
56,5	4	80	43,5
58,9	5	81,3	50
60	5,6	85	74,0
60,8	6	85,1	75
62,4	7	87,8	100
63,7	8	90	126,1
64,9	9	95	215,1
65	9,1	100	367,2
65,9	10	100	367,2

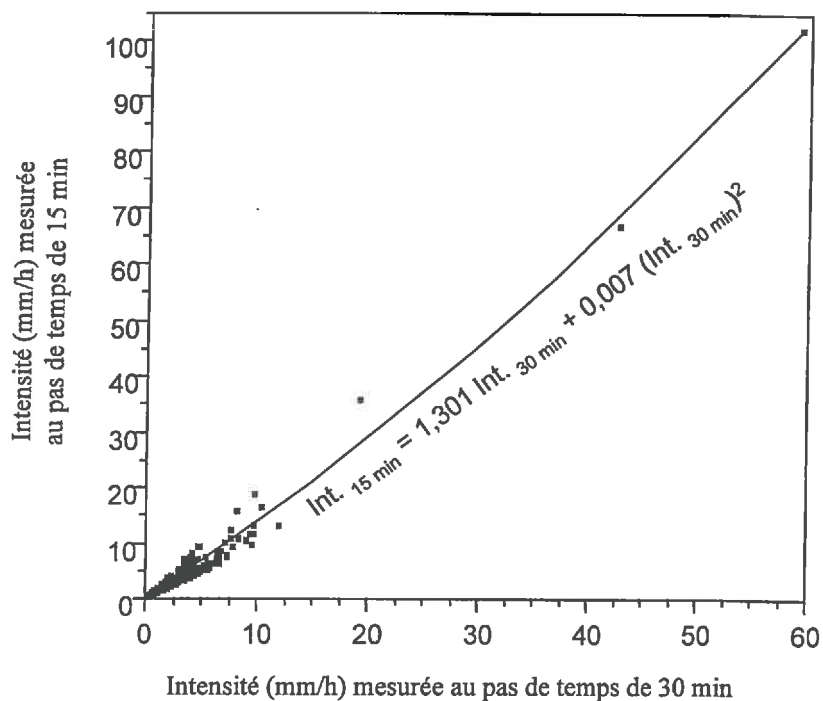
De même, pour les précipitations maximales en 3 jours, on a les valeurs suivantes :

10 ans : 101 mm  
 20 ans : 113 mm  
 25 ans : 117 mm  
 30 ans : 120 mm  
 50 ans : 129 mm  
 100 ans : 191 mm

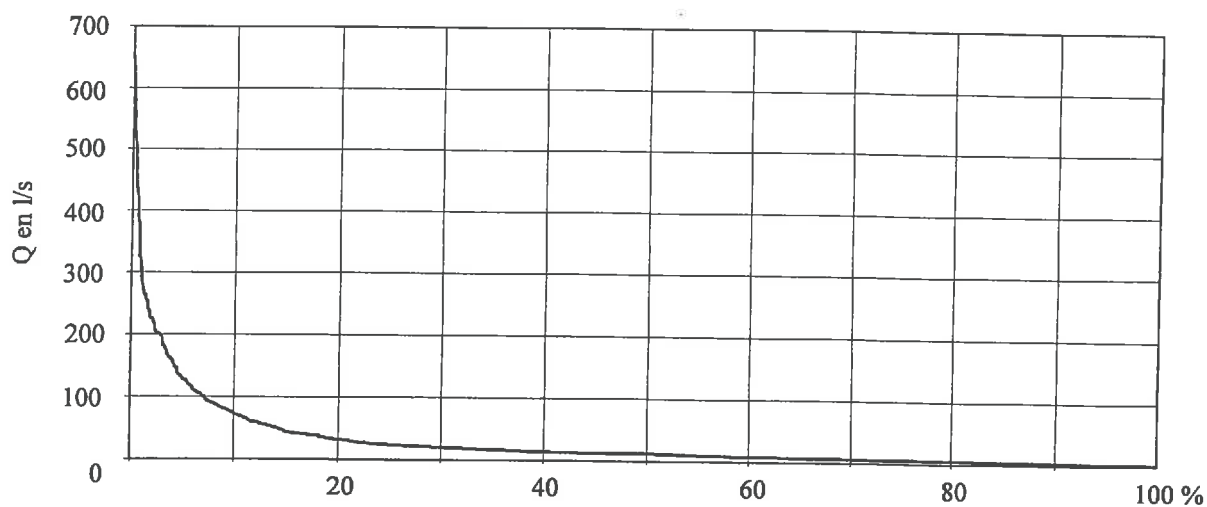
34 ans : 122 mm

Annexe V.2: Transformation des intensités pluvieuses mesurées sur 30 min en intensités pluvieuses sur 15 min

Données recueillie de juin à décembre 1996



Annexe V.3: Courbe des débits classés durant la période d'étude (1.01.93 au 26.01.97)



## Annexe V.4: Calcul des flux spécifiques agricoles sur le bassin du Mercube

Flux spécifiques\* non agricoles  
Fourchette basse

	Surfaces	Ptot	PP	Pef	NO3	Cl
forêt	123	0,1	0,05	0,05	2	3
prairies	23	0,1	0,05	0,05	2	3
urbain ruiss	9	0,8	0,6	0,2	3	12
urbain perm	13	0,1	0,2	0,1	2	3
Z. Humide	2	0,1	0	0,1	0	10

Flux spécifiques\* non agricoles  
Fourchette haute

Ptot	PP	Pef	NO3	Cl
0,3	0,2	0,1	4	10
0,3	0,2	0,1	4	10
2	1,5	0,5	6	15
0,3	0,2	0,1	4	10
0,3	0,1	0,2	1	10

$\Sigma$  (flux non agricoles)  
en kg/ha/an

Ptot	PP	Pef	NO3	Cl
23,3	15,3	10,6	345	605

Ptot	PP	Pef	NO3	Cl
66,3	45,5	20,8	692	1745

## Exportations totale Mercube

	Ptot	PP	Pef	NO3	Cl
1993	146	118	28	3506	12334
1994	88	68	20	2784	10851
1995	214	174	40	2914	12188
1996	130	98	32	2938	10988
Moyenne	145	115	30	3036	11590

Flux spécifiques agricoles  
Fourchette haute

	Ptot	PP	Pef	NO3	Cl
1993	0,93	0,78	0,13	23,95	88,86
1994	0,49	0,40	0,07	18,48	77,62
1995	1,44	1,20	0,22	19,46	87,75
1996	0,81	0,63	0,16	19,64	78,66
Moyenne	0,92	0,76	0,15	20,39	83,22

Flux spécifiques agricoles  
Fourchette basse

Ptot	PP	Pef	NO3	Cl
0,60	0,55	0,05	21,32	80,22
0,16	0,17	-0,01	15,85	68,98
1,12	0,97	0,15	16,83	79,11
0,48	0,40	0,08	17,02	70,02
0,60	0,53	0,07	17,76	74,58

Flux spécifiques non agricoles  
Valeurs moyennes

1993	0,77	0,66	0,09	22,63	84,54
1994	0,33	0,28	0,03	17,16	73,30
1995	1,28	1,09	0,18	18,15	83,43
1996	0,65	0,51	0,12	18,33	74,34
Moy	0,76	0,64	0,11	19,07	78,90

\* cf valeurs présentées au chap de la bibliographie

1) Pour le flux des chlorures émis des surfaces imperméables, on tient compte à la fois des apports atmosphériques (1g de Cl par m<sup>2</sup> et par an, CIPEL 1984) et du salage des 1400 m de routes principales à un taux de 1 à 3 t/km

2) La répartition du Ptot en PP et Pef est arbitraire

**Annexe V.5: Bilan de phosphore sur la SAU du bassin du Mercube (Perron 1994)**

## 1) Flux spécifiques par type d'exploitations agricoles

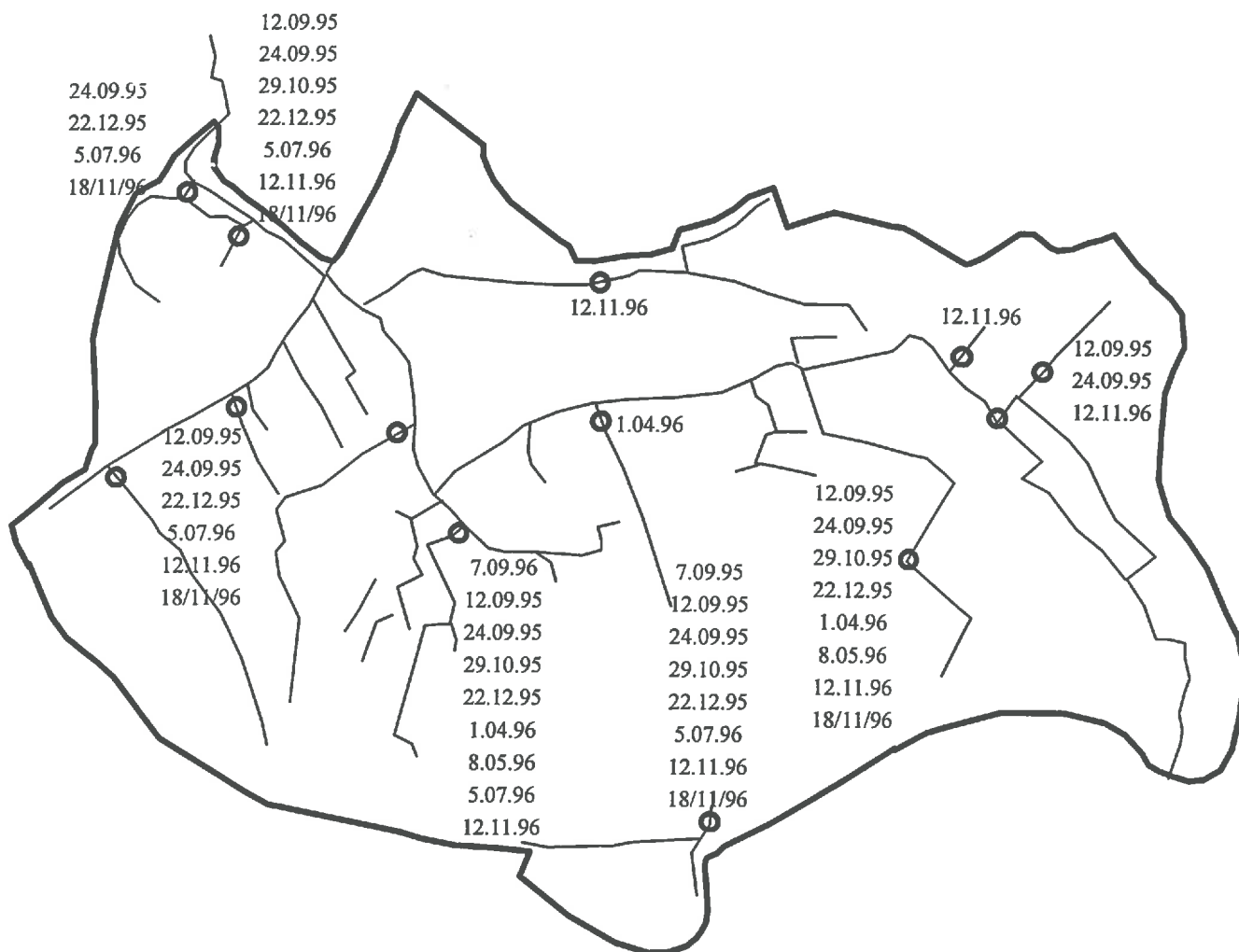
Types d'exploitations	Apports			Pertes
	Organiques kg P/ha/an	Boues kg P/ha/an	Minéraux kg P/ha/an	Organiques kg P/ha/an
PT1, PT2	0,7	0	18,7	11,7
M1 M2	3,9	0	4,6	3,9
M3 M4 M5	4,3	6,7	17,4	14,3
D2	7,8	0	22,2	16,1

## 2) Bilan de masses sur la SAU du bassin versant

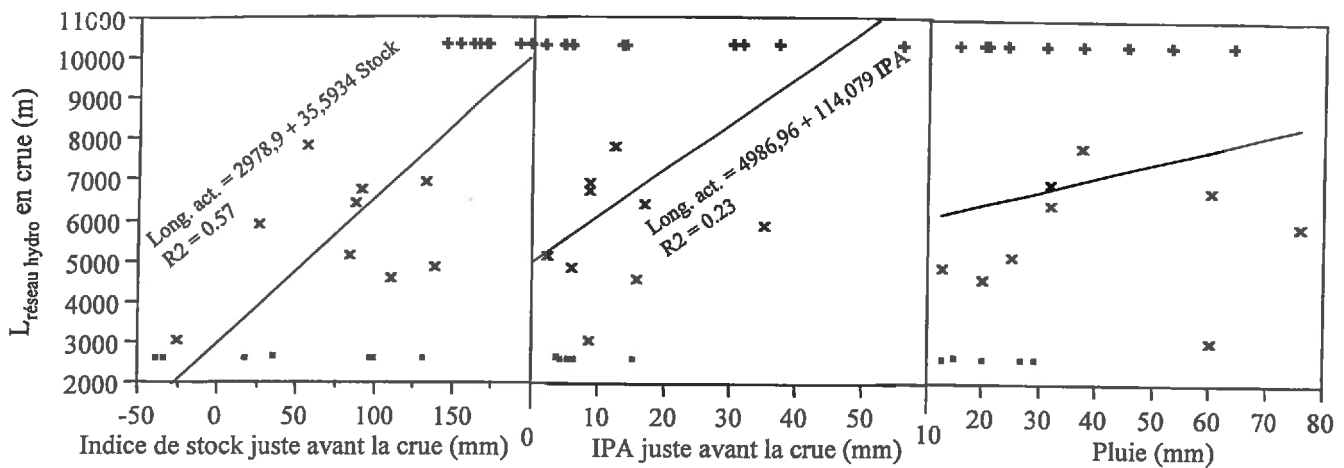
Types d'exploitations	surfaces ha	Répartition des entrées			Bilan	
		Organiques kg P/ha/an	Boues kg P/ha/an	Minéraux kg P/ha/an	Entrées totales kg P	Exportations kg P
PT1, PT2	13	9	0	252	262	158
M1 M2	45	175	0	207	382	175
M3 M4 M5	91	391	610	1584	2585	1302
D2	6	45	0	127	171	92
Total	155	620	610	2170	3400	1727

Solde (kg)	1673
Enrichissement (kg/ha)	10,8

Annexe V.6: Répartition détaillée des tronçons actifs du réseau hydrographique lors de chaque crue



Annexe V.7: (Absence de ) relations entre la longueur active du réseau hydrographique lors des crues avec la valeur de l'indice du stock d'eau initial, avec un indice des pluies antécédentes et avec la hauteur de pluie



L'Indice des Pluies Antécédentes (IPA) repose sur le principe de décroissance logarithmique avec le temps du taux d'humidité du sol, au cours des périodes sans précipitations.

La formule adoptée est celle de l'Institut d'Aménagement des Terres et des Eaux de l'EPFL:

$$IPA_i = K \cdot IPA_{i-1} + P_{i-1}$$

- avec  $IPA_i$  indice de précipitations antérieures au jour  $i$  (mm)  
 $IPA_{i-1}$  indice de précipitations antérieures au jour  $i-1$  (mm)  
 $P_{i-1}$  précipitations tombées au jour  $i-1$  (mm)  
 $K$  coefficient inférieur à 1, en général compris entre 0.8 et 0.9

Annexe V.8: Description des écoulements sur les parcelles témoin

	Zones concaves				Zones à pente uniforme				Zones plates	
	Ruissellement diffus de bas de parcelle (hypo ou exfiltration)	Ruissellement uniquement concentré dans les traces de roues	Ruissellement généralisé diffus	Ruissellement généralisé concentré	Ruissellement diffus de bas de parcelle (hypo ou exfiltration)	Ruissellement uniquement concentré dans les traces de roues	Ruissellement généralisé diffus	Ruissellement généralisé concentré	Excès d'eau modéré (flaques < 1/3 surface)	Excès d'eau (flaques > 1/3 surface)
7/09/95	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2		■		Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4		■		Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6					
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8				Z.R.8					
12/09/95	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2		■		Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4		■		Z.R.4				Z.P.4	■
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6	■			Z.R.6					
	Z.C.7	■			Z.R.7	■				
	Z.C.8	■			Z.R.8					
24/09/95	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2		■		Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4		■		Z.R.4	■			Z.P.4	■
	Z.C.5	■			Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6	■				
	Z.C.7				Z.R.7	■				
	Z.C.8	■			Z.R.8					
29/10/95	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2		■		Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3	■			Z.P.3	
	Z.C.4		■		Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5	■			Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6	■				
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8	■			Z.R.8					
22/12/95	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2		■		Z.R.2	■			Z.P.2	
	Z.C.3	■			Z.R.3		■		Z.P.3	
	Z.C.4	■			Z.R.4				Z.P.4	■
	Z.C.5	■			Z.R.5				Z.P.5	■
	Z.C.6	■			Z.R.6	■				
	Z.C.7	■			Z.R.7	■				
	Z.C.8	■			Z.R.8					

Annexe V.8: Description des écoulements sur les parcelles témoin (suite)

	Zones concaves				Zones à pente uniforme				Zones plates	
	Ruissellement diffus de bas de parcelle (hypo ou exfiltration)	Ruissellement uniquement concentré dans les traces de roues	Ruissellement généralisé diffus	Ruissellement généralisé concentré	Ruissellement diffus de bas de parcelle (hypo ou exfiltration)	Ruissellement uniquement concentré dans les traces de roues	Ruissellement généralisé diffus	Ruissellement généralisé concentré	Excès d'eau modéré (flaques < 1/3 surface)	Excès d'eau (flaques > 1/3 surface)
7/01/96	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2				Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4				Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6					
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8				Z.R.8					
12/02/96	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2				Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4				Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6					
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8				Z.R.8					
1/04 et 8/05/96	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2				Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4				Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6					
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8				Z.R.8					
7/06/96	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2				Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4				Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6					
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8				Z.R.8					
5/07/96	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2				Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4				Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6					
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8				Z.R.8					



Annexe V.8: Description des écoulements sur les parcelles témoin (fin)

	Zones concaves				Zones à pente uniforme				Zones plates	
	Ruissellement diffus de bas de parcelle (hypo ou exfiltration)	Ruissellement uniquement concentré dans les traces de roues	Ruissellement généralisé diffus	Ruissellement généralisé concentré	Ruissellement diffus de bas de parcelle (hypo ou exfiltration)	Ruissellement uniquement concentré dans les traces de roues	Ruissellement généralisé diffus	Ruissellement généralisé concentré	Excès d'eau modéré (flaques < 1/3 surface)	Excès d'eau (flaques > 1/3 surface)
707/96	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2				Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4				Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6					
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8				Z.R.8					
12/11 et 27/11/96	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2				Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4				Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6					
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8				Z.R.8					
13/12/96	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2				Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4				Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6					
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8				Z.R.8					
19/12 et 23/12/96	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2				Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4				Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6					
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8				Z.R.8					
19/01/96	Z.C.1				Z.R.1				Z.P.1	
	Z.C.2				Z.R.2				Z.P.2	
	Z.C.3				Z.R.3				Z.P.3	
	Z.C.4				Z.R.4				Z.P.4	
	Z.C.5				Z.R.5				Z.P.5	
	Z.C.6				Z.R.6					
	Z.C.7				Z.R.7					
	Z.C.8				Z.R.8					

Annexe V.9: Influence de la culture sur le taux d'imperméabilisation des parcelles agricoles

Hectares de surfaces battantes selon le MOS

	oct-95	déc-95	mars-96	mai-96	juin-96	juil-96	oct-96	nov-96	déc-96
blé		0,32	6,38	1,24	1,24	1,24		9,27	21,4
maïs	0,95			7,39	38,9	32,5			0,24
colza	1,71	1,71	2,5	0,37	0,37	0,37		0,6	1
soja				1,59	3,9	3,9			
cult. sarclées	0,41			0,27	0,27	0,27			0,15
chaumes	0,15	0,82	0,4					3,4	6,93
CR maïs	2,47	1,1	0,93					0,38	0,62
CR autres	1,47							0,25	0,31
total	7,16	3,95	10,21	10,86	44,68	38,28	7,2	13,9	30,65

Pourcentages relatifs de battance propre à chaque culture lors de la dégradation maximum de la surface des sols

	Période de culture 1 (oct 95 à mars 96)			Période de culture 2 (mars à sept 96)			Période de culture 3 (nov et déc 96)		
	surf F2	surf tot	F2 rel	surf F2	surf tot	F2 rel	surf F2	surf tot	F2 rel
blé	6,38	63	10,1	1,24	70,4	1,8	9,27	27	34,3
maïs				38,9	38,9	100,0			
colza	2,5	4,3	58,1	0,37	4,3	8,6	0,6	2,6	23,1
soja				3,9	3,9	100,0			
cult. sarclées				0,27	2,7	10,0			
chaumes	0,4	52,4	0,8				3,4	44	7,7
CR maïs	0,93	6,2	15,0				0,38	127	0,3
CR autres							0,25	1	25,0

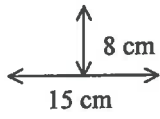
CR : chantiers de récolte

Chaumes : parcelles (non) déchaumées (non) désherbées

**Annexe V.10: Cartographie des signes d'érosion lors des crues correspondant à l'état 4 de bassin**

Crue du 7/06/96

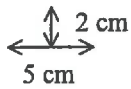
Section max des entailles:



- Parcelles concernées par des signes visibles d'érosion
- Parcelles concernées par des dépôts sédimentaires d'origine externe

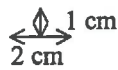
Crue du 7/07/96

Section max des entailles:



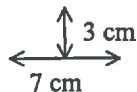
Crue du 19/12/96

Section max des entailles:



Crue du 19/01/97

Section max des entailles:



## Annexe V.1.1: Répartition des émissions selon les états associés aux crues

	ANNÉE 96				ANNÉE 95									
	Etat 1	Etat 2	Etat 2'	Etat 3	Etat 4	Total crues 96	Etiages 96	Etat 1	Etat 2	Etat 2'	Etat 3	Etat 4	Total crues 95	Etiages 95
# épisodes	14	3	5	8	4	34	7163	9	6	6	19	2	42	
Longueur	256	274	297	513	257	1597	7163	244	457	424	915	248	3288	6477
Vol (m <sup>3</sup> )	9377	39016	20635	284554	202482	556064	281583	5574	39049	48666	495109	252749	841147	332086
Ptot (kg)	0,76	8,56	2	42,35	68,63	122,3	8,02	1,42	7,4	3,9	107,6	82,8	203	14,85
Pef (kg)	0,43	3,71	0,48	10,9	13,5	29,02	2,86	0,48	2,7	1,1	19,7	9,8	34	6,74
Po (kg)	0,318	3,031	0,276	6,86	9,48	19,97	1,38	0,36	2,1	0,4	13	6,9	23	4,56
Cl (kg)	144	838	302	3152	1948	6383	4605	135	575	507	5588	1487	8292	4211
SO4 (kg)	322	1105	603	5115	2985	10130	9245	297	1003	1121	8182	3098	13701	9838
NO3 (kg)	21	198	55	914	594	1783	1156	38	233	87	1207	365	1930	1076
MES (kg)	390	5558	1333	32801	74633	114715	4418	847	3808	2208	96256	94977	198096	8134

	Toutes années confondues en absolu				Tot crues	Etiages
	Etat 1	Etat 2	Etat 2'	Etat 3		
# épisodes	28	16	11	32	94	
Longueur	596	1091	721	1532	4509	15920
Vol (m <sup>3</sup> )	17169	176244	69301	884293	1647310	762306
Ptot (kg)	2,46	30,56	5,9	169,05	381,18	32,07
Pef (kg)	0,98	10,91	1,58	33,8	72,69	15,1
Po (kg)	0,728	8,431	0,676	22,26	50,12	10,24
Cl (kg)	314	3004	809	10361	18404	11321
SO4 (kg)	705	4714	1724	15744	29661	24362
NO3 (kg)	66	995	142	2480	4760	2836
MES (kg)	1430	21804	3541	146370	375397	15394

	Toutes années confondues en pourcentages				Tot crues	Etiages	Toutes années confondues en pourcentages				
	Type 1	Type 2	Type 2'	Type 3			Type 4	Etat 1	Etat 2	Etat 2'	Etat 3
# épisodes	29,8	17,0	11,7	34,0	7,4						
Longueur	13,2	24,2	16,0	34,0	12,6	77,9	2,9	5,3	3,5	7,5	2,8
Vol (m <sup>3</sup> )	1,0	10,7	4,2	53,7	30,4	68,4	0,7	7,3	2,9	36,7	20,8
Ptot (kg)	0,6	8,0	1,5	44,3	45,5	92,2	7,8	7,4	1,4	40,9	41,9
Pef (kg)	1,3	15,0	2,2	46,5	34,7	82,8	17,2	12,4	1,8	38,5	28,7
Po (kg)	1,5	16,8	1,3	44,4	35,5	83,0	17,0	14,0	1,1	36,9	29,5
Cl (kg)	1,7	16,3	4,4	56,3	21,3	61,9	38,1	10,1	2,7	34,9	13,2
SO4 (kg)	2,4	15,9	5,8	53,1	22,8	54,9	45,1	8,7	3,2	29,1	12,5
NO3 (kg)	1,4	20,9	3,0	52,1	22,6	62,7	37,3	13,1	1,9	32,7	14,2
MES (kg)	0,4	5,8	0,9	39,0	53,9	96,1	3,9	5,6	0,9	37,5	51,8
Pourcentage exprimé par rapport aux crues						% par rapport au total	Pourcentage exprimé par rapport au total				

Annexe V.12: Caractéristiques des exportations associées aux crues de 1993 à 1996

Date des crues	Hydrologie		Exportations de masses										Concentrations moyennes								Spéciation du P	
	Vol m <sup>3</sup>	Qmax l/s	P <sub>tot</sub> kg	P <sub>ref</sub> kg	P <sub>ortho</sub> kg	P <sub>P</sub> kg	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> kg	Cl <sup>-</sup> kg	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> kg	MES kg	[Ptot] µg/l	[P <sub>ref</sub> ] µg/l	[Po] µg/l	[PP] µg/l	[NO3] mg/l	[Cl] mg/l	[SO4] mg/l	[MES] mg/l	PP /MES ppm	%P <sub>ref</sub> (Ptot)	%Po (P <sub>ref</sub> )	
14/07/94	662	78	0,17	0,03	0,02	0,14	1,47	10,5	24,8	137	257	45	30	211	2,2	15,9	37,5	207	1022	18	67	
10/08/94	89	13	0,03	0,01	0,02	0,02	0,2	1,01	2,6	12	337	112	112	223	2,2	11,7	29,2	135	1667	53	100	
08/09/94	2920	93	0,86	0,28	0,22	0,58	27,7	41,9	70,7	672	295	96	75	199	9,5	14,3	24,2	230	863	33	79	
03/10/94	17050	133	2,13	0,82	0,7	1,31	79,1	313,2	414	1463	125	48	41	77	4,6	18,4	24,3	86	895	38	85	
22/10/94	5731	93	0,98	0,33	0,26	0,65	20,2	111,4	161,7	619	171	58	45	113	3,5	19,4	28,2	108	1050	34	79	
28/10/94	30182	350	8,02	1,14	0,94	6,88	116,2	492,6	665,3	7518	266	38	31	228	3,8	16,3	22,0	249	915	14	82	
09/12/94	41810	711	21,74	1,92	1,37	19,82	114,7	324,4	687,9	32627	520	46	33	474	2,7	7,8	16,5	780	607	9	71	
30/12/94	41645	241	7,96	1,52	1,44	6,44	102,2	451,8	690,2	8253	191	36	35	155	2,5	10,8	16,6	198	780	19	95	
10/01/95	45850	825	15,4	1,86	1,31	13,55	126,6	565	739	19320	336	41	29	296	2,8	12,3	16,1	421	701	12	70	
13/02/95	22666	420	6,59	0,89	0,54	5,70	25,7	115,9	201,6	5548	291	39	24	251	1,1	5,1	8,9	245	1027	14	61	
16/02/95	27418	750	15,54	1,32	0,81	14,22	30,9	135,4	270,2	15776	567	48	30	519	1,1	4,9	9,9	575	901	8	61	
17/02/95	41760	1032	22,9	2,23	1,36	20,69	28,9	131,9	301,2	30215	548	53	33	495	0,7	3,2	7,2	724	684	10	61	
24/02/95	79834	905	29,59	2,83	2,02	26,75	66,02	333,9	722	26819	371	35	25	335	0,8	4,2	9,0	336	998	10	71	
18/03/95	33264	240	3,56	0,47	0,24	3,09	70,3	255,1	572,8	2399	107	14	7	93	2,1	7,7	17,2	72	1288	13	51	
12/05/95	7724	65	1,08	0,31	0,13	0,77	11,5	70,9	163,6	613	140	40	17	100	1,5	9,2	21,2	79	1256	29	42	
26/05/95	5336	50	0,68	0,2	0,12	0,49	5,6	55,1	86,2	415,6	127	37	22	92	1,0	10,3	16,2	78	1155	29	60	
30/05/95	36741	280	7,76	1,12	0,51	6,64	70	346,2	496,8	7296	211	30	14	181	1,9	9,4	13,5	199	910	14	46	
11/07/95	156	40	0,09	0,009	0,003	0,08	0,3	1,8	3,4	78	577	58	19	519	1,9	11,5	21,8	500				
24/08/95	316	25	0,145	0,072	0,056	0,08	0,7	2,74	6,37	66	465	228	177	241	2,2	8,7	23,2	209	1152	49	78	
7/09/95	898	47	0,52	0,2	0,18	0,32	7,77	6,5	16,1	283	579	223	200	356	2,7	7,2	17,9	415	1131	38	90	
12/09/95	10862	140	5,3	1,19	0,909	2,11	11,2	135,2	174,6	1989	304	110	84	194	10,3	12,4	16,1	184	1086	36	75	
24/09/95	4097	155	1,33	0,48	0,38	0,85	17,9	53,1	86,5	696	325	117	93	207	4,4	12,3	21,1	170	1086	36	75	
5/10/95	425	22	0,104	0,043	0,035	0,06	1	5,6	12,3	38	245	101	82	144	2,4	13,2	28,9	89	1605	41	81	
29/10/95	835	52	0,32	0,12	0,1	0,20	2,1	14,3	29,1	103	383	144	120	240	2,3	17,1	33,7	173	1942	38	83	
22/12/95	9005	67	1,96	0,67	0,29	1,29	42,9	133,5	221,5	724	218	74		143	4,3	14,8	24,6	80	1782	34	74	
25/12/95	30445	430	13,3	2,26	1,104	11,04	138,9	1018,8	546,3	9858	437	74		363	4,6	33,5	17,9	324	1120	17		
07/01/96	21331	265	5,45	1,29	1	4,16	61,7	210,6	327	2780	255	60	47	195	2,9	9,9	15,3	130	1496	24	78	
12/02/96	28882	210	5,37	1,42	3,95	3,95	89,8	298	513	3067	186	49		137	3,1	10,3	17,8	106	1288	26		
01/04/96	2084	25	0,32	0,06	0,04	0,26	2,3	24,9	42,4	171	154	29	19	125	1,1	11,9	20,3	82	1520	19	67	
08/05/96	1443	53	0,78	0,2	0,12	0,58	1,7	62	96	479	176	45	27	131	3,8	14,0	21,6	108	1211	26	60	
07/06/96	30089	800																				
21/06/96	195	23	0,08	0,03	0,02	0,05	0,3	2,5	4,6	51	410	154	103	256	1,5	12,8	23,6	262	980	38	67	
05/07/96	39,8	80	1,7	0,5	0,3	1,20	12	43	68	1150	434	123	102	206	3,3	13,0	17,4	269	1059	39	80	
07/07/96	72884	900	27,2	4,5	3	22,70	287	724	1032	33284	373	62	41	311	3,9	9,9	14,2	457	682	17	67	
05/11/96	251	11,3	0,04	0,02	0,01	0,02	0,7	3,8	6,1	7	159	80	40	80	2,8	15,1	24,3	23	2857	50	50	
12/11/96	16231	241	5,85	2,63	2,16	3,22	105,3	374,1	672,1	41827	248	156	130	154	6,3	22,2	28,5	349	770	65	83	
16/11/96	9575	44	0,61	0,36	0,38	0,25	47,5	226,8	249,2	2142	64	38	40	56	5,0	23,7	26,0	22	1167	59	149	
27/11/96	12474	220	2,69	1	0,27	1,69	39,4	148,1	225,8	2059	216	80	22	135	3,2	11,9	18,1	165	821	37	27	
13/12/96	45998	270	7,17	1,31	0,7	5,57	135,1	524,4	811,7	5937	156	28	15	121	2,9	11,4	17,6	129	987	18	53	
19/12/96	58694	720	25,2	4,66	3,64	20,24	122,9	565,8	892,2	24332	429	79	62	345	2,1	9,6	15,2	415	844	18	78	
23/12/96	31416	450	5,79	1,64	1,13	4,15	60,7	229,5	429	4588	184	52	36	132	1,9	7,3	13,7	146	905	28	69	
19/01/97	115650	800	38,66	5,89	3,86	32,77	391,9	980,4	1603,5	48022	334	51	33	283	3,4	8,5	13,9	415	682	15	66	

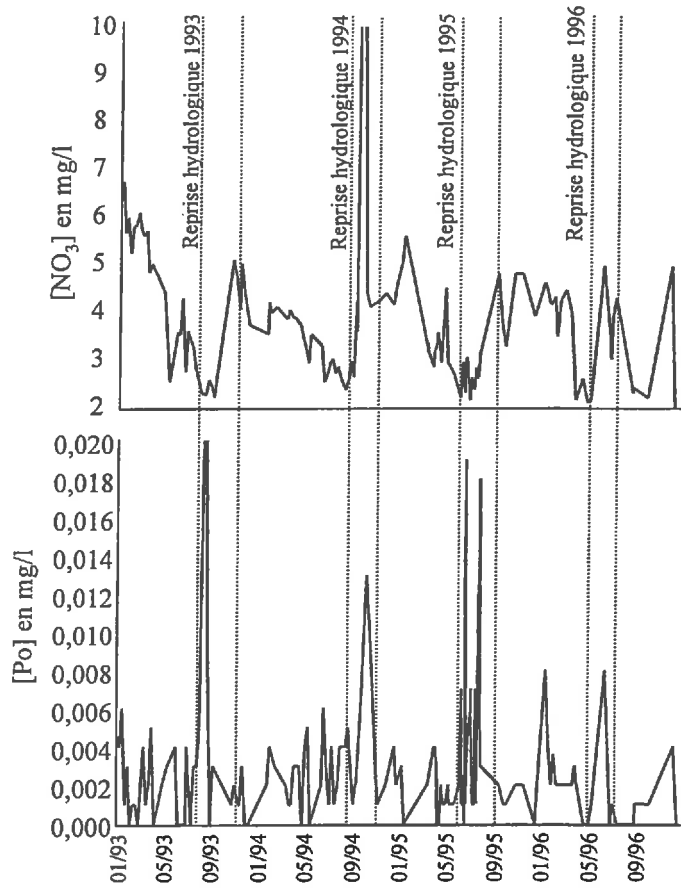
Etat de bassin inconnu    Etat de bassin 1    Etats de bassin 2 et 2'    Etat de bassin 3    Etat de bassin 4

Annexe V.13: Caractéristiques des exportations associées aux crues enregistrées à l'exutoire du sous-bassin agricole

Date des crues	durée	Hydrologie		Extrema		Exportations de masses										Concentrations moyennes										Spéciation du P			
		Voi m <sup>3</sup>	Q <sub>max</sub> l/s	X <sub>min</sub> mg/l	MES <sub>max</sub> mg/l	[NO <sub>3</sub> ] <sub>max</sub> mg/l	P <sub>tot</sub> kg	P <sub>rd</sub> kg	P <sub>ortho</sub> kg	P <sub>p</sub> kg	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> kg	Cl <sup>-</sup> kg	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> kg	MES kg	[P <sub>tot</sub> ] mg/l	[P <sub>rd</sub> ] mg/l	[P <sub>ortho</sub> ] mg/l	[P <sub>p</sub> ] mg/l	[NO <sub>3</sub> ] mg/l	[Cl] mg/l	[SO <sub>4</sub> ] mg/l	[MES] mg/l	PPM/MES ppm	%P <sub>rd</sub> (/P <sub>tot</sub> )	%P <sub>o</sub> (/P <sub>rd</sub> )				
12/11/96	36	931	31	479	479	0,4	0,23	0,21	0,17	11,9	57,5	24,6	124	430	247	226	183	12,8	61,8	26,4	133	1371	58	86	91				
18/11/96	105	605	2,2	429	50	0,059	0,051	0,047	0,0083	5,3	22,5	12,9	2,9	98	84	77	14	8,8	37,2	21,3	5	2862	86	92					
25/11/96	54	1087	13,4	336	436	0,28	0,16	0,14	0,12	7,31	31,4	17,3	66,7	258	147	129	110	6,7	28,9	15,9	61	1799	57	88					
27/11/96	40	305	8,2	392	166	0,08	0,07	0,03	0,01	1,9	7,6	4,9	17	262	230	98	33	6,2	24,9	16,1	56	588	88	43					
29/11/96	79	1602	48	189	337	0,68	0,28	0,24	0,4	4,14	16,6	14	215	424	175	150	250	2,6	10,4	8,7	134	1860	41	86					
19/01/97	103	2130	22,4	261	6300	7,7	0,79	0,24	0,2	0,55	10,3	19,8	22,5	2036	371	113	94	258	4,8	9,3	10,6	956	270	30	83				

En noir : crue associée à des signes d'érosion

**Annexe V.14:** Evolution des concentrations en  $N-NO_3^-$  et  $P_{ortho}$  à l'exutoire du Mercube pendant les étiages



**Annexe V.15:** Courbes représentant le mieux les relations hydrochimique étudiées

Relation	$X = f(Q)$	$MES = f(Q)$	$P_{ef} = f(Q)$	$NO_3^- = f(Cl^-)$	$P_{ef} = f(P_P)$	$P_P = f(MES)$
Courbe dominante						
%	45	75	60	30	40	50
Courbe secondaire						
%	25	20	35	25	20	35

## CURICULUM VITÆ

nom : Jordan-Meille  
prénoms : Lionel Francis  
date et lieu de naissance : 22 octobre 1971 à Annemasse (74), France  
nationalité : française

1978 - 1986 : Ecole primaire Jeanne d'Arc, Gex (01), France

1987 - 1989 : Lycée International de Ferney-Voltaire (01), France. Baccalauréat scientifique C

1989 - 1994 : Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (Vd), Suisse. Diplôme d'ingénieur  
du **génie rural**