



HAL
open science

Courbes de tarage dynamiques pour la végétation aquatique saisonnière

Emeline Perret, Jérôme Le Coz, Benjamin Renard

► **To cite this version:**

Emeline Perret, Jérôme Le Coz, Benjamin Renard. Courbes de tarage dynamiques pour la végétation aquatique saisonnière. LHB Hydroscience Journal, inPress, 10.1080/27678490.2022.2082339 . hal-03779757

HAL Id: hal-03779757

<https://hal.science/hal-03779757>

Submitted on 17 Sep 2022

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

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



Courbes de tarage dynamiques pour la végétation aquatique saisonnière

Emeline Perret, Jérôme Le Coz & Benjamin Renard

To cite this article: Emeline Perret, Jérôme Le Coz & Benjamin Renard (2022): Courbes de tarage dynamiques pour la végétation aquatique saisonnière, LHB, DOI: [10.1080/27678490.2022.2082339](https://doi.org/10.1080/27678490.2022.2082339)

To link to this article: <https://doi.org/10.1080/27678490.2022.2082339>



© 2022 The Author(s). Published by Informa UK Limited, trading as Taylor & Francis Group.



Published online: 05 Jul 2022.



Submit your article to this journal [↗](#)



Article views: 126



View related articles [↗](#)

Courbes de tarage dynamiques pour la végétation aquatique saisonnière

Emeline Perret ^{a,b}, Jérôme Le Coz ^a and Benjamin Renard ^a

^aINRAE, UR RiverLy, Villeurbanne, France ; ^bCompagnie Nationale du Rhône (CNR), CACOH, Lyon, France

RÉSUMÉ

La gestion des courbes de tarage des stations hydrométriques affectées par la végétation aquatique saisonnière est une gageure. La croissance puis le déclin des plantes font varier la relation hauteur-débit continuellement dans le temps, de sorte qu'il est difficile d'établir la série temporelle des débits du cours d'eau. À notre connaissance, il n'existe pas de modèle de courbe de tarage adapté à un contrôle par chenal végétalisé. Dans ce papier sont présentés plusieurs modèles pour prendre en compte les changements liés à la végétation à l'aide d'un coefficient de Manning variant dans le temps et prenant en compte le développement des plantes et leur capacité à se reconfigurer (flexibilité). Le modèle temporel représente le développement des plantes sous forme d'un cycle annuel dont certains paramètres varient d'une année sur l'autre tandis que le modèle dynamique calcule l'évolution de la biomasse végétale en fonction de forçages environnementaux. Ces modèles sont implémentés dans un outil bayésien permettant l'estimation de leurs paramètres avec incertitude en utilisant des a priori sur les contrôles hydrauliques et des observations (jaugeages, état des plantes). Ces modèles sont appliqués sur une station de la Vienne (France), puis comparés pour évaluer leur intérêt par rapport à un modèle classique.

ABSTRACT

Maintaining stage-discharge rating curves at hydrometric stations affected by seasonal aquatic vegetation is challenging. Such rating curves vary continuously in time due to the vegetation evolution. To our knowledge, no rating curve model exist to predict streamflow in vegetated channels. This paper presents two models that account for transient changes due to aquatic vegetation using a time-varying Manning's coefficient. This coefficient is related to the vegetation development (growth and decay) and the ability of plants to reconfigure in the flow (their flexibility). The so-called temporal model represents the plant development in a form of an annual cycle in which some parameters vary from one year to the next. The so-called dynamic model calculates the evolution of plant biomass as a function of environmental factors such as water temperature or irradiance. These models are implemented in a statistical tool, which enables estimating the model parameters (with their uncertainties) through Bayesian inference using prior knowledge on hydraulic controls of the station and observational data (gaugings and information on vegetation). These models are tested on data from a station located in the Vienne River in France and compared to illustrate their interest compared to a standard model.

MOTS-CLÉS

Végétation aquatique ; courbe de tarage ; modèle dynamique ; modèle temporel

KEYWORDS

aquatic vegetation; rating curve; dynamic model; temporal model

1. Introduction

Il est commun d'avoir recours à des modèles reliant le niveau d'eau h et le débit Q , appelés courbes de tarage, pour évaluer le débit au niveau de stations hydrométriques. La plupart du temps les stations sont localisées dans des zones où une relation univoque entre Q et h peut être établie. Ces courbes de tarage ont généralement la forme d'une combinaison de lois puissance (Le Coz et al., 2014), dont les coefficients sont à adapter en fonction du type de contrôle (section ou chenal) représenté par chaque loi puissance. Dans le cas d'un contrôle chenal rectangulaire large, le modèle classique issu de l'équation de Manning-Strickler prend la forme suivante :

$$Q = \frac{B\sqrt{S_0}}{n} (h - b)^c \quad (1)$$

où B indique la largeur du chenal, S_0 la pente du chenal, n le coefficient de Manning, b le niveau moyen du fond du lit au droit de la station et c un exposant théoriquement égal à $5/3$. Ces paramètres sont estimés a priori par expertise et calés à l'aide de jaugeages, qui sont des mesures occasionnelles de h et Q à la station étudiée.

Dans le cas d'un chenal végétalisé, la présence de plantes et leur évolution vont modifier le contrôle hydraulique et donc certains paramètres de la courbe de tarage. Les modèles classiques de courbe de tarage à paramètres constants ne sont donc plus adaptés. À notre connaissance, il n'existe pas de modèle de courbe de tarage prenant en compte la végétation aquatique, mais seulement des méthodes d'ajustements manuels comme la procédure CorTH de la banque Hydro en France. Ces ajustements sont liés à des choix subjectifs qui ne sont généralement pas

formalisés explicitement, ce qui les rend non reproductibles ou difficilement transposables. Il est donc essentiel d'avoir recours à des modèles de courbe de tarage non univoques variant continuellement dans le temps à mesure de l'évolution de la végétation (Perret et al., 2021). Dans la plupart des situations, les plantes modifient la rugosité du lit et induisent une résistance à l'écoulement, à l'image de la résistance liée aux sédiments du fond du lit (Coon, 1998). La résistance totale, représentée par le coefficient de Manning n (ou son inverse, le coefficient de Strickler) dans la plupart des modèles, n'est autre que la somme de l'ensemble des composantes de résistance à l'écoulement (i.e. induites par la végétation, les sédiments, les formes du fond du lit, etc.). Pour cette étude, la décomposition de la résistance totale de Morin et al. (2000) est retenue afin de se focaliser sur la composante liée aux plantes :

$$n^2 = n_b^2 + n_v^2 \quad (2)$$

où n_b est le coefficient de Manning du lit en absence de végétation (coefficient de Manning de base) et n_v le coefficient de Manning représentant la friction induite par les plantes. Le coefficient n_v va varier dans le temps et dépendre de nombreux facteurs (ex : type de plantes, répartition spatiale, densité, développement, flexibilité, etc.). Il existe peu d'équations de friction pour caractériser n_v , contrairement à n_b (Coon, 1998); la plupart de ces équations étant trop simples pour représenter l'effet des plantes en milieu naturel ou trop complexes pour une utilisation dans le monde opérationnel (Aberle et Järvelä, 2013).

Dans cet article, nous présentons des modèles de courbe de tarage prenant en compte la présence de végétation, développés dans le but de fournir une méthode opérationnelle, pratique et fiable de calcul du débit pour des chenaux végétalisés. Les modèles relient le niveau d'eau au débit et varient dans le temps grâce à un coefficient de Manning n variable. Dans un premier temps, les modèles dits temporel puis dynamique seront présentés. Une application de ces modèles sur une station de la Vienne localisée à Lussac-les-châteaux sera effectuée. Les résultats des modèles seront comparés à ceux du modèle standard pour discuter de leur intérêt et robustesse.

2. Les modèles de courbes de tarage avec prise en compte de la végétation aquatique

Le modèle de courbe de tarage avec prise en compte de la végétation aquatique est dérivé de l'équation de Manning-Strickler pour des chenaux larges et rectangulaires (Equation 1), combinée avec une version modifiée de l'équation de friction de Järvelä (2004) servant au calcul de la résistance $n_v(t)$ induite par la

végétation sur l'écoulement (voir Perret et al., 2021 pour plus de détails). Le modèle n'est utilisable que pour des conditions bien spécifiques : pour des contrôles de type chenal large et rectangulaire et pour une végétation aquatique de type macrophytes juste submergées ou faiblement submergées (c'est-à-dire lorsque que la submergence relative égale 1 ou est faiblement supérieure à 1, respectivement; la submergence relative étant définie comme le rapport entre la hauteur d'eau et la hauteur des plantes). La végétation peut être rigide ou flexible et la répartition spatiale des plantes est supposée homogène sur le tronçon de contrôle étudié. Le modèle ne permet pas une distinction des différentes espèces de plantes présentes sur la section; un unique coefficient de Manning est utilisé pour représenter la résistance due à l'ensemble des plantes. Le modèle est utilisable pour des cas où la réduction de la section mouillée de l'écoulement par les plantes des berges est négligeable. Le cas où une partie de la végétation est dense et permanente sur le lit n'est pas exclu; le modèle prend en compte l'effet de ce type de végétation à travers le paramètre b , représentant le niveau moyen du fond du chenal dans notre cas, et n_b représentant la rugosité du lit sans prise en compte de la végétation évoluant dans le temps. Le coefficient $n_v(t)$ ne réfère qu'aux plantes évoluant dans le temps, durant l'année. Il est supposé que la réduction de la section mouillée induite par ces plantes est négligeable. Le cas d'une végétation dense et saisonnière pouvant obstruer l'écoulement n'est pas pris en compte par nos modèles.

L'équation de Järvelä (2004) peut être vue comme la combinaison de deux fonctions : l'une prenant en compte le développement des plantes (via la mesure du LAI, Leaf Area Index) et l'autre reflétant la capacité de la plante à se fléchir et s'aligner sous l'action de l'eau pour réduire sa surface impactée par le fluide, en fonction de la vitesse de l'écoulement. En pratique, la mesure du LAI, qui n'est autre qu'une mesure de la biomasse, n'est pas réalisée au niveau des stations hydrométriques. L'équation de Järvelä (2004) a donc été modifiée de la manière suivante :

$$n_v^2(\tau) = \frac{d(\tau)[h(\tau) - b]^{1/3}}{8g} \min\left(\left(\frac{U_m(\tau)}{U_\chi}\right)^\chi; 1\right) \quad (3)$$

où τ représente le temps, g la gravité, χ le coefficient de reconfiguration des plantes ($\chi = 0$ pour une plante rigide et $\chi \approx -1$ pour des plantes feuillues et flexibles), U_m la vitesse moyenne, U_χ la vitesse minimale à laquelle la plante commence à se reconfigurer sous l'action de l'eau et $d(\tau)$ le potentiel de résistance hydraulique due au développement des plantes (croissance et décroissance). La fonction $d(\tau)$ est un proxy de la biomasse (i.e. même évolution mais

valeurs différentes), il ne peut pas être mesuré directement mais peut être évalué à l'aide de modèles de biomasse.

En combinant et arrangeant les équations 1, 2 et 3, l'expression du modèle de courbe de tarage peut être déduite :

$$\begin{cases} Q(h, \tau) = Q_0(h) \left[1 + \frac{d(\tau)|h(\tau)-b|^{\frac{1}{2}}}{8gn_b^2} \min\left\{ \left(\frac{Q(h, \tau)}{U_x B |h(\tau)-b|} \right)^{\chi}; 1 \right\} \right]^{-\frac{1}{2}} & \text{pour } h > b \\ Q(h, \tau) = 0 & \text{pour } h \leq b \end{cases} \quad (4)$$

où $Q_0(h)$ désigne la relation h - Q dans le cas où la station n'est pas affectée par la présence de végétation (modèle standard, voir Equation 1). L'équation 4 n'a pas de solution explicite mais peut être résolue à l'aide d'un algorithme de Newton-Raphson après avoir été réécrite sous forme polynomiale (Perret et al., 2021). La différence entre les deux modèles présentés dans la suite réside dans la manière de déterminer $d(\tau)$, donc le développement des plantes.

2.1. Le modèle végétation temporel

Un premier modèle temporel $d_1(\tau)$ représente le développement des plantes sous forme d'un cycle annuel dont certains paramètres varient d'une année sur l'autre (Perret et al., 2021) :

$$\begin{aligned} d_1(\tau) &= d_{1,max} \left(\frac{t - t_b}{t_e - t_b} \right)^{\frac{t_e - t_b}{t_e - t_m}} \left[\frac{2t_e - t_m - t}{t_e - t_m} \right] \\ &= d_{1,max} d_{1,0}(\tau) \end{aligned} \quad (5)$$

où t représente le temps à l'intérieur d'une année (ou plutôt d'un cycle annuel de développement de la plante) qui n'est autre qu'une fraction du temps τ (la partie décimale du temps τ étant exprimée en années), $d_{1,max}$ un paramètre de mise à l'échelle correspondant au proxy biomasse maximal, t_b le temps de démarrage de la croissance de la plante, t_m le temps où le taux de croissance est optimal, t_e le temps de fin de croissance et de début de déclin de la plante et $d_{1,0}(\tau)$ le proxy biomasse adimensionnel (présentant le cycle de développement de la plante adimensionnel).

L'Equation 5 produit un cycle en forme de cloche, basé sur le modèle de Yin et al. (2003), pouvant être asymétrique selon la phase de croissance ou de décroissance. Le modèle est construit de sorte qu'aucune biomasse négative ne soit autorisée. Il permet de rendre compte de l'évolution générale des plantes mais ne prend pas en compte d'éventuelles perturbations du cycle liées à des événements extérieurs tels qu'une modification de la biomasse suite à une crue, ou lors d'une chute ou augmentation de la température de

l'eau par exemple. Pour ce genre de choses, il conviendra d'avoir recours à des modèles de types dynamiques, comme celui présenté dans la suite.

2.2. Le modèle végétation dynamique

Un autre modèle dynamique $d_2(\tau)$ calcule l'évolution de la biomasse végétale (proxy) sur la section en fonction de forçages environnementaux (i.e. température de l'eau, rayonnement, nutriments) qui vont favoriser ou non la production de biomasse (fonctions limitantes) et en fonction d'autres facteurs qui vont engendrer de la perte de biomasse : la sénescence naturelle de la plante, le détachement progressif de biomasse par la force de l'écoulement ou encore par interventions extérieures. Le modèle est basé sur une adaptation du modèle de Fovet et al. (2010) initialement développé pour caractériser le développement de phytoplanctons. Il est supposé que le proxy biomasse est impacté par les mêmes facteurs environnementaux que la vraie biomasse. L'apport en nutriment est supposé illimité. Contrairement au phytoplancton, les macrophytes sont rarement soumis aux détachements progressifs de biomasse par la force de l'écoulement. Les macrophytes ne sont pas emportés petit à petit par l'écoulement comme peuvent l'être des micro-algues. Le phénomène de détachement progressif n'est donc pas retenu dans notre modèle. Il est important de distinguer le détachement progressif de la plante de son arrachement mécanique et soudain par la force de l'écoulement. En effet, les macrophytes peuvent être sujets à des arrachements soudains en cas de fortes crues, ce qui généralement implique un détarage; ces arrachements seront indirectement pris en compte lors de la réévaluation des paramètres constants de base du modèle de courbe de tarage suite au détarage. Dans ce cas, le modèle de proxy biomasse est également remis à zéro. Le modèle végétation dynamique s'exprime comme suit :

$$d_{2,\tau+1} = d_{2,\tau} + \mu_0 F_T F_I F_d d_{2,\tau} \Delta\tau - (\rho_{sen} + \rho_{ext}) (d_{2,\tau} - d_{2,min}) \Delta\tau \quad (6)$$

$$F_T = \left(\frac{T_{max} - T(\tau)}{T_{max} - T_{opt}} \right) \left(\frac{T(\tau) - T_{min}}{T_{opt} - T_{min}} \right)^{\frac{T_{opt} - T_{min}}{T_{max} - T_{opt}}} \quad (7)$$

$$F_I = \frac{I(z, \tau)}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I(z, \tau)}{I_{opt}}\right) \quad (8)$$

$$F_d = 1 - \frac{d_{2,\tau}}{d_{2,max}} \quad (9)$$

où μ_0 est le taux de croissance maximal de référence [j^{-1}], F_T , F_I , F_B l'ensemble des fonctions limitantes favorisant ou non la production de biomasse, ρ_{sen} le taux de mortalité naturelle [j^{-1}], ρ_{ext} le taux de biomasse perdue par intervention extérieure [j^{-1}] (ex : travaux, fauchage), $\Delta\tau$ le pas de temps (à fixer dans notre cas à 1 jours), $d_{2,0}$ la biomasse initiale à $\tau = 0$ permettant d'initialiser le modèle (elle doit être comprise entre $d_{2,min}$ et $d_{2,max}$), $d_{2,min}$ la biomasse minimale résiduelle et $d_{2,max}$ la biomasse maximale. L'équation 7 présente la fonction limitante liée à la température F_T , avec T la température de l'eau [°C], T_{opt} la température de l'eau optimale [°C] pour la croissance des plantes, T_{max} la température de l'eau maximale [°C] pour la croissance des plantes marquant le début de son déclin, T_{min} la température de l'eau minimale [°C] pour générer le début de croissance de la plante. La fonction F_T permet de favoriser la croissance à l'approche de la température optimale et de la réduire pour des faibles températures et lors de trop fortes températures (quand T_{opt} est dépassée). L'équation 8 détaille la fonction limitante liée à l'éclairement F_I , avec $I(z, \tau) = I_0(\tau) \exp(-K_{att}(z - z_0))$ l'intensité lumineuse [$W.m^{-2}$] à une altitude z donnée (fixée ici à l'altitude du fond du lit car on s'intéresse à l'éclairement arrivant sur les plantes), I_0 l'intensité lumineuse à la surface de l'eau [$W.m^{-2}$], z_0 l'altitude de référence fixée à la surface de l'eau, $K_{att} = k_{T_u} T_u + k_{CW}$ le coefficient d'atténuation de la lumière dans l'eau en [m^{-1}], k_{T_u} le coefficient d'atténuation constant [m^{-1}/NTU], T_u la turbidité de l'eau [NTU], k_{CW} le coefficient d'atténuation de la lumière par une eau pure et I_{opt} l'intensité lumineuse optimale pour la croissance des plantes [$W.m^{-2}$]. Ce type de loi permet de prendre en compte l'effet d'un excès de lumières sur le développement des plantes inhibant la croissance. Des éclaircements trop faibles ou trop forts peuvent être critiques pour la croissance. La fonction F_d présentée par l'Equation 9 rend compte de l'effet de la taille de la communauté de plantes déjà existantes sur la croissance (compétition entre plantes et espèces due à l'encombrement spatial). Plus on s'approche de la biomasse maximale, moins la plante croît rapidement.

L'Equation 6 n'est plus basée sur une forme de cycle végétatif unique et peut donc reproduire des perturbations qui surviennent chaque année. Selon le cas étudié et la quantité de données disponibles à la station, il est possible de ne pas activer l'ensemble des forçages pour

le calcul du proxy. Bien souvent, seules les fonctions limitantes liées à la température et à la compétition des plantes sont retenues.

2.3. L'outil de calage bayésien

Les modèles ont été implémentés dans un outil statistique bayésien *BaM!* et peuvent être utilisés sur toute station hydrométrique respectant les conditions présentées ci-dessus. Les modèles temporel et dynamique sont disponibles en open source à l'adresse suivante: <https://github.com/BaM-tools/BaM>. L'outil *BaM!* permet d'estimer les paramètres d'un modèle quelconque (ici, des modèles de courbe de tarage) accompagnés de leurs incertitudes. Dans notre cas, il utilise des a priori sur les contrôles hydrauliques et des observations pour l'estimation de la courbe de tarage. Il permet en outre d'effectuer des prédictions à partir du modèle estimé, notamment calculer des séries de débits accompagnées de leurs incertitudes. En plus des jaugeages (couples h - Q) traditionnellement utilisés pour caler les courbes de tarage, il est possible d'utiliser des observations liées à l'état de développement des plantes. Ces observations peuvent être soit quantitatives (ex : des valeurs de pourcentage de recouvrement des plantes sur la section $V\%$ obtenus par mesure directe ou par photographie), soit qualitatives (ex : commentaires liés à la végétation faits durant les jaugeages de type absence de plantes, plantes en phase de croissance ou décroissance).

Le modèle temporel a été testé et validé sur la station hydrométrique de l'Ill à Colmar-Ladhof où des jaugeages fréquents (deux fois par mois) et des commentaires écrits sur la végétation sont disponibles sur plus de 20 ans (Perret et al., 2021). Les erreurs relatives entre les débits simulés et les débits observés sont pour la plupart inférieures à $\pm 20\%$ alors qu'elles peuvent être supérieures à $\pm 50\%$ avec une courbe de tarage constante, sans ajustement à la végétation. Le modèle dynamique a été testé et validé numériquement sur des données synthétiques construites à partir de celles de la station de l'Ill à Colmar-Ladhof. Il n'a pas fait l'objet de validation physique par manque de données de type biomasse.

En pratique, pour utiliser l'outil bayésien il faut :

(a) Renseigner l'ensemble des données d'entrée (2 pour le modèle temporel, soit le temps et le limnigramme enregistré à la station et 5 pour le modèle dynamique, soit T , I_0 , h , T_u , et le pourcentage de biomasse enlevé par interventions extérieures),

(b) Spécifier des a priori pour chaque paramètre à estimer dans le modèle (11 pour le modèle temporel et 24 pour le modèle dynamique), à savoir ceux définissant le contrôle chenal, informant sur les propriétés des plantes et ceux relatifs au développement des plantes,

(c) Fournir autant d'observations que possible accompagnées de leur incertitude (les jaugeages, les observations qualitatives ou quantitatives liées à la végétation).

Pour les a priori du modèle dynamique, rappelons que nous calculons un proxy biomasse, les valeurs estimées pour le taux de croissance μ_0 ou le taux de sénescence ρ_{sen} ne devront en aucun cas être comparées à des vraies valeurs de la littérature utilisées pour l'estimation de véritable biomasse. Une fois l'estimation effectuée, il est possible d'afficher les données de sortie c'est-à-dire, entre autre, la chronique de débit Q sur la période étudiée, les courbes du proxy biomasse dimensionnelle ($d_1(\tau)$ ou $d_2(\tau)$) et adimensionnelle ($d_{1,0}(\tau)$ ou $d_{2,0}(\tau)$), et les fonctions limitantes utilisées pour le modèle dynamique.

3. Application sur la Vienne

3.1. Présentation de la station de Lussac-les-châteaux

La station se situe sur la Vienne à Lussac-les-Châteaux (identifiant : L1400610, latitude : 46°24'16.3800" N, longitude : 0°42'5.7712" E) et est pilotée par la DREAL Nouvelle-Aquitaine en étroite collaboration avec EDF-DTG. Cette station est importante car elle se situe en amont de la centrale nucléaire de Civaux. Le contrôle est de type chenal et peut être approché par un chenal rectangulaire et large ($B \approx 90$ m). La pente du chenal est évaluée à environ 0.05 %. Le fond du lit est constitué principalement de sables et de graviers avec présence de plaques rocheuses à certains endroits. Les débordements y sont rares, même en cas de forte crue. Nous disposons d'une période de données bien documentées entre 2016 et 2020 où, selon les gestionnaires de la station, aucun détarage net due à l'évolution du fond du lit ne s'est produit. Les plantes présentes autour de la station sont flexibles, submergées et de type macrophytes. On trouve différentes espèces telles que des jussies à grandes fleurs (*Ludwigia grandiflora*), des myriophylles en épis (*Myriophyllum spicatum*), des renoncules flottantes (*Ranunculus fluitans*) et des potamots noueux (*Potamogeton nodosus*). La renoncule est l'espèce la plus représentée. La végétation disparaît chaque année en hiver (ou du moins elle n'est plus visible à travers l'eau turbide) mais son développement ne suit pas forcément un cycle allant de janvier à décembre. Les herbiers poussent principalement dans les zones gravo-sableuses du lit. Depuis 2017, un suivi des macrophytes a été mis en place et une évaluation du pourcentage de recouvrement des plantes $V\%$ a été effectué à 3 endroits à l'aval de la station. Pour les calculs, la moyenne des $V\%$ de ces 3 transects sera retenue.

Toutes les données nécessaires au bon fonctionnement des modèles sont réunies, soit le limnigramme à la station, des jaugeages (nombre : 70), des commentaires sur la présence de végétation (nombre : 56), des estimations quantitatives du pourcentage de recouvrement des plantes sur la section (pour l'année 2017, 2018, et 2019) et la série temporelle de la température de l'eau sur la période étudiée.

3.2. Résultats

Pour tous les tests présentés ci-après, il a été supposé une incertitude de 5% sur les observations de débits et une incertitude de 10% sur les valeurs de pourcentage de recouvrement des plantes sur la section. Seuls les pourcentages $V\%$ sont gardés comme observations pour la végétation car jugés plus certains que les commentaires qualitatifs effectués lors des jaugeages. Ils sont transformés en proxys biomasse adimensionnels ($d_0 = V\%/100$) pour être considérés comme observations pour l'estimation des modèles. Pour le modèle temporel, le début du cycle de végétation est fixé arbitrairement au 1er janvier de l'année. Pour le modèle dynamique, seules les fonctions limitantes liées à la compétition entre les plantes F_d et à l'effet de la température F_T sur la croissance sont activées. Des tests ont été effectués en considérant celle liée à l'éclairement F_I , mais les résultats ne sont pas concluants principalement par manque de précision spatiale des données utilisées. L'éclairement disponible est une moyenne de l'éclairement sur une maille de 8 km×8 km autour de la station et non pas un éclairement à l'échelle locale. Pour ce cas d'application, la perte de biomasse est uniquement le résultat de la sénescence naturelle des plantes. L'ensemble des estimations a été effectué en considérant des distributions a priori larges pour les paramètres liés au développement des plantes, et des distributions a priori précises pour ceux liés à la géométrie du chenal. Pour ceux liés aux fonctions limitantes, nous nous sommes basés sur des valeurs présentées dans Lazár et al. (2016). Les a priori pour μ_0 et ρ_{sen} sont très larges et difficiles à spécifier car ne peuvent s'appuyer sur des valeurs de la littérature du fait qu'ils servent à caractériser des valeurs proxys.

Les résultats du modèle temporel sont prometteurs. Les paramètres estimés pour chaque modèle sont bien identifiés (i.e. leur distribution a posteriori est plus étroite que leur distribution a priori). Pour le modèle temporel, les distributions a posteriori pour les paramètres liés au développement de la végétation sont larges pour la dernière année simulée qui est incomplète. Pour le modèle dynamique, les distributions a posteriori de μ_0 et ρ_{sen} restent également larges et s'entrecroisent, ce qui traduit une forte corrélation entre les deux paramètres et montre la difficulté qu'a le modèle à les estimer.

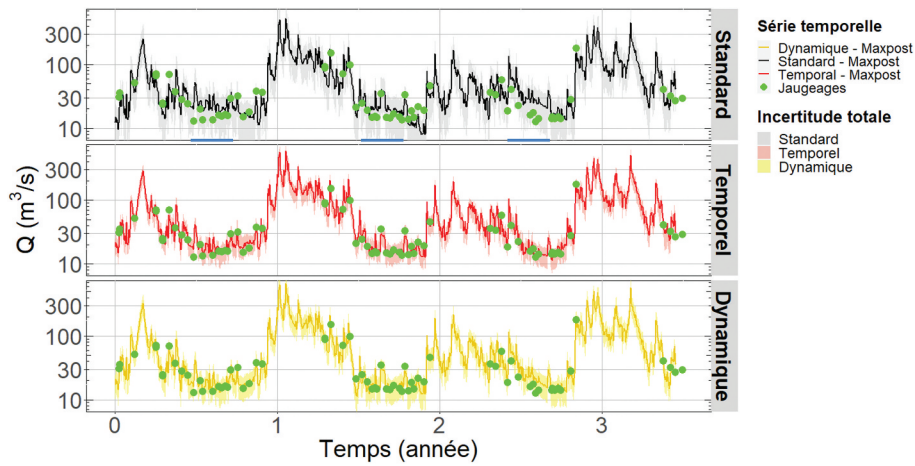


Figure 1. Comparaison entre les chroniques de débit reconstituées par le modèle standard et temporel avec leur incertitude totale à 95%, i.e. une incertitude structurelle (liée au modèle) et paramétrique (liée à l'estimation des paramètres). Les courbes « Maxpost » sont évaluées en utilisant les valeurs des paramètres du modèle maximisant la densité a posteriori.

La **Figure 1** montre les chroniques de débit reconstituées avec les modèles standard, temporel et dynamique. Les incertitudes sont affichées avec un intervalle de confiance à 95%. Dans le cas de l'utilisation d'un modèle standard, on remarque que le débit est moins bien approché en période estivale et en début d'automne (traits bleus sur la **Figure 1**), périodes pendant laquelle il y a beaucoup de plantes. De plus, l'incertitude totale est plus grande par rapport au modèle temporel. Il est cependant plus difficile d'identifier les différences entre les résultats du modèle temporel et dynamique. La **Figure 2** compare les évolutions adimensionnelles de proxys biomasse issus des deux modèles de courbe de tarage avec prise en compte de la végétation. Les observations présentées sur la **Figure 2** correspondent à des observations de proxys biomasse adimensionnels déduits de $V\%$. L'évolution $d_0(\tau)$ semble cohérente pour les deux modèles. L'amplitude des valeurs de $d_{2,0}(t)$ pour le

modèle dynamique s'approche de celle des observations disponibles. En revanche, le phasage pour la deuxième année simulée semble moins bon que celui prédit par le modèle temporel. Il est difficile de conclure de la supériorité d'un modèle par rapport à l'autre en l'état; d'autres observations sont requises pour une meilleure analyse.

La **Figure 3** compare les erreurs relatives E_r entre les débits simulés par les différents modèles (temporel, dynamique et standard, i.e. ne comprenant pas de module de végétation) et les débits mesurés. Lorsque la végétation n'est pas prise en compte, les E_r peuvent dépasser 50% et peu sont comprises dans l'intervalle $\pm 20\%$ (environ 33% d'entre elles, voir **Table 1**). Les E_r peuvent atteindre également 50% avec le modèle dynamique mais la plupart sont comprise entre $\pm 20\%$ (environ 79% d'entre elles). Les meilleurs résultats sont obtenus avec le modèle végétation temporel, où 94% des valeurs d'erreurs relatives sont comprises

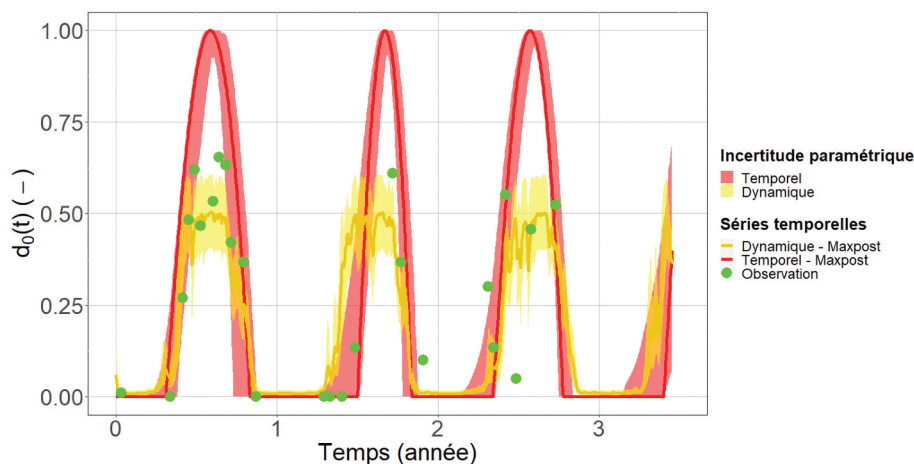


Figure 2. Comparaison entre les évolutions de proxys biomasse adimensionnels estimées par le modèle temporel et dynamique avec leur incertitude paramétrique (95%). Les courbes « Maxpost » utilisent les valeurs des paramètres maximisant la densité a posteriori.

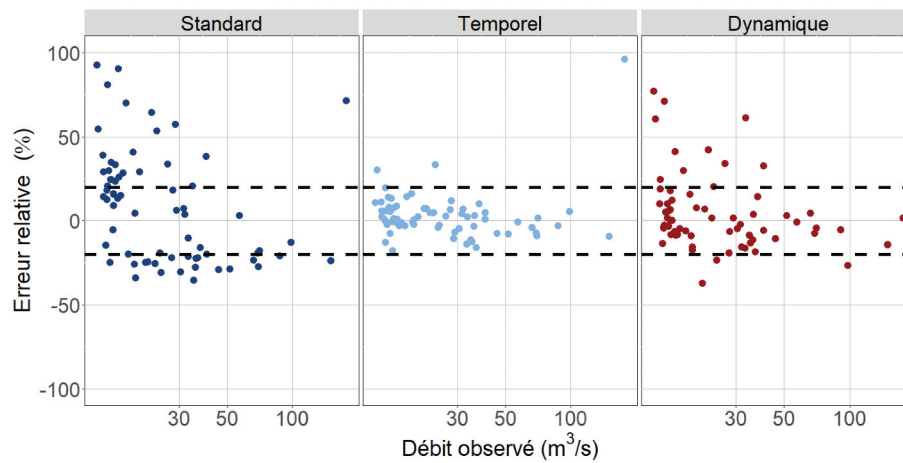


Figure 3. Erreur relative entre débit estimé par les différents modèles (standard – Equation 1, temporel – Equation 5, dynamique – Equation 6) et débit observé en fonction du débit observé. Les pointillés indiquent l'intervalle $\pm 20\%$.

Table 1. Analyse de la distribution des erreurs relatives E_r obtenues par les différents calculs issues des modèles standard, temporel et dynamique.

Modèles	Pourcentage d'erreurs relatives comprises dans l'intervalle $\pm 20\%$	Moyenne des erreurs relatives	Ecart-type des erreurs relatives
Standard	34.3	9.9	35.3
Temporel	94.3	5.0	22.5
Dynamique	78.8	4.1	22.4

dans l'intervalle $\pm 20\%$. Ces indicateurs montrent l'intérêt d'utiliser un modèle de courbe de tarage spécifique en présence de plantes pour une bonne prédiction des débits.

Il est difficile d'interpréter les résultats du modèle dynamique compte tenu du nombre de paramètres mis en jeu. La spécification des a priori des paramètres liés au développement des plantes n'est pas simple, contrairement au modèle temporel, et demande une certaine expertise. L'intérêt d'utiliser un modèle plus complet permettant de rendre compte des évolutions de végétation plus complexes n'est donc pas vraiment évident à l'issue de cette application et pour un contexte opérationnel. Des tests plus poussés restent nécessaires pour une meilleure analyse et comparaison entre les modèles dynamique et temporel. Pour optimiser l'estimation des paramètres du modèle, il est important de multiplier les jaugeages et les observations sur la végétation. Une meilleure connaissance du milieu et du comportement des espèces pourrait également améliorer la spécification des a priori. Une simplification du modèle dynamique pourra être envisagée après avoir détecté les facteurs les plus impactant sur le développement des plantes en rivière. A priori, l'éclaircissement arrivant sur la plante reste le facteur critique selon les experts; néanmoins nous n'avons pas les données nécessaires pour le vérifier et modifier le modèle dynamique en conséquence. Une piste serait d'utiliser les données de turbidité, souvent mesurées aux stations hydrométriques pour rendre compte de cet éclaircissement. Une corrélation entre l'oxygène dissous et le développement des macrophytes a été

également mise en avant sur un autre site de la Vienne (à Cubord, site EDF); voir même entre la variation journalière de l'oxygène dissous et la croissance des plantes. Les données de pourcentages de recouvrement des plantes sur la section de ce site ne sont pour l'instant pas assez nombreuses pour développer un nouveau modèle dynamique plus simple que celui présenté dans ce papier.

4. Conclusion

Deux modèles de courbes de tarage prenant en compte la présence de la végétation aquatique dans un chenal large et rectangulaire sont présentés. Ils sont basés sur l'équation de Manning-Strickler incluant un coefficient de frottement dépendant de la quantité de végétation aquatique et de sa capacité à se reconfigurer avec l'augmentation de la vitesse d'écoulement. Le développement des plantes est caractérisé selon deux approches : une approche cyclique/annuelle et une approche dynamique évoluant selon divers facteurs environnementaux extérieurs. Ces modèles sont implémentés dans un outil statistique bayésien qui permet l'estimation des paramètres des modèles grâce à des a priori sur les contrôles hydrauliques et des observations (jaugeages et informations sur la végétation). Les informations nécessaires au calcul du débit sont facilement mesurables ou estimables, ce qui rend le modèle intéressant à des fins opérationnelles. L'application au cas de la Vienne à Lussac-les-Châteaux permet de juger des performances des modèles et de les comparer les uns par rapport aux

autres. La prédiction du débit est meilleure avec les modèles variant dans le temps en fonction de la végétation qu'avec un modèle standard. Les erreurs relatives entre les débits calculés et observés sont de l'ordre de $\pm 20\%$. A l'heure actuelle, le modèle temporel et donc l'approche par cycle semble le modèle le plus adapté dans le cas d'un chenal végétalisé. La spécification des a priori demande une certaine expertise pour le modèle dynamique et le manque de données disponibles pour l'estimation conduit à une évaluation des débits incertaines. Des tests sont néanmoins prévus pour améliorer et rendre le modèle dynamique opérationnel car prometteur pour des applications en temps réel. Il s'agira d'identifier le facteur déterminant pour le développement des plantes (par exemple l'éclaircissement par le biais de la turbidité dans l'eau ou encore les fluctuations d'oxygène dissous journalières) pour proposer un modèle simplifié et robuste.

Remerciements

Ces travaux bénéficient du soutien du ministère chargé de la transition écologique par décision de subvention n° 2102897179, dans le cadre du Programme MTE (DGPR/SRNH) – INRAE 2020, Connaissance et prévention des risques naturelles et hydrauliques, Action 2 – Prévision des inondations, HYDROM A1 : Courbes de tarage dynamiques – végétation aquatique et influence de la marée. Les auteurs remercient la DREAL Nouvelle-Aquitaine (Isabelle Levasseur et Amilien Bertrand) pour nous avoir fourni les données utilisées dans ce papier. Nous remercions également EDF-DTG (Sophie Marcucci) pour nous avoir transmis des informations et données sur une station voisine de celle étudiée dans ce papier. L'ensemble de ces données a été d'une grande aide pour affiner nos modèles.

Déclaration de divulgation

L'auteur ne déclare aucun intérêt concurrent.

Data availability statement

The data that support the findings of this study are available from the corresponding author, EP, upon reasonable request.

Funding

This work was supported by the ministère chargé de la transition écologique [2102897179].

ORCID

Emeline Perret  <http://orcid.org/0000-0002-4444-6640>

Jérôme Le Coz  <http://orcid.org/0000-0003-1243-6955>

Benjamin Renard  <http://orcid.org/0000-0001-8447-5430>

Références

- Aberle, J., & Järvelä, J. (2013). Flow resistance of emergent rigid and flexible floodplain vegetation. *Journal of Hydraulic Research*, 51(1), 33–45. <https://doi.org/10.1080/00221686.2012.754795>
- Coon, W. (1998). Estimation of roughness coefficients for natural stream channels with vegetated banks. *U.S. Geological Survey Water Supply*, 244, 145. <https://doi.org/10.3133/wsp2441>
- Fovet, O., Belaud, G., Litrico, X., Charpentier, S., Bertrand, C., Dauta, A., & Hugodot, C. (2010). Modelling periphyton in irrigation canals. *Ecological Modelling*, 221(8), 1153–1161. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.01.002>
- Järvelä, J. (2004). Determination of flow resistance caused by non-submerged woody vegetation. *International Journal of River Basin Management*, 2(1), 61–70. <https://doi.org/10.1080/15715124.2004.9635222>
- Lazár, A. N., Wade, A. J., & Moss, B. (2016). Modelling primary producer interaction and composition: An example of a UK Lowland River. *Environmental Modelling & Assessment*, 21(1), 125–148. <https://doi.org/10.1007/s10666-015-9473-3>
- Le Coz, J., Renard, B., Bonnifait, L., Branger, F., & Le Boursicaud, R. (2014). Combining hydraulic knowledge and uncertain gaugings in the estimation of hydrometric rating curves: A Bayesian approach. *Journal of Hydrology*, 509, 573–587. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.11.016>
- Morin, J., Leclerc, M., Secretan, Y., & Boudreau, P. (2000). Integrated two-dimensional macrophytes-hydrodynamic modeling. *Journal of Hydraulic Research*, 38(3), 163–172. <https://doi.org/10.1080/00221680009498334>
- Perret, E., Renard, B., & Renard, B. (2021). A rating curve model accounting for stage-discharge cycles due to seasonal aquatic vegetation. *Water Resources Research*, 57(e2020WR027745), 28. <https://doi.org/10.1029/2020WR027745>
- Yin, X., Goudriaan, J., Lantinga, E.-A., Vos, J., & Spiertz, H.-J. (2003). A flexible sigmoid function of determinate growth. *Annals of Botany*, 91(3), 361–371. <https://doi.org/10.1093/aob/mcg029>