
Analyse des incertitudes générées par les méthodes basées sur les moyennes (DWC, DWC*).

Les méthodes basées sur les moyennes des concentrations et des débits, décrites au chapitre précédent, sont utilisées fréquemment par les chercheurs et les gestionnaires (Littlewood, 1995, Moatar et al., 2006, OSPAR). Cependant, les erreurs associées à ces méthodes ne sont connues que pour quelques bassins et pour un nombre limité de matériaux, le plus souvent les MES et les nutriments. Moatar et al. (2006) ont travaillé sur une base de données (36 stations) pour la méthode des concentrations moyennes pondérées par les débits (voir chapitre 2.1.4.1, DWC) qui a été étendue dans le cadre de cette thèse à 151 stations. L'ajout du facteur de correction de Beale (1962) a également été testé (cf §2.1.4.1).

L'objectif est ici de faire une analyse complète de ces méthodes sur un grand nombre de stations pour différents matériaux tels que les MES, les nutriments et les ions dissous. Il s'agit de : i) évaluer et quantifier les performances des différentes méthodes testées en terme de biais et d'imprécisions à partir de tirages réalisés avec un intervalle d'échantillonnage mensuel (§ 3.1) ; ii) évaluer et quantifier l'apport du facteur de correction de Beale (1962) (§ 3.2) ; iii) déterminer les performances en fonction de la variabilité des flux d'eau et de matière caractérisée par les indicateurs $W_{2\%}$ et $M_{2\%}$, et de l'exposant de la régression C-Q pour les valeurs supérieures au débit médian, b_{50sup} , ainsi qu'en fonction des types de relation C-Q (§ 3.3) ; iv) évaluer et quantifier l'influence de l'intervalle d'échantillonnage (§3.4) ; v) évaluer et quantifier l'influence de la durée de calcul des flux (§ 3.5) ; vi) déterminer les conditions optimales d'utilisation de ces méthodes en fonction des variabilités hydrologiques, hydro-chimiques et hydro-sédimentaires (§ 3.6).

3.1 Distribution des incertitudes pour un intervalle d'échantillonnage mensuel de surveillance par type de matériaux : Méthode DWC

La distribution des erreurs représentées sur la figure 3-1 montre une disparité flagrante sur l'estimation des flux en fonction du type de matériaux étudié. Par erreur croissante on peut les classer ainsi:

SDT > Nutriments dissous > nutriments totaux > MES

Les erreurs commises sur les flux annuels se situent entre 0% et 10% pour les ions dissous, entre -75% et 10% pour les matières en suspension. Les résultats à chaque station sont synthétisés pour chaque type de matériaux dans les tableaux 3-1, 3-2 et 3-3.

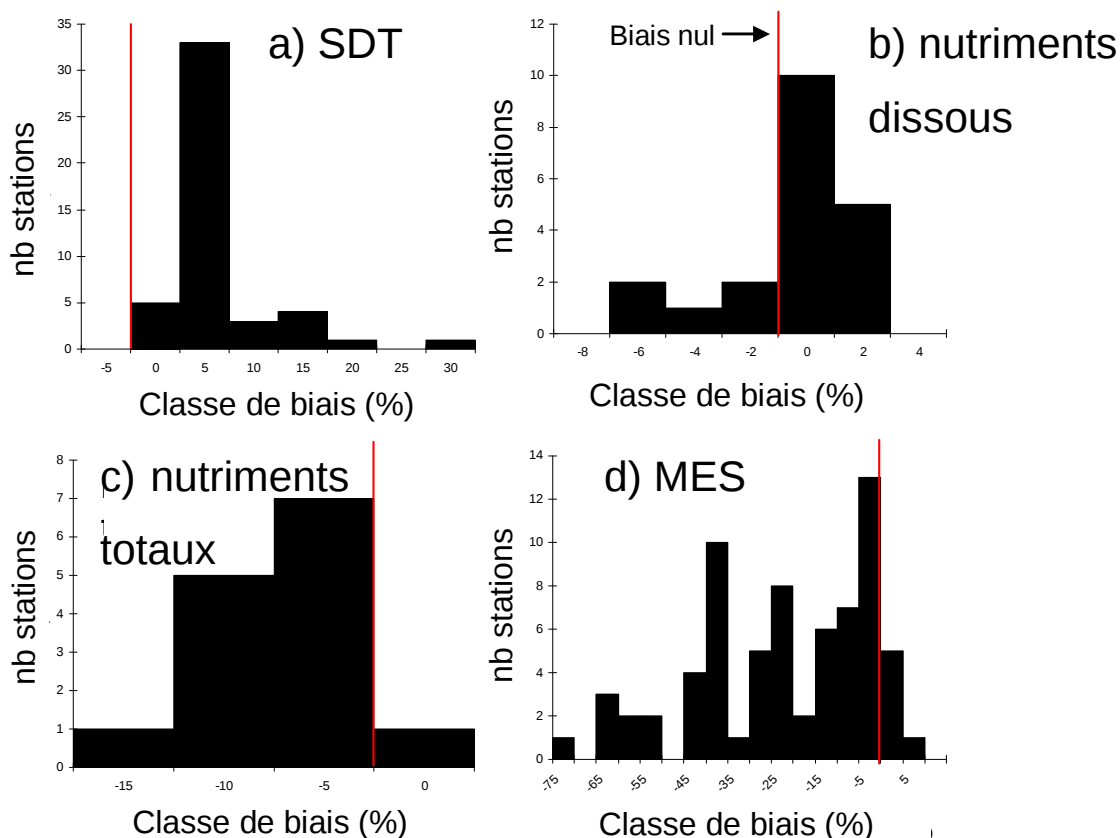


Figure 3-1: Distribution des biais interannuels sur les flux annuels pour la méthode DWC pour toutes les stations à un intervalle d'échantillonnage mensuel : a) SDT ; b) nutriments dissous ; c) nutriments totaux ; d) MES.

3.1.1. Incertitudes interannuelles sur les flux annuels de MES

Les incertitudes sont caractérisées, à partir des flux annuels de 50 simulations, par le minimum, le maximum, le quantile 10, 90, 50 (biais) ainsi que la différence 90-10 (imprécisions). Les résultats présentés, basés sur les erreurs interannuelles des flux, sont classés en fonction des valeurs croissantes de $M_{2\%}$ qui permet d'observer l'augmentation des incertitudes (biais et imprécisions) en fonction de l'augmentation du $M_{2\%}$. Une attention plus particulière sera portée à l'étude des erreurs annuelles pour deux stations aux caractéristiques contrastées : i) l'Oise à Mery (France) ; ii) la rivière San Pedro à Charleston (Arizona, USA).

Tableau 3-1: Incertitudes interannuelles sur les flux de MES générées par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel.

Site	Min	max	e10	e90	e50	Imprécision	M _{2%}	W _{2%}	b _{50sup}	Typologie
Missouri à Culbertson, MT	-38	79	-27	25	-4	52	16	6	1.36	c-C
Rhin à Maxau, Germany	-47	160	-25	31	-6	56	16	5	1.13	c-C
Seine à Poses, France	-45	48	-23	18	-4	40	16	7	1.06	c-C
Oise à Mery, France	-53	91	-31	37	-5	68	17	8	0.67	c-C
charente, France	-53	714	-31	14	-6	45	18	11	-0.15	c-D
Tennessee à Paducah, KY	-72	298	-49	52	-16	101	21	10	0.69	c-C
Marne à Neuilly, France	-71	184	-40	36	-6	76	22	8	1.07	c-C
Sacramento à Freeport, CA	-66	171	-42	44	-7	85	23	7	0.91	c-C
Des Moines à Saylorville, IA	-65	328	-43	30	-7	73	23	12	0.54	c-C
Mississippi R à St Louis, MO	-55	220	-28	29	-3	57	23	9	1.20	c-C
Mississippi à Anoka, MN	-42	67	-25	28	-3	52	23	9	1.20	s-C
Isle, France	-56	99	-40	40	-10	80	24	12	0.66	c-C
Seine à Choisy, France	-73	160	-47	49	-11	96	25	7	1.45	s-C
Green R à Green , UT	-67	203	-35	37	-7	72	25	11	0.67	c-C
Iowa à Wappelo, IA	-59	267	-40	49	-13	90	26	9	0.55	c-C
Rio Grande à Otowi Bridge, NM	-81	400	-41	37	-9	77	26	12	0.33	c-C
Minnesota R à Mankato, OH	-612	1371	-39	36	-7	75	27	15	0.35	c-C
Tennessee à Savannah, TN	-64	74	-38	28	-6	65	28	10	0.91	c-C
Scioto à Chillicothe, OH	-75	261	-53	40	-13	92	28	12	0.90	c-C
Columbia à Vancouver, WA	-58	454	-39	24	-5	63	30	6	1.70	c-C
Iowa à Wappelo, IA	-74	476	-46	59	-15	105	32	8	0.32	c-C
Green R nr Jensen , UT	-72	200	-38	42	-7	80	34	11	1.12	c-C
Dordogne, France	-82	271	-61	71	-34	133	35	8	1.46	c-C
Garonne, France	-79	218	-55	113	-14	169	35	8	1.83	c-C
Tradewater à Olney, KY	-83	435	-57	67	-12	124	35	18	0.68	c-C
Green à Mudfordville, KY	-82	316	-61	68	-26	128	36	14	0.84	c-C
Brazos à Richmond, TX	-88	243	-58	50	-15	108	36	15	0.97	c-C
Arkansas à Las Animas, CO	-92	530	-62	72	-19	134	37	14	0.61	c-C
Little Black à Success, MO	-66	508	-47	46	-16	93	38	20	-0.10	s-S
East Fork White R à Seymour, IN	-74	298	-60	56	-19	116	39	16	0.58	c-C
Tennessee Chattanooga, TN	-65	158	-32	39	-2	71	39	11	1.21	c-C
Cuyahoga Independence, OH	-82	407	-61	63	-28	124	41	10	0.97	c-C
Cuyahoga Old Portage, OH	-95	491	-74	72	-34	147	41	10	0.97	c-C
Sandusky nr Fremont, OH	-92	218	-65	51	-23	116	42	19	0.81	c-C
San Juan R à Shiprock, NM	-95	493	-73	95	-29	168	43	11	0.35	c-C
Garonne94, France	-91	454	-72	79	-28	151	44	10	1.83	c-C
Maumee à Waterville, OH	-43	94	-16	27	3	44	44	19	0.84	s-C
Dan à Paces, VA	-82	300	-65	74	-32	139	47	15	1.16	c-C
Arkansas R à Arkansas city, KS	-88	248	-61	43	-16	104	47	24	0.91	c-C
River Raisin à Monroe, MI	-85	409	-70	70	-42	140	49	15	0.92	s-C
Grand à Painesville, OH	-89	290	-74	67	-36	141	49	17	0.99	s-C
Grand à Painesville, OH	-97	575	-80	96	-46	176	49	17	0.99	s-C
Gave, France	-91	394	-71	77	-28	148	49	9	2.07	c-C
Isere, France	-80	375	-61	119	-33	180	51	6	2.81	c-C
Delaware à Trenton, NJ	-88	592	-75	87	-42	162	55	10	1.38	c-C
Conococheague C à Fairview, MD	-90	501	-74	96	-41	170	55	16	1.11	c-C
Fisher à Libby, MT	-83	420	-64	75	-30	138	56	13	1.30	c-C
Juniata R à Newport, PA	-93	507	-74	82	-43	156	57	15	1.24	c-C
Muddy C nr Vaughn, MT	-87	707	-71	64	-28	135	59	11	1.35	s-C
Mad à Arcata, CA	-93	221	-82	72	-41	154	59	22	1.36	c-C
Coal à Alum Creek, AZ	-94	342	-76	56	-40	132	61	20	1.29	c-C
Trinity à Hoopa, CA	-95	296	-79	77	-42	156	62	21	1.47	c-C
Siuslaw à Mapleton, OR	-96	454	-78	69	-45	147	62	17	1.13	c-C
Feather à Gridley, CA	-83	349	-48	30	-8	78	63	18	0.85	c-C
Pembina R à Walhalla, ND	-90	1055	-75	65	-33	141	64	32	0.93	s-C
Eel à Fort seward, CA	-97	235	-86	50	-45	136	65	28	1.44	c-C
Rappahannock R à Remington, VA	-96	974	-85	91	-55	176	66	19	1.35	c-C
Brandywine creek à Chadds ford, PA	-98	743	-88	102	-62	190	69	14	1.66	s-C
Redwood à Burkburnett, TX	-96	332	-86	83	-50	170	69	22	1.19	c-C
Pecos à Santa rosa, Nm	-100	2276	-91	54	-43	145	70	33	1.42	c-C
Klamath R à Orleans, CA	-96	430	-77	64	-42	141	71	16	1.82	c-C
Gila R nr Solomon, AZ	-96	246	-83	56	-40	140	71	26	1.00	c-C
Upper Iowa à Dorchester, IA	-95	529	-90	97	-66	187	75	18	1.57	s-C
Eel à Scotia, CA	-100	289	-97	59	-64	155	76	30	1.52	c-C
Creek river, Ca	-98	352	-93	69	-66	162	81	23	0.89	s-C
San pedro à Charleston, Ar	-100	302	-94	44	-58	138	82	48	1.37	s-C
Arkansas à Kinsley, KS	-90	666	-70	48	-30	118	83	27	0.87	c-C
Paria à Leesferry, Ar	-100	542	-96	63	-70	159	83	34	2.10	c-C
San Luisrey à Oceanside, CA	-99	492	-88	28	-22	116	96	44	0.55	s-C
Santa Clara R à Los Angeles-Ventura Co Line, CA	-97	356	-91	12	-75	104	98	61	0.88	c-C

Avec la méthode DWC, les flux de MES sont sous-estimés pour 69 stations, avec des valeurs de biais allant de -3% pour l'exutoire du Mississippi à Saint Louis, à -75% pour le Santa Clara à Los Angeles. Cette dernière se caractérise par un milieu semi aride et à fort transport solide où l'incision du chenal est induit par une urbanisation très forte (Coleman et al., 2005). Les variations de concentrations sur la rivière Santa Clara (Californie) sont très fortes et sont parmi les valeurs de concentrations les plus fortes enregistrées, dépassant les 20 000 mg/l (Meade et al., 1990; Inman et Jenkins, 1999; Warrick et al., 2004). Les erreurs interannuelles peuvent même atteindre 2 276% pour la rivière Pecos à Santa Rosa.

Pour des $M_{2\%} < 20\%$, l'estimation du flux annuel de MES est peu ou pas biaisée (-6% à -4%) et assez précise (environ 50%) (Missouri à Culbertson, MT). Lorsque l'indicateur $M_{2\%}$ est compris entre 20 et 40%, la sous estimation du flux varie généralement de -5% à -20%, et l'imprécision devient plus forte atteignant 169 % pour la Garonne (France). Pour des gammes de $M_{2\%}$ de 40% à 60%, les valeurs de biais varient souvent de -20% à -40% et les valeurs d'imprécisions sont rarement inférieures à 120%. Enfin, lorsque les $M_{2\%}$ sont supérieurs à 60%, l'estimation du flux de MES est fortement biaisée (>-40%) et imprécise (jusqu'à 187% pour l'Upper Iowa à Dorchester, IA).

Plus la variabilité des flux de MES de la rivière est importante, donc plus le $M_{2\%}$ est élevé, plus les incertitudes générées, par cette méthode à un intervalle d'échantillonnage mensuel, sont importantes. A une fréquence de prélèvement mensuelle, si la variabilité est forte, il est aisé de passer à coté d'un événement et par conséquent de sous estimer les flux ou de surestimer les flux dans le cas des éléments dilués. Pour une rivière avec un $M_{2\%}$ faible (par exemple le Missouri à Culbertson ou la Seine à Poses), ce risque est limité par une variabilité des flux de matière peu importante où un prélèvement par mois peu suffire à estimer les flux de MES correctement. Les types de relation C-Q ne semblent pas avoir d'impact sur la distribution des incertitudes. Pour un même type c-C, les biais varient de -75% à -2% et pour le type s-C les biais varient de -66% à 3%. **L'indicateur de durée des flux de matière $M_{2\%}$ apparaît donc comme un élément clef pour la compréhension des incertitudes générées par les méthodes de calcul d'estimation des flux.**

3.1.2 Erreurs annuelles sur le flux annuel de MES pour deux rivières contrastées

La figure 3-2 présente la distribution des erreurs annuelles pour deux stations aux caractéristiques contrastées : l'Oise à Méry (BV de la Seine) et la rivière San Pedro à Charleston (Arizona, USA). L'Oise à Méry est une station où les flux de MES sont relativement peu variables avec un $M_{2\%}=17\%$ et un $W_{2\%}=8\%$. Les matières en suspension pour cette station augmentent linéairement avec le débit. A l'inverse, les flux de MES sur la rivière San Pedro à Charleston (Arizona, USA) (type s-C) sont très variables avec un $M_{2\%}=82\%$, c'est-à-dire que la majorité du flux annuel de MES peut s'écouler en une semaine, et un $W_{2\%}=48\%$.

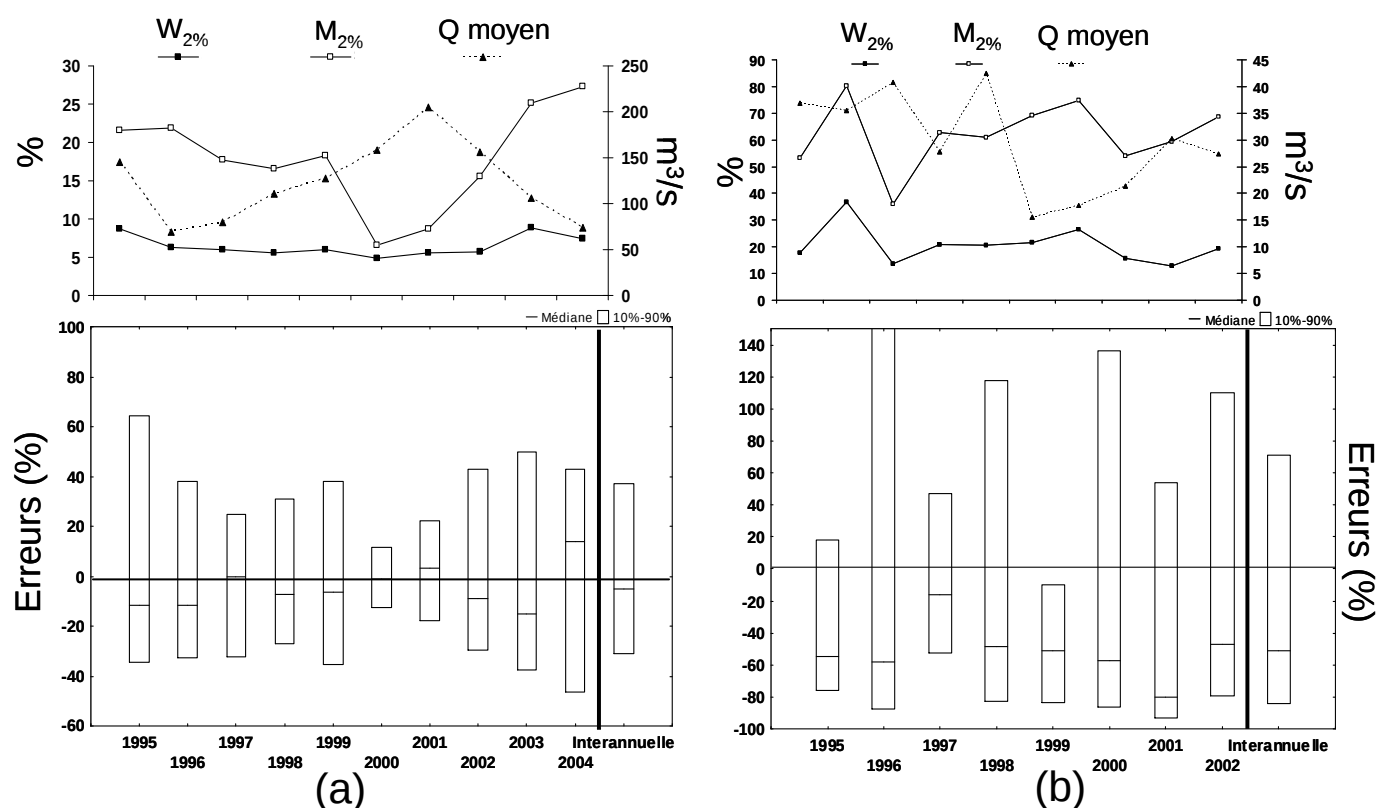


Figure 3-2: Erreurs annuelles sur l'estimation des flux annuels de MES générés par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel : a) station Oise à Méry (échelle de -60% à 100%); b) station Redwood à Burburnett (échelle de -100% à 150%).

Pour une station donnée, la **distribution des erreurs annuelles est variable d'une année à l'autre**. Pour la station de l'Oise à Méry, les flux annuels de MES peuvent être sous-estimés ou surestimés selon les années. La médiane des erreurs annuelles (biais annuel) varie entre -12% et 10%, le biais interannuel étant de -4%. La dispersion des erreurs annuelles est aussi très importante d'une année sur l'autre. Dans le cas de l'année 2000, pour l'Oise à Méry, l'estimation du flux de MES n'est pas biaisée et très précise ce qui peut s'expliquer par la faible variabilité de cette année hydrologique (le plus faible $M_{2\%}$ et le plus faible $W_{2\%}$ sur les 10 ans disponible de données).

Dans le cas de la station Redwood à Burburnett, la dispersion des erreurs annuelles est beaucoup plus importante et peut s'expliquer aussi par une grande variabilité de l'indicateur du flux d'eau, $W_{2\%}$ et de matière, $M_{2\%}$. Le flux calculé est sous-estimé avec une médiane des erreurs annuelles oscillant aux alentours de -60%. Cette grande variabilité induit une dispersion importante des erreurs.

Plus la variabilité des indicateurs de durée des flux d'eau et de matière est importante, plus la dispersion des erreurs à une échelle annuelle ou interannuelle est importante.

3.1.3 Incertitudes interannuelles sur les flux annuels de nutriments

Le tableau 3-2 reprend sur le même principe que le tableau 3-1, les erreurs interannuelles sur l'estimation des flux de nutriments :

- nutriments dissous : i) NH_4 (3 stations) ; ii) NO_3 (10 stations) ; iii) PO_4 (7 stations)
- nutriments totaux : i) P_{tot} (7 stations) ; ii) TKN (7stations).

Le comportement sur l'estimation des flux est différent pour les nutriments dissous et totaux ; les erreurs interannuelles pour cette méthode sont beaucoup plus importants pour les nutriments totaux que pour les nutriments dissous tel que l'ammonium ou les nitrates (Tableau 3-2). Les nutriments peuvent alors être classés du plus au moins biaisé, selon l'ordre :

$$P_{tot} > TKN > PO_4 > NO_3-NH_4.$$

Tableau 3-2 : Incertitudes interannuelles sur les flux de nutriments générés par la méthode DWC pour un intervalle d'échantillonnage mensuel.

Site	Param	Min	max	e10	e90	e50	Imprécision	M _{2%}	W _{2%}	b _{50sup}	Typologie
Oise à Mery, France	NH4	-23	41	-10	14	-1	25	7	8	-0.37	d-D
Seine à Choisy, France	NH4	-27	47	-14	14	0	28	14	7	-0.04	d-S
Marne à Neuilly, France	NH4	-22	27	-10	11	1	21	24	8	-0.31	d-D
Oise à Mery, France	NO3	-13	9	-3	5	0	8	6	8	-0.16	c-D
Seine à Choisy, France	NO3	-10	10	-4	4	0	8	7	7	-0.03	c-S
Marne à Neuilly, France	NO3	-15	18	-6	6	0	12	8	8	0.06	c-S
Cuyahoga à Independence, OH	NO3	-37	67	-14	21	2	35	8	12	-0.42	d-D
Muskingum à McConnsville, OH	NO3	-49	21	-10	9	0	19	11	9	0.16	c-S
Scioto à Chilicothe	NO3	-30	41	-14	13	-2	27	14	12	0.06	s-S
Great Miami below Miamisburg	NO3	-39	90	-21	20	-4	40	17	14	0.06	s-S
Maumee à Waterville, OH	NO3	-47	64	-18	17	-1	35	17	16	0.08	c-S
Raisan à Monroe, MI	NO3	-51	66	-23	19	-2	42	18	14	0.32	c-S
Sandusky nr Fremont, OH	NO3	-47	119	-21	23	-2	45	21	19	0.03	c-S
Scioto à Chilicothe	PO4	-32	38	-15	15	-2	30	13	12	-0.02	d-S
Great Miami below Miamisburg	PO4	-40	50	-19	17	0	36	18	14	0.02	d-S
Maumee à Waterville, OH	PO4	-74	97	-29	27	-2	56	22	16	0.17	c-C
Raisan à Monroe, MI	PO4	-83	232	-39	36	-8	75	30	14	0.51	s-C
Sandusky nr Fremont, OH	PO4	-77	97	-42	33	-7	75	31	19	0.24	c-C
Muskingum à McConnsville, OH	PO4	-49	48	-20	19	-1	38	54	9	-0.16	d-D
Grand à Painesville, OH	PO4	-100	288	-43	60	2	103	76	17	0.01	d-S
Scioto à Chilicothe	Ptot	-39	87	-20	15	-5	36	17	12	0.24	d-C
Muskingum à McConnsville, OH	Ptot	-43	102	-29	28	-11	57	20	9	0.53	s-C
Great Miami below Miamisburg	Ptot	-44	111	-32	20	-12	52	24	14	0.37	d-C
Raisan à Monroe, MI	Ptot	-70	152	-42	38	-11	80	30	14	0.67	d-C
Maumee à Waterville, OH	Ptot	-67	185	-44	29	-9	73	31	16	0.49	s-C
Sandusky nr Fremont, OH	Ptot	-78	215	-51	36	-15	87	33	19	0.52	c-C
Grand à Painesville, OH	Ptot	-64	270	-42	39	-15	81	36	17	0.50	d-C
Muskingum à McConnsville, OH	TKN	-36	75	-21	23	-6	44	17	9	0.38	s-C
Scioto à Chilicothe	TKN	-48	87	-24	19	-4	44	18	12	0.31	s-C
Raisan à Monroe, MI	TKN	-46	117	-25	22	-5	46	22	14	0.33	d-C
Great Miami below Miamisburg	TKN	-46	79	-32	18	-7	50	22	14	0.42	d-C
Cuyahoga à Independence, OH	TKN	-57	213	-29	29	-9	59	22	12	0.23	c-C
Maumee à Waterville, OH	TKN	-48	124	-29	21	-8	50	26	16	0.31	s-C
Sandusky nr Fremont, OH	TKN	-60	127	-38	23	-13	61	29	19	0.36	c-C

- **Nutriments dissous.**

L'estimation des flux de nutriments dissous par la méthode DWC n'est pas biaisée (-7% à 2%). Ces valeurs sont cependant à relativiser avec les valeurs d'imprécisions qui peuvent atteindre jusqu'à 45%. En effet, si l'on prend l'exemple des flux d'orthophosphate sur la rivière Grand à Painesville (Ohio, USA) de type d-S, les quantiles 90 et 10 des erreurs varient de -43% à 60%. Ces erreurs peuvent atteindre en fonction de la simulation testée 288% au maximum.

- **Nutriments totaux.**

Les nutriments totaux sont généralement sous-estimés par la méthode DWC. Ils sont souvent associés aux matières en suspension, ce qui explique la similitude des types de relation C-Q pour les débits les plus élevés contrairement aux nutriments dissous qui sont en général dilués. Avec une majorité de type concentré pour les forts débits, l'application de cette méthode basée sur les moyennes tend à sous-estimer les flux à un intervalle d'échantillonnage mensuel. La sous-estimation la plus forte apparaît pour la rivière Sandusky à Fremont et la rivière Grand à Painesville : -15% pour le phosphore total et -13% pour le TKN.

Les incertitudes sur les flux annuels de nutriments totaux ont tendance à augmenter avec le $M_{2\%}$. Cette tendance sur les nutriments totaux ne se retrouve pas pour les nutriments dissous. Les biais sur les nutriments dissous ne semblent pas être corrélés avec le $M_{2\%}$. L'estimation du flux est non biaisée pour les stations Grand à Painesville et Muskingum à Mc Connelville qui ont des $M_{2\%}$ de 76% et 56% respectivement mais l'imprécision est en revanche beaucoup plus importante.

Le $M_{2\%}$ apparaît donc ici comme un descripteur clef des incertitudes des flux annuels de nutriments totaux. Cette observation est plus mitigée pour les nutriments dissous ce qui peut être lié à la diversité des relations concentrations-débits observées (sept types différents). Cependant, les erreurs interannuelles calculées sur l'estimation des flux restent inférieures à -10% pour le dissous et à -15% pour le total.

3.1.4 Erreurs annuelles sur les flux annuels de nutriments pour deux rivières contrastées

L'étendue des erreurs (min-max, e90-e10) peut être très importante malgré un biais interannuel faible. Afin de déterminer si ces faibles biais interannuels sont dus à une bonne estimation des flux ou à une compensation des biais annuels d'une année à l'autre minimisant ainsi sa valeur, une analyse de la dispersion des erreurs annuelles a été réalisée sur deux rivières aux régimes hydrologiques contrastés pour les nutriments dissous et totaux.

- **Nutriments dissous :**

Les deux stations sélectionnées pour l'étude des erreurs annuelles sont l'Oise à Méry et le Sandusky à Frémont pour le paramètre nitrates. L'Oise est une station avec de très faibles $M_{2\%}$ et $W_{2\%}$: 6% et 8% respectivement. Le comportement des nitrates à cette station par rapport au débit médian est du type « en chevron » ou concentré puis dilué (c-D). Pour la rivière Sandusky, la variabilité est plus importante avec un $M_{2\%}$ et un $W_{2\%}$ de 21% et 19% respectivement. Le comportement par rapport au débit médian est lui de type concentré puis stable (c-S).

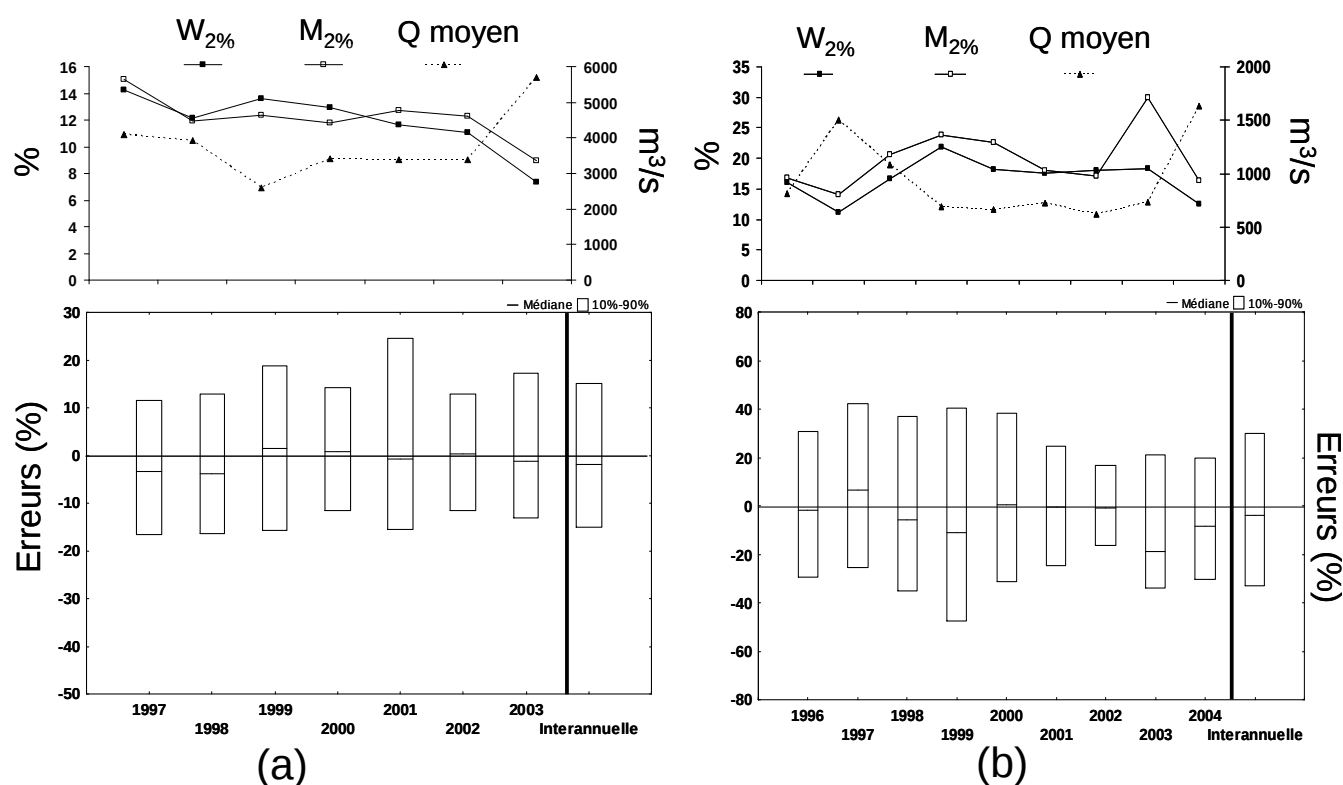


Figure 3-3: Erreurs annuelles sur l'estimation des flux annuels de nitrates générés par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel : a) station de Scioto à Chillicothe (échelle de -50% à 30%) ; b) station Grand à Painesville, OH (échelle de -80% à 80%).

Sur la figure 3-3, on observe une grande variabilité des erreurs annuelles. Cependant la gamme d'erreur reste très faible, de l'ordre de -15% à 20% pour la station Scioto à Chillicothe. Il n'y a pas de compensation significative des biais par rapport au biais interannuel. Cette méthode de calcul apparaît donc comme une bonne méthode d'estimation des flux annuels de nutriments dissous. Cette méthode d'estimation du flux est tout à fait adaptée à un intervalle d'échantillonnage mensuel pour ce type de station présentant une faible variabilité hydrologique.

A l'inverse, pour la rivière Grand à Painesville, les erreurs sont très variables d'une année à l'autre avec une gamme de dispersion également importante allant de -40% à 60%. La médiane des erreurs, ou le biais annuel, est souvent proche de zéro quelque soit l'année étudiée. La dispersion des erreurs, ou l'imprécision annuelle, est quant à elle très variable en fonction des années. Cette méthode semble toutefois adaptée pour estimer le flux annuel de nutriments dissous à un intervalle d'échantillonnage mensuel.

- **Nutriments totaux.**

Les deux stations sélectionnées pour l'étude des erreurs annuelles sont le Scioto à Chillicothe et le Grand à Painesville pour le paramètre Phosphore total. Le Scioto à Chillicothe est caractérisé par un faible $M_{2\%}$ et un faible $W_{2\%}$, 17% et 12% respectivement. Le comportement du phosphore total à cette station par rapport au débit médian est du type en « V » ou dilué puis concentré (d-C). Pour la rivière Grand, la variabilité est plus importante avec un $M_{2\%}$ et un $W_{2\%}$ de 36% et 17% respectivement et un type en « V » (d-C) également.

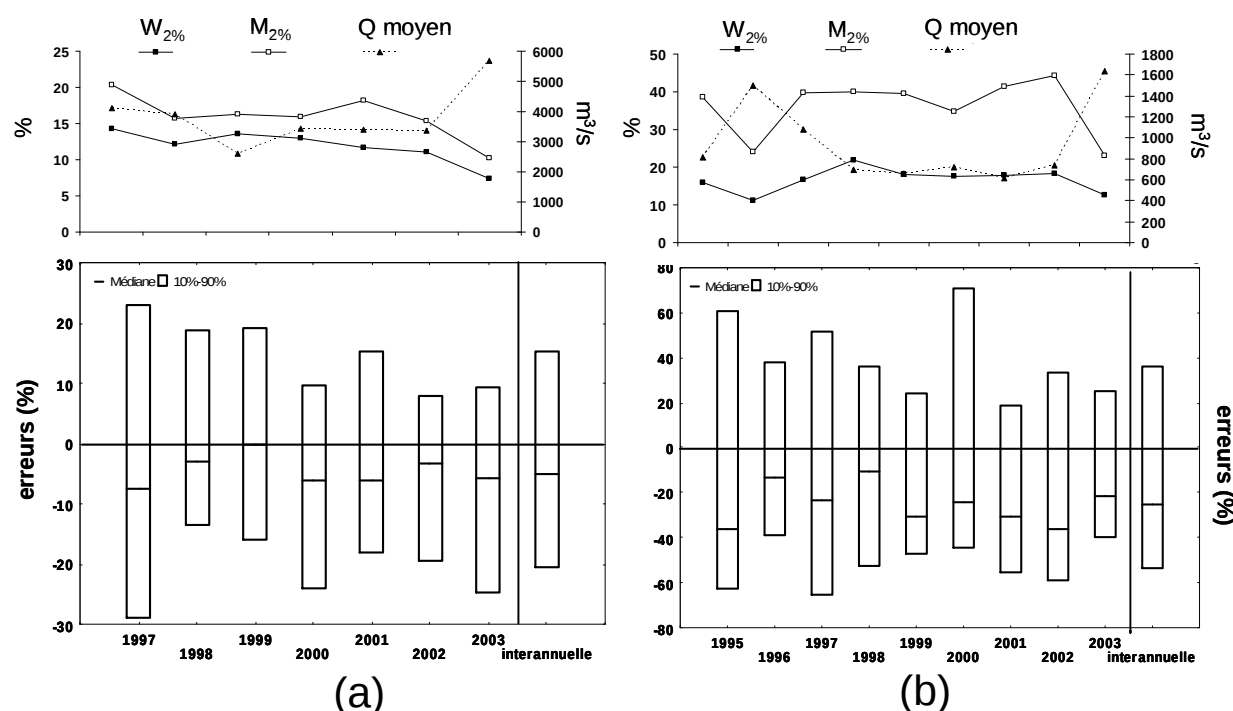


Figure 3-4: Erreurs annuelles sur l'estimation des flux annuels de phosphore total générés par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel : a) station Scioto à Chillicothe (échelle de -30% à 30%) ; b) station Grand à Painesville, OH (échelle de -80% à 80%).

Sur la figure 3-4, la variabilité des erreurs entre les années est faible et de l'ordre de -30% à 20% selon les années pour la station Scioto à Chillicothe. La même observation est faite pour la station Grand à Painesville mais l'ordre de grandeur est beaucoup plus important de -70% à 80% ; ceci s'explique notamment par la variabilité plus importante du flux d'eau et de matière à cette station.

La variabilité du flux de matière, $M_{2\%}$, influence à la fois les incertitudes interannuelles entre les stations et les incertitudes annuelles à une station. Elle a donc bien un impact sur les incertitudes générées par la méthode DWC pour l'estimation des flux annuels de nutriments.

3.1.5 Incertitudes interannuelles sur les flux annuels de sels dissous totaux (SDT).

Le tableau 3-3 présente les incertitudes interannuelles sur les flux de sels dissous totaux par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel pour 47 stations.

Tableau 3-3: Incertitudes interannuelles sur les flux de SDT générés par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel

Site	Min	max	e10	e90	e50	Imprécision	M _{2%}	W _{2%}	b _{50sup}	Typologie
Ocmulgee à Ocmulgee, GA	-14	13	-4	5	1	9	3	3	-0.69	d-D
Colorado à Lee Ferry, AZ	-2	2	-1	1	0	2	4	4	-0.07	d-D
Missouri à Garrison, ND	-5	3	-2	1	0	3	4	3	0.03	s-S
Columbia nr Quincy, OR	-9	6	-3	3	0	5	4	4	-0.21	s-D
Pecos à Pecos, TX	-60	16	-5	12	3	17	5	10	-0.41	s-D
Missouri à Nebraska City, NE	-15	13	-3	3	0	6	5	7	-0.24	d-D
Gunnison nr Gd Junction, CO	-9	12	-4	5	0	9	6	10	-0.52	s-D
Colorado nr Cisco, UT	-14	17	-6	7	0	12	6	12	-0.53	d-D
Snake à Snake, ID	-6	9	-2	2	0	4	6	7	-0.14	d-D
Oise à Mery, France	-9	12	-4	5	1	9	7	7	-0.19	s-D
Green à Green, UT	-10	20	-5	5	0	10	7	11	-0.40	d-D
Marne à Neuilly, France	-6	7	-2	3	0	5	7	8	-0.05	d-D
Delaware à Trenton, NJ	-24	19	-7	9	1	16	7	11	-0.30	d-D
Clackamas à Estacada, OR	-13	11	-6	6	1	12	8	10	-0.18	d-D
N Santiam à Mehama, OR	-20	11	-7	7	1	13	8	9	-0.20	d-D
Peace à Zolfo Springs, FL	-28	33	-12	13	2	25	9	14	-0.35	d-D
Arkansas nr Avondale, CO	-14	18	-4	5	0	10	9	11	-0.26	d-D
Arkansas à Granite, CO	-13	27	-5	8	0	13	9	12	-0.21	d-D
Dolores nr Cisco, UT	-24	47	-16	18	1	34	9	22	-0.64	d-D
Sun nr Vaughn, MT	-17	20	-9	9	0	18	10	15	-0.30	d-D
Duchesne à Duchesne, UT	-26	45	-13	16	0	29	10	18	-0.41	d-D
San Joaquin à San Joaquin, CA	-20	27	-7	10	0	18	10	20	-0.52	d-D
Arkansas à Ralston, OK	-51	59	-14	32	4	47	10	24	-0.41	c-D
NF Ninnescan, KS	-46	34	-18	28	8	46	10	21	-0.34	c-D
San Juan nr Bluff, UT	-18	67	-9	10	-1	19	11	8	-0.24	d-D
Brandywine à Chadds Ford, PA	-35	24	-7	10	2	17	11	15	-0.19	d-D
Seine à Choisy, France	-10	4	-3	2	0	5	11	16	-0.21	c-D
Potomac nr. Wash, DC, MA	-31	27	-11	12	1	23	11	16	-0.21	d-D
North Canadian à Britton, OK	-40	55	-15	27	5	42	12	18	0.03	c-D
North Canadian nr Yukon, OK	-58	52	-20	24	5	43	13	19	-0.10	s-D
Jackson à Falling Spring, VA	-26	32	-7	16	4	23	14	18	-0.16	d-D
S F Shenandoah à Front Royal, VA	-31	28	-9	12	1	21	14	17	-0.17	d-D
Virgin à Littlefield, AZ	-24	32	-9	12	1	20	14	20	-0.39	d-D
Arkansas à Las Animas, CO	-29	50	-11	18	2	29	16	25	-0.33	d-D
Wichita nr Charlie, TX	-42	68	-21	30	7	51	16	21	-0.31	d-D
Jacksongath	-9	8	-2	3	0	5	17	18	-0.04	d-S
North wichita à Truscott, TX	-82	234	-29	104	28	133	17	48	-0.48	d-D
North wichita à paducah, TX	-83	190	-12	96	15	108	18	48	-0.45	d-D
Wichita à Wichita Falls, TX	-61	100	-22	52	15	74	18	28	-0.37	d-D
Rappahannock à Remington, VA	-32	20	-5	9	1	13	18	20	-0.04	d-D
Canadian à amarillo, TX	-62	142	-26	61	16	87	19	35	-0.41	c-D
Medina à San Antonio, TX	-53	43	-10	32	4	41	19	32	-0.24	d-D
Bird C nr Catoosa, OK	-31	33	-13	19	4	32	19	24	-0.12	d-D
Sheyenne à Lisbon, ND	-18	32	-7	10	1	17	22	27	-0.12	d-D
Meherrin à Emporia, VA	-42	63	-15	20	3	35	23	22	-0.15	s-S
Knife à Hazen, ND	-39	141	-22	80	12	102	24	48	-0.25	d-D
Redwood nr Burkburnett, TX	-46	74	-20	41	11	61	27	37	-0.30	d-D

L'estimation du flux annuel de SDT par la méthode DWC engendre des incertitudes très faibles pour la plupart des stations. Le biais interannuel est près de zéro et varie entre -1% et 5% pour les stations dont le M_{2%} est inférieur à 15%. Pour ces mêmes stations, l'estimation du flux est également précise et ne dépassent pas les 45%. Pour les stations dont la variabilité du flux de matière est forte, M_{2%}>15%, les incertitudes augmentent pour atteindre un biais de 28% et une imprécision de 133% pour la station north Wichita à Truscott (TX, USA).

Plus la variabilité du flux de matière est importante, plus les flux ont tendance à être surestimés pour les éléments dilués comme les SDT.

3.1.6 Erreurs annuelles sur les flux annuels de sels dissous totaux pour deux rivières contrastées

La station Colorado à Lees Ferry (AR) possède les caractéristiques d'une station peu variable avec un M_{2%} et un W_{2%} de 4%. La station Canadian à Amarillo (TX) à l'inverse possède une variabilité des flux de matière et d'eau plus forte avec un M_{2%} et un W_{2%} de 19% et 35% respectivement (Figure 3-5).

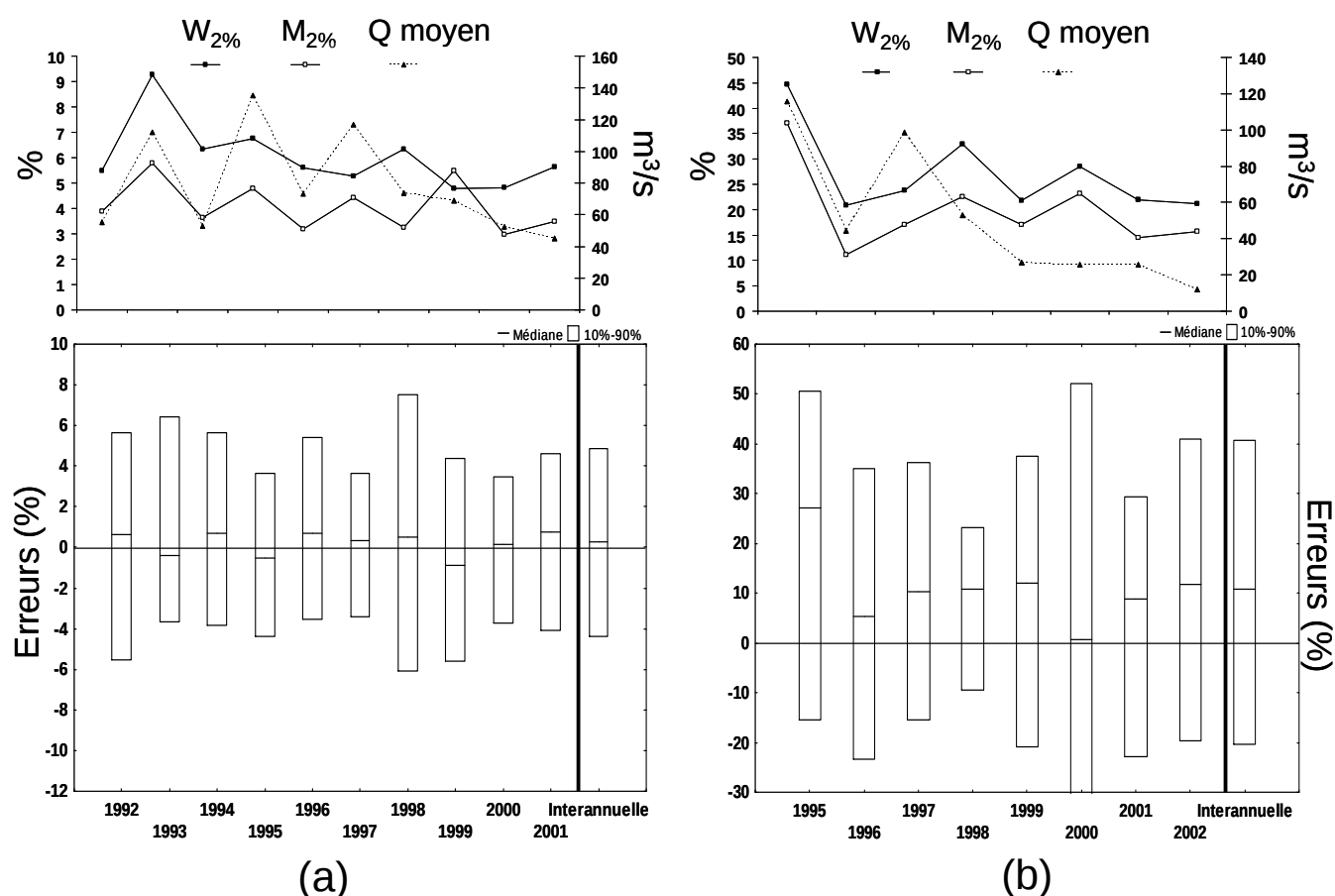


Figure 3-5: Erreurs annuelles sur l'estimation des flux annuels de sels dissous totaux générées par la méthode DWC pour un intervalle d'échantillonnage mensuel : a) station Colorado à Lees Ferry (échelle de -2% à 3%) ; b) station Canadian à Amarillo (échelle de -40% à 120%)

La distribution des erreurs annuelles pour le Colorado à Ferry est peu biaisée avec un biais annuel proche de zéro. L'estimation du flux annuel est également très précise avec une distribution des erreurs allant, en fonction des années, d'un minimum de -1% à un maximum de 2% pour ce type de station. **Le flux annuel de SDT est donc avec cette méthode bien estimé, précis et non biaisé, à un intervalle d'échantillonnage mensuel.** Pour une station plus variable comme la station Canadian à Amarillo, cette méthode de calcul est beaucoup moins performante. A l'inverse des MES, le flux est généralement surestimé : le biais annuel ainsi que le biais interannuel sont toujours positifs. L'ordre de grandeur de la distribution des erreurs est beaucoup plus important dans le cas d'une rivière variable avec une distribution des erreurs qui peut varier de -35% à 110%. La distribution des erreurs d'une année sur l'autre est elle aussi plus disparate mais les biais annuels restent aux alentours de 16%.

3.1.7 Relation entre biais et imprécisions générés par la méthode DWC pour les différents paramètres de qualité de l'eau.

La figure 3-6 présente les imprécisions en fonction des biais à l'échelle interannuelle pour la méthode DWC, pour un intervalle d'échantillonnage mensuel pour tous les éléments de qualité de l'eau confondus (MES, Nutriments et SDT).

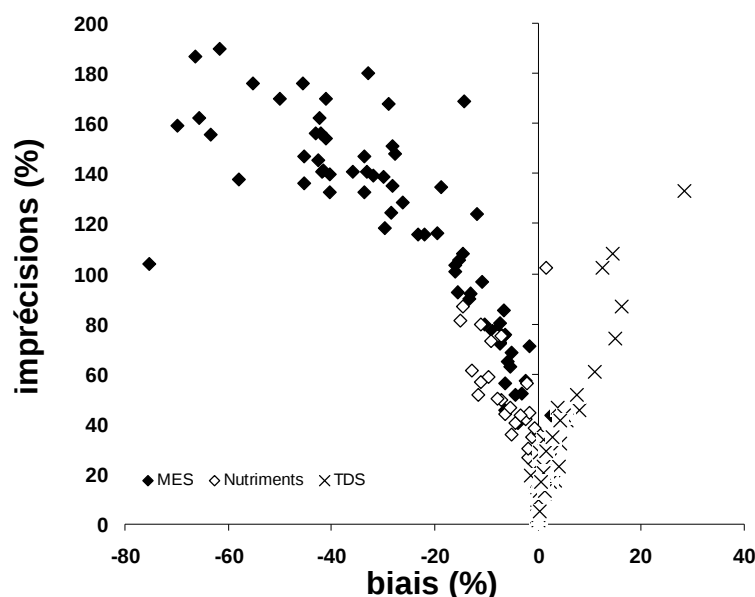


Figure 3-6 : Biais interannuels vs imprécisions interannuelles pour toutes les stations et les matériaux

Quel que soit l'élément considéré (Figure 3-6), l'imprécision est d'autant plus forte que l'estimation du flux est biaisée. Les incertitudes ne sont, cependant, pas du même ordre de grandeur en fonction des éléments transportés. L'estimation des flux de MES est celle qui génère les incertitudes les plus fortes en sous-estimant fortement le flux par cette méthode. Les flux de nutriments sont également sous-estimés dans une moindre mesure avec des valeurs plus importantes pour les nutriments totaux que pour les dissous. A l'inverse le flux de SDT est très majoritairement surestimé.

Il apparaît donc, au vue des résultats précédents, que l'estimation des flux annuels de matériaux fluviaux par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel peut être considérée comme correcte pour les nutriments dissous ainsi que pour des stations dont la variabilité du flux de matière est faible. A l'inverse plus la variabilité augmente plus le flux annuel peut être sous-estimé, dans le cas des matières en suspension, et surestimé, dans le cas des SDT.

Pour corriger cette sous-estimation, Beale (1962) a développé un facteur de correction repris ensuite par Littlewood (1995) que nous avons appliqué à la méthode DWC et testé sur le même jeu de stations.

3.2. Ajout du facteur de correction de Beale : DWC*

3.2.1 Cas des MES

L'estimation du flux de MES avec le facteur de correction (voir chapitre 2.1.4.1), prenant en compte la covariance entre les flux et les débits, donne des résultats similaires (Tableau 3-4) à la méthode des concentrations moyennes pondérées (DWC). Les flux annuels sont systématiquement sous-estimés. La performance de la méthode des concentrations moyennes pondérées avec correction de Beale (DWC*) se dégrade d'autant plus que la variabilité ($M_{2\%}$) du flux de matière augmente.

Tableau 3-4 : Incertitudes interannuelles sur les flux de MES générés par la méthode DWC* pour un intervalle d'échantillonnage mensuel.

Site	Min	max	e10	e90	e50	Imprécision	$M_{2\%}$	$W_{2\%}$	b_{50sup}	Typologie
Missouri à Culbertson, MT	-38	82	-27	27	-3	54	16	6	1.36	c-C
Rhin à Maxau, Germany	-46	177	-25	34	-6	59	16	5	1.13	c-C
Seine à Poses, France	-45	52	-22	21	-1	43	16	7	1.06	c-C
Oise à Mery, France	-52	102	-30	43	-3	73	17	8	0.67	c-C
charente, France	-54	777	-32	14	-8	46	18	11	-0.15	c-D
Tennessee à Paducah, KY	-72	350	-48	60	-14	108	21	10	0.69	c-C
Marne à Neuilly, France	-71	209	-38	42	-3	80	22	8	1.07	c-C
Sacramento à Freeport, CA	-66	192	-41	50	-4	91	23	7	0.91	c-C
Des Moines à Saylorville, IA	-64	391	-41	34	-5	76	23	12	0.54	c-C
Mississippi R à St Louis, MO	-54	239	-27	33	-1	60	23	9	1.20	c-C
Mississippi à Anoka, MN	-41	77	-23	33	-1	56	23	9	1.20	s-C
Isle, France	-56	115	-39	47	-9	86	24	12	0.66	c-C
Seine à Choisy, France	-73	179	-46	61	-8	107	25	7	1.45	s-C
Green R à Green , UT	-67	221	-33	40	-5	73	25	11	0.67	c-C
Iowa à Wappelo, IA	-59	321	-40	54	-11	94	26	9	0.55	c-C
Rio Grande à Otowi Bridge, NM	-81	412	-41	38	-8	78	26	12	0.33	c-C
Minnesota R à Mankato, OH	-146	177	-93	-10	-68	103	27	15	0.35	c-C
Tennessee à Savannah, TN	-63	86	-37	33	-3	70	28	10	0.91	c-C
Scioto à Chillicothe, OH	-75	293	-52	49	-9	101	28	12	0.90	c-C
Columbia à Vancouver, WA	-55	481	-35	29	-2	64	30	6	1.70	c-C
Iowa à Wappelo, IA	-74	523	-46	62	-14	108	32	8	0.32	c-C
Green R nr Jensen , UT	-71	220	-36	46	-6	82	34	11	1.12	c-C
Dordogne, France	-81	280	-61	80	-31	141	35	8	1.46	c-C
Garonne, France	-100	-100	-100	-100	-100	200	35	8	1.83	c-C
Tradewater à Olney, KY	-83	506	-57	80	-9	137	35	18	0.68	c-C
Green à Mudfordville, KY	-81	369	-59	80	-24	139	36	14	0.84	c-C
Brazos à Richmond, TX	-88	253	-56	62	-9	119	36	15	0.97	c-C
Arkansas à Las Animas, CO	-92	561	-61	73	-18	134	37	14	0.61	c-C
Little Black à Success, MO	-68	453	-49	46	-18	94	38	20	-0.10	s-S
East Fork White R à Seymour, IN	-75	345	-60	66	-17	126	39	16	0.58	c-C
Tennessee Chattanooga, TN	-65	171	-32	43	0	74	39	11	1.21	c-C
Cuyahoga Independence, OH	-82	472	-60	74	-27	134	41	10	0.97	c-C
Cuyahoga Old Portage, OH	-95	529	-74	83	-32	157	41	10	0.97	c-C
Sandusky nr Fremont, OH	-92	244	-64	58	-19	123	42	19	0.81	c-C
San Juan R à Shiprock, NM	-95	544	-73	98	-29	171	43	11	0.35	c-C
Garonne94, France	-91	527	-71	98	-25	170	44	10	1.83	c-C
Maumee à Waterville, OH	-49	97	-20	25	0	45	44	19	0.84	s-C
Dan à Paces, VA	-82	364	-65	92	-31	157	47	15	1.16	c-C
Arkansas R à Arkansas city, KS	-88	289	-60	56	-12	116	47	24	0.91	c-C
River Raisin à Monroe, MI	-85	471	-70	78	-40	148	49	15	0.92	s-C
Grand à Painesville, OH	-90	315	-73	76	-32	149	49	17	0.99	s-C
Grand à Painesville, OH	-97	670	-79	106	-44	185	49	17	0.99	s-C
Gave, France	-91	457	-71	90	-27	161	49	9	2.07	c-C
Isere, France	-79	396	-61	129	-31	190	51	6	2.81	c-C
Delaware à Trenton, NJ	-89	681	-74	94	-41	168	55	10	1.38	c-C
Conococheague C à Fairview, MD	-90	598	-74	102	-39	176	55	16	1.11	c-C
Fisher à Libby, MT	-82	495	-62	95	-26	157	56	13	1.30	c-C
Juniata R à Newport, PA	-93	587	-73	102	-40	176	57	15	1.24	c-C
Muddy C nr Vaughn, MT	-86	1051	-68	101	-18	168	59	11	1.35	s-C
Mad à Arcata, CA	-93	260	-81	91	-37	172	59	22	1.36	c-C
Coal à Alum Creek, AZ	-94	408	-75	67	-36	142	61	20	1.29	c-C
Trinity à Hoopa, CA	-95	357	-78	99	-36	177	62	21	1.47	c-C
Siuslaw à Mapleton, OR	-96	517	-77	84	-42	161	62	17	1.13	c-C
Feàher à Gridley, CA	-82	408	-47	36	-8	83	63	18	0.85	c-C
Pembina R à Walhalla, ND	-90	1209	-74	80	-30	154	64	32	0.93	s-C
Eel à Fort seward, CA	-97	278	-85	65	-41	150	65	28	1.44	c-C
Rappahannock R à Remington, VA	-96	1127	-85	112	-54	197	66	19	1.35	c-C
Brandywine creek à Chadds ford, PA	-98	885	-88	124	-60	212	69	14	1.66	s-C
Redwood à Burkburnett, TX	-97	400	-85	98	-47	183	69	22	1.19	c-C
Pecos à Santa rosa, Nm	-100	2386	-91	66	-38	156	70	33	1.42	c-C
Klamath R à Orleans, CA	-96	499	-76	85	-38	161	71	16	1.82	c-C
Gila R nr Solomon, AZ	-96	297	-83	75	-37	158	71	26	1.00	c-C
Upper Iowa à Dorchester, IA	-95	598	-90	124	-64	214	75	18	1.57	s-C
Eel à Scotia, CA	-100	322	-96	67	-61	163	76	30	1.52	c-C
Creek river, Ca	-97	777	-91	160	-55	250	81	23	0.89	s-C
San pedro à Charleston, Ar	-100	351	-94	56	-54	149	82	48	1.37	s-C
Arkansas à Kinsley, KS	-90	779	-69	50	-28	119	83	27	0.87	c-C
Paria à Leesferry, Ar	-100	620	-96	82	-68	178	83	34	2.10	c-C
Sanluisrey à Oceanside, CA	-99	545	-87	29	-24	116	96	44	0.55	s-C
Santa Clara R à Los Angeles-Ventura Co Line, CA	-97	389	-91	22	-74	114	98	61	0.88	c-C

Cette amélioration ou dégradation des performances est quantifiée à la figure 3-7 qui représente la différence entre les performances des deux méthodes. Si la classe est positive, alors il y a un apport du facteur de correction correspondant à la valeur de la classe, et si le résultat est négatif la méthode sans facteur de correction est plus performante.

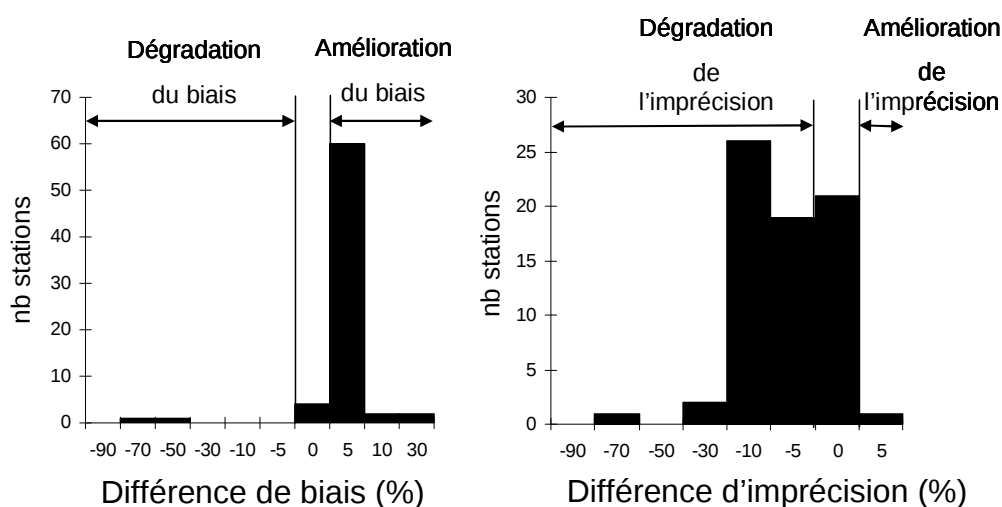


Figure 3-7 : Distribution par classe de biais et d'imprécisions de l'impact du facteur de correction de Beale (DWC*) à un intervalle d'échantillonnage mensuel pour l'estimation du flux de MES

Ainsi pour les MES, si le facteur de correction permet d'améliorer globalement le biais de 5% à 10% pour 60 stations sur 70, l'imprécision est elle dégradée dans la plupart des cas jusqu'à 30%.

3.2.2 Cas des nutriments.

Les incertitudes interannuelles générées sur l'estimation des flux annuels de nutriments sont très faibles (Tableau 3-5).

Tableau 3-5 : Incertitudes interannuelles sur les flux annuels de nutriments générées par la méthode DWC* pour un intervalle d'échantillonnage mensuel

Site	Param	Min	max	e10	e90	e50	Imprécision	M _{2%}	W _{2%}	b _{50sup}	Typologie
Oise à Mery, France	NH4	-28	49	-16	14	-1	30	7	8	-0.37	d-D
Seine à Choisy, France	NH4	-24	27	-11	11	1	21	14	7	-0.04	d-S
Marne à Neuilly, France	NH4	-25	42	-12	15	-1	26	24	8	-0.31	d-D
Oise à Mery, France	NO3	-15	9	-4	5	0	9	6	8	-0.16	c-D
Seine à Choisy, France	NO3	-11	11	-4	5	0	8	7	7	-0.03	c-S
Marne à Neuilly, France	NO3	-14	23	-6	7	0	13	8	8	0.06	c-S
Cuyahoga à Independence, OH	NO3	-46	71	-18	19	-1	37	8	12	-0.42	d-D
Muskingum à McConnelsville, OH	NO3	-52	24	-10	11	1	20	11	9	0.16	c-S
Scioto à Chillicothe	NO3	-33	49	-14	15	-1	29	14	12	0.06	s-S
Great Miami below Miamisburg	NO3	-41	108	-21	23	-4	44	17	14	0.06	s-S
Maumee à Waterville, OH	NO3	-48	71	-18	18	0	36	17	16	0.08	c-S
Raisan à Monroe, MI	NO3	-51	69	-22	22	0	44	18	14	0.32	c-S
Sandusky nr Fremont, OH	NO3	-52	141	-22	25	-1	47	21	19	0.03	c-S
Scioto à Chillicothe	PO4	-33	41	-17	14	-3	32	13	12	-0.02	d-S
Great Miami below Miamisburg	PO4	-44	63	-23	17	-1	40	18	14	0.02	d-S
Maumee à Waterville, OH	PO4	-79	99	-31	30	-2	61	22	16	0.17	c-C
Raisan à Monroe, MI	PO4	-83	276	-39	39	-6	78	30	14	0.51	s-C
Sandusky nr Fremont, OH	PO4	-90	129	-42	40	-4	82	31	19	0.24	c-C
Muskingum à McConnelsville, OH	PO4	-48	47	-22	17	-2	39	54	9	-0.16	d-D
Grand à Painesville, OH	PO4	-100	273	-50	56	-4	107	76	17	0.01	d-S
Scioto à Chillicothe	Ptot	-39	96	-21	18	-4	38	17	12	0.24	d-C
Muskingum à McConnelsville, OH	Ptot	-43	120	-28	33	-9	61	20	9	0.53	s-C
Great Miami below Miamisburg	Ptot	-44	133	-32	25	-10	57	24	14	0.37	d-C
Raisan à Monroe, MI	Ptot	-71	166	-42	46	-9	87	30	14	0.67	d-C
Maumee à Waterville, OH	Ptot	-67	212	-43	36	-6	79	31	16	0.49	s-C
Sandusky nr Fremont, OH	Ptot	-78	255	-50	44	-12	94	33	19	0.52	c-C
Grand à Painesville, OH	Ptot	-67	291	-43	44	-15	87	36	17	0.50	d-C
Muskingum à McConnelsville, OH	TKN	-36	82	-21	26	-5	46	17	9	0.38	s-C
Scioto à Chillicothe	TKN	-49	97	-24	24	-2	48	18	12	0.31	s-C
Raisan à Monroe, MI	TKN	-46	135	-24	25	-4	50	22	14	0.33	d-C
Great Miami below Miamisburg	TKN	-46	98	-32	23	-6	55	22	14	0.42	d-C
Cuyahoga à Independence, OH	TKN	-36	81	-18	20	-2	37	22	12	0.23	c-C
Maumee à Waterville, OH	TKN	-51	146	-29	26	-6	55	26	16	0.31	s-C
Sandusky nr Fremont, OH	TKN	-60	154	-37	28	-10	65	29	19	0.36	c-C

- Pour l'ammonium : l'estimation est non biaisée et l'imprécision n'excède pas 30% ;
- Pour les nitrates : l'estimation du flux est non biaisée pour l'ensemble des 10 stations testées. L'imprécision reste faible mais tend à augmenter avec le M_{2%} pour atteindre 47% dans le cas de la station Sandusky à Fremont ;
- Pour le phosphore dissous : les flux annuels sont faiblement sous estimés de -6 à -1%, l'imprécision augmente elle aussi avec la variabilité du flux de matière (M_{2%}) pour atteindre 107% dans le cas de la rivière Grand à Painesville (rivière avec M_{2%} le plus élevé) ;
- Pour le phosphore total : l'estimation du flux annuel est sous estimée de -4% à -15%. A l'instar de la méthode DWC, les valeurs de biais sont plus fortes que pour les nutriments dissous. Les imprécisions sont également plus fortes avec des valeurs dépassant les 80% pour des rivières dont le M_{2%} est supérieur à 30 ;
- Pour le TKN : l'estimation du flux est faiblement biaisé ; -10% maximum pour la rivière Sandusky à Fremont (OH). Pour les autres stations, le biais varie de -2% à -6%. La précision de l'estimation reste élevée mais moindre que pour le phosphore total avec des valeurs variant de 46% à 65% quelles que soient les stations.

Les incertitudes engendrées par la méthode DWC étaient déjà peu biaisées et précises selon les matériaux. Il est cependant possible de quantifier l'apport de ce facteur. Le principe de la figure 3-8 reprend celui de la figure 3-7. Si les classes de biais ou d'imprécisions sont négatives alors il n'y a pas d'apport du facteur de correction, inversement si les classes sont positives, le facteur de correction améliore l'estimation.

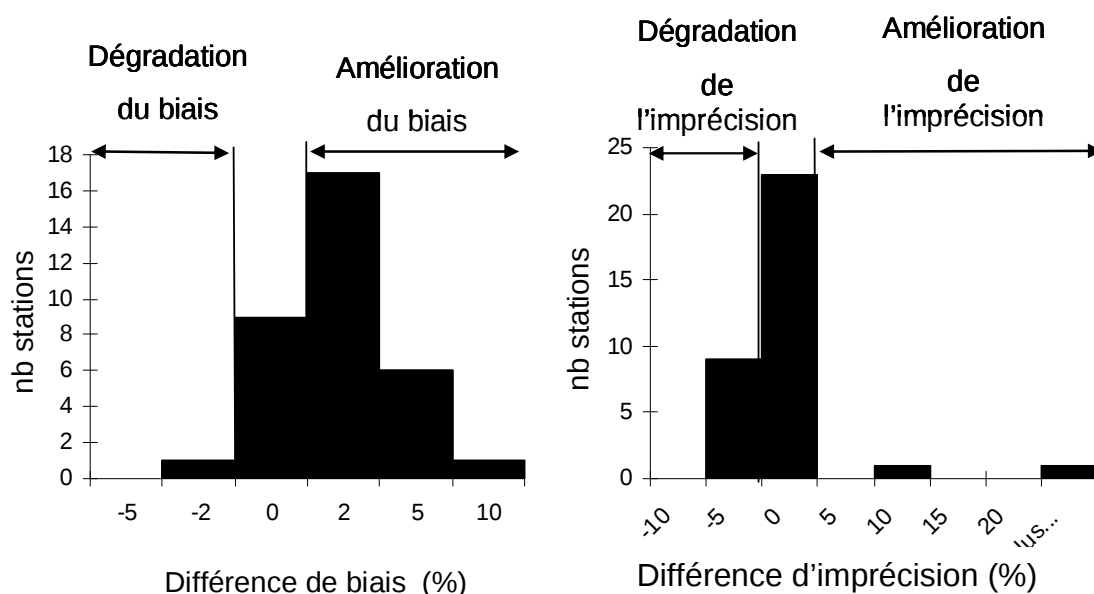


Figure 3-8: Distribution par classe d'améliorations ou dégradations des biais et des imprécisions du facteur de correction de Beale (DWC*) à un intervalle d'échantillonnage mensuel pour l'estimation du flux de nutriments

L'amélioration du facteur de correction sur les biais est de 0 à plus de 10% (Figure 3-8) pour la totalité des stations exceptée pour la rivière Grand à Painesville dans le cas du phosphore dissous. Il y a donc bien une amélioration du biais pour l'estimation du flux annuel de nutriments. Au niveau des imprécisions, le facteur de correction apporte majoritairement une correction de 0 à 5%. **Sur l'estimation du flux annuel de nutriments, l'apport du facteur de correction est positif aussi bien sur les biais que sur les imprécisions.** Son impact est cependant à relativiser au vue des bonnes estimations générées déjà par la méthode DWC sans le facteur de correction.

3.2.3 Cas des SDT.

L'estimation des flux annuels de sels dissous totaux n'est peu ou pas biaisée pour la plupart des stations (-2% à 9%) (Tableau 3-6).

Tableau 3-6: Incertitudes interannuelles sur les flux de SDT générées par la méthode DWC* à un intervalle d'échantillonnage mensuel.

Site	Min	max	e10	e90	e50	imprécision	M _{2%}	W _{2%}	b _{50sup}	Typologie
Ocmulgee à Ocmulgee, GA	-14	12	-5	4	0	9	3	3	-0.69	d-D
Colorado à Lee Ferry, AZ	-2	3	-1	1	0	2	4	4	-0.07	d-D
Missouri à Garrison, ND	-5	3	-2	1	0	3	4	3	0.03	s-S
Columbia nr Quincy, OR	-10	5	-3	2	0	6	4	4	-0.21	s-D
Pecos à Pecos, TX	-68	17	-6	12	3	18	5	10	-0.41	s-D
Missouri à Nebraska City, NE	-5	3	-2	1	0	3	5	7	-0.24	d-D
Gunnison nr Gd Junction, CO	-11	11	-6	4	-1	10	6	10	-0.52	s-D
Colorado nr Cisco, UT	-20	15	-9	5	-2	13	6	12	-0.53	d-D
Snake à Snake, ID	-8	8	-3	1	-1	4	6	7	-0.14	d-D
Oise à Mery, France	-11	12	-4	5	0	9	7	7	-0.19	s-D
Green à Green, UT	-16	18	-8	3	-2	11	7	11	-0.40	d-D
Marne à Neuilly, France	-6	7	-2	3	0	5	7	8	-0.05	d-D
Delaware à Trenton, NJ	-27	19	-9	8	0	17	7	11	-0.30	d-D
Clackamas à Estacada, OR	-16	10	-8	5	1	13	8	10	-0.18	d-D
N Santiam à Mehama, OR	-24	10	-8	6	1	14	8	9	-0.20	d-D
Peace à Zolfo Springs, FL	-34	31	-15	12	1	27	9	14	-0.35	d-D
Arkansas nr Avondale, CO	-18	19	-6	4	-1	10	9	11	-0.26	d-D
Arkansas à Granite, CO	-16	27	-8	6	-2	14	9	12	-0.21	d-D
Dolores nr Cisco, UT	-32	38	-23	11	-8	34	9	22	-0.64	d-D
Sun nr Vaughn, MT	-22	19	-12	7	-1	19	10	15	-0.30	d-D
Duchesne à Duchesne, UT	-34	41	-20	14	-3	33	10	18	-0.41	d-D
San Joaquin à San Joaquin, CA	-24	23	-10	8	-2	18	10	20	-0.52	d-D
Arkansas à Ralston, OK	-56	58	-20	30	1	50	10	24	-0.41	c-D
NF Ninnescan, KS	-55	34	-23	28	7	50	10	21	-0.34	c-D
San Juan nr Bluff, UT	-20	64	-11	10	-2	20	11	8	-0.24	d-D
Brandywine à Chadds Ford, PA	-40	26	-9	10	2	19	11	15	-0.19	d-D
Seine à Choisy, France	-11	4	-3	2	0	6	11	16	-0.21	c-D
Potomac nr. Wash, DC, MA	-34	26	-14	11	0	24	11	16	-0.21	d-D
North Canadian à Britton, OK	-48	57	-19	27	5	46	12	18	0.03	c-D
North Canadian nr Yukon, OK	-65	53	-25	25	5	50	13	19	-0.10	s-D
Jackson à Falling Spring, VA	-31	32	-10	15	3	25	14	18	-0.16	d-D
S F Shenandoah à Front Royal, VA	-35	31	-11	11	0	22	14	17	-0.17	d-D
Virgin à Littlefield, AZ	-28	30	-13	9	0	23	14	20	-0.39	d-D
Arkansas à Las Animas, CO	-33	46	-15	15	-2	30	16	25	-0.33	d-D
Wichita nr Charlie, TX	-50	68	-27	29	4	56	16	21	-0.31	d-D
Jacksongath	-11	9	-3	3	0	6	17	18	-0.04	d-S
North wichita à Truscott, TX	-86	246	-44	102	25	146	17	48	-0.48	d-D
North wichita à paducah, TX	-87	189	-18	95	13	113	18	48	-0.45	d-D
Wichita à Wichita Falls, TX	-68	99	-33	48	9	81	18	28	-0.37	d-D
Rappahannock à Remington, VA	-37	21	-6	9	1	14	18	20	-0.04	d-D
Canadian à amarillo, TX	-68	141	-36	54	8	89	19	35	-0.41	c-D
Medina à San Antonio, TX	-62	43	-13	31	4	44	19	32	-0.24	d-D
Bird C nr Catoosa, OK	-35	33	-17	19	2	36	19	24	-0.12	d-D
Shenoyenne à Lisbon, ND	-21	31	-10	9	-1	19	22	27	-0.12	d-D
Meherrin à Emporia, VA	-46	64	-18	20	2	38	23	22	-0.15	s-S
Knife à Hazen, ND	-46	142	-30	72	9	102	24	48	-0.25	d-D
Redwood nr Burkburnett, TX	-54	75	-26	41	8	67	27	37	-0.30	d-D

Seules deux stations génèrent des biais supérieurs à 10%, la rivière Wichita à Truscott et à Paducah. Cette surestimation plus importante peut s'expliquer par la variabilité du flux d'eau pour cette rivière texane qui est la plus importante de notre base de données (W_{2%} = 48%). Les flux sont généralement surestimés ou estimés avec un biais nul. L'imprécision est relativement faible (<34%) pour les stations dont le M_{2%} est inférieur à 10%. Pour des M_{2%} supérieurs à 10%, les imprécisions peuvent atteindre 146%.

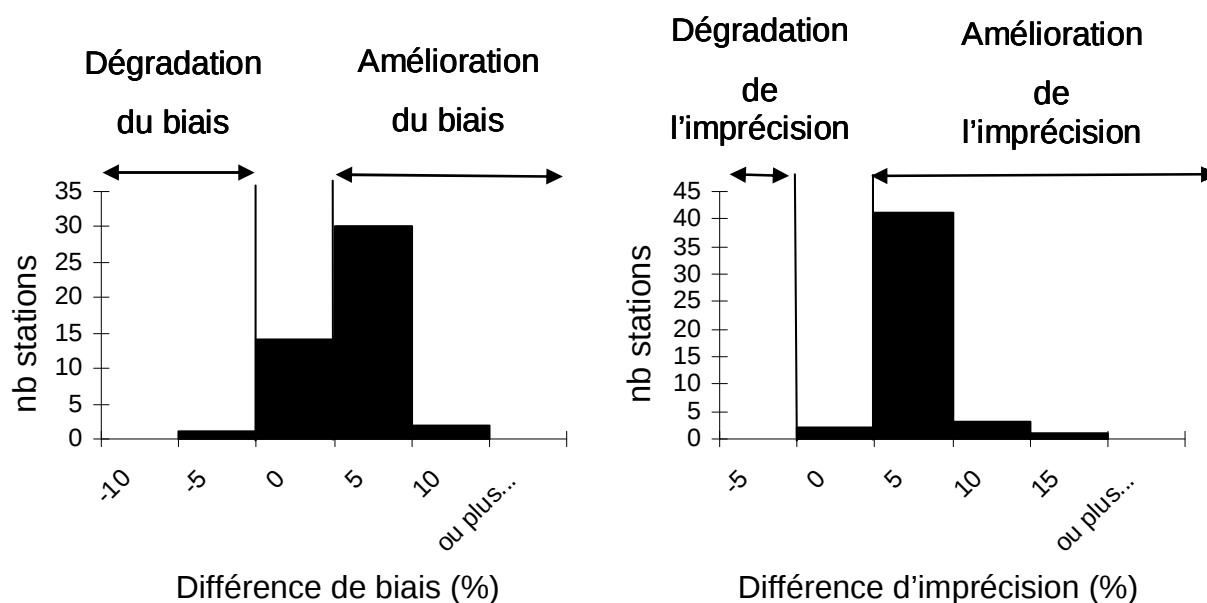


Figure 3-9: Distribution par classe d'améliorations ou de dégradations des biais et des imprécisions du facteur de correction de Beale (DWC*) à un intervalle d'échantillonnage mensuel pour l'estimation du flux de SDT

L'apport du facteur de correction est positif sur l'estimation du flux de SDT (Figure 3-9) le biais est corrigé majoritairement de 5% à 10%. L'imprécision est améliorée pour l'ensemble des stations avec une amélioration comprise entre 5% et 10% pour plus de 40 stations. **L'ajout du facteur de correction permet donc d'améliorer le biais et l'imprécision sur le flux annuel de SDT.**

3.2.4 Synthèse sur le facteur de correction de Beale (*Beale ratio estimator*).

Pour étudier l'apport du facteur de correction sur l'estimation des flux annuels de polluants, nous avons testé ici trois types de matériaux (MES, Nutriments et SDT) pour la correction du biais et de l'imprécision. La figure 3-10 reprend le principe de la figure 3-6 à laquelle sont superposées les valeurs générées par DWC*. L'apport du facteur de correction de Beale est limité, les imprécisions ont tendance à être plus fortes et les biais légèrement plus faibles.

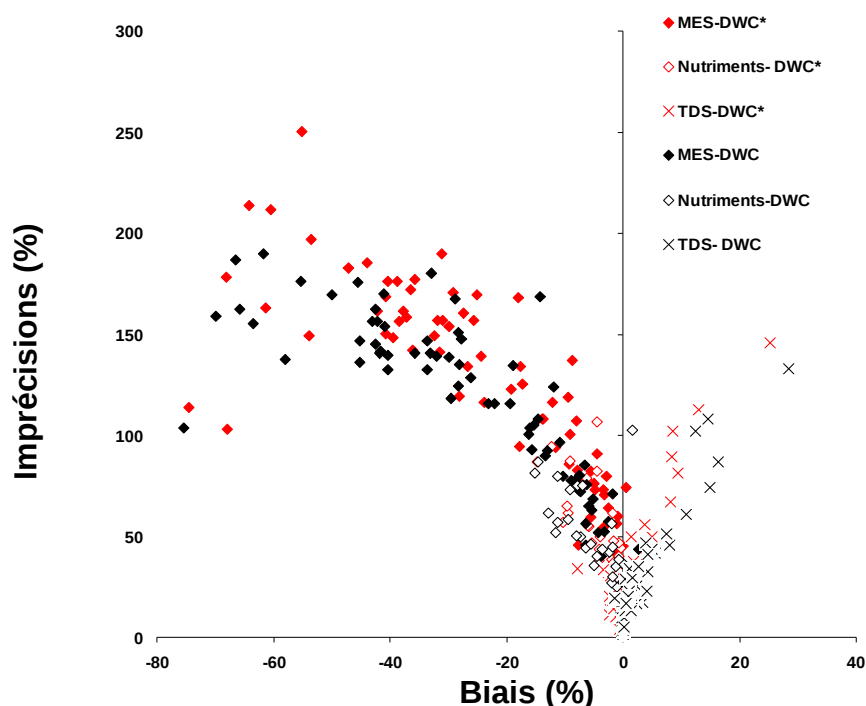


Figure 3-10 : Imprécisions interannuelles en fonction des biais interannuels générés par les méthodes DWC et DWC* à un intervalle d'échantillonnage mensuel.

En fonction des matériaux (Tableau 3-7), l'apport du facteur de correction n'est pas le même. Pour tous les paramètres, la contribution de ce facteur est positive sur l'estimation du biais et améliore dans la plupart des cas l'estimation du flux de 5 à 10%. Dans de rare cas, cependant, une dégradation du biais par ce facteur peut être observée. En revanche, l'impact de ce facteur sur la précision de l'estimation des flux diffère en fonction des paramètres (Tableau 3-7):

- pour les MES : l'estimation est moins précise avec le facteur de correction
- pour les nutriments : la précision de l'estimation ne varie pas ou peu de celle obtenue avec la méthode DWC.
- pour les SDT : l'estimation du flux est plus précise avec le facteur de correction

Tableau 3-7: Récapitulatif des impacts, du facteur de correction de Beale (DWC*) sur le biais et l'imprécision, en fonction des matériaux

	MES	Nutriments	SDT
Biais	+	+	+
Imprécisions	- -	+/-	+

3.3. Relation avec les indicateurs de variabilité et exploitation de l'abaque $M_{2\%}$

Le lien entre les incertitudes interannuelles (biais et imprécisions) générées par la méthode des concentrations moyennes pondérées (DWC) et différents indicateurs de variabilité a été étudié afin de déterminer l'impact de ces indicateurs sur les incertitudes. Les indicateurs testés ici sont : l'indicateur de variabilité des flux de matière ($M_{2\%}$), celui des flux d'eau ($W_{2\%}$) et celui de la variabilité hydrochimique (b_{50sup}). Un abaque, développé par Moatar et al. (2006), a ensuite été exploité pour déterminer les incertitudes sur les flux calculés par la méthode DWC à partir du $M_{2\%}$ et pour différents intervalles d'échantillonnage. Il a été validé en 2007 pour les autres types de matériaux puis revisité pour les éléments dilués par Moatar et al., 2010. Enfin dans une dernière section, l'influence des types de relation C-Q est étudiée pour cette méthode.

3.3.1 Indicateur des flux de matière ($M_{2\%}$)

Les biais générés par la méthode DWC sont d'autant plus forts que le $M_{2\%}$ est élevé (Figure 3-11). Les flux sont sous-estimés pour les éléments concentrés et surestimés pour les éléments dilués. Des biais de 80% sont observés pour les rivières présentant des flux extrêmement variables. Cette même tendance se retrouve pour les imprécisions qui présentent une relation linéaire avec le $M_{2\%}$. Quel que soit le type de matériaux, les imprécisions augmentent rapidement avec le $M_{2\%}$.

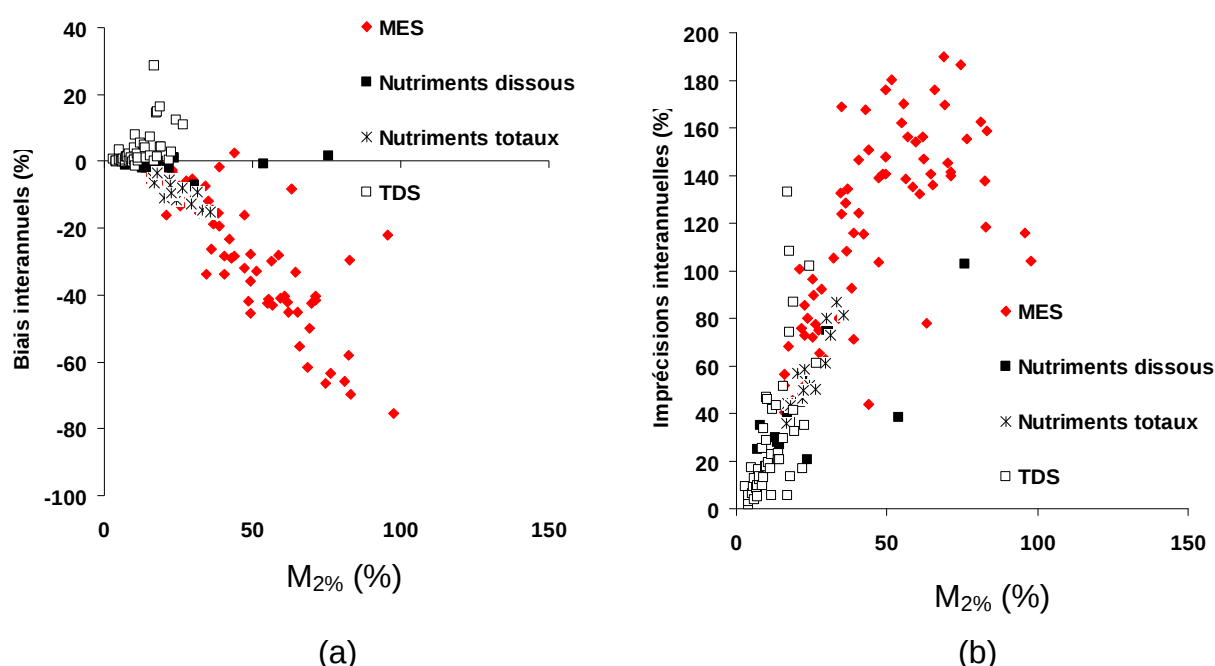


Figure 3-11: Biais (a) et imprécisions (b) interannuels générés par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel en fonction de $M_{2\%}$

Au vue de ces résultats, la méthode DWC apparaît donc peu adaptée à l'estimation du flux de MES, celui-ci montrant les plus fortes variabilités de flux de matière. A l'inverse, cette méthode semble particulièrement bien adaptée à l'estimation des nutriments dissous qui ont un comportement stable la plupart du temps avec les forts débits à une échelle annuelle. Cet indicateur est donc pertinent dans la

compréhension des incertitudes et a permis de développer un abaque pour estimer les incertitudes sur les flux annuels estimés par la méthode par DWC à une station en fonction de cet indicateur.

On peut donc considérer que plus la variabilité du flux de matière est importante plus l'estimation du flux annuel est sous-estimée pour les MES et les nutriments totaux, est peu biaisé pour les nutriments dissous et est surestimé pour les SDT.

Le $M_{2\%}$ n'étant pas disponible pour un suivi discret, les incertitudes ont donc été reliées à l'indicateur $W_{2\%}$ qui est déterminé à partir des chroniques de débits journalières.

3.3.2 Indicateur des flux d'eau ($W_{2\%}$)

Comme lors de l'analyse avec le $M_{2\%}$, de grandes tendances peuvent être dégagées entre les incertitudes interannuelles et l'indicateur de variabilité $W_{2\%}$ (Figure3 -12).

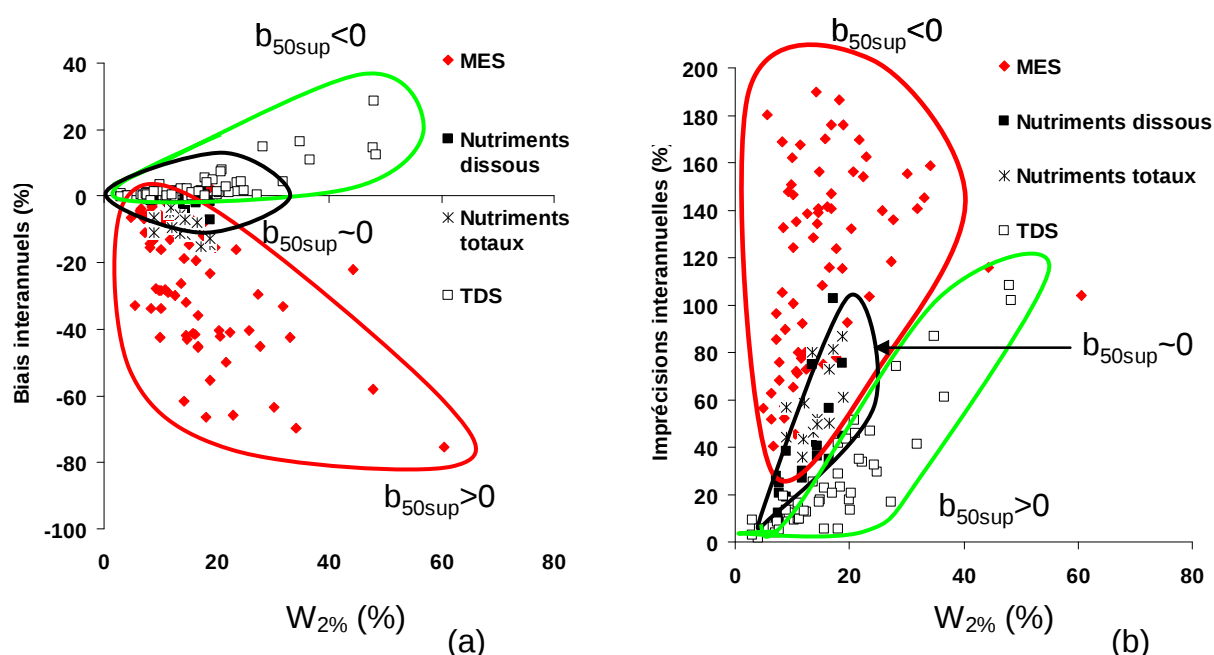


Figure 3-12: Biais (a) et imprécisions (b) générés par la méthode DWC pour un intervalle d'échantillonnage mensuel en fonction du $W_{2\%}$

Plus les $W_{2\%}$ sont forts et plus les performances de la méthode DWC se dégradent. On peut distinguer clairement différentes dégradations des performances par classe de b_{50sup} en fonction du $W_{2\%}$. Pour des éléments qui se concentrent ($b_{50sup} > 0$, nutriments totaux et MES), les flux sont sous-estimés et très imprécis avec l'augmentation des $W_{2\%}$. Pour des éléments stables avec des débits forts ($b_{50sup} \sim 0$, nutriments dissous et quelques SDT) les estimations sont peu ou pas biaisées et l'imprécision tend à augmenter avec les $W_{2\%}$. Pour les éléments dilués ($b_{50sup} < 0$, SDT), les flux sont surestimés et les imprécisions augmentent pour des $W_{2\%}$ croissant. La distribution des incertitudes en fonction du $W_{2\%}$ et par classe de b_{50sup} est similaire à celle observée pour $M_{2\%}$ et confirme l'idée de Moatar et al. (2010), qui établit une relation entre le $M_{2\%}$ et ces deux indicateurs. Afin de préciser cette relation avec l'indicateur de variabilité hydrogéochimique, les incertitudes générées par DWC ont été étudiées en fonction du b_{50sup} .

3.3.3 Indicateur de variabilité hydrochimique (b_{50sup})

La figure 3-13 représente les incertitudes générées par DWC pour une fréquence mensuelle en fonction du b_{50sup} pour les quatre matériaux. Comme pour les autres indicateurs testés ($W_{2\%}$ et $M_{2\%}$), les incertitudes augmentent pour des valeurs de b_{50sup} qu'elles soient positives ou négatives.

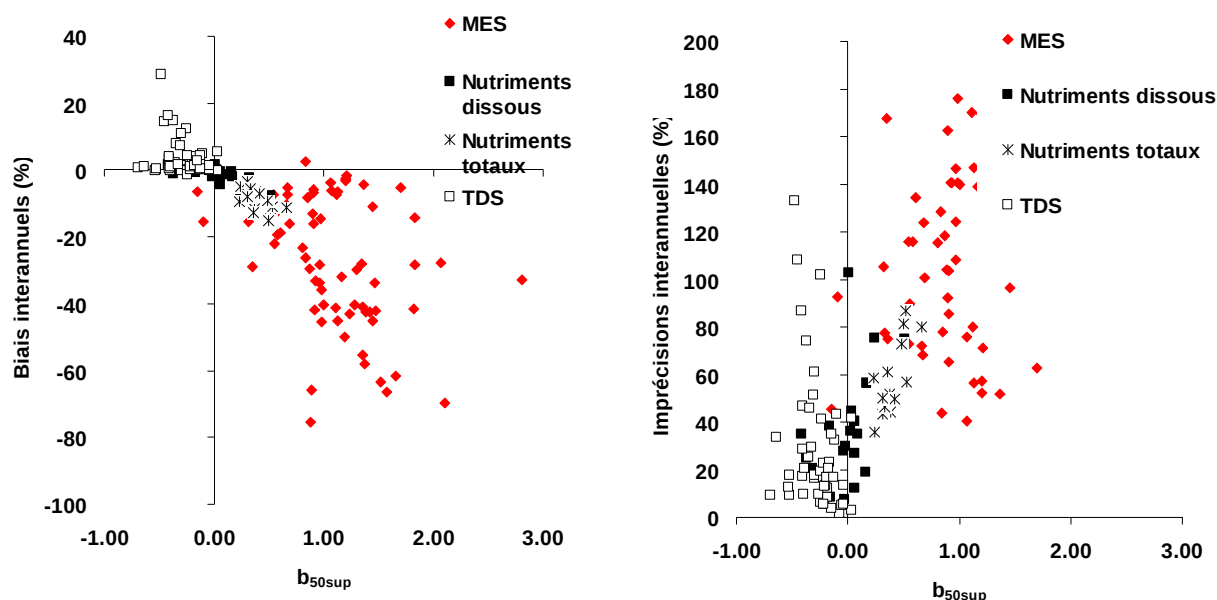


Figure 3-13: Biais et imprécisions générés par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel en fonction du b_{50sup}

Au vu de l'ensemble des résultats, les incertitudes calculées avec la méthode DWC montrent un lien fort avec les indicateurs de variabilité. Les abaques définis par le $M_{2\%}$ ont donc été exploitées sur l'ensemble de la base de données pour les éléments concentrés et dilués. La substitution dans l'abaque du $M_{2\%}$ par une relation composée de $W_{2\%}$ et b_{50sup} (Moatar et al., 2010) a également été testée sur l'ensemble des stations.

3.3.4 Exploitation des abaques en fonction de $M_{2\%}$, $W_{2\%}$ et b_{50sup}

Nous avons vu dans le paragraphe 3.1, que l'indicateur de durée $M_{2\%}$ était un indicateur clé dans la compréhension des incertitudes générées par les méthodes basées sur les moyennes.

Cet indicateur a déjà été testé par Moatar et al. (2006) pour cette méthode et un abaque a également été développé pour estimer les incertitudes à partir de cet indicateur. L'abaque proposé pour une fréquence mensuelle de prélèvement est :

$$\begin{aligned} e_{50} &= -0.01(M_{2\%})^2 - 0.095M_{2\%} \\ e_{10} &= -1.36M_{2\%} \\ e_{90} &= 1.50M_{2\%} \end{aligned}$$

Cet abaque a été développé à partir de cinq stations françaises, deux stations sur la Loire moyenne et trois stations sur le bassin de la Seine présentes dans notre base de données, et deux stations

américaines également présentes dans la base qui sont des tributaires du Lac Erié (Rivière Cuyahoga et Grand dans l'Ohio). Les données de ces stations concernaient également les mêmes paramètres de qualité de l'eau à savoir, les sels dissous totaux, les nutriments et les matières en suspension.

Cet abaque a donc été exploité dans ce travail pour tester sa validité sur un plus large panel de stations et les résultats issus de l'abaque seront ainsi comparés à ceux obtenus au cours de cette thèse (Figure 3-14).

L'indicateur des flux de matière ($M_{2\%}$) présente l'inconvénient de n'être disponible qu'à partir d'un suivi continu. Une relation a donc été développée entre le $M_{2\%}$, le $W_{2\%}$ et le b_{50sup} (Moatar et al., soumis 2011) afin de pouvoir calculer le $M_{2\%}$ même lors d'un suivi discret assez lâche des concentrations :

$$M_{2\%} - W_{2\%} = 26.7 b_{50sup}$$

Rappelons que le $W_{2\%}$ correspond au flux d'eau qui s'écoule en 2% du temps, disponible à partir des débits en continus et le b_{50sup} correspond à la pente de la relation concentration débits pour les valeurs supérieures au débit médian.

L'abaque a donc été testé en remplaçant le $M_{2\%}$ par la combinaison du $W_{2\%}$ et b_{50sup} . Les biais ont été générés à partir de l'abaque décrit précédemment pour tous les constituants de qualité de l'eau disponibles dans la base de données. Ces incertitudes ont été ensuite confrontées aux incertitudes obtenues au cours de ce travail (Figure 3-15).

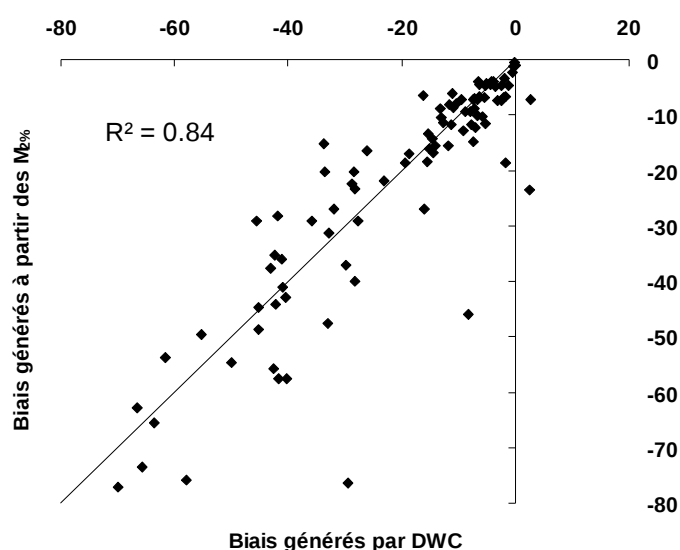


Figure 3-14: Biais générés sur l'estimation des flux de MES et nutriments par la méthode DWC par rapport aux biais générés par l'abaque $M_{2\%}$

L'abaque, créé à partir des $M_{2\%}$ calculé à partir des données journalières, donne de bons résultats de biais par rapport à ceux automatiquement générés par simulation de suivis discrets avec la méthode DWC. Cependant quelques stations donnent des résultats plus élevés avec l'abaque que par la méthode des moyennes. Ce phénomène concerne les stations avec des $M_{2\%}$ élevés comme par exemple la rivière Santa Clara à Los Angeles et la rivière Sanluisrey à Oceanside pour les MES. Pour ces rivières californiennes, la presque totalité des précipitations annuelles survient entre novembre et avril (Ahearn et al., 2005) et produit des événements torrentiels éphémères (Warrick et al., 2004) qui

sont difficilement estimables à un intervalle mensuel. Mis à part ces rares cas « extrêmes », **cet abaque apparaît donc comme un bon outil pour déterminer les incertitudes par la méthode DWC sur une station à partir du $M_{2\%}$** . Cependant le $M_{2\%}$ n'étant pas disponible à partir d'un suivi discret, un deuxième test a été réalisé à partir de la relation développée par Moatar et al. (2010) combinant le $W_{2\%}$ et b_{50sup} .

L'application de ce nouvel abaque est réalisée tout d'abord pour les MES et les nitrates. Un deuxième abaque spécifique aux éléments dilués (Moatar et al., 2010) sera ensuite appliqué aux SDT.

Les résultats de ce test sont présentés à la figure 3-15 pour les constituants qui se concentrent avec les débits, les matières en suspension et certains nutriments.

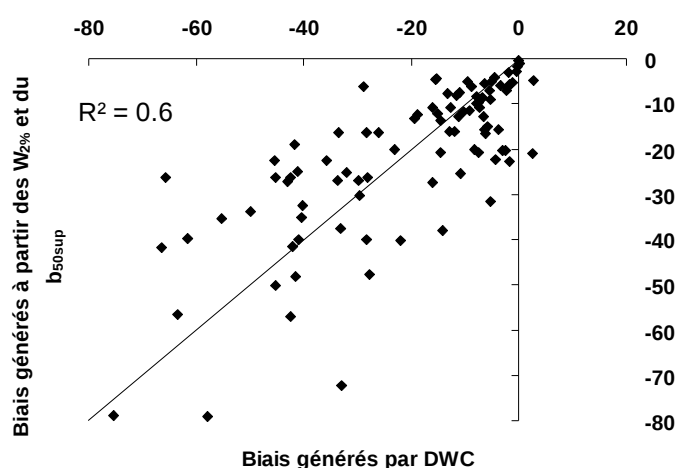


Figure 3-15: Représentation du biais généré par la méthode DWC en fonction du biais généré par l'abaque avec le $W_{2\%}$ et le b_{50sup} , pour les MES et les nutriments concentrés.

Les résultats sont ici globalement satisfaisants, les incertitudes générées par les méthodes (DWC et DWC*) peuvent donc être déduites à partir de cette relation composée des deux indicateurs de variabilité disponibles à partir d'un suivi discret.

3.3.5 Influence des types de relation C-Q (Concentration-Débit)

La figure 3-16 représente les biais interannuels et les imprécisions interannuelles générés par la méthode DWC en fonction du type de relation C-Q. Tous les types de matériaux sont ici confondus et seul le comportement des concentrations par rapport aux débits est pris en compte. **Lorsque les éléments sont concentrés pour les débits les plus forts (c-C ; d-C ; s-C), les flux sont sous-estimés.** Deux types de relation génèrent des sous-estimations plus fortes, à savoir c-C et s-C. Les biais sont en effet plus faibles pour d-C car il y a une compensation des deux effets, dilué et concentré, sur un flux annuel calculé par une moyenne. Lorsque les éléments sont dilués pour les débits les plus forts, c-D, d-D et s-D, les flux sont peu biaisés mais ont tendance à être surestimés. Les valeurs absolues de surestimation sont cependant moins fortes que pour la sous-estimation car la variabilité des concentrations pour les éléments dilués (SDT) est moins importante que pour les éléments concentrés (MES).

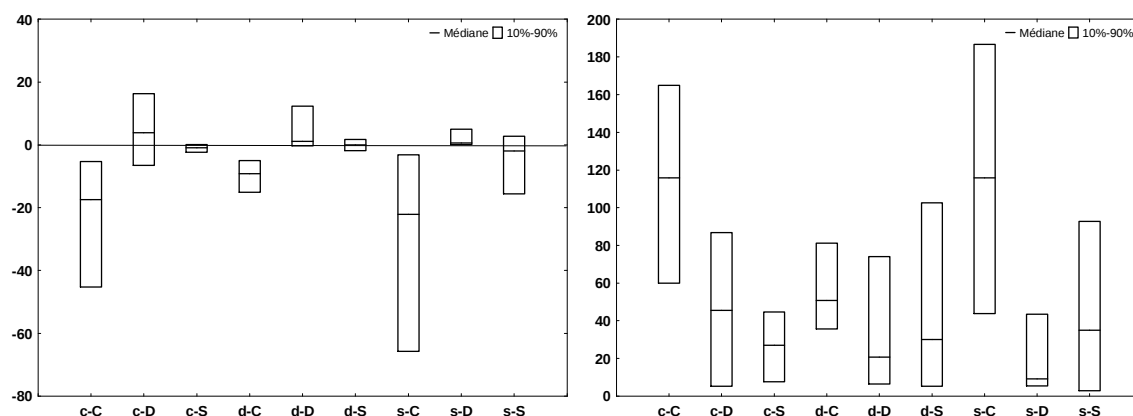


Figure 3-16: Distribution des biais et des imprécisions pour l'ensemble des stations et types de matériaux en fonction de la typologie C-Q (cf figure 1-10) pour un intervalle d'échantillonnage mensuel par la méthode DWC

Les indicateurs de variabilité hydrologique, hydrochimique et hydrosédimentaire influencent donc la qualité de l'estimation des flux annuels par DWC. A un intervalle mensuel, les incertitudes sont fortes si un ou plusieurs des indicateurs de variabilité sont élevés ou pour des types de relations C-Q spécifiques (Tableau 3-8). L'influence de l'intervalle d'échantillonnage a ensuite été testée pour évaluer l'impact de ce facteur sur les incertitudes générées par DWC et DWC*.

Tableau 3-8: Récapitulatif de l'influence des types de relation C-Q sur les incertitudes générées par la méthode DWC

		d-D	d-S	d-C	s-S	s-D	s-C	c-S	c-D	c-C
DWC	Biais	+	++	+	+	++	--	++	+	-
	Imprécisions	+	+/-	-	+/-	++	--	++	+/-	--

3.4. Influence de l'intervalle d'échantillonnage sur l'estimation des flux par les méthodes DWC et DWC*

L'ensemble des résultats précédents ont été réalisés pour un intervalle d'échantillonnage mensuel. Pour l'évaluation des flux de matière en suspension cet intervalle génère des incertitudes élevées en fonction des caractéristiques de variabilités des stations. Afin de réduire ces incertitudes, différents intervalles d'échantillonnage ont été testés pour évaluer l'impact sur les erreurs produites par la méthode des concentrations moyennes pondérées (DWC) et par la méthode des concentrations moyennes pondérées avec correction de Beale (DWC*).

La figure 3-17 représente, pour chaque intervalle d'échantillonnage (de 1 à 30 jours), la médiane des biais interannuels pour toutes les stations MES.

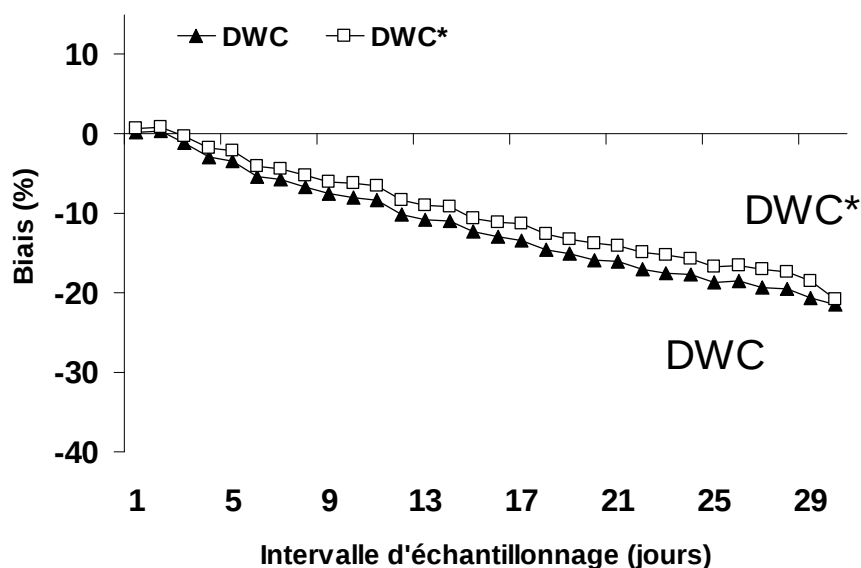


Figure 3-17: Biais interannuels sur l'estimation des flux de MES en fonction de l'intervalle d'échantillonnage pour les méthodes DWC et DWC*

On observe sur la figure 3-17, une relation linéaire entre l'intervalle d'échantillonnage et la médiane des biais générés par les méthodes DWC et DWC*. En effet à un intervalle mensuel, les biais générés sont de 22%. En passant à un intervalle bimensuel, on améliore l'estimation en divisant par deux les incertitudes.

Cependant cette relation a été établie pour les valeurs médianes de 70 stations contrastées, les biais de chaque station peuvent donc se compenser et « lisser » cette tendance linéaire. Il est donc important d'étudier, pour des stations avec des caractéristiques différentes, l'impact de l'intervalle d'échantillonnage sur l'évaluation des flux annuels de MES. Les deux stations sélectionnées sont la Marne à Neuilly et la Mad à Arcata en Californie.

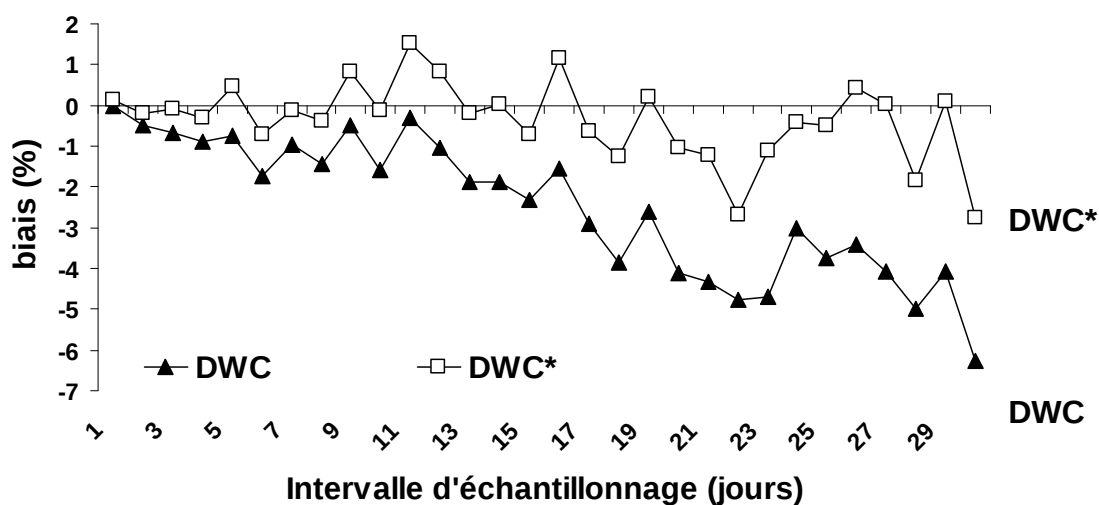


Figure 3-18: Biais interannuels sur l'estimation des flux de MES pour la station Marne à Neuilly en fonction de l'intervalle d'échantillonnage pour les méthodes DWC et DWC*

La Marne à Neuilly (Figure 3-18), dont la variabilité est faible pour les MES ($M_{2\%} = 22$ et $W_{2\%} = 8$), présente la même tendance de linéarité que celle observée sur l'ensemble des stations (figure 3-17). Cette tendance est cependant moins lisse que pour l'ensemble des stations mais ces variations sont probablement liées à un effet « tirage ou simulation » au sein de chaque intervalle de prélèvements. Comme observé précédemment la valeur à un intervalle mensuel est déjà très faible pour ce type de station : -6%. Augmenter l'intervalle d'échantillonnage à une fréquence bimensuelle double le coût pour le gestionnaire mais permet seulement de réduire le biais à 3%. **L'augmentation de la fréquence sur les stations à faible variabilité hydrologique n'a donc qu'un intérêt très limité.**

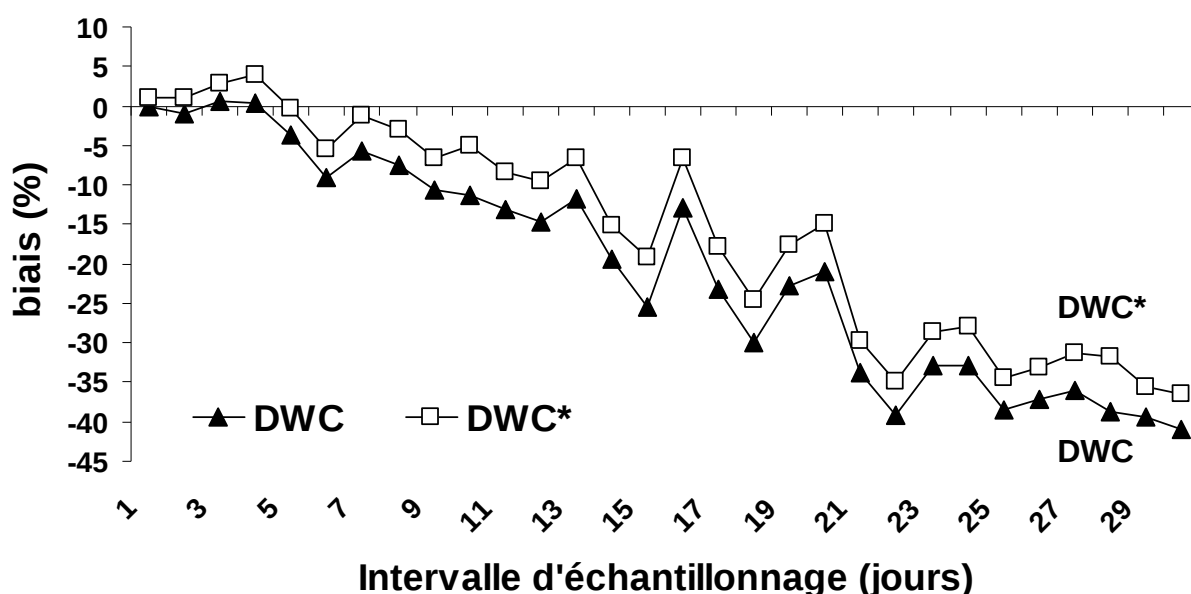


Figure 3-19: Biais interannuels sur l'estimation des flux de MES pour la station Mad à Arcata en fonction de l'intervalle d'échantillonnage pour les méthodes DWC et DWC*

Pour les stations avec une variabilité plus élevée, comme la rivière Mad, à Arcata en Californie présentant un $M_{2\%}$ pour les MES de 59%, on retrouve encore cette même tendance de linéarité (Figure 3-19). L'observation faite sur la figure 3-17 est donc confirmée pour l'ensemble des stations quelques soient leurs caractéristiques. Augmenter la fréquence d'échantillonnage se justifie davantage dans ce cas car cela permet de passer d'un biais de -40% à un biais de -20% en doublant la fréquence d'échantillonnage. Cependant le coût financier est aussi doublé pour un biais qui reste important. Si l'on veut réduire le biais à une valeur acceptable, c'est-à-dire au moins inférieure à 10%, il faut réduire l'intervalle d'échantillonnage en dessous de 7 jours, ce qui dans ce cas multiplie le coût par au moins 4.

L'influence de l'intervalle s'observe aussi en fonction du b_{50sup} (Figure 3-20). Pour des valeurs de b_{50sup} négatives ou nulles (SDT et la plupart des nutriments dissous), les flux estimés sont non biaisés. Il n'y a donc pas d'intérêt à diminuer l'intervalle d'échantillonnage. Plus les b_{50sup} augmentent (cas des nutriments totaux et MES), plus l'influence de l'intervalle d'échantillonnage est importante.

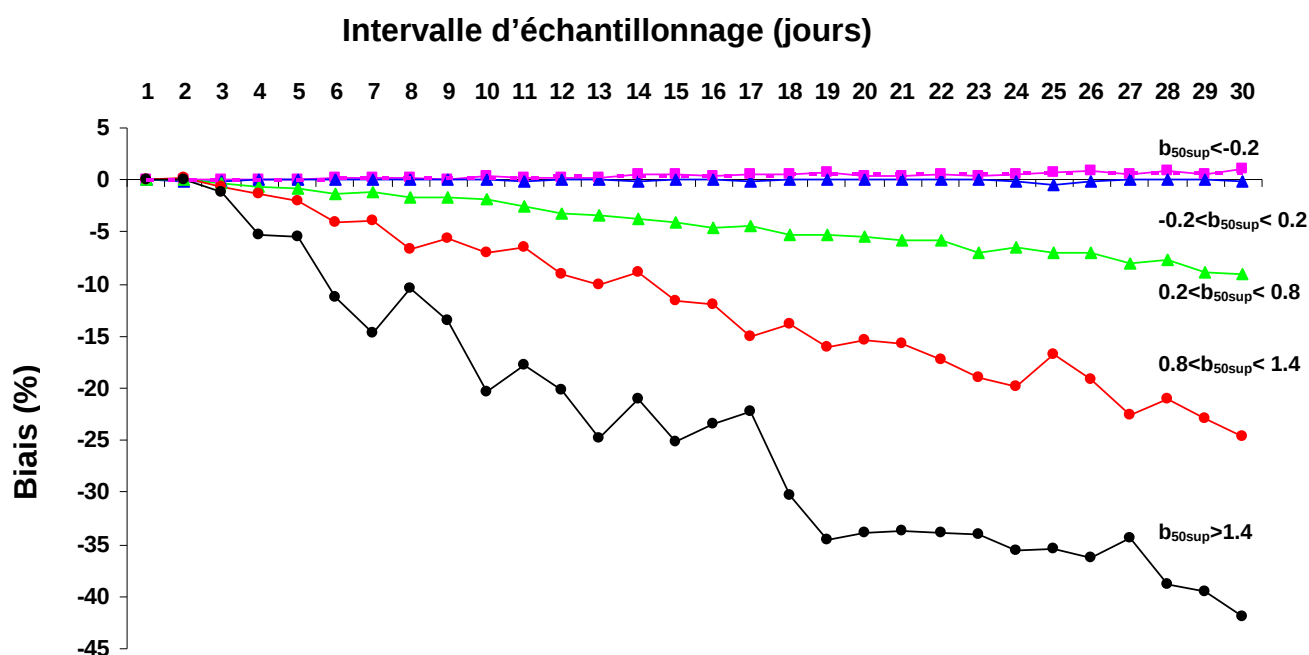


Figure 3-20 : Biais interannuels pour toutes les stations par classes de b_{50sup} en fonction de l'intervalle d'échantillonnage

La diminution des incertitudes par l'intervalle d'échantillonnage se révèle donc avoir un intérêt limité pour le gestionnaire avec un coût très important pour avoir une estimation du flux annuel de MES acceptable par ces méthodes de calculs. Une autre solution envisageable pour diminuer les incertitudes serait de calculer les flux non plus sur un an, mais sur 3, 6 ou 10 ans. L'influence de la durée du calcul des flux est donc testée et étudiée dans la section suivante.

3.5. Influence de la durée du calcul des flux

L'étude de l'influence de la durée du calcul des flux de MES, nitrate (NO_3) et Ammoniaque (NH_4) a été étudiée ici sur trois stations du bassin de la Seine (l'Oise à Méry, la Marne à Neuilly et la Seine à Choisy).

Les tests ont été réalisés pour quatre durées (1, 3, 6 et 10 ans) sur les biais et les imprécisions générés par la méthode des concentrations moyennes pondérées (DWC). Les performances seront présentées pour chacune des stations en fonction des matériaux et pour des intervalles d'échantillonnage de 3 à 30 jours.

3.5.1 Flux de MES.

Pour la Seine à Choisy, station de faible variabilité hydrologique annuelle et interannuelle ($W_{2\%} = 7$), la durée de calcul des flux influence les incertitudes des flux de MES (Figure 3-21). Les flux annuels de MES sont sous-estimés de 10% pour un intervalle d'échantillonnage de 30 jours. Pour les autres

durées de calcul des flux la sous-estimation est plus faible, -2%, voir nulle, mais il n'y a pas de différence significative sur les biais entre des durées de 3, 6 et 10 ans. La durée de calcul influence également les imprécisions : pour un flux annuel les imprécisions sont très fortes à un intervalle de 30 jours atteignant jusqu'à 90%. Puis, à ce même intervalle, l'imprécision diminue avec l'augmentation de la durée de calcul des flux. Ainsi pour une durée de 3 ans l'imprécision est de 40% et diminue à 20% pour une durée de 6 et 10 ans. L'imprécision diminue, quelque soit la durée de calcul des flux, avec l'intervalle d'échantillonnage.

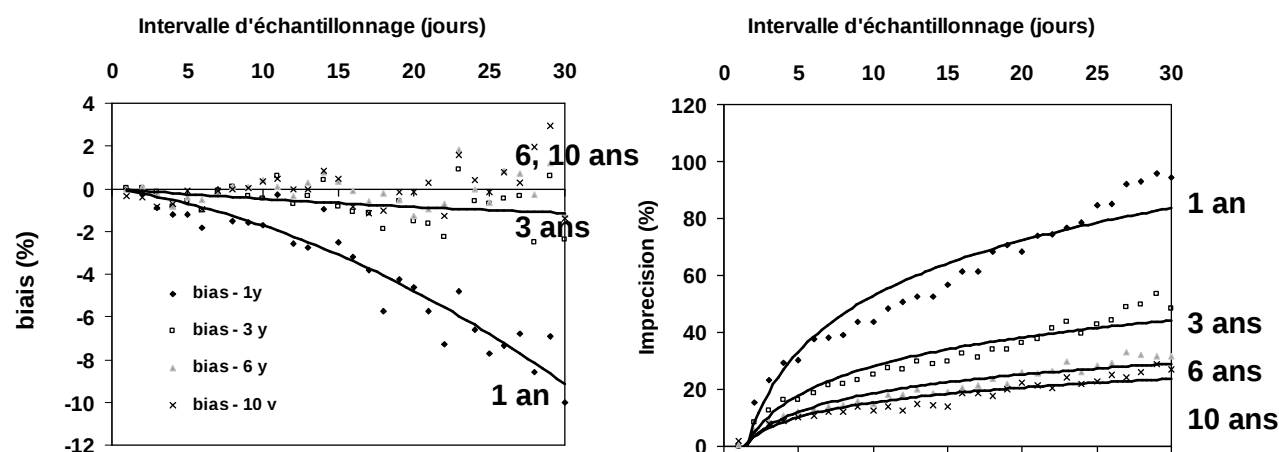


Figure 3-21: Biais et imprécisions sur l'estimation des flux de MES pour la rivière Seine à Choisy pour une durée de calcul des flux de 1, 3, 6 et 10 ans (DWC) en fonction de l'intervalle d'échantillonnage.

La durée de calcul des flux a donc un impact important sur l'estimation du flux de MES et est d'autant plus important que l'intervalle d'échantillonnage est grand. La différence existant entre une durée de 6 et 10 ans est quant à elle très faible. Ainsi pour avoir une estimation correcte du flux de MES à un intervalle mensuel, une durée de 3 ans paraît adaptée à la station de Choisy.

Horowitz (2003) a travaillé sur la durée du calcul des flux par la méthode de régression C-Q. Il observe une diminution des erreurs de -10% à 3% sur le flux de MES pour la rivière Mississippi à Thèbes en réalisant des calculs pour des durées de 1 et 5 ans. Il observe également une diminution de la dispersion des erreurs en augmentant la fréquence d'échantillonnage quelle que soit la durée du calcul des flux.

Les matières en suspension sont un des matériaux les plus variables, il paraît donc logique qu'un flux calculé sur 3 ou 6 ans s'avère mieux estimé qu'un flux calculé sur un an. Cet avantage a été ici quantifié pour les MES, qu'en est-il pour d'autres paramètres de qualité tels que les nutriments?

3.5.2 Flux de nutriments dissous

La durée de calcul des flux a été ici testée sur l'Oise selon la même procédure pour les deux nutriments que sont l'ammoniaque et les nitrates.

3.5.2.1 Ammoniaque (NH₄).

L'influence de la durée de calcul des flux sur les biais de l'estimation des flux d'ammoniaque est différente de celle observée pour les matières en suspension. En effet, quelle que soit la durée et quel que soit l'intervalle d'échantillonnage, les biais sont toujours nuls, entre -1 et 1%. A l'inverse les imprécisions sont influencées par la durée de calcul. Pour un intervalle de 30 jours, la précision des flux annuel par la méthode DWC est pour cette station de l'ordre de 20%. A ce même intervalle pour une durée plus grande (3 et 6 ans), la précision des flux est réduite à 6% et 10% (Figure 3-22).

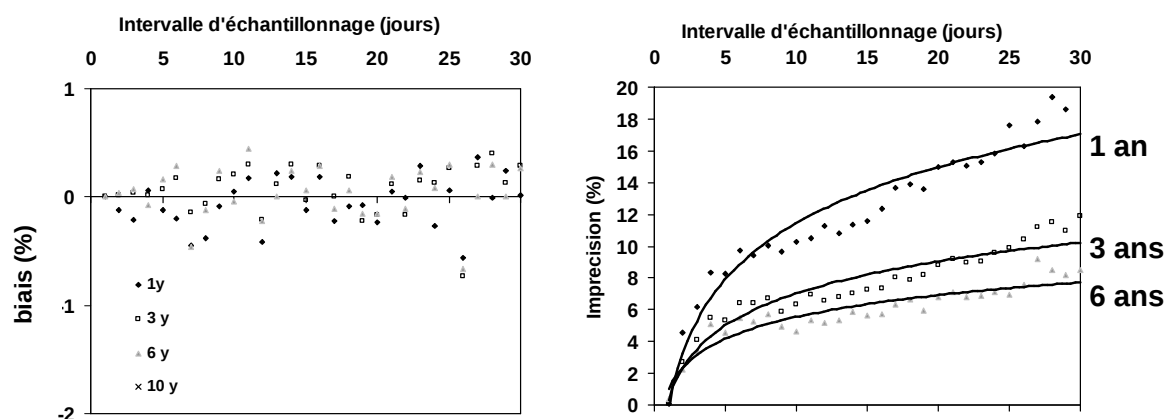


Figure 3-22: Biais et imprécisions sur l'estimation des flux d'ammoniaque pour la rivière Oise à Méry pour une durée de calcul de 1, 3, 6 et 10 ans (méthode DWC) en fonction de l'intervalle d'échantillonnage.

3.5.2.2 Nitrates

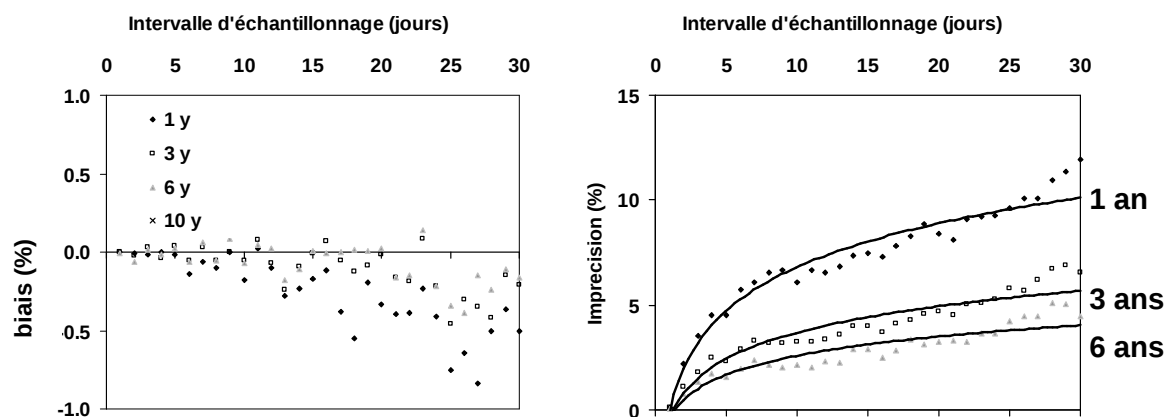


Figure 3-23: Biais et imprécisions sur l'estimation des flux de nitrate pour la Marne à Neuilly pour une durée de calcul de 1, 3, 6 et 10 ans (méthode DWC) en fonction de l'intervalle d'échantillonnage.

La figure 3-23 ne permet pas d'observer une influence significative de l'intervalle d'échantillonnage ni de la durée sur les biais de l'estimation des flux de nitrate. En effet à un intervalle de 30 jours, les différences de biais entre les multiples durées ne sont pas significatives et varient entre -0.5% et 0%.

En ce qui concerne les imprécisions, la tendance est la même que pour l'ammonium et les matières en suspension. A un intervalle mensuel, l'imprécision sur les flux annuels est supérieure à 10%. Plus la durée de calcul augmente, plus l'estimation du flux devient précise : environ 5% pour des durées de 3 ans et 3% pour 6 et 10 ans.

En conclusion, pour l'estimation du flux de nutriments, que ce soit pour l'ammonium ou les nitrates, la durée de calcul des flux n'a pas d'impact sur les biais générés par la méthode DWC. L'incertitude est réduite de moitié en passant d'un flux annuel à un flux calculé sur trois ans ou plus. Le gain de précision en passant de 3 à 6 ans est environ 3 fois moindre que le gain en passant de 1 à 3 ans. Cependant sur ce type de station et ce type de matériau, l'intérêt reste limité car l'estimation est déjà non biaisée et précise pour un flux annuel à un intervalle d'échantillonnage mensuel. Littlewood (1995) a travaillé avec la même méthode sur la rivière Stour à Langham (Angleterre) pour des durées de 1, 2 et 14 ans. Il observe des tendances similaires à celles observées ici sur la Marne à Neuilly.

Ainsi la durée du calcul des flux influence différemment les biais et les imprécisions en fonction du type de matériaux, concentré ou stable avec les débits. L'influence de la durée est donc testée maintenant pour des matériaux qui se diluent avec l'augmentation des débits, comme les SDT.

3.5.3 Durée du calcul des flux de sels dissous totaux (SDT).

L'influence de la durée sur les incertitudes de flux de SDT est cette fois étudiée sur la Marne à Neuilly.

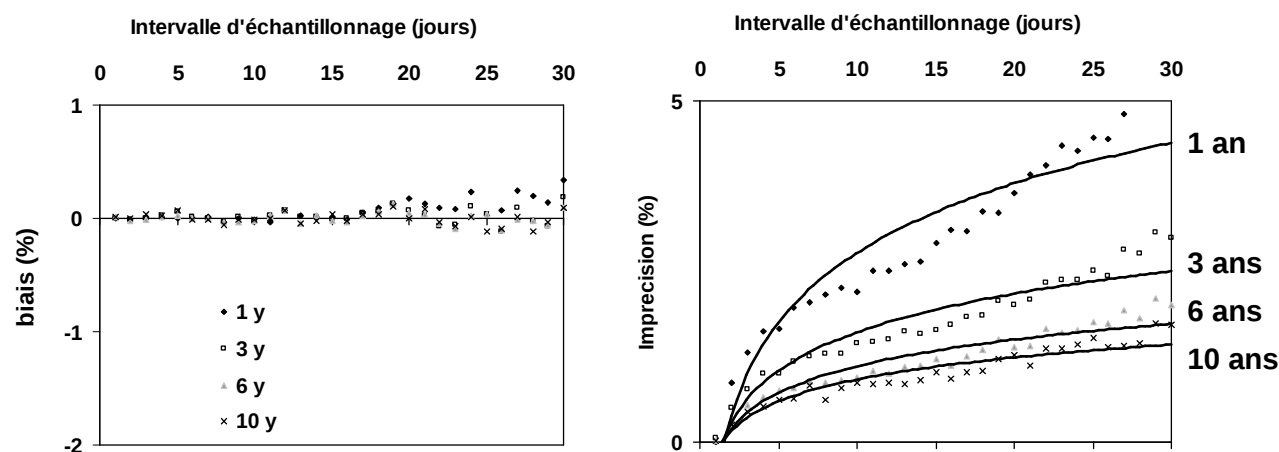


Figure 3-24: Biais et imprécisions sur l'estimation des flux de SDT pour la rivière Marne à Neuilly pour une durée de 1, 3, 6 et 10 ans (méthode DWC) en fonction de l'intervalle d'échantillonnage.

L'estimation du flux de SDT n'est pas biaisée quelque soit la durée de calcul ou l'intervalle d'échantillonnage (Figure 3-24). Une durée de calcul de 1, 3, 6 ou 10 ans génère des biais quasi nuls variant de -0.2% à 0.2% à un intervalle mensuel. L'imprécision sur les SDT est très faible mais comme précédemment elle est influencée par la durée de calcul. A un intervalle d'échantillonnage mensuel, l'estimation est d'autant plus précise que la durée est grande. L'imprécision est très faible de l'ordre de

5% pour un flux annuel et décroît à moins de 3% pour un flux sur 3 ans, à un intervalle d'échantillonnage de 30 jours.

Il apparaît donc au vu de l'ensemble des résultats que l'augmentation de la durée de calcul n'a une utilité marquée que sur l'estimation du flux de MES. Le biais pour les stations testées est donc réduit d'un facteur 4 et l'imprécision d'un facteur 2 en passant d'un flux annuel à un flux calculé sur 3 ans. Pour les nitrates et l'ammoniaque, cette utilité est limitée à l'imprécision avec un gain significatif entre des flux annuels et des flux à 3 ans, et faible entre 3 et 6 ans. Pour les SDT, la durée de calcul n'est pas à prendre en compte.

Ces simulations ont été effectuées pour quelques stations seulement, toutes caractérisées par des variabilités faibles ($W_{2\%}$ et $M_{2\%}$). Nous n'avons pas pu mener une étude complète de la durée sur une gamme de stations ($W_{2\%}$, b_{50sup} , $M_{2\%}$) étendue. Les améliorations apportées par des durées de 3 ans et plus devraient être nettement plus élevées.

3.6. Usage optimal des méthodes basées sur les moyennes (DWC et DWC*).

Au regard des différents résultats obtenus sur l'évaluation des flux de matériaux par la méthode des concentrations moyennes pondérées (DWC) et par la méthode des concentrations moyennes pondérées avec correction de Beale (DWC*), l'usage optimal de ces méthodes, va dépendre du type de matériaux étudiés, de l'intervalle d'échantillonnage et du choix de la durée de calcul. On considère ici un usage optimal lorsque l'estimation du flux est biaisée de $\pm 10\%$ et que l'imprécision est inférieure à $\pm 30\%$ (soit 60% sur les graphiques).

Cette méthode est donc **recommandable** à un intervalle mensuel pour :

- l'estimation du flux annuel de SDT pour des stations dont le $M_{2\%} < 20\%$
- l'estimation du flux annuel de nutriments dissous quelle que soit le $M_{2\%}$
- l'estimation du flux annuel de nutriments totaux pour des stations dont le $M_{2\%} < 15\%$
- l'estimation du flux annuel de MES pour des stations dont le $M_{2\%} < 15\%$

Une estimation des flux de polluants sur 3 ans au moins et jusqu'à 10 ans est également recommandable par cette méthode pour avoir une estimation non biaisée pour les flux de MES et nutriments totaux et pour réduire les imprécisions (MES, Nutriments).

Lorsque la variabilité du flux de matière augmente, il faut réduire l'intervalle d'échantillonnage de 15 jusqu'à 3 jours pour les cas extrêmes caractérisés par des valeurs de $M_{2\%} > 60\%$. Pour choisir le bon intervalle d'échantillonnage dans le cas de rivières à forte variabilité, l'usage de l'abaque (Moatar et al., 2010) est recommandé.

L'inconvénient de l'indicateur $M_{2\%}$ est qu'il n'est pas disponible à partir d'un suivi discret. Cependant Moatar et al.. (2010) viennent d'établir une relation entre le $M_{2\%}$ et le $W_{2\%}$ et le b_{50sup} . Ces deux derniers étant disponibles à partir d'un suivi en continu des débits et d'un suivi discret des

concentrations respectivement. On peut donc établir une matrice «d'intervalle d'échantillonnage acceptable », notée entre parenthèses (Tableau 3-9) pour limiter les biais ($<\pm 10\%$) et les imprécisions ($<\pm 30\%$) en utilisant les méthodes DWC et DWC* pour des stations de variabilité hydrologique allant de $W_{2\%} < 10\%$ à $W_{2\%} > 25\%$ et des gammes d'exposant b_{50sup} allant de <-0.2 à > 1.4 .

Tableau 3-9: Conditions d'utilisation des méthodes DWC et DWC* pour l'estimation des flux annuels quelle que soit le type de matériaux, en fonction des indicateurs de variabilité $W_{2\%}$ et b_{50sup} (30, 15, 7, 3 = intervalle d'échantillonnage acceptable en jours)

	$b_{50sup} < -0.2$	$-0.2 < b_{50sup} < 0.2$	$0.2 < b_{50sup} < 0.8$	$0.8 < b_{50sup} < 1.4$	$b_{50sup} > 1.4$
$W_{2\%} < 10\%$	DWC (30) DWC*(30)	DWC(30) DWC*(30)	DWC(30) DWC*(30)	DWC(30) DWC*(30)	DWC (7) DWC*(7)
$10\% < W_{2\%} < 15\%$	DWC(30) DWC*(30)	DWC(30) DWC*(30)	DWC(30) DWC*(30)	DWC (3) DWC* (3)	DWC (3) DWC* (3)
$15\% < W_{2\%} < 25\%$	DWC(30) DWC*(30)	DWC(30) DWC*(30)	DWC (15) DWC* (15)	DWC (3) DWC* (3)	DWC (3) DWC* (3)
$W_{2\%} > 25\%$	DWC(30) DWC*(30)	Non documenté	Non documenté	DWC(3) DWC* (3)	DWC (3) DWC* (3)

Une analyse de la distribution des erreurs annuelles générées par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel est ensuite réalisée en fonction des mêmes gammes de $W_{2\%}$ et b_{50sup} . Les $W_{2\%}$ utilisés ici sont les valeurs annuelles alors que les b_{50sup} sont interannuels, ce qui permet dans ce cas de documenter toutes les cases de la matrice.

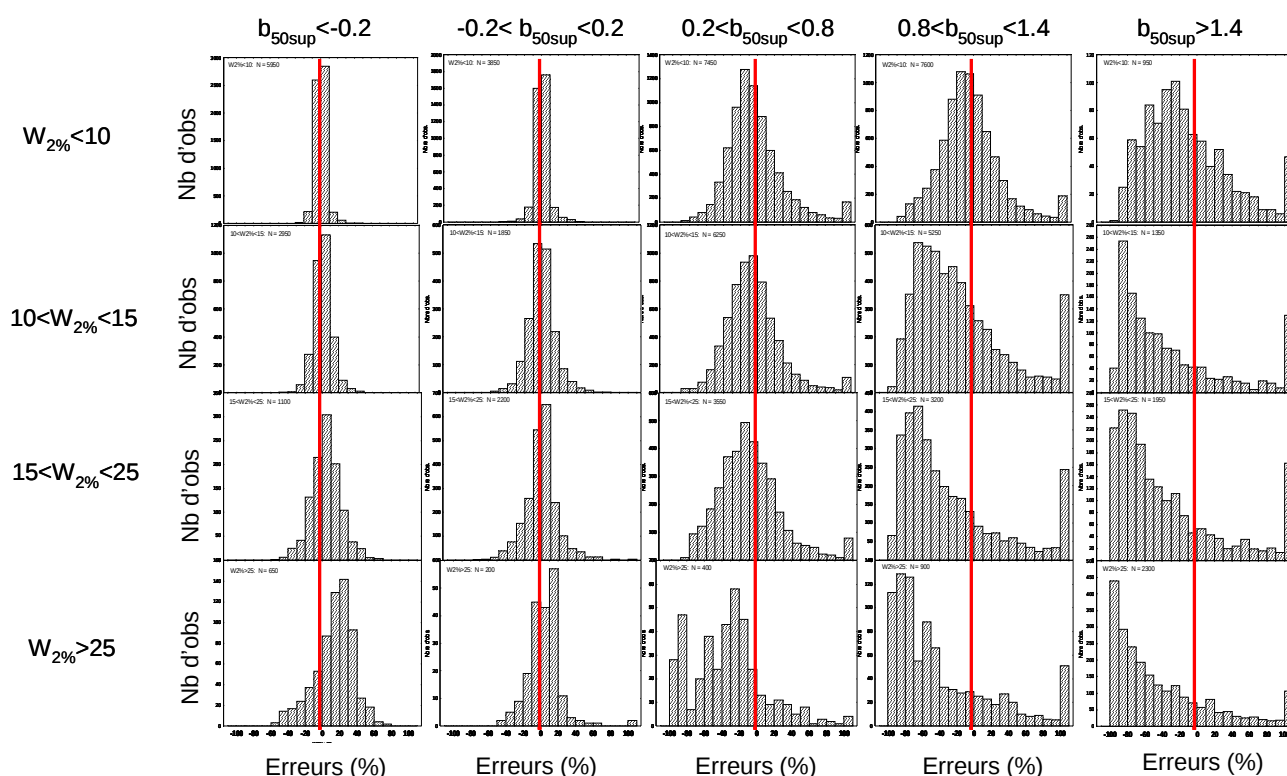


Figure 3-25: Distributions des erreurs annuelles sur les flux annuels générés par la méthode DWC à un intervalle d'échantillonnage mensuel par classe de $W_{2\%}$ et b_{50sup} .

La figure 3-25 représentant les distributions des erreurs annuelles en fonction des gammes de $W_{2\%}$ et b_{50sup} de la matrice, montre des résultats similaires à ceux obtenus au tableau 3-9. Les conditions hydrologiques et hydro-chimiques où la méthode DWC est utilisable à un intervalle mensuel sont les mêmes à l'échelle des erreurs annuelles ou interannuelles. La dispersion est alors centrée sur 0 et 80% des erreurs sont comprises entre -30% et 30%. Dans les autres cas, la distribution est asymétrique, illustrant la sous-estimation importante pour des conditions de variabilités hydrologiques et hydro-chimiques élevées.

La matrice ($W_{2\%}$, b_{50sup}) est utilisée pour décrire les performances d'une méthode de calcul et donner la fréquence acceptable pour des variabilités hydrologiques de plus en plus fortes ($W_{2\%} > 25\%$) et des variabilités hydro-chimiques de plus en plus fortes, caractérisées par des patrons de concentrations marquées ($b_{50sup} > 1.4$). **Il faut noter que cette matrice n'est plus basée sur la nature des matériaux transportés par les rivières mais sur leur type de variation avec les débits pour la moitié supérieure des débits.** Cette approche pour analyser les performances des méthodes DWC et DWC* sera étendue aux autres méthodes testées (Chapitres 4 et 5) et synthétisée au chapitre 6.