

# Incertitudes sur l'attribution de l'état physico-chimique des cours d'eau par le quantile 90% des concentrations

## 7.1 Contexte et objectifs de l'étude.

L'évaluation de l'état de qualité physico-chimique des eaux se fait actuellement à partir du quantile 90% d'un jeu de concentrations mesurées chaque année à une fréquence donnée (mensuelle la plupart du temps). Pour chaque descripteur de qualité des eaux, le  $C_{90}$  est transformé en un indice qui varie de 100 (très bon) à 0 (très mauvais) par différentes fonctions. Une classe de qualité définie par le SEEE (Système d'Evaluation de l'Etat de l'Eau), correspondant à l'ancien SEQ-Eau (Système d'évaluation de la qualité de l'eau), est attribuée à chaque valeur du quantile 90% des concentrations. La grille utilisée dans ce travail sera l'ancienne grille SEQ-Eau (Tableau 8-1). En effet au moment des travaux, le SEEE n'était pas encore opérationnelle. Dans le SEEE, l'état écologique est défini par des seuils de couleurs qui changent de façon abrupte à quatre valeurs seuils d'un indice général de qualité calé entre 100 et 0. Le « bon état » est atteint pour une valeur d'indice >60 correspondant à la transition entre les classes de qualité verte et jaune de l'ancienne grille SEQ-Eau. Le principe reste donc le même c'est-à-dire de déterminer les incertitudes en fonction **d'une valeur seuil**. L'estimation des quantiles 90% ( $C_{90}$ ) et des classes sont incertaines et dépendent de la fréquence du suivi et de la variabilité des concentrations. Une partie de ce travail s'inscrit dans la continuité d'une collaboration sur un projet d'ingénierie de P-F Staub et J. Audet encadré par F. Moatar dans le cadre du Master Professionnel Géo-Hydrosystème Continentaux en Europe. Ce travail de Master a abouti à la mise en place d'une méthodologie permettant de quantifier les incertitudes liées à une classe de qualité SEQ-Eau pour le Phosphore total.

Cette méthodologie a donc été reprise dans la thèse pour l'ensemble des nutriments dissous et totaux disponibles dans la base de données du Lac Erie. Une partie importante de ce travail de groupe a été présentée aux journées de la SHF (Société Hydrotechnique de France) « Mesures hydrologiques et incertitudes en hydrométrie et qualité de l'eau »- Paris, 1-2 avril 2008).

Tableau 7-1: Classification SEQ-Eau et correspondance entre indice, couleur et qualité

Indice	Classe	Qualité
100	Bleu	Très bonne
80	Vert	Bonne
60	Jaune	Passable
40	Orange	Mauvais
20	Rouge	Très Mauvais
0		

Les objectifs de ce chapitre sont i) d'analyser les performances, comme descripteur, du quantile 90% des concentrations estimé à partir d'un suivi discret par rapport à celui de référence, déterminé sur les données journalières, en fonction du type de nutriments et de la fréquence d'échantillonnage, ii) de quantifier la probabilité de non-conformité de la classe de qualité déduite par rapport à la classe de référence en fonction de la fréquence d'échantillonnage, iii) de quantifier l'incertitude associée au sous échantillonnage en fonction des type de nutriments.

## 7.2 Méthodologie

La méthodologie présentée Figure 7-1 est appliquée à la base de données en nutriments pour les stations du Lac Erié (décrites dans le chapitre 2.2.2). Cette méthodologie se déroule en plusieurs étapes :

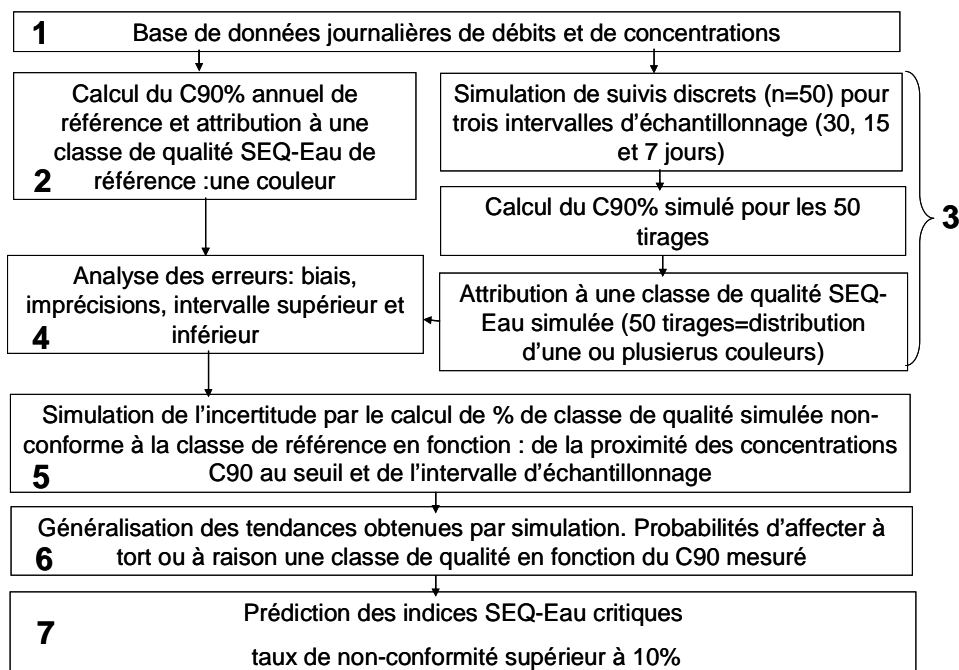


Figure 7-1 : Méthodologie utilisée sur le travail du quantile 90% des concentrations

**Etape 1 :** - utilisation de la base de données journalière en nutriments : Phosphore total et dissous, nitrate, ammonium et azote total. (344 année-stations).

- utilisation de la grille SEQ-Eau version 2.0 pour fixer les seuils de transitions entre les classes de qualité en fonction des divers polluants (tableau7-2).

Tableau 7-2 : Classe, indice et seuil de qualité pour les nutriments

Classe de qualité	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge	
Indice de qualité	100	80	60	40	20	0
N-NH4 (mg/l)		0.1	0.5	2	5	
N-NO3 (mg/l)		2	10	25	50	
TKN (mg/l)		1	2	4	10	
Ptot (mg/l)		0.05	0.2	0.5	1	
P-PO4 (mg/l)		0.1	0.5	1	2	

**Etape 2 :** - exploitation de la base de données journalière pour calculer les quantiles 90% de référence annuels ( $C_{90ref}$ ) à partir desquels sont établies les classes de qualité de référence.

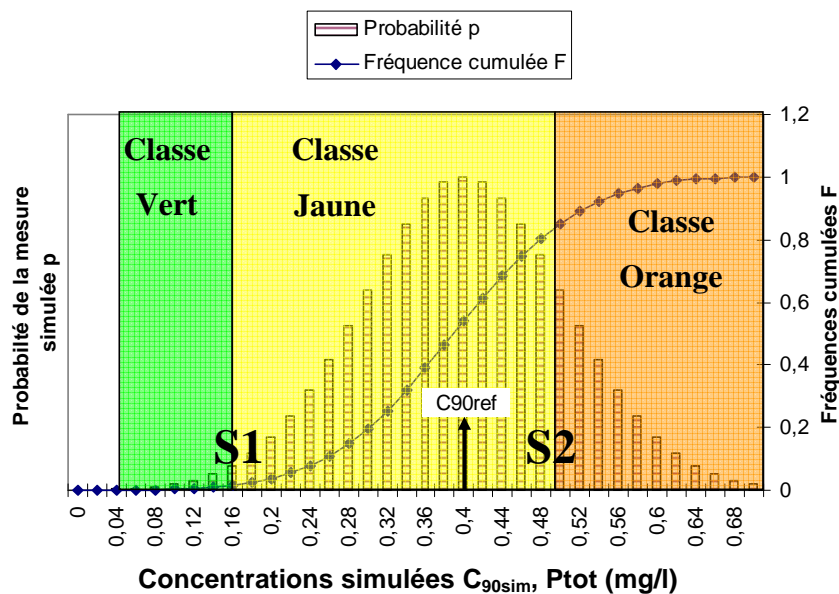
**Etape 3 :** - pour chaque année de chaque station et pour chaque nutriment, des simulations de suivis discrets ( $n=50$ ) sont établies par la méthode de Monte-Carlo pour trois intervalles de prélèvements : mensuelle, bimensuelle et hebdomadaire. Pour chaque simulation on extrait le quantile 90% des concentrations simulé ( $C_{90sim}$ ) et on déduit la classe de qualité simulée correspondante.

**Etape 4 :** Analyse statistique des erreurs entre le  $C_{90sim}$  et le  $C_{90ref}$  selon la formule :

$$Erreur\ relative\ (\%) = \left( \frac{C_{90sim} - C_{90ref}}{C_{90ref}} \right)$$

Comme pour les flux, le biais est ainsi déterminé comme la médiane des erreurs annuelles et l'imprécision comme la différence entre le quantile 10 et 90 des erreurs annuelles.

**Etape 5 :** Simulation de l'incertitude par le calcul du % de classe simulée non-conforme à la classe de référence. Le taux de non-conformité de la mesure simulée par rapport à la classe de référence est simplement donné par le nombre de valeurs de  $C_{90sim}$  générées hors de la classe de référence, divisé par le nombre total de valeurs générées sur une année, à savoir 50. On distinguera donc les probabilités de déclassement ou de surclassement selon que les  $C_{90sim}$  non-conformes correspondent à des classes de moins bonnes ou de meilleures qualités. La figure 7-2 schématise une situation pour une rivière dont la classe de référence est fixée à Jaune d'après  $C_{90ref}$ . L'histogramme représente une répartition idéalisée sous forme gaussienne des 50 valeurs simulées ( $C_{90sim}$ ) pour une fréquence de prélèvement donnée.

Figure 7-2 : Histogramme de répartition de 50 valeurs simulées de  $C_{90sim}$ 

Ainsi le taux de non-conformité peut s'exprimer à partir de la répartition simulée  $FC_{90ref}$  des fréquences cumulées issue d'une année dont la concentration de référence est  $c_{90ref}$ , comme suit (Figure 7-2) :

- pour le surclassement,  $p^+(c_{90ref}) = FC_{90ref}(S_1)$
- pour le déclassement,  $p^-(c_{90ref}) = 1 - FC_{90ref}(S_2)$

La loi de Gumbel est souvent utilisée en analyse fréquentielle pour estimer les comportements extrêmes pour des distributions asymétriques (non normale). Sa formulation générale est la suivante :

$$F(\bar{c}_{90}, \sigma, c_{90}) = \exp\{-\exp[-a.(c_{90} - b)]\}$$

avec

$$a = 1/(0,78.\sigma)$$

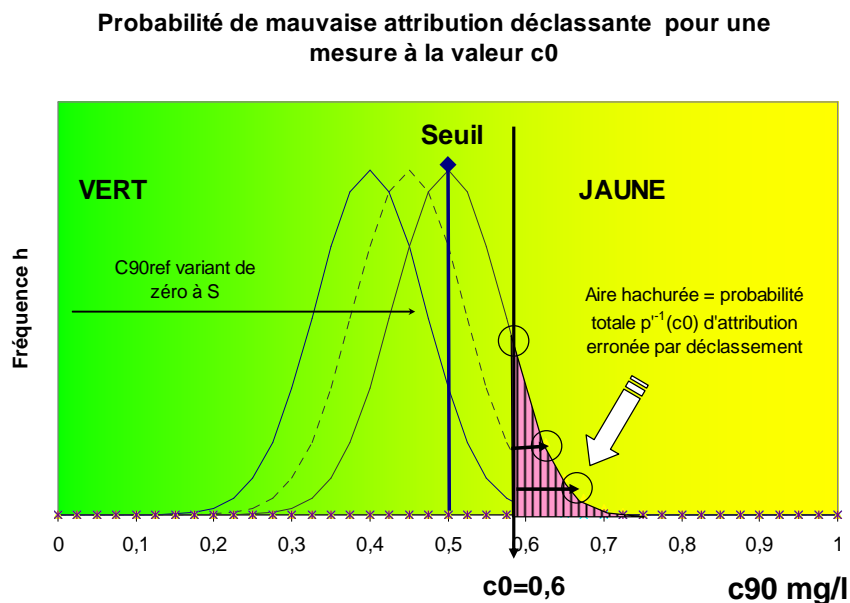
$$b = \bar{c}_{90} - 0,577 / a$$

Où  $\bar{c}_{90}$  est la moyenne des valeurs de  $C_{90sim}$  et  $\sigma$  est l'écart type.

**Etape 6** : Prédiction du taux de non-conformité associé à une valeur particulière de  $C_{90sim}$ .

Sur le plan opérationnel, il importe de pouvoir connaître la fiabilité d'une classe de qualité déduite empiriquement d'une valeur particulière  $C_{90}$  provenant d'une campagne de mesures effectuée à un intervalle donnée, sans connaissance de l'état réel de la rivière.

Une telle situation est illustrée par la figure 7-3 pour exemple d'une valeur de  $C_{90}$  issue de n mesures effectuées dans l'année et valant  $c_0=0,6\text{mg/l}$ .

Figure 7-3 : Probabilité de mauvaise attribution déclassante pour une mesure à la valeur  $c_0$ 

Le problème est donc de quantifier la probabilité que la valeur  $c_0$  obtenue, menant à la détermination d'une classe de qualité Jaune, soit en fait une manifestation statistique particulière d'une valeur  $C_{90ref}$  située dans la classe Vert.

Les courbes en cloche représentées dans la figure 7-3 correspondent à une représentation idéalisée des histogrammes de répartition des valeurs prédites pour diverses valeurs de  $C_{90ref}$ .

La probabilité totale de mauvaise attribution de la classe associée à  $c_0 = 0,6 \text{ mg/l}$  peut être obtenue en considérant l'ensemble des possibilités d'une concentration vraie  $C_{90ref}$  située en-deçà du seuil Vert/Jaune (ici  $0,5 \text{ mg/l}$ ), et en quantifiant le cumul des valeurs de  $h(c_0)$  pour tous les histogrammes associés à ces valeurs de  $C_{90ref}$ . Le calcul de l'aire hachurée sous la courbe dans la figure 7-3 permet d'obtenir cette probabilité totale de déclassement.

En première approche on peut faire l'hypothèse que les histogrammes conservent le même profil (même notamment la même largeur) pour des valeurs de  $C_{90ref}$  situées au voisinage du seuil  $S_1$ . Cela s'écrit

$$h_{C_{90ref}} \equiv h_{S_1}$$

Dans ces conditions on voit que l'aire hachurée  $p^{-1}(c_0)$  correspond au cumul des fréquences de l'histogramme  $h_{S_1}$  entre  $c_0$  et  $+\infty$ , soit

$$p^{-1}(c_0) = \int_{c_0}^{\infty} h_{S_1}(c_{90}) dc_{90} = 1 - F_{S_1}(c_{90})$$

, probabilité que la valeur mesurée  $c_0$  soit en fait associée à une classe de référence meilleure.

Le taux de mauvaise attribution par surclassement est obtenu similairement en sommant les contributions à  $c_0$  des histogrammes associés aux valeurs de  $C_{90ref}$  supérieures au seuil haut  $S_2$  de la classe Jaune.

$$p^{+1}(c_0) = F_{S_2}(c_0)$$

Probabilité que la valeur  $c_0$  soit associée à une classe de référence moins bonne.

Enfin le taux de conformité est déduit des deux autres par la formule :

$$p^{i0}(c_0) = 1 - p^{i-1}(c_0) - p^{i+1}(c_0) = F_{S1}(c_0) - F_{S2}(c_0)$$

**Etape 7 :** Prédiction des indices SEQ-Eau critique. Identification des gammes d'indices SEQ-Eau associées à des taux de non-conformité supérieurs à 10%. Prédiction du taux global de non-conformité associé à une classe de qualité SEQ-Eau.

## 7.3 Analyse statistique des distributions des $C_{90sim}$ et leurs incertitudes

La figure 7-4 illustre pour toutes les années, les chroniques des valeurs de  $C_{90ref}$  ainsi que les caractéristiques des  $C_{90sim}$  (min, max, quantile 10, 50 et 90), pour une station et un type de nutriment, à un intervalle d'échantillonnage mensuel.

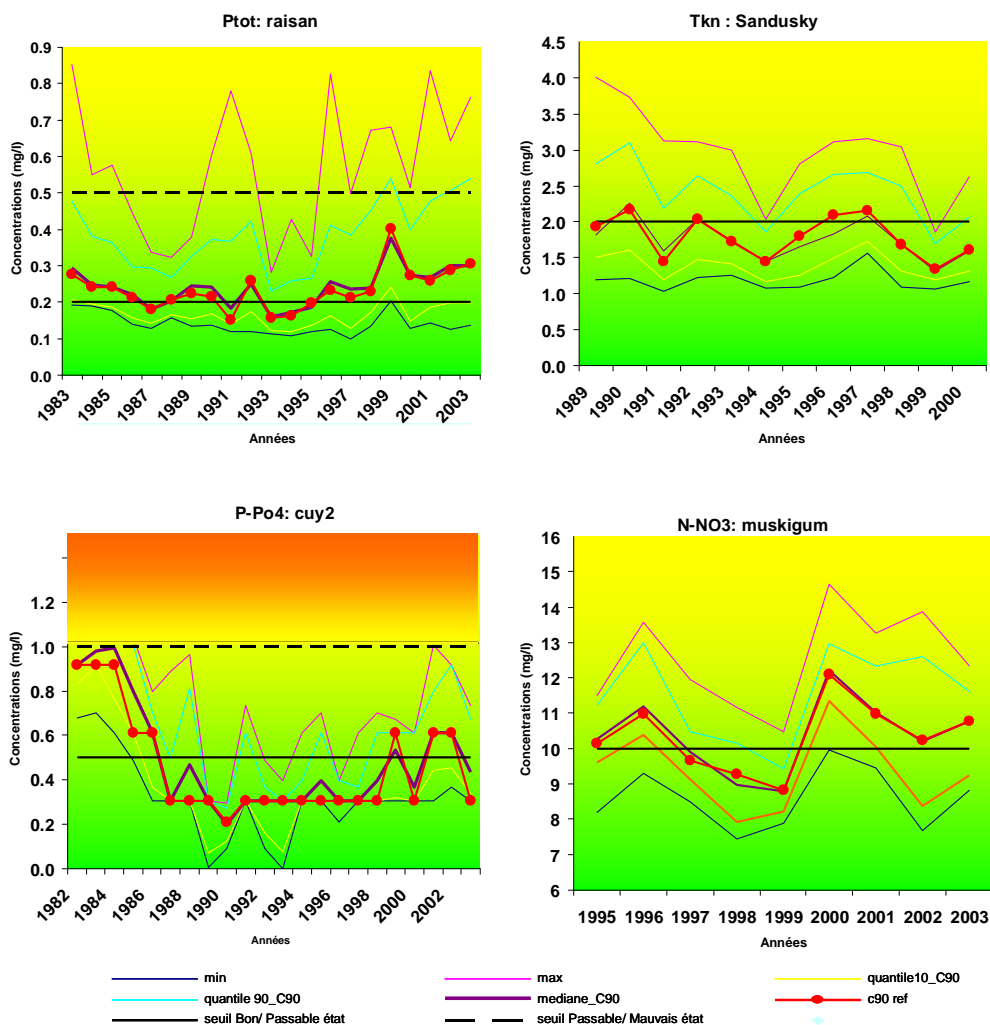


Figure 7-4 : Variations du  $C_{90ref}$  et des  $C_{90sim}$  pour une station pour chacun des quatre nutriments

On peut constater sur la figure 7-4 que les **valeurs de  $C_{90ref}$  et les valeurs médianes de  $C_{90sim}$  sont très proches mais l'écart existant entre les  $C_{90sim}$  peut être important et varier entre trois classes de qualité**. Le choix s'est porté ici pour ces stations car se sont celles ayant le plus de transition entre la classe verte et jaune pour chaque type de nutriments. L'écart entre le quantile 10 et la médiane des  $C_{90sim}$  est toujours plus petit que celui entre la médiane et le quantile 90. Ceci traduit le fait que les valeurs simulées sont plus resserrées en dessous de la médiane qu'au dessus et donc illustre une asymétrie de la distribution des  $C_{90sim}$ .

Les valeurs de biais et d'imprécisions sont présentées pour chaque station et chaque nutriment dans le tableau 7-3. Les valeurs représentées correspondent à la moyenne des biais annuels et des imprécisions annuelles.

Tableau 7-3: Moyenne des biais annuels (%) et des imprécisions annuelles (%) pour l'ensemble des stations et des nutriments testés, à un intervalle d'échantillonnage mensuel

	years	km <sup>2</sup>	l/s/km <sup>2</sup>	(%)	Nitrate (%)			Tkn (%)			Po4 (%)			Ptot (%)		
	nb	S	qmoy	W <sub>2%</sub>	Biais	Imprécisions	M <sub>2%</sub>	Biais	Imprécisions	M <sub>2%</sub>	Biais	Imprécisions	M <sub>2%</sub>	Biais	Imprécisions	M <sub>2%</sub>
Muskingum at McConnellsville, OH	9	19 218	11.8	9	0.12	13.42	11	-1.32	31.02	17	-1.41	26.61	11	-1.75	39.34	20
Scioto at Chillicothe	7	9 982	10.7	12	0.07	14.40	14	-0.18	29.01	18	-0.22	27.28	13	0.93	25.71	17
Cuyahoga at Independence, OH	22	1 834	15.1	12			8	-1.84	48.08	22						28
Raisin at Monroe, MI	21	2 699	8.4	14	0.27	30.27	18	-0.31	36.79	22	-1.06	35.71	28	-0.30	56.79	30
Great Miami below Miamisburg	6	6 954	12.2	14	-0.69	22.42	17	1.09	25.50	22	-0.01	18.86	18	-0.13	21.73	24
Maumee at Waterville, OH	21	16 395	9.5	16	-0.05	20.91	17	-0.55	27.44	26	-0.13	27.57	22	1.14	47.65	31
Grand at Painesville, OH	9	1 777	15.0	17	-0.04	24.99	25	0.31	38.75	27	2.31	68.52	23	1.33	59.39	36
Sandusky nr Fremont, OH	12	3 245	11.1	19	-0.65	21.74	21	-2.52	35.26	29	-0.69	35.67	31	-0.02	54.22	33
Vermilion at Mill Hollow, OH	3	679	11.2	33	0.27	38.73	35	-0.68	40.71	42	3.33	47.59	46	-2.59	73.21	49

Les biais existant entre le  $C_{90sim}$  et le  $C_{90ref}$  sont faibles ou nuls quel que soit le type de nutriments. A l'inverse, pour l'imprécision, il existe une différence plus marquée entre les nutriments, du plus au moins précis:

Nitrate (~20%) < Phosphore dissous < Azote kjeldhal < Phosphore total (~50%)

L'estimation du quantile 90 des concentrations est donc plus précise pour le dissous que pour le total. La dispersion est également plus importante pour le Phosphore que pour l'azote, certainement dû à un turnover biogéochimique plus rapide dans les milieux aquatiques (cf Ratio N/P, Redfield, 1958 ; Turner et al., 2003). Ceci est visible sur la figure 7-5 où l'on observe pour les quatre nutriments, le biais, l'imprécision et le RMSE pour trois intervalles de prélèvements (Mensuelle, bimensuelle et hebdomadaire).

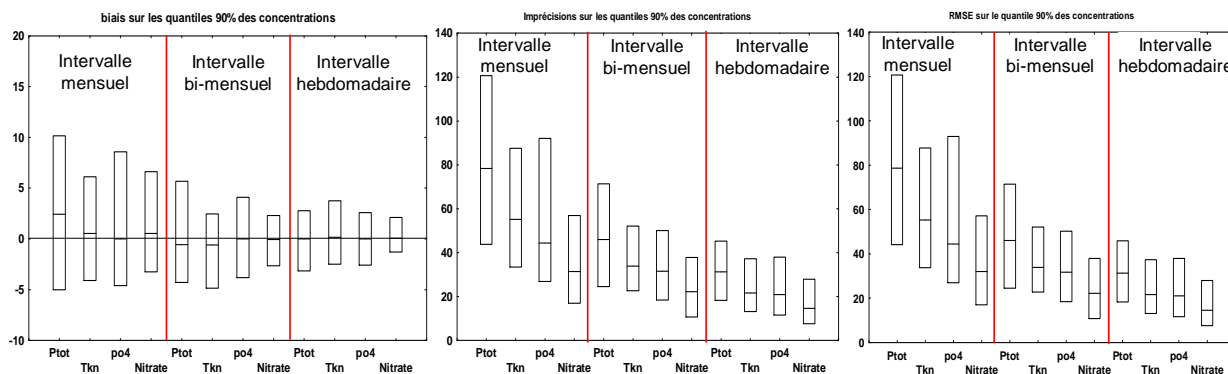


Figure 7-5 : Distribution des incertitudes annuelles (biais, imprécisions, RMSE) pour trois intervalles d'échantillonnage (mensuel, bimensuel, hebdomadaire) sur l'estimation du  $C_{90}$  pour les nutriments

L'influence de l'intervalle d'échantillonnage est importante quel que soit le nutriment. La médiane des biais n'évolue pas car l'estimation est déjà non biaisée à un intervalle d'échantillonnage mensuel mais l'intervalle de prélèvement a un rôle sur la dispersion de ces biais qui diminue plus l'intervalle est réduit. Les imprécisions et le RMSE diminuent avec la réduction de l'intervalle, aussi bien la médiane que la dispersion.

**Le quantile 90 des concentrations est donc un descripteur non biaisé, peu précis pour les nutriments totaux et précis pour les nutriments dissous.**

Cependant cela ne permet pas de déterminer si une valeur de  $C_{90}$  mesuré représente ou est significative de la bonne classe de qualité. Pour cela nous allons donc étudier le taux de non-conformité entre les classes de qualité simulées et les classes de référence.

## 7.4 Taux de non-conformité entre classes simulées et classes de référence.

La figure 7-6 présente pour le phosphore total (Ptot), les taux de non-conformité obtenus par simulation sur la station Raisan dans le cas des années où la classe de qualité était jaune, en fonction de l'écart au seuil. Il existe deux cas possible :

- classe simulée non-conforme est verte (courbe de surclassement)
- classe simulée non-conforme est orange (courbe de déclassement)

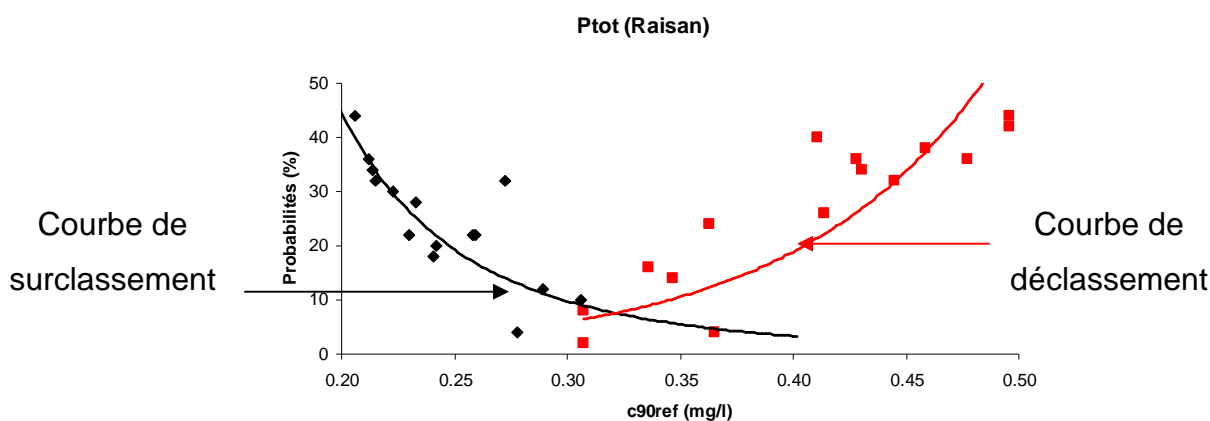


Figure 7-6: Taux de non conformité pour le phosphore total à un intervalle mensuel sur la rivière Raisan (USA, Ohio).

On constate pour l'ensemble des données que lorsque les valeurs de  $C_{90ref}$  sont suffisamment éloignées des valeurs seuils (valeurs haute de la classe pour le surclassement, et basse de la classe pour le déclassement), le taux de non-conformité s'approche de zéro, de sorte que les probabilités de saut de deux classes restent très faibles.



Par ailleurs, le taux de non-conformité approche 50% aux abords des extrémités des classes. En effet, la médiane des  $C_{90sim}$  étant très proche de  $C_{90ref}$ , une valeur de  $C_{90ref}$  qui serait située sur un seuil de transition entre classe amènerait à une probabilité égale de classer la rivière de part et d'autre de ce seuil.

Le taux de non-conformité est ici traité dans l'hypothèse d'une connaissance du  $C_{90ref}$ , or ce taux de non-conformité n'est dans la pratique pas directement exploitable puisque le  $C_{90ref}$  n'est généralement pas connu. Ainsi au niveau opérationnel, il importe de connaître la fiabilité d'une classe qualité déduite empiriquement à partir d'une valeur particulière de  $C_{90}$  mesuré.

## 7.5 Prédiction du Taux Global de non-conformité associé à une valeur particulière de $C_{90sim}$ .

La figure 7-7 montre pour les quatre nutriments, l'évolution des probabilités de part et d'autre du seuil entre les classes verte et jaune en fonction de trois intervalles de prélèvement (mensuel, bimensuel, hebdomadaire).

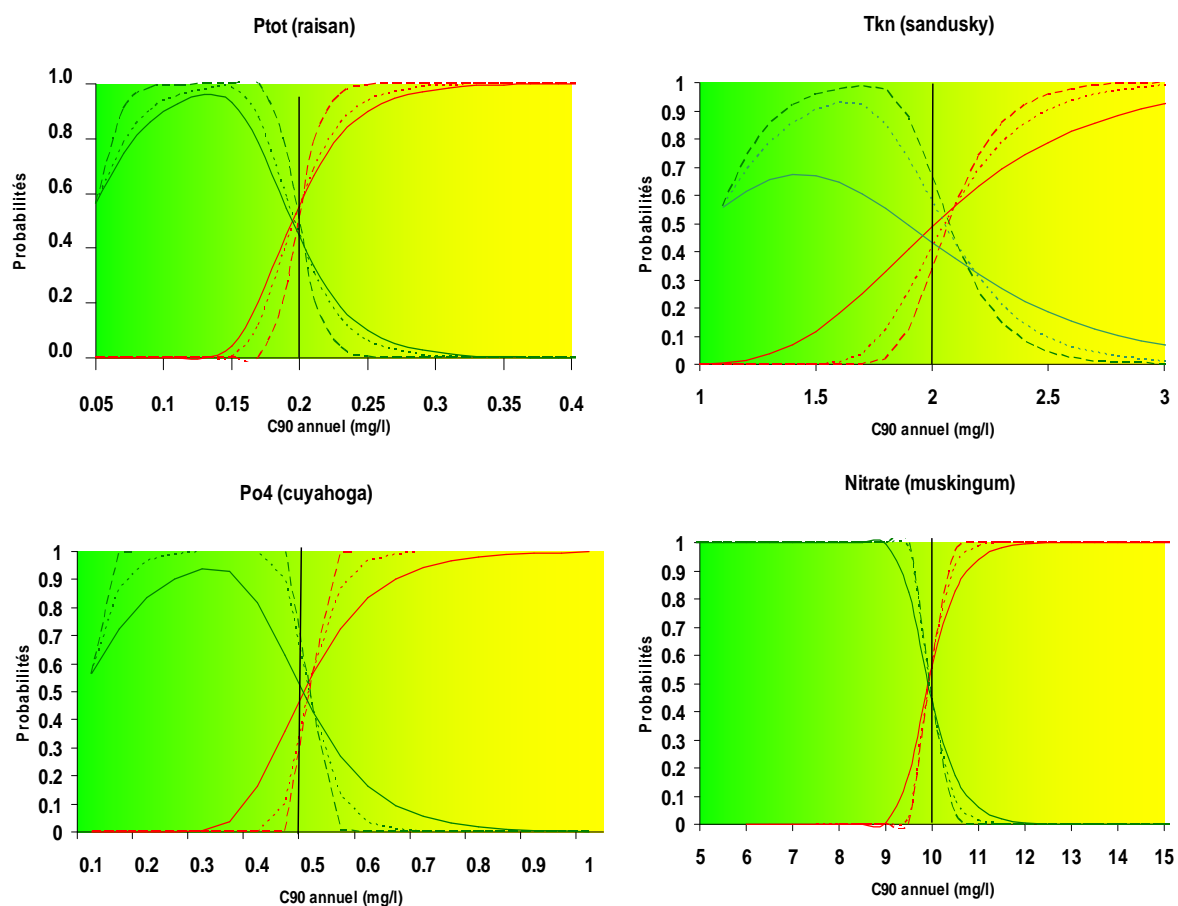




Figure 7-7 : Probabilité de déclassement-surclassement, une station pour chaque nutriment aux trois intervalles d'échantillonnage (mensuel, bi-mensuel, hebdomadaire)

Les probabilités de déclassement ou de surclassement sont différentes selon les nutriments. On remarque bien une probabilité de se tromper de classe de 50% près des seuils. Cette probabilité évolue ensuite différemment selon les nutriments. A un intervalle mensuel, pour un  $C_{90}$  donné, c'est le TKN qui est le plus difficile à estimer c'est à dire celui où l'on a le plus de chance de lui attribuer une mauvaise classe de qualité de l'eau. **Pour une valeur comprise en milieu de gamme comme par exemple 1.5mgTKN/l, la probabilité de lui affecter la bonne classe de qualité de l'eau est de 65%**. A l'inverse le nutriment où l'attribution d'une classe de qualité de l'eau est le plus sûr est le nitrate. En effet même à un intervalle mensuel, la probabilité est quasiment de 100% jusqu'aux abords du seuil de changement de classe. Le risque est donc très faible d'attribuer la mauvaise gamme de qualité de l'eau pour un  $C_{90}$  donné.

### 7.5.1 Identification des gammes d'indices SEQ Eau associées à des taux de non-conformité supérieurs à 10%.

La figure 7-7 illustre bien que les enjeux en termes de fiabilité pour la détermination des classes de qualité se situent au voisinage des seuils. Une manière de rendre compte de manière quantitative des domaines de concentration à risque est d'explicitier la gamme de concentration qui est associée à un risque de non-conformité supérieur à une valeur donnée qui a été fixé à 10%.

Les calculs sont focalisés sur la frontière Vert/Jaune, dans la mesure où c'est cette frontière du « Bon Etat » qui est le plus concernée par la DCE.

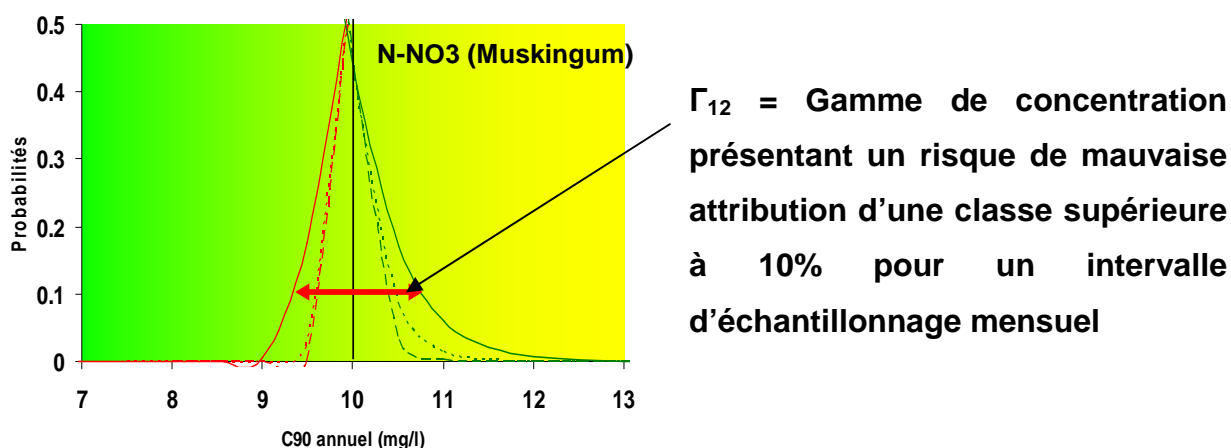


Figure 7-8 : Zoom sur la zone de transition entre Vert et Jaune (Bon état/Mauvais état) et définition de l'indice 10%

La figure 7-8 présente un zoom de la figure 7-7 au voisinage de la frontière Vert/Jaune, après avoir converti l'unité concentration en Indice SEQ Eau. Les gammes d'indices « critiques » exposant à des taux de non-conformité supérieurs à 10% y sont illustrées par la flèche double à l'ordonnée  $p=10\%$ . La figure 7-9 qui suit restitue ces gammes d'indices pour les trois fréquences d'échantillonnage pour toutes les stations et le Phosphore total. Y sont distinguées les gammes à risque ( $\Gamma_{12}$ ) pour le déclassement Vert vers Jaune, et le surclassement Jaune vers Vert.

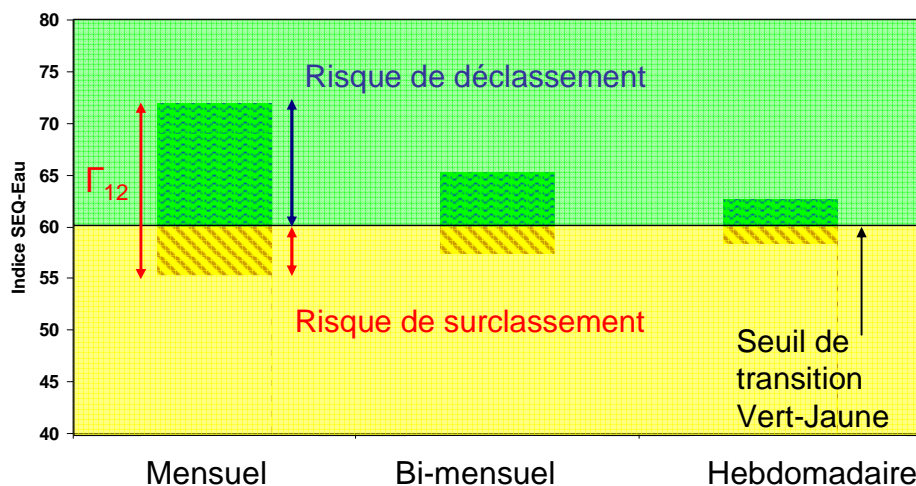


Figure 7-9: Valeur des gammes à risque de déclassement et de surclassement au seuil de transition Vert-Jaune correspondant au « Bon Etat » écologique ( $\Gamma_{12}$ ) pour le phosphore total à trois intervalles d'échantillonnage

**Pour le Ptot, la gamme d'indice est réduite par 3 en passant d'un intervalle mensuel à un intervalle hebdomadaire. L'intervalle d'échantillonnage a donc un rôle important d'attribuer à tort ou a raison la classe de qualité de l'eau pour les nutriments dont l'estimation est difficile.**

La figure 7-10 représente pour quelques stations sélectionnées sur tous les nutriments, ce risque de mauvaise attribution de classe à un intervalle mensuel pour un taux de non-conformité supérieurs à 10%.

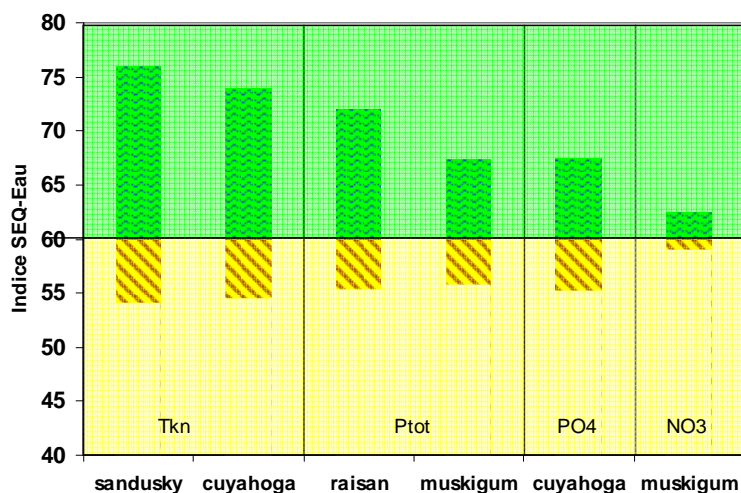


Figure 7-10 : Valeur des gammes à risque de déclassement et de surclassement au seuil de transition Vert-Jaune correspondant au « Bon Etat » écologique ( $\Gamma_{12}$ ) pour un intervalle mensuel et pour les quatre nutriments

A l'instar de la figure 8-7, le nutriment le plus sensible à un risque de mauvaise attribution de classe de qualité est le TKN, le moins sensible étant les nitrates.

### 7.5.2 Prédiction du Taux Global de non-conformité associé à une classe de Qualité SEQ Eau.

Le gestionnaire de la qualité de l'eau peut être amené à juger de la fiabilité d'un état de lieux, constitué d'une grande quantité d'informations sous forme de classes SEQ Eau. Dans ce cas il ne dispose pas nécessairement de connaissance des valeurs des teneurs des polluants, mais seulement l'information « couleur ». Il est alors intéressant pour lui de pouvoir associer à chaque classe un niveau d'incertitude, fonction de l'intervalle avec laquelle l'échantillonnage a été réalisé.

La quantification des taux de non-conformité peut être mise à profit pour évaluer la fiabilité globale associée à une classe de qualité dans son entier. On qualifiera de Taux Global de non-conformité, noté  $P$ , le risque qu'une classe attribuée d'une certaine couleur soit en réalité une manifestation statistique d'un  $C_{90ref}$  situé dans une autre classe.

Ce Taux Global est évalué en intégrant le taux de non-conformité sur l'ensemble du spectre des valeurs possibles de  $C_{90ref}$ , comme suit :

$$P = \int_{S_1}^{S_2} \delta(C_{90ref}) \cdot p(C_{90ref}) \cdot dC_{90ref}$$

Où  $\delta(C_{90ref})$  représente la fonction « densité » normalisée (son intégrale sur la classe de concentrations valant 1) exprimant l'abondance relative des rivières ou des tronçons dans l'intervalle de concentration  $[C_{90ref}; C_{90ref} + dC_{90ref}]$ . Ne disposant d'aucune statistique sur cette densité, l'hypothèse est faite par la suite d'une répartition homogène des occurrences de toutes les concentrations en nutriments au sein d'une classe donnée. Nous prendrons donc toujours  $\delta(C_{90ref}) = 1/(S_2 - S_1)$ .

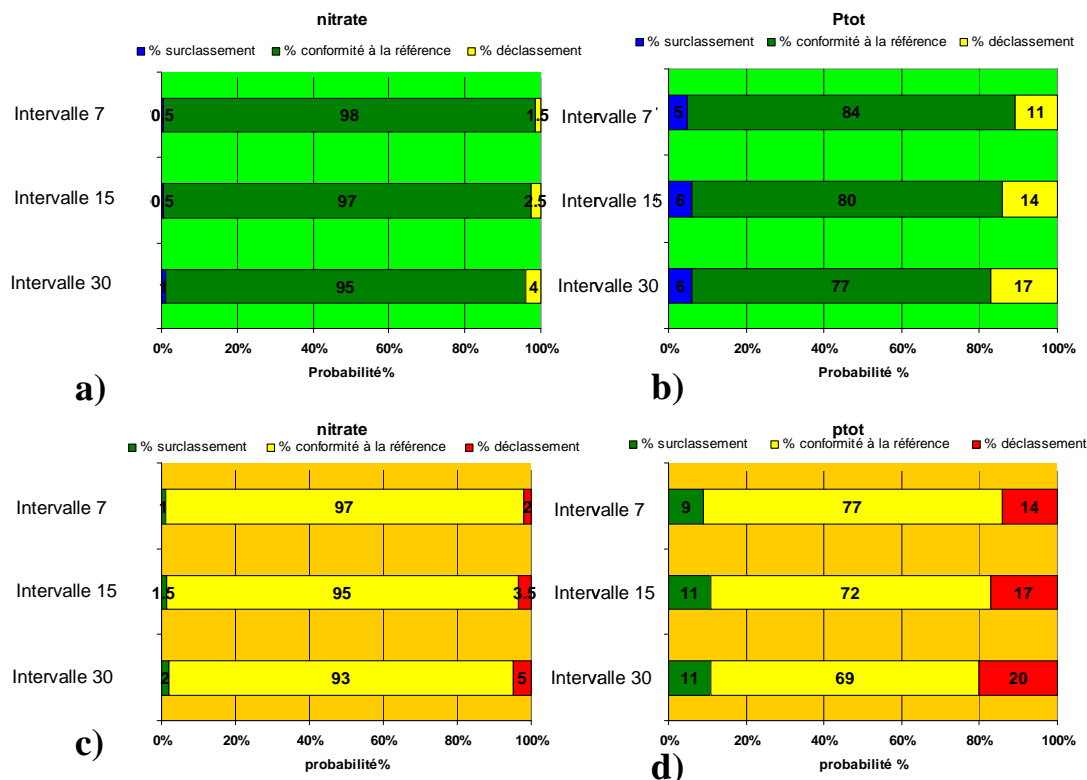


Figure 7-11: Probabilité globale de déclassement et surclassement associés aux classes vert (a et b) et jaune (c et d) selon l'intervalle d'échantillonnage pour les nitrates (a et c) et le phosphore total (b et d).

La figure 7-11 représente le panorama des risques de déclassement/surclassement associés respectivement aux classes vert (a et b) et jaune (c et d) pour le nitrate et le phosphore total, toutes stations confondues pour 3 fréquences d'échantillonnage.

La figure 7-11 montre qu'à raison de 12 mesures par an (Intervalle 30), 4% (Figure 7-11a) rivières et tronçons de qualité Vert se retrouveront en fait classés Jaune pour les nitrates et 17% (Figure 7-11b) pour le phosphore total. Ces valeurs descendent à 1,5% et 11% respectivement pour un intervalle hebdomadaire. Le risque qu'il soit surclassé en bleu est plus faible et est de 1% pour les nitrates et de 6% pour le phosphore total à un intervalle mensuel. La même lecture peut se faire pour la figure 7-12 (c et d) mais à partir d'une classe de qualité jaune qui peut être surclassée en vert ou déclassée en rouge.

Ces risques généraux ne peuvent pas décrire une situation particulière pour une rivière donnée, puisque pour une mesure particulière sa probabilité d'erreur dépend de la proximité de la concentration au seuil. Par contre ces évaluations de risques généraux ont un intérêt lorsqu'il s'agit de juger d'un jeu important de mesures de qualité SEQ Eau, acquis ou planifié, se rapportant à suffisamment de situations pour couvrir de manière homogène l'ensemble des valeurs de concentrations correspondant aux classes concernées. Par exemple le niveau de fiabilité d'un l'état des lieux SEQ Eau à l'échelle régionale peut être apprécié à l'aide des risques ici évalués.



## Partie IV : Utilisation du système expert





## 8 Application au réseau de « qualité » du bassin de la Seine

Une application des résultats obtenus sur l'évaluation des méthodes de calcul des flux a été réalisée, sur le bassin de la Seine, pour optimiser la fréquence de suivis, le choix des méthodes de calcul des flux et déterminer les incertitudes sur les flux annuels de nitrate et de MES, au cours des 40 dernières années.

Dans un premier temps, Les indicateurs de variabilité hydrologique ( $W_{2\%}$ ), hydrochimique et sédimentologique ( $b_{50sup}$ ) ont été calculés aux différentes stations du réseau RNB (Réseau National de Bassin) sélectionnées. Ces indicateurs ont été spatialisés et ont permis de choisir la méthode la plus adaptée aux caractéristiques de chaque station.

Dans un second temps, les tendances sur ces flux ont été analysées depuis les années 1970 avec les incertitudes associées pour la méthode de calcul DWC largement utilisée par les chercheurs et les gestionnaires. L'analyse des tendances qui permet de déterminer l'impact réel de la gestion des bassins, peut se faire dorénavant en prenant en compte les incertitudes liées à l'échantillonnage discret.

### 8.1 Caractérisation de la variabilité hydrologique et géochimique des stations sur le réseau qualité du bassin de la Seine

La variabilité hydrologique ( $W_{2\%}$ ) et hydrochimique/sédimentologique ( $b_{50sup}$ ) a été calculée pour chacune des 64 stations sélectionnées (cf partie 2.2.4) à partir des débits en continu et des données discrètes de concentrations. Ces stations ont ensuite été réparties dans la matrice de variabilité définie dans cette thèse (cf table 4 chapitre 6). Le tableau 8-1 représente ainsi le nombre et la répartition par classe de  $W_{2\%}$  et  $b_{50sup}$  des stations pour chaque type de matériaux :

Tableau 8-1 : Répartition et effectif pour chaque classe de la matrice de variabilité -  $W_{2\%}$  /  $b_{50sup}$  - des stations sélectionnées

NO3	$b_{50sup} < -0.2$	$-0.2 < b_{50sup} < 0.2$	$0.2 < b_{50sup} < 0.8$	$0.8 < b_{50sup} < 1.4$	$b_{50sup} > 1.4$	Total
$W_{2\%} < 10$	2	25	8	0	0	35
$10 < W_{2\%} < 15$	1	24	1	0	0	26
$15 < W_{2\%} < 25$	0	3	0	0	0	3
MES	$b_{50sup} < -0.2$	$-0.2 < b_{50sup} < 0.2$	$0.2 < b_{50sup} < 0.8$	$0.8 < b_{50sup} < 1.4$	$b_{50sup} > 1.4$	Total
$W_{2\%} < 10$	0	5	8	14	8	35
$10 < W_{2\%} < 15$	0	1	7	14	4	26
$15 < W_{2\%} < 25$	0	0	0	3	0	3
<b>Total</b>	<b>3</b>	<b>58</b>	<b>24</b>	<b>31</b>	<b>12</b>	

Toutes les gammes de variabilité hydrochimique/sédimentologique sont représentées : la moitié des stations présente un  $b_{50sup}$  compris entre -0.2 et +0.2 (45%); 20% des stations, un  $b_{50sup}$  entre +0.2 et +0.8 ; 24%, un  $b_{50sup}$  entre +0.8 et +1.4 et 11% représente les conditions extrêmes de dilution ( $b_{50sup} < -0.2$ ) ou de concentration ( $b_{50sup} > +1.4$ ). Trois gammes de variabilité hydrologique sont définies avec une large proportion des conditions de  $W_{2\%} < 10$  et compris entre 10 et 15, 55% et 41% respectivement. Trois stations seulement possèdent des  $W_{2\%} > 15$ .

Le bassin versant de la Seine présente dans son ensemble une variabilité hydrologique faible et une variabilité des concentrations de nitrate stable avec les débits et fortement concentrées pour les MES

## 8.2 Spatialisation des indicateurs $W_{2\%}$ et $b_{50sup}$

Les indicateurs de variabilité des flux d'eau (figure 8-1) et de qualité (figure 8-2) ont été spatialisés pour les stations sélectionnées sur le bassin de la Seine. Ces indicateurs vont permettre de déterminer, en fonction des méthodes de calcul et des intervalles d'échantillonnage, l'incertitude sur les flux à partir de l'abaque ou du système expert.

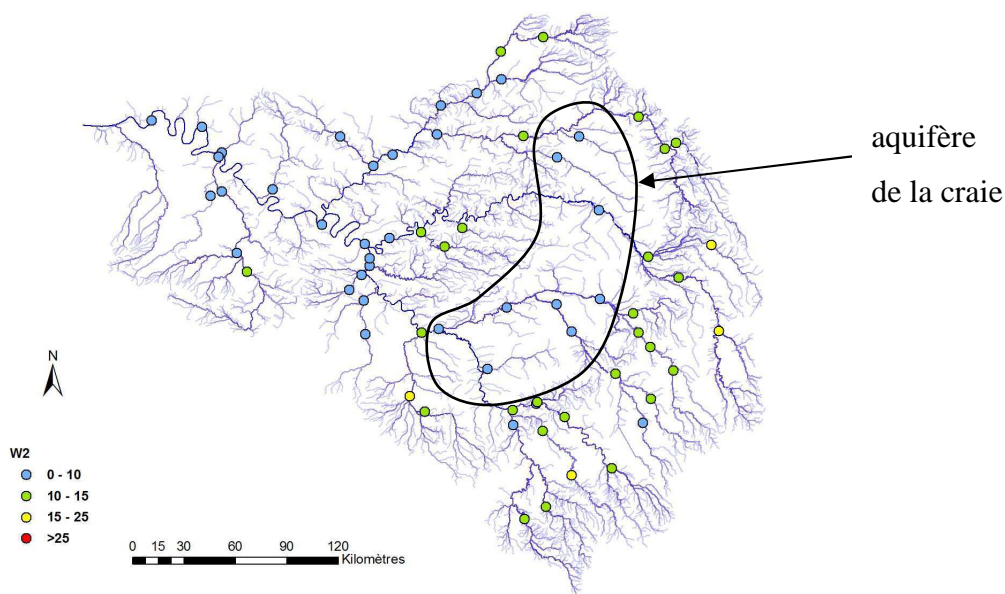


Figure 8-1: Spatialisation de l'indicateur du flux d'eau ( $W_{2\%}$ ) pour les stations du bassin de la Seine drainant des superficies supérieures à 500 km<sup>2</sup>

Dans le bassin de la Seine, pour 55% des stations les  $W_{2\%}$  sont inférieurs à 10%, pour 25% ils sont compris entre 10 et 15% et seulement 4% des stations ont des  $W_{2\%}$  supérieurs à 15%. On observe des valeurs plus fortes ( $>10\%$ ) dans les secteurs amont et plus faibles ( $<10\%$ ) pour les bassins influencés par les aquifères de la craie qui limitent la variabilité hydrologique en raison d'une infiltration importante. Cette zone est visible sur la figure 8-1 où la densité du réseau de drainage est plus faible. Il faut noter qu'une part importante des stations sélectionnées correspond en fait à des

stations emboîtées le long des grands axes fluviaux (Seine, Marne, Oise, Yonne). Les stations correspondant à des ordres 3 et 4 sont donc limitées en nombre. De ce fait l'analyse spatiale poussée, par exemple avec l'usage du sol, n'a pas été testée.

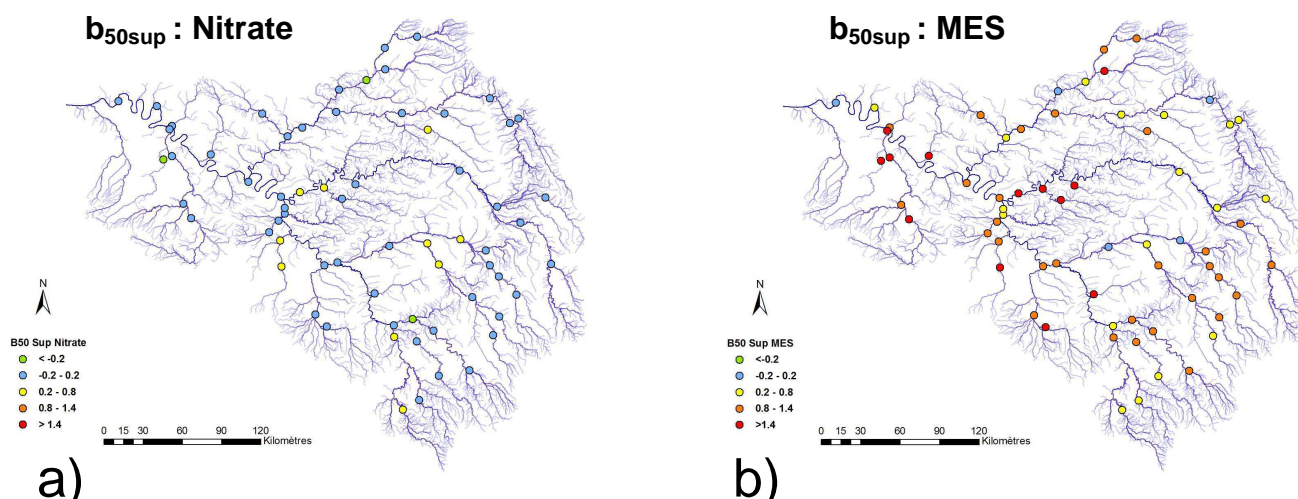


Figure 8-2: Spatialisation de l'exposant ( $b_{50sup}$ ) de la relation C-Q pour les stations du bassin de la Seine (superficiés des bassins  $> 500 \text{ km}^2$ ) : a) nitrates, b) MES

**Le comportement des concentrations en nitrate est, stable avec le débit pour 80% des stations, dilué pour 4% et concentré pour 16%.** Les indicateurs de variabilité des concentrations de MES couvrent quatre gamme de la matrice : 6% sont stables avec les débits ( $-0.2 < b_{50sup} < 0.2$ ), 28% sont légèrement concentrés ( $0.2 < b_{50sup} < 0.8$ ), 46% sont concentrés ( $0.8 < b_{50sup} < 1.4$ ) et 20% sont très concentrés ( $b_{50sup} > 1.4$ ).

La spatialisation des indicateurs de qualité pour les nitrates et les MES ne révèle pas, à première vue, une organisation spatiale évidente. De nombreux facteurs sont susceptibles de contrôler la structure spatiale de ces indicateurs. Ces facteurs de contrôle peuvent être liés à la géologie, à la nature des sols, à l'occupation des sols, au climat mais peuvent être aussi d'origine anthropique (régulation des cours d'eau, aménagement des BV, pratiques culturales...). Une étude plus approfondie des liens existants entre les indicateurs de qualité et ces différents facteurs de contrôle devrait permettre de mieux comprendre l'organisation spatiale observée ici.

Les incertitudes sur les flux de nitrates et de MES ont ensuite été calculées par la méthode DWC, recommandé par OSPAR, à un intervalle d'échantillonnage mensuel.

### 8.3 Incertitudes sur les flux annuels de nitrate et de MES par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel.

Les flux annuels de nitrates sont calculés par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel pour les stations du bassin de la Seine. Cette méthode offre de plus l'avantage de pouvoir estimer les incertitudes avec plus de précision grâce à l'exploitation de l'abaque (figure 8-3).

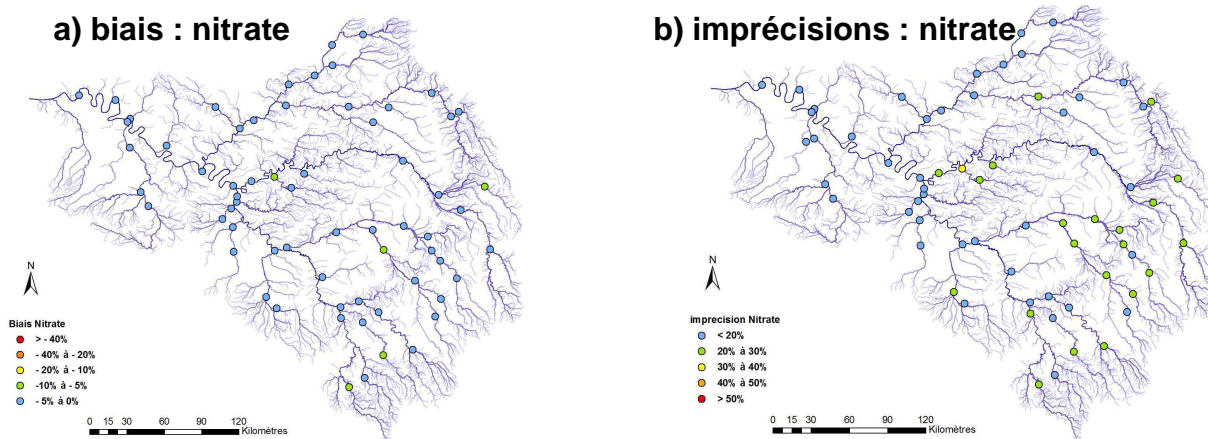


Figure 8-3 : Spatialisation des incertitudes sur les flux de nitrates estimés par la méthode DWC à partir d'un suivi mensuel : a) biais ; b) imprécisions.

**Les biais des flux de nitrate sont inférieurs à 5% pour 92% des stations**, le reste des stations (8%) présentant des biais inférieurs à 10%. L'ensemble des biais générés sur les flux de nitrate pour les stations du bassin de la Seine sont donc compris dans les gammes d'acceptations définies par le système expert, à savoir un biais inférieur à  $\pm 10\%$ . Les imprécisions sont pour 65% des stations inférieures à  $\pm 20\%$ , pour 33% des stations inférieures à  $\pm 30\%$  et pour 2% des stations supérieures à  $\pm 30\%$ . On peut donc estimer que **pour 98% des stations, les imprécisions et les biais estimés sont dans les gammes d'acceptation ciblées par le système expert, à savoir  $< \pm 30\%$** . La méthode DWC semble donc bien adaptée à l'estimation des flux de nitrate à un intervalle d'échantillonnage mensuel. Les biais et les incertitudes sur les flux annuels de MES générés par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel pour les stations du bassin de la Seine (figure 8-4) présentent les caractères suivants :

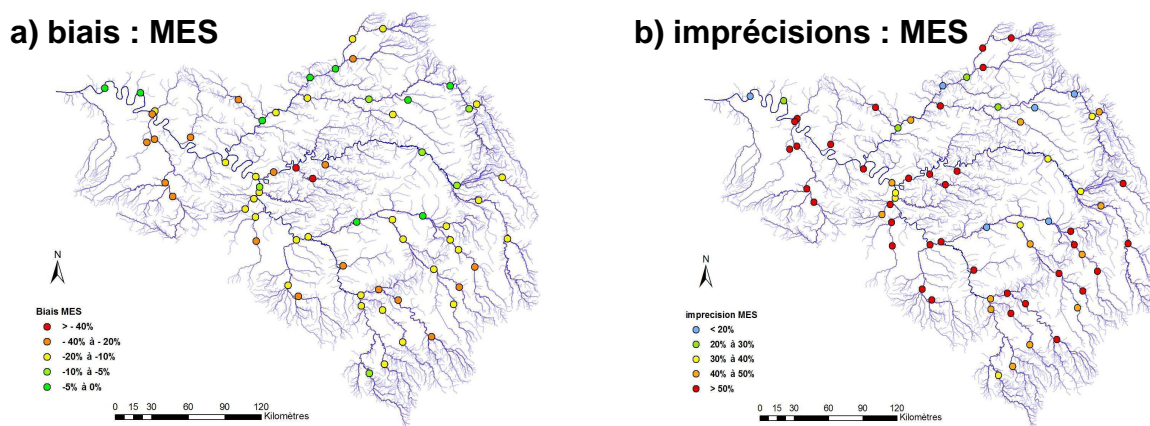


Figure 8-4 : Spatialisation des incertitudes des flux de MES par la méthode DWC à un intervalle mensuel : a) biais ; b) imprécisions



Les estimations pour les MES sont ici plus biaisées que dans le cas des nitrates avec seulement 20% des stations qui ont des biais inférieurs à 10%. Dans 31% des cas, les biais sont mêmes supérieurs à 20%.

Les imprécisions sont, elles, inférieures à 30% dans seulement 15% des cas. **Il y a donc moins de 15% des stations du bassin de la Seine où les flux de MES peuvent être estimés par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel avec des biais  $\leq \pm 10\%$  et des imprécisions  $\leq \pm 30\%$ .** Si l'on considère l'emploi de cette méthode pour estimer les flux annuels de MES, il faut donc réduire l'intervalle d'échantillonnage. L'intervalle optimal d'échantillonnage est défini par la suite pour la méthode DWC sur l'estimation des flux annuels de nitrate et de MES. Une autre option est de ne considérer que des flux interannuels à 3 ou 6 ans (voir chapitre 3.5.1)

## 8.4 Intervalle d'échantillonnage optimal : Méthode DWC

La combinaison des cartes 8-1 et 8-2, couplé aux matrices de méthodes élaboré aux chapitre 3, 4 et 5, nous permet d'établir deux types d'informations : (i) l'intervalle d'échantillonnage associé à une station pour une méthode donnée (figure 8-5) ; (ii) pour un intervalle d'échantillonnage donné, les méthodes de calcul recommandées en fonction d'objectif de performances prédéfinies.

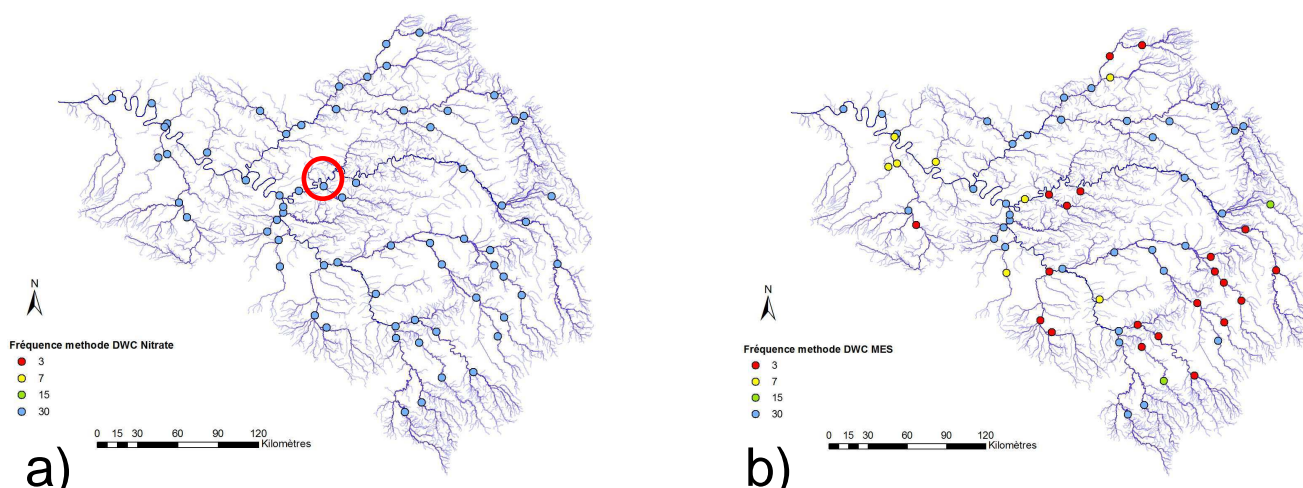


Figure 8-5: Spatialisation des intervalles d'échantillonnage par la méthode DWC pour estimer les flux (avec des biais  $\leq \pm 10\%$  et des imprécisions  $\leq \pm 30\%$ ) : a) nitrate, b) MES

Pour les nitrates, la figure 8-5a représente pour la méthode DWC, les intervalles de prélèvements pour estimer le flux avec un biais  $\leq \pm 10\%$  et une imprécision  $\leq \pm 30\%$ . L'ensemble des stations peuvent être échantillonnées à un intervalle mensuel, la variabilité hydrologique et/ou hydrochimique de ce matériau étant peu élevée sur le bassin de la Seine. On peut cependant remarquer à partir de la figure 8-3, qu'une station (le Grand Morin à Montry : cercle rouge sur la figure 8-5) génère des incertitudes supérieures à 30%. Elle est malgré tout considérée ici comme acceptable à un intervalle mensuel. Cette station possède un  $W_{2\%} = 14.3$  pour un  $b_{50sup}$  de 0.3 et se retrouve donc à la limite entre deux cases de la matrice (transition  $W_{2\%}$  inférieur ou supérieur à 15%). Pour un même  $b_{50sup}$ , si le  $W_{2\%}$  avait

été de 15 alors il aurait fallu réduire l'intervalle à 15 jours. Ce cas montre les limites du système expert pour des stations dont les caractéristiques sont proches des seuils de transitions d'une case à une autre.

Pour les MES, la figure 8-5b représente les intervalles de prélèvements pour estimer les flux par la méthode DWC également avec un biais  $<\pm 10\%$  et une imprécision  $<\pm 30\%$ . A l'inverse des nitrates, plusieurs intervalles sont recommandés : 3 jours dans les zones amont et 7 à 30 jours dans les zones aval. Avec l'emploi de cette méthode, il faut donc optimiser l'intervalle de prélèvement pour estimer au mieux le flux de MES ou passer aux flux interannuels.

## 8.5 Méthode optimale (intervalle d'échantillonnage mensuel)

Plutôt que de réduire l'intervalle d'échantillonnage, l'emploi d'autres méthodes de calcul à un intervalle mensuel est envisageable avec les mêmes critères de performances.

Les figures 8-6a et 8-6b indiquent pour chaque station la méthode la plus appropriée pour estimer les flux de nitrates et le flux de MES, respectivement. Les méthodes sélectionnées pour illustrer les stations sont dans cet exemple : DWC, SRC<sub>50</sub>\* et HSM. Dans le cas des nitrates, la méthode DWC peut être utilisée d'une manière homogène sur tout le bassin de la Seine (cf figure 8-5). Pour environ 20% des stations avec une variabilité hydrochimique et hydrologique plus élevée, d'autres méthodes sont également utilisables avec le même critère de performance, à savoir SRC<sub>50</sub>\* et HSM.

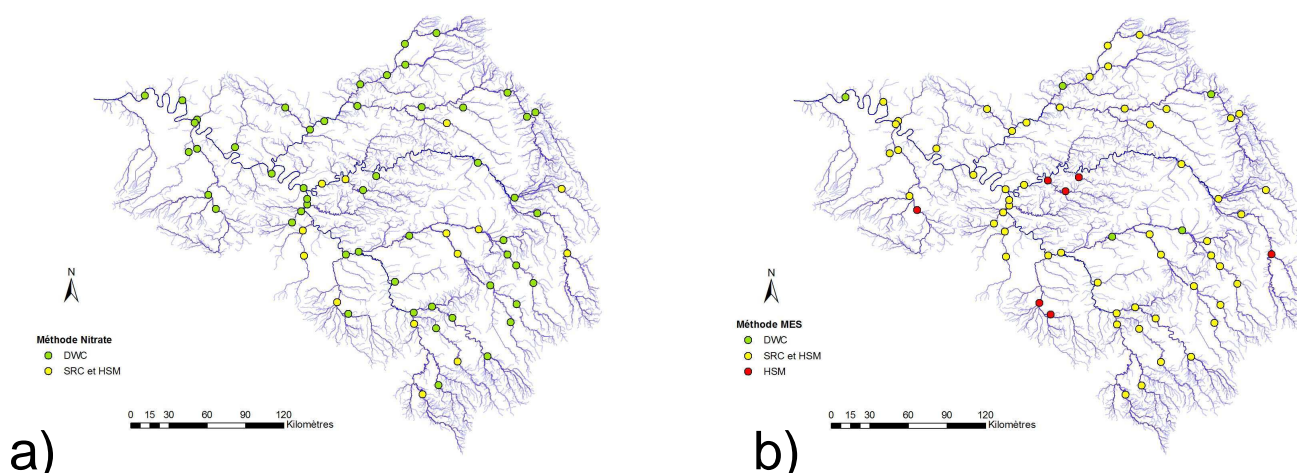


Figure 8-6: Spatialisation des méthodes recommandées à un intervalle d'échantillonnage mensuel pour estimer les flux annuels: a) nitrate, b) MES

Dans le cas des MES, la méthode HSM peut être utilisée pour estimer le flux de MES sur l'ensemble des stations et pour 7 d'entre elles (points rouges), elle est la seule utilisable à un intervalle mensuel. Pour 8% des stations dont la variabilité hydrologique et hydrochimique est peu élevée (points verts), la méthode DWC peut être également utilisée. Le tableau 8-2 présente pour chacune des stations la méthode recommandée pour une fréquence d'échantillonnage mensuel en fonction du type de matériaux (NO<sub>3</sub> et MES).

Il est donc recommandé pour un suivi mensuel d'utiliser la méthode DWC pour l'ensemble des stations nitrates avec des incertitudes définies pour un biais  $\leq \pm 10\%$  et une imprécision  $\leq \pm 30\%$ . L'emploi de la méthode DWC permet d'utiliser l'abaque développée et corrigée par Moatar et al., 2010, et ainsi de quantifier avec précision les incertitudes associées à chaque station.

Pour l'estimation des flux de MES, la méthode DWC n'est, par contre, recommandée que pour 17% des stations. La forte variabilité des matières en suspension nécessite des méthodes plus élaborées pour son estimation. Ainsi les méthodes DWC, HSM et SRC<sub>50</sub>\* sont recommandées dans plus de 85% des stations avec les incertitudes cibles. L'emploi de la méthode DWC est envisageable mais pour des intervalles d'échantillonnage au moins inférieurs à 7 jours.

Tableau 8-2 : Méthodes recommandées à un intervalle d'échantillonnage mensuel pour estimer les flux de NO<sub>3</sub> et MES sur les stations (>500km<sup>2</sup>) du bassin de la Seine

CODE_STATION	Nom	Aire	W <sub>2%</sub>	Nitrate			MES						
				b <sub>50sup</sub>	Méthode	Intervalle	b <sub>50sup</sub>	Méthode	Intervalle	Méthode intervalle mensuel			
03012000	LA SEINE A NOGENT-SUR-SEINE	9081	6	0.08	DWC	30	-0.09	DWC	30	-	-	-	DC
03018951	L'AUBE A VINETS	3471	9	0.23	DWC	30	0.00	DWC	30	-	-	-	DC
03185210	LA SEINE A VATTEVILLE-LA-RUE	73382	7	-0.03	DWC	30	0.00	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03185210	LA SEINE A VATTEVILLE-LA-RUE	73382	7	-0.03	DWC	30	0.00	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03132870	L'OISE A SEMPIGNY	4291	8	-0.18	DWC	30	0.08	DWC	30	-	-	-	DC
03158900	LA SUIPPE A SAINT-ETIENNE-SUR-SUIPPE	769	7	0.03	DWC	30	0.25	DWC	30	IRC*	-	-	DC
03166490	LE THERAIN A SAINT-LEU-D'ESSERENT	1221	6	-0.17	DWC	30	0.39	DWC	30	IRC*	-	-	DC
03131000	L'OISE A CONDREN	3302	7	-0.25	DWC	30	0.40	DWC	30	IRC*	SRC50*	-	DC
03183460	LA SEINE A ROUEN	72232	7	-0.01	DWC	30	0.41	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03104000	LA MARNE A MATOUGUES	6545	9	0.11	DWC	30	0.53	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03063650	LA SEINE A CHOISY-LE-ROI 1	30671	8	0.01	DWC	30	0.59	DWC	30	IRC*	SRC50*	-	DC
03006000	LA SEINE A MERY-SUR-SEINE	3889	8	0.26	DWC	30	0.77	DWC	30	IRC*	-	-	DC
03002000	LA SEINE A SAINTE-COLOMBE-SUR-SEINE	571	10	0.13	DWC	30	0.80	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03160900	LA VESLE A CHALONS-SUR-VESLE	827	7	0.21	DWC	30	0.82	DWC	30	IRC*	SRC50*	-	DC
03071550	L'ORGE A SAINT-GERMAIN-LES-ARPAJON	521	8	-0.09	DWC	30	0.82	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03028000	L'YONNE A APOIGNY	3825	10	0.21	DWC	30	0.83	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03136000	L'OISE A PONT-SAINTE-MAXENCE	13535	8	-0.05	DWC	30	0.90	DWC	30	IRC*	SRC50*	-	DC
03005200	LA SEINE A SAINT-LYE	3578	8	0.40	DWC	30	0.97	DWC	30	IRC*	SRC50*	-	DC
03081000	LA SEINE A PARIS-12E--ARRONDISSEMENT	43575	8	0.06	DWC	30	0.98	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03073000	L'ORGE A SAVIGNY-SUR-ORGE	922	10	-0.04	DWC	30	1.07	DWC	30	IRC*	SRC50*	-	DC
03155470	L'AINSE A TROSLY-BREUIL	7867	8	0.01	DWC	30	1.08	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03032000	L'YONNE A MONTEREAU-FAULT-YONNE	10839	10	0.06	DWC	30	1.10	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03125000	LA SEINE A CARRIERES-SOUS-POISSY	61678	7	0.11	DWC	30	1.11	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03174000	LA SEINE A POSES 1	64939	7	0.02	DWC	30	1.19	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03069000	ESSONNE A BALLANCOURT-SUR-ESSONNE 2	1829	4	0.36	DWC	30	1.24	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03165020	LE THERAIN A ROCHY-CONDE 2	868	6	-0.15	DWC	30	1.28	DWC	30	IRC*	SRC50*	-	DC
03196000	L'AVRE A SAINT-GEORGES-MOTEL	888	9	-0.13	DWC	30	1.38	DWC	30	-	SRC50*	-	DC
03199200	LITON A NORMANVILLE	1009	5	-0.20	DWC	30	1.42	DWC	7	IRC*	SRC50*	-	DC
03111320	LA MARNE A GOURNAY-SUR-MARNE	12647	8	0.29	DWC	30	1.52	DWC	7	-	SRC50*	-	DC
03193000	L'EURE A LERY	5982	6	-0.03	DWC	30	1.54	DWC	7	IRC*	SRC50*	-	DC
03191700	L'EURE A LA CROIX-SAINT-LEUFROY	4585	7	0.04	DWC	30	1.55	DWC	7	-	SRC50*	-	DC
03045000	LA VANNE A MALAY-LE-GRAND	974	5	0.06	DWC	30	1.68	DWC	7	IRC*	SRC50*	-	DC
03066000	L'ESSONNE A GIRONVILLE-SUR-ESSONNE	738	5	0.23	DWC	30	1.72	DWC	7	-	SRC50*	-	DC
03145000	LA SERRE A NOUVION-ET-CATILLON	1653	7	-0.12	DWC	30	1.79	DWC	7	-	SRC50*	-	DC
03178000	L'EPTTE A FOURGES	1378	7	-0.05	DWC	30	1.80	DWC	7	IRC*	SRC50*	-	DC
03149081	L'AINSE A ATTIGNY	2870	12	-0.02	DWC	30	-0.01	DWC	30	-	-	-	DC
03151800	L'AINSE A BOURG-ET-COMIN	5529	13	0.06	DWC	30	0.25	DWC	30	-	-	HSM	DC
03146890	L'AINSE A MOURON	2286	12	0.01	DWC	30	0.49	DWC	30	-	SRC50*	HSM	DC
03098000	LA SAULX A VITRY-EN-PERTHOIS	2140	11	-0.02	DWC	30	0.49	DWC	30	-	SRC50*	HSM	DC
03024840	L'YONNE A AMAZY	731	10	0.35	DWC	30	0.57	DWC	30	-	SRC50*	HSM	DC
03156995	L'AIRE A GRANDPRE 2	1011	13	0.04	DWC	30	0.70	DWC	30	-	SRC50*	HSM	DC
03039000	L'ARMANCON A MIGNENNES	3079	13	-0.04	DWC	30	0.71	DWC	30	-	SRC50*	HSM	DC
03033580	LA CURE A FOISSY-LES-VEZELAY	553	10	0.05	DWC	30	0.75	DWC	30	-	SRC50*	HSM	DC
03017000	L'AUBE A DOLANCOURT	1510	12	0.06	DWC	30	0.81	DWC	3	IRC*	SRC50*	HSM	DC
03036000	LE SEREIN A LA CHAPELLE-VAUPELTEIGNE	1168	15	-0.02	DWC	30	0.81	DWC	3	IRC*	SRC50*	HSM	DC
03090000	LA MARNE A LANEUVILLE-AU-PONT	2369	13	0.14	DWC	30	0.84	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03130200	L'OISE A ORIGNY-SAINTE-BENOITE	1233	13	-0.06	DWC	30	0.89	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03023000	LA VOIRE A LASSICOURT	812	15	0.09	DWC	30	0.92	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03129020	L'OISE A ERLOY	756	12	-0.10	DWC	30	0.96	DWC	3	IRC*	SRC50*	HSM	DC
03055000	LE LOING A MORET-SUR-LOING	3946	11	-0.04	DWC	30	0.97	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03042190	L'ARMANCE A SAINT-FLORENTIN 3	610	14	-0.20	DWC	30	1.02	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03004095	LA SEINE A BOURGUIGNONS	2371	11	0.13	DWC	30	1.03	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03041000	LA BRENNIE A SAINT-REMY	785	15	0.10	DWC	30	1.04	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03037650	L'ARMANCON A TRONCHOY	1992	13	0.04	DWC	30	1.05	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03017400	L'AUBE A DIENVILLE	1576	11	0.17	DWC	30	1.05	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03015000	L'AUBE A VILLE-SOUS-LA-FERTE	693	11	0.12	DWC	30	1.14	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03006590	L'OURCE A AUTRICOURT	548	12	0.16	DWC	30	1.37	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03057000	L'OUANNE A GY-LES-NONAINS 2	884	15	-0.07	DWC	30	1.42	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03189975	L'EURE A VILLEMEUX-SUR-EURE	1988	11	-0.01	DWC	30	1.47	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03114000	LE PETIT MORIN A SAINT-CYR-SUR-MORIN	612	11	0.17	DWC	30	1.52	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03118000	LE GRAND MORIN A POMMEUSE	777	13	0.14	DWC	15	1.87	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03053000	LE LOING A CHALETTE-SUR-LOING 2	2297	15	-0.02	SRC50*	30	0.83	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03095000	LE ROGNON A DOULAINCOURT-SAUCOURT	630	16	0.07	IRC*, SRC50*	30	0.91	DWC	3	-	SRC50*	HSM	DC
03101000	L'ORNAIN A FAINS-VEEL	833	17	0.06	SRC50*	30	0.74	DWC	15	-	SRC50*	HSM	DC

Les Agences de l'eau ne calculent pas les flux pour chaque bassin. Les tendances sur l'évolution des flux et leurs incertitudes sont donc importantes pour évaluer l'impact des gestions mises en œuvre sur les différents bassins et ainsi aider la prise de décision.

## 8.6 Analyse des tendances sur les flux de nitrates et de MES depuis les années 1971

L'analyse des tendances est ici réalisée, pour trois stations de la Seine (Ablon, Poissy, Poses), la Marne à Charenton, l'Oise à Conflans-Sainte-Honorine. La méthode DWC est utilisée ici pour évaluer les flux de nitrate à partir de mesures mensuelles ou bimensuelles et l'abaque est utilisé pour déterminer les incertitudes. Pour la Marne à Charenton et l'Oise à Conflans-Sainte-Honorine les flux annuels de référence basés sur les données journalières de 1995 à 2004 et de 1997 à 2004 respectivement, sont ajoutés aux graphiques (figure 8-7).

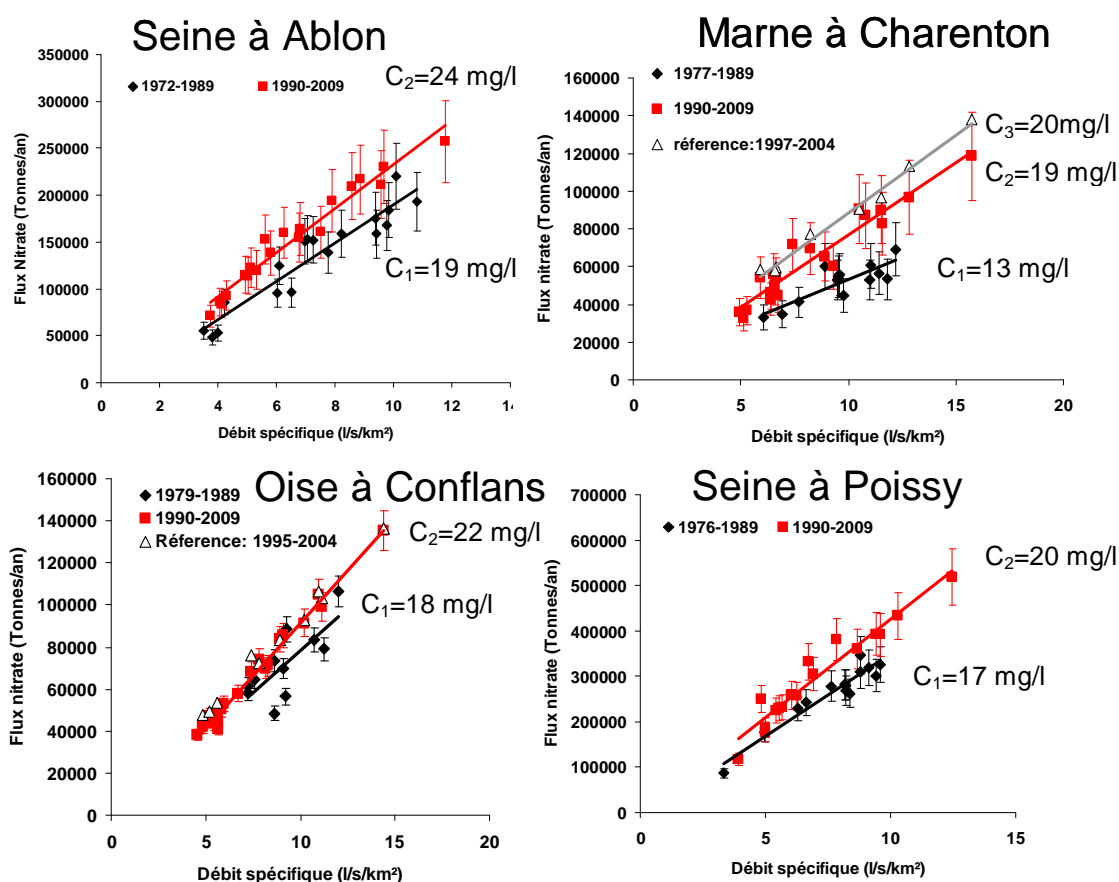


Figure 8-7 : Flux annuels de nitrate calculés par la méthode DWC pour quatre stations du bassin de la Seine en fonction des débits spécifiques avec les incertitudes calculées par l'abaque (Moatar et al., 2006) ; (intervalle mensuel, période de 1970 à 1989 et de 1990 à 2009).

Depuis 1950, les zones urbaines se sont développées rapidement atteignant leur apogée au début des années 1980. Simultanément, le changement des pratiques agricoles (utilisation de fertilisants synthétiques et assèchement des zones humides) a provoqué une augmentation sans précédent des sources diffuses de nitrates (Billen et al., 2007). Depuis les années 1990, la stabilisation des populations sur le bassin de la Seine et l'amélioration des rejets des stations d'épuration ont permis de réduire les sources ponctuelles de nitrates. Cependant, les sources diffuses provenant du lessivage des sols liées à l'agriculture intensive et de la contamination des nappes restent



majoritaires. Ces considérations nous ont amené à distinguer deux périodes : une avant 1990 et une après 1990.

Les flux annuels de nitrates ont tendance à augmenter depuis les années 1990 sur les stations sélectionnées. La concentration moyenne en nitrate calculée à partir des années 1990 ( $C_2$ ) est 20% plus élevée que celle calculée de 1970 à 1989 ( $C_1$ ). Cette augmentation peut s'expliquer malgré une pratique agricole plus réglementée par le temps de résidence des nitrates dans les nappes. Ayraud, en 2005, montre que celui-ci peut être de 18 ans en moyenne pour les nitrates sur des bassins bretons et supérieur à 50 ans dans les zones profondes de l'aquifère. Ainsi la concentration actuelle des nitrates dans les eaux de surface est influencée par les pratiques agricoles des 20 dernières années.

Les flux et leurs incertitudes sont bien estimés puisque les flux annuels de référence issus de la base de données journalières, pour les stations Oise et Marne, sont systématiquement compris dans l'intervalle défini par l'abaque.

La figure 8-8 représente pour les mêmes stations les flux annuel de MES estimés à partir des mesures mensuelles par la méthode HSM en considérant une imprécision  $< \pm 30\%$ .

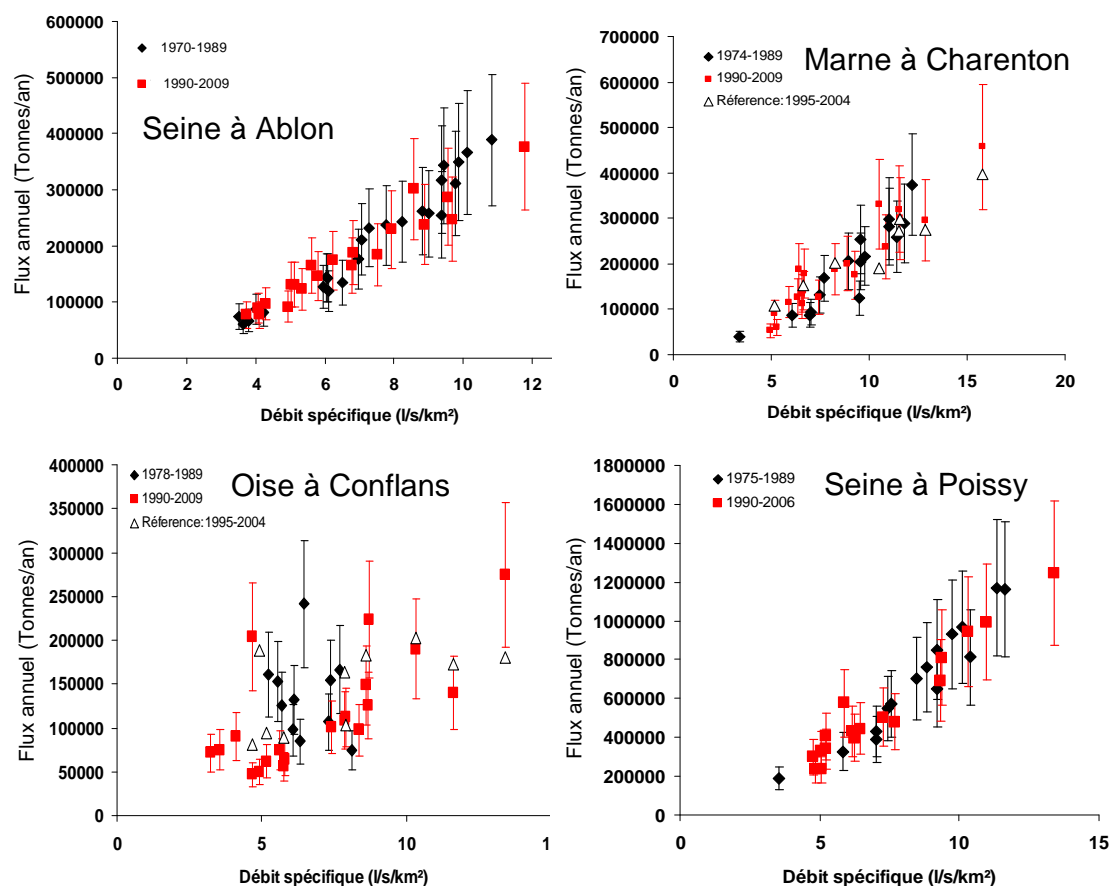


Figure 8-8 : Flux annuels de MES calculés par la méthode HSM pour quatre stations du bassin de la Seine en fonction des débits spécifiques avec les incertitudes définies par le système expert (intervalle mensuel, période de 1970 à 1989 et de 1990 à 2009).

Aucune tendance significative n'apparaît sur les flux annuels de MES (figure 8-8) depuis les années 1970 sur les stations sélectionnées. Les flux augmentent linéairement avec les débits à l'exception de la station Oise à Conflans. Cette dispersion des flux annuels est peut être due à l'éloignement des stations hydrométriques et qualité qui rend l'estimation difficile pour un matériau aussi variable. Cette station se situe à l'exutoire du bassin de l'Oise et les mesures peuvent être fortement influencées par la Seine qui peut remonter à ce niveau.

Les mêmes calculs ont été réalisés sur la station Seine à Poses qui est échantillonnée à un intervalle bimensuel. Les flux de nitrate sont estimés par DWC et les imprécisions par l'abaque, les flux de MES sont estimés par HSM (imprécisions  $<\pm 30\%$ ).

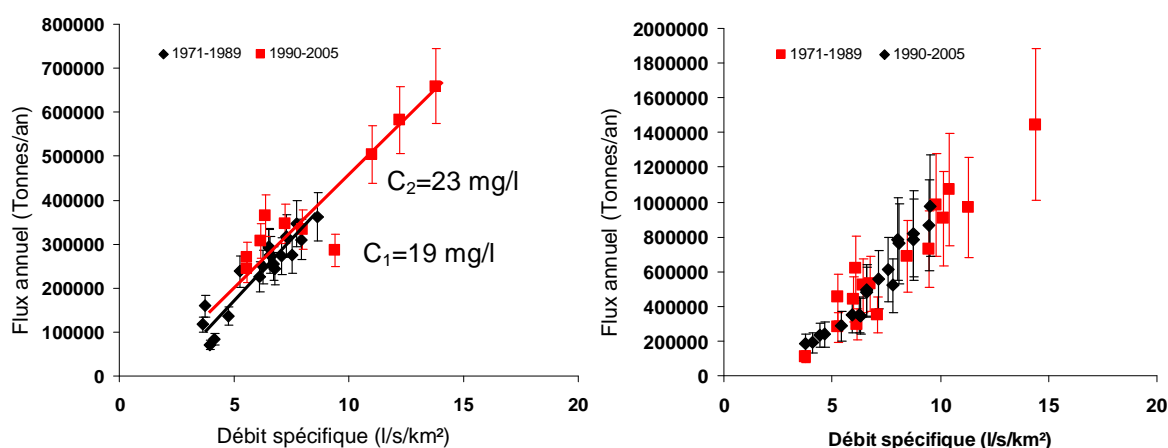


Figure 8-9 : Flux annuels de nitrate calculés par la méthode DWC avec les incertitudes calculées par l'abaque et sur les flux annuels de MES calculés par la méthode HSM avec les incertitudes définies par le système expert en fonction des débits spécifiques pour la Seine à Pose (intervalle bimensuel, période de 1971 à 1989 et de 1990 à 2009).

**A Poses, les flux annuels, en nitrate comme en MES, dépendent en premier lieu des débits annuels.** De plus aucune tendance significative à long terme, de 1971 à 2005, n'apparaît pour les flux annuels de nitrate ou de MES (figure 8-9). Pour les MES ceci est similaire aux résultats observés pour les autres stations. Pour les nitrates, compte tenu de l'incertitude des bilans annuels, aucune tendance positive ou négative n'est observée à Poses sur les flux. Cette station ne répercute pas l'augmentation générale des flux de +20% observée de 1976/1989 à 1990/2009 (figure 8-7) à la station de Poissy, situé après le confluent Seine-Oise en amont de Poses.

## 8.7 Comparaison des flux estimés avec données journalières et mensuelles

Les flux annuels de nitrates étant bien estimés à un intervalle d'échantillonnage mensuel, nous nous focalisons ici sur les MES qui sont les matériaux les plus variables. La station sélectionnée est l'Oise à Conflans-Sainte-Honorine (Station de mesure de l'Agence de l'Eau Seine Normandie, suivis mensuels :  $BV= 14200 \text{ km}^2$ ) dont nous pouvons comparer les résultats obtenus avec ceux sur l'Oise à Méry (Station SEDIF, données journalières,  $BV= 16972 \text{ km}^2$ ) disponible dans notre base de données.

Les deux stations sont distantes de 21km correspondant à environ un jour de transit de l'eau. Les chroniques de débits et de concentrations journalières vont de 1995 à 2004.

Les flux de MES calculés par la méthode HSM à un intervalle d'échantillonnage mensuel pour la station Oise à Méry peuvent donc être comparés avec ceux de la station Oise à Conflans. Les flux calculés pour chaque simulation (tirets noirs) ainsi que le flux de référence (en bleu) sont également représentés sur la figure 8-10. Ainsi le flux calculé à partir des données réelles mesurées (en rouge) s'ajuste parfaitement aux flux calculés par les simulations d'échantillonnage. Les simulations d'échantillonnages générés par la technique de Monte-Carlo permettent donc d'illustrer parfaitement un cas concret.

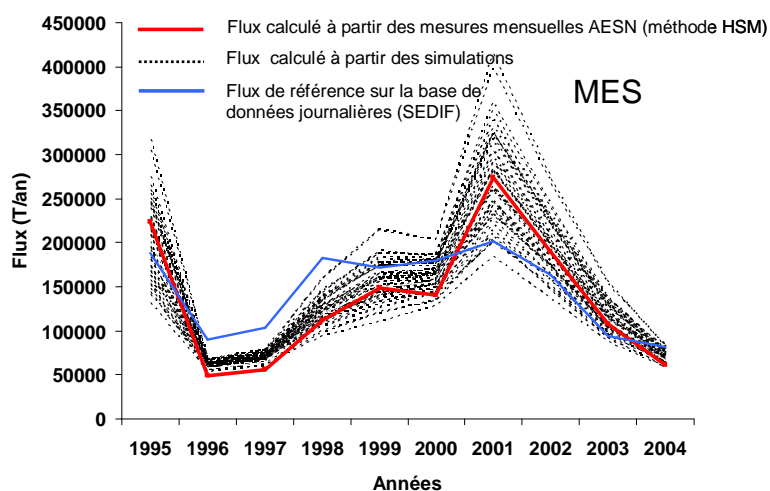


Figure 8-10 : Distribution des flux annuels de MES générés par la méthode HSM à partir des simulations et des mesures effectuées sur l'Oise à Conflans-Sainte-Honorine à un intervalle mensuel et du flux annuel de référence calculé à partir de la base de données journalières

Les erreurs générées par la méthode HSM sont comparées à celles générées par DWC (Figure 8-11), sont notées également les gammes d'incertitudes définies par le système expert, à savoir  $\pm 30\%$ . Il est à rappeler que la matrice est construite sur les incertitudes interannuelles. L'erreur interannuelle générée par la méthode HSM est donc bien comprise dans l'intervalle  $\pm 30\%$  et justifie l'emploi de cette méthode pour ce matériau. A l'inverse l'erreur interannuelle générée par DWC se situe bien en dehors des gammes prédéfinies et justifie le fait que cette méthode ne soit pas recommandable pour évaluer le flux de MES à un intervalle d'échantillonnage mensuel.

Les erreurs annuelles sur les flux annuels de MES se comportent différemment selon les méthodes. La méthode HSM, pour laquelle les erreurs annuelles se situent la plupart du temps dans la gamme  $\pm 30\%$  peut être recommandable pour la plupart des années sauf pour 1996 à 1998. Par contre les erreurs annuelles générées par DWC sont en dehors de la gamme  $\pm 30\%$  pour quasiment toutes les années sauf 2003. La méthode HSM, même si elle peut générer des erreurs importantes certaines années, reste la plus performante pour estimer le flux de MES à l'échelle annuelle et interannuelle.

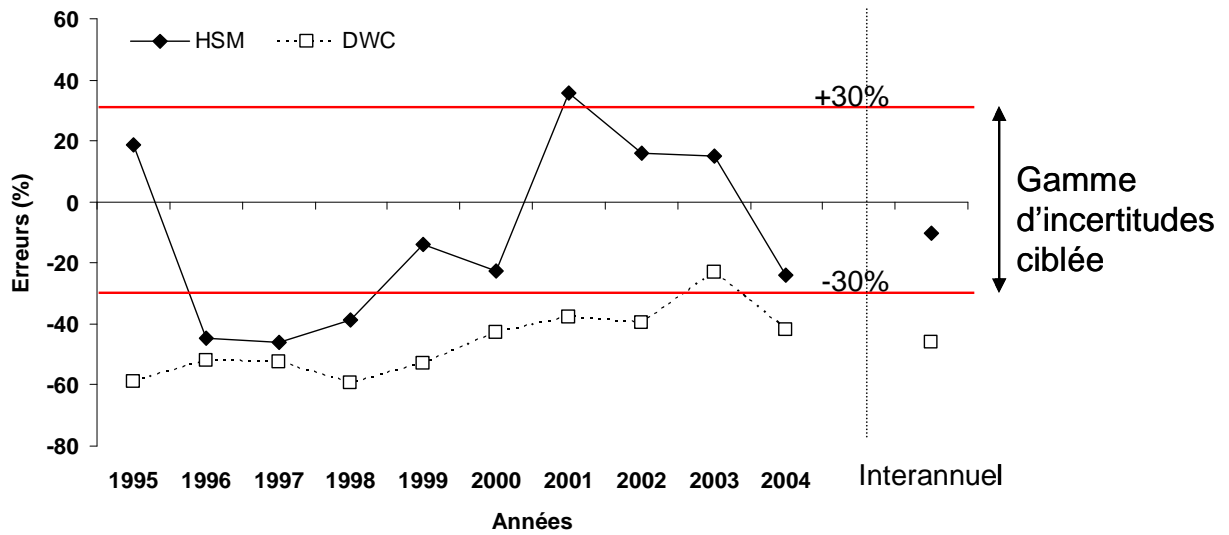


Figure 8-11 : Flux annuels de MES et leurs erreurs : distribution des erreurs annuelles et interannuelles générées par HSM et DWC. Mesures effectuées à un intervalle mensuel (Oise à Conflans-Sainte-Honorine, 1995-2004)