

Modifications récentes apportées au logiciel Sénèque/Riverstrahler.

Gilles Billen^{1*}, Vincent Thieu¹, Marie Silvestre¹, Josette Garnier¹, Pierre Servais²

¹UMR Sisyphe 7619, Université P. et M. Curie – Paris 6, BP 105, Tour 56-55, Etage 4, 4
Place Jussieu, 75005 Paris, France

²ESA, Université Libre de Bruxelles . Campus de la Plaine, 1050 Bruxelles, Belgique

*gilles.billen@upmc.fr

Résumé

Cette note fait le point sur les modifications récentes apportées dans le modèle Sénèque/Riverstrahler, dans la prise en compte des apports ponctuels et des réservoirs, ainsi que dans la formalisation des processus cinétiques relatifs à l'azote, au phosphore et aux bactéries fécales.

1 - Introduction

L'originalité revendiquée des modèles de qualité d'eau développés dans le PIREN-Seine réside dans une représentation aussi fine que possible des processus physiques, chimiques et biologiques responsables des transformations des diverses espèces chimiques représentatives de la composition de l'eau. La cinétique de ces processus est donc étudiée expérimentalement, et les acquis de ces travaux expérimentaux sont régulièrement incorporés dans les équations du modèle ce qui doit permettre d'en améliorer le pouvoir explicatif et prédictif.

Récemment, dans le cadre d'un atelier réunissant les principaux partenaires utilisateurs des modèles Prose et Sénèque et les concepteurs de ces modèles, un certain nombre de problèmes ont été évoqués, concernant la capacité à simuler l'évolution récente de certaines variables de qualité d'eau, en particulier en aval de l'agglomération parisienne. Ainsi les concentrations en phosphates, en baisse considérable depuis quelques années suite à l'introduction de la déphosphatation dans les usines de traitement du SIAAP, sont mal simulées par les modèles. Les nitrites, apparaissent de plus en plus souvent comme une variable déclassante de la qualité de l'eau, peut être, mais pas seulement, à cause de leur rejet plus fréquent par les usines utilisant une étape de dénitrification. Or les nitrites n'étaient pas calculés comme variable d'état dans Sénèque. Enfin les modifications récentes de la législation concernant les normes de concentration en bactéries indicatrices de pollution fécale appellent à une révision et une amélioration du pouvoir prédictif des modèles à cet égard, notamment en amont de l'agglomération parisienne.

La présente note, conçue comme un document de travail pour l'atelier sur les modèles Prose et Sénèque, fait le point sur la représentation des processus évoqués ci-dessus, ainsi que sur des modifications récentes introduites dans le modèle Sénèque relativement à la prise en compte des apports diffus et ponctuels, et du rôle des réservoirs.

2. Nouvelles variables introduites dans Sénèque (version 3.5)

Pour les besoins de la recherche comme de la gestion, un certain nombre de nouvelles variables d'état ont été introduites dans Sénèque/Riverstrahler. Il s'agit des nitrites (NO₂), mais aussi du N₂O et du CH₄. Les bactéries indicatrices de pollution fécales, déjà précédemment considérées par une variable FEC, ont été démultipliées en 3 variables FEL, FEA et BFE, respectivement pour distinguer les bactéries libres, attachées aux particules en suspension et déposées dans la phase benthique.

Le tableau 1 résume les changements introduits en conséquence dans la structure des fichiers de résultats .RSL et .RSB . Les fichiers résultats .RSL ne comportent plus que des variables directes. Les nouvelles variables y sont ajoutées de façon à ne modifier que minimalement la position des variables des versions antérieures.

Le fichier .RSB accueille les variables dérivées (et une sélection de variables directes pour la facilité de certaines interprétations) : ce fichier n'est pas lu par la visualisation des résultats de l'appli SENEQUE.

Tableau 1. Variables prises en compte dans les versions Sénèque 3.4 et 3.5.

.RSL et .KIL (pour les axes) :

Versions ≤ 3.4		Version 3.5		
pK		pK	PK ou ordre	
dec		dec	Décade	
Q	m ³ /s	Q	Débit	m ³ /s
DIA	mgC/l	DIA	Biomasse diatomées	mgC/l
GRA	mgC/l	GRA	Biomasse chlorophycées	mgC/l
CYA	mgC/l	CYA	Biomasse cyanophycées	mgC/l
MES	mgC/l	MES	Matières en suspension	mgC/l
NO3	μmol/l	NO3	Nitrates	μmol/l
NH4	μmol/l	NH4	Ammonium	μmol/l
PO4	μmol/l	PO4	Ortho-phosphates	μmol/l
PIT	μmol/l	PIT	Phosphore inorganique total	μmol/l
SIO	μmol/l	SIO	Silice dissoute	μmol/l
OXY	μmol/l	OXY	Oxygène	μmol/l
ZOR	mgC/l	ZOR	Biomasse rotifères	mgC/l
ZOC	mgC/l	ZOC	Biomasse cladocères	mgC/l
BAG	mgC/l	BAG	Bactéries hétérotrophes allochtones	mgC/l
BAP	mgC/l	BAP	Bactéries hétérotrophes autochtones	mgC/l
NIT	mgC/l	NIT	Bactéries nitrosantes	mgC/l
NAT	mgC/l	NAT	Bactéries nitratantes	mgC/l
HD1	mgC/l	HD1	C organique dissous labile	mgC/l
HD2	mgC/l	HD2	C organique dissous lentement dégradable	mgC/l
HD3	mgC/l	HD3	C organique dissous réfractaire	mgC/l
HP1	mgC/l	HP1	C organique particulaire labile	mgC/l
HP2	mgC/l	HP2	C org particulaire lentement dégradable	mgC/l
HP3	mgC/l	HP3	C org particulaire réfractaire	mgC/l
DSS	mgC/l	DSS	Substrat organiques directement utilisables	mgC/l
SIB	μmol/l	SIB	Silice biogénique (particulaire)	μmol/l
HB1	gC/m ²	HB1	C organique benthique labile	gC/m ²
HB2	gC/m ²	HB2	C org benthique lentement dégradable	gC/m ²
HB3	gC/m ²	HB3	C org benthique réfractaire	gC/m ²
BPI	mmolP/m ²	BPI	Phosphore inorg. particulaire benthique	mmolP/m ²
SED	g/m ²	SED	Sédiments ré-érodables	g/m ²
FEC	nb/l	FEL	Bactéries fécales libres	nb/l
mufdia	h-1	FEA	Bactéries fécales attachées	nb/l
mufgra	h-1	BFE	Bactéries fécales benthiques	1000/m²
mufcya	h-1	NO2	nitrites	μmol/l
dpth	m	N2O	Oxyde nitreux	μmol/l
acthet	mgC/l/h	CH4	Méthane	μmol/l
BBS	mmolSi/m ²	BBS	Silice biogénique benthique	mmolSi/m ²
a		a	Positions libres pour des développements	
a		a	ultérieurs	

fichiers .RSB

Versions ≤ 5.0		Version 5.1		
pK		pK	PK ou ordre	
dec		dec	Décade	
Q	m ³ /s	Q	Débit	m ³ /s
dpth	m	dpth	profondeur	m
NH ₄	μmol/l	NH ₄	ammonium	μmol/l
OXY	μmol/l	OXY	oxygène	μmol/l
NO ₃	μmol/l	NO ₃	nitrates	μmol/l
SED	g/m ²	SED	Sédiments érodables	g/m ²
HB1	gC/m ²	HB1	Corg benthique labile	gC/m ²
HB2	gC/m ²	HB2	Corg benthique lentement dégradable	gC/m ²
HB3	gC/m ²	HB3	Corg benthique réfractaire	gC/m ²
BPI	mmolP/m ²	BPI	Phosphore inorganique benthique	mmolP/m ²
BBS	mmolSi/m ²	BBS	Silice biogénique benthique	mmolSi/m ²
FIO ₂ bent	mmolO ₂ /m ² /h	FIO ₂ bent	Flux benthique de consom. d'O ₂	mmolO ₂ /m ² /h
FINO ₃ bent	mmolN/m ² /h	FINO ₃ bent	Flux benthique de consom. d'NO ₃	mmolN/m ² /h
Intdenit	mmolN/m ² /h	Intdenit	Dénitrification intégrée	mmolN/m ² /h
Pdenit	mmolN/m ² /h	Pdenit	Potentiel de dénitrification benthique	mmolN/m ² /h
FINH ₄ bent	mmolN/m ² /h	FINH ₄ bent	Flux benthique de consom. d'NH ₄	mmolN/m ² /h
FISiObent	mmolSi/m ² /h	FISiObent	Flux benthique de consom. de SiO ₂	mmolSi/m ² /h
zn	m	zn	Prof. de pénétration de l'oxygène	m
zf	m	zf	Prof de la couche de sédim. érodables	m
retbenthNH ₄	mmolSi/m ² /h	retbenthNH ₄	Rétention benthique de NH ₄	mmolSi/m ² /h
retbenthPIP	mmolSi/m ² /h	retbenthPIP	Rétention benthique de P inorg	mmolSi/m ² /h
retbenthSi	mmolSi/m ² /h	retbenthSi	Rétention benthique de Silice biog.	mmolSi/m ² /h
a		mufdia	Taux croiss moy journalier diatomées	h-1
		mufgra	Taux croiss moy journalier chloroph.	h-1
		mufcya	Taux croiss moy journalier cyano	h-1
		acthet	Activité hétérotrophe totale	mgC/l/h
		FEL	Bactéries fécales libres	nb/l
		FEA	Bactéries fécales attachées	nb/l
		BFE	Bactéries fécales benthiques	1000/m²

3. Prise en compte des apports urbains et industriels

La procédure utilisée depuis 2007 (Note sur le calcul des apports ponctuels à prendre en compte dans les modèles Prose et Sènèque à partir des données disponibles sur les rejets de STEPs, Servais et Billen, rapport PIREN-Seine 2006) se base sur l'estimation de la concentration en MES des rejets pour évaluer la partition entre fraction dissoute et particulaire, de la charge organique rejetée par les stations d'épuration et les industriels, qui n'est fournie par les fichiers de l'AESN que sous forme de matière oxydable globale :

Fractions particulières :

La concentration en MES est d'abord évaluée comme $MES (mg/l) = rMES * 10^6 / (200 * eqhab)$
(sur base de 200 l.hab/jour)

Elle permet de calculer la fraction particulaire du COTB :

if $MES > 3$ et < 400

$$f_{Part} = 0.46 * \log (MES) - 0.2 \quad (1)$$

else if $MES < 3$

$$f_{Part} = 0$$

else if $MES > 400$

$$f_{Part} = 1$$

$$rHP1 = 0.5 * f_{Part} * rCorg$$

$$rHP2 = 0.5 * f_{Part} * rCorg$$

$$rHP3 = 0.2 * rCorg$$

Fractions dissoutes:

$$rHD1 = 0.5 * (1 - fPart) * rCorg$$

$$rHD2 = 0.5 * (1 - fPart) * rCorg$$

$$rHD3 = 0.00175 * equhab \quad (1.75 \text{ gCorg réfract / hab / jour})$$

Cette procédure conduit dans certains cas à annuler complètement la fraction dissoute des rejets organiques, particulièrement quand un rejet industriel riche en MES (cimenterie, par ex.) se cumule à un rejet organique. Les bornes de 3 et 400 mg/l de MES pour l'application des relations (1) n'avaient été établies que pour borner numériquement fPart entre 0 et 1. Des valeurs de 400 mg/l de MES dans les effluents résiduaux ne sont pas exceptionnelles, alors qu'il est rare que la fraction particulaire de la matière organique rejetée soit supérieure à 60%, même dans des eaux usées brutes.

Il a donc été décidé de modifier les relations (1) de la manière suivante :

if MES > 3 et < 55

$$fPart = 0.46 * \log(MES) - 0.2 \quad (2)$$

else if MES < 3

$$fPart = 0$$

else if MES > 55

$$fPart = .6$$

Le reste de la procédure étant maintenu identique.

4. Prise en compte des barrages réservoirs

Les versions précédentes de Sénèque ne pouvaient prendre en compte les barrages réservoirs (en série ou en dérivation sur les axes de rivières) que si était disponible un fichier .DDR fournissant les débits journaliers dérivés et restitués à la rivière ainsi qu'un fichier barxxx.RSL fournissant par décade la qualité de l'eau stockée dans le réservoir. Ce dernier fichier devait être calculé, en dehors de l'applicatif Sénèque par un logiciel comme BARMAN, mais en utilisant cependant comme donnée d'entrée la qualité de l'eau de la rivière amont fournie par un run de Sénèque arrêté à l'amont de la prise d'eau du réservoir.

Les va et vient répétés entre Sénèque et Barman qu'impliquaient cette procédure alourdissait considérablement le travail de modélisation. Il a donc été décidé d'adjoindre à Sénèque dans sa version 3.5 une option permettant de calculer la qualité de l'eau stockée dans les réservoirs en cours de calcul de la qualité des cours d'eau du réseau hydrographique. Cette option peut encore être déclinée de deux façons différentes selon la façon dont sont pris en compte les débits dérivés et restitués: soit le calcul utilise un fichier .DDR fournissant a priori ces débits, soit une règle de gestion est fournie, à partir de laquelle les débits dérivés et restitués, et le bilan hydrique du réservoir, sont calculés en fonction des variations du débit de la rivière amont.

Cette nouvelle fonctionnalité de Sénèque est actuellement en phase de test.

5 – Nouvelles cinétiques des processus

5.1. Cinétique des processus liés aux nitrites, au N₂O et au CH₄

5.1.1. Transferts gazeux à l'interface air-eau

Suivant les travaux de Raymond & Cole (2001) et Borges *et al.* (2004), le flux F d'un gaz g peut être exprimé en fonction de sa sursaturation dans l'eau, ainsi que d'une constante de transfert, k.

$$F = k_g ([G] - [G]_{eq})$$

avec :

F, ($\mu\text{gN.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$) : Flux de gaz

K_g, (m.h^{-1}) : vitesse de transfert propre à chaque gaz

[G], ($\mu\text{gN.L}^{-1}$) : concentration effective du gaz dans l'eau

[G]_{eq}, ($\mu\text{gN.L}^{-1}$) : valeur théorique de concentration du gaz à l'équilibre avec l'atmosphère.

La concentration à l'équilibre (saturation par rapport à la concentration dans l'atmosphère) dépend de la température. Les données de Weiss & Price (1980) sur la solubilité du N₂O dans l'eau permettent de déterminer cette valeur de saturation pour une concentration en N₂O dans l'atmosphère de 310 ppb (conc moyenne actuelle) :

$$[\text{N}_2\text{O}]_{eq} \text{ (en ngN/l)} = 0.0002 \text{ T}^2 - 0.0167 \text{ T} + 0.5038 \quad (\text{à salinité zéro})$$

De même pour le méthane, la concentration à saturation, à une pression partielle de 1.7 μatm (teneur actuelle selon Guérin *et al.*, 2006, 2008) est donnée par

$$[\text{CH}_4]_{eq} \text{ (en } \mu\text{mol/l)} = 2 \cdot 10^{-6} \text{ T}^2 - 0.0002 \text{ T} + 0.006$$

où T la température en degrés Celsius

Concernant l'expression de la vitesse de transfert de gaz k_g, nous nous sommes appuyés sur les travaux de Wanninkhof (1992), et de Borges (2004) qui montrent que la vitesse de transfert est proportionnelle à l'inverse de la racine carrée du nombre de Schmidt, et de la racine carrée de la vitesse du courant sur la profondeur de la colonne d'eau.

Le nombre de Schmidt (Sc) est un nombre sans dimension qui représente le rapport entre la diffusivité de quantité de mouvement (appelée viscosité cinématique) et la diffusivité massique. Il est utilisé pour quantifier les écoulements de fluides dans lesquels interviennent simultanément viscosité et transfert de matière. Il est propre à chaque gaz et s'exprime empiriquement en fonction de la température (en °C).

$$\begin{aligned} \text{Sc}_{\text{N}_2\text{O}} &= 2056 - 137 \cdot \text{T} + 4.317 \cdot \text{T}^2 - 0.05435 \cdot \text{T}^3 \\ \text{Sc}_{\text{CH}_4} &= 1897,8 - 114,28 \cdot \text{T} + 3,2902 \cdot \text{T}^2 - 0,039061 \cdot \text{T}^3 \end{aligned}$$

Nous avons, selon Borges, en négligeant l'effet du vent :

$$k_{600} = 1,719 (v / d)^{0,5}$$

D'où, en corrigeant la valeur du nombre de Schmidt pour le N₂O et le CH₄ par rapport à celle du CO₂ en conditions standard :

$$k = 1,719 ((600 \cdot v) / (Sc \cdot d))^{0,5}$$

avec :

k₆₀₀ (m.h^{-1}) : vitesse de transfert en conditions standard (lorsque Sc = 600)

v (m.s^{-1}) : vitesse du courant

d (m) : profondeur de la colonne d'eau

5.1.2. Nitrification, dénitrification et production de méthane

Parmi les processus intra réseau hydrographique, SENEQUE décrivait doré et déjà les processus liés à l'activité des bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes, sans qu'aucun processus de formation de N₂O soit représenté, et sans rendre possible la simulation des concentrations en nitrites. En effet, les bactéries nitrosantes étaient représentées comme seules responsables du processus de nitrification, de NH₄⁺ à NO₃⁻, en ignorant le passage par NO₂⁻ et le rôle des bactéries nitratantes.

Le nouveau schéma réactionnel dans la colonne d'eau (Figure 1) décrit maintenant séparément la cinétique des bactéries nitrosantes et nitratantes, comme il avait déjà été fait pour la Basse Seine (Garnier et al., 2007), en distinguant les étapes de formation de nitrites et de nitrates, et en envisageant la production de N₂O par nitrification dans le cas où la concentration en oxygène passe en dessous d'un seuil critique et où les nitrites sont utilisés comme accepteurs d'électrons pour l'oxydation de l'ammonium. En ce qui concerne la dénitrification, on se contente de définir une fraction du flux d'électrons issus de l'oxydation de la matière organique absorbée par la réduction des nitrates en N₂O par rapport à la réduction jusqu'au stade N₂. Cette fraction a été fixée à 1%, sans prendre en compte à ce stade son éventuel contrôle par la teneur en oxygène du milieu. La même fraction est utilisée dans la phase benthique pour calculer la production de N₂O par les sédiments à partir de la dénitrification benthique déjà calculée par SENEQUE (Thouvenot et al., 2008).

Ceci conduit aux cinétiques suivantes :

Activité nitrosante (NH₄ oxydation) et **nitratante** (NO₂ oxydation) :

Nitros = munitmax / Ynit * mich(NH₄, kNH₄nit) * mich(OXY, kO₂nit) * NIT

Nitrat = munitmax / Ynat * mich(NO₂, kNO₂nat) * mich(NO₂, kO₂nat) * NAT

Production de N₂O par la nitrification

si OXY < kO₂nat

Nitrosbis = munitmax / Ynit / fbis * mich(NH₄, kNH₄nit) * mich(NO₂, kNO₂nat) * mich(O₂, kO₂nit) * NIT

cad que pour à faible conc en oxygène (et on décide que le critère est la constante de demi-saturation des bactéries nitratantes kO₂nat), les nitrites sont utilisés comme accepteur d'électrons pour l'oxydation de l'ammonium, avec formation de N₂O. Il faut néanmoins aussi de l'oxygène pour que le processus soit possible. La vitesse maximale du processus est tempérée par le facteur fbis, à paramétrer.

Production de N₂O par la dénitrification

La dénitrification est estimée comme précédemment par l'excédent de flux d'électron issus de la dégradation hétérotrophe de la matière organique par rapport à la disponibilité en oxygène :

If DOXY < 0 and -DOXY > OXY / st Then

denit = (Actorg - (OXY + Rea + phot)) * 4 / 5

If denit < 0 Then denit = 0

DOXY = 0

Else: denit = 0

On estime une production de N₂O proportionnelle à la dénitrification :

prodN₂Oden = pNden * denit

avec pNden = 0.01 molN₂O/molNO₃

Ce même coefficient pNden est utilisé pour calculer une production de N₂O par dénitrification dans la colonne d'eau (quand il advient que celle-ci est en anoxie) et dans les sédiments (un flux de N₂O proportionnel à la valeur intégrée de la dénitrification benthique est pris en compte).

La possibilité d'une **production de NO₂⁻** par dénitrification incomplète n'est prise en compte actuellement dans le modèle.

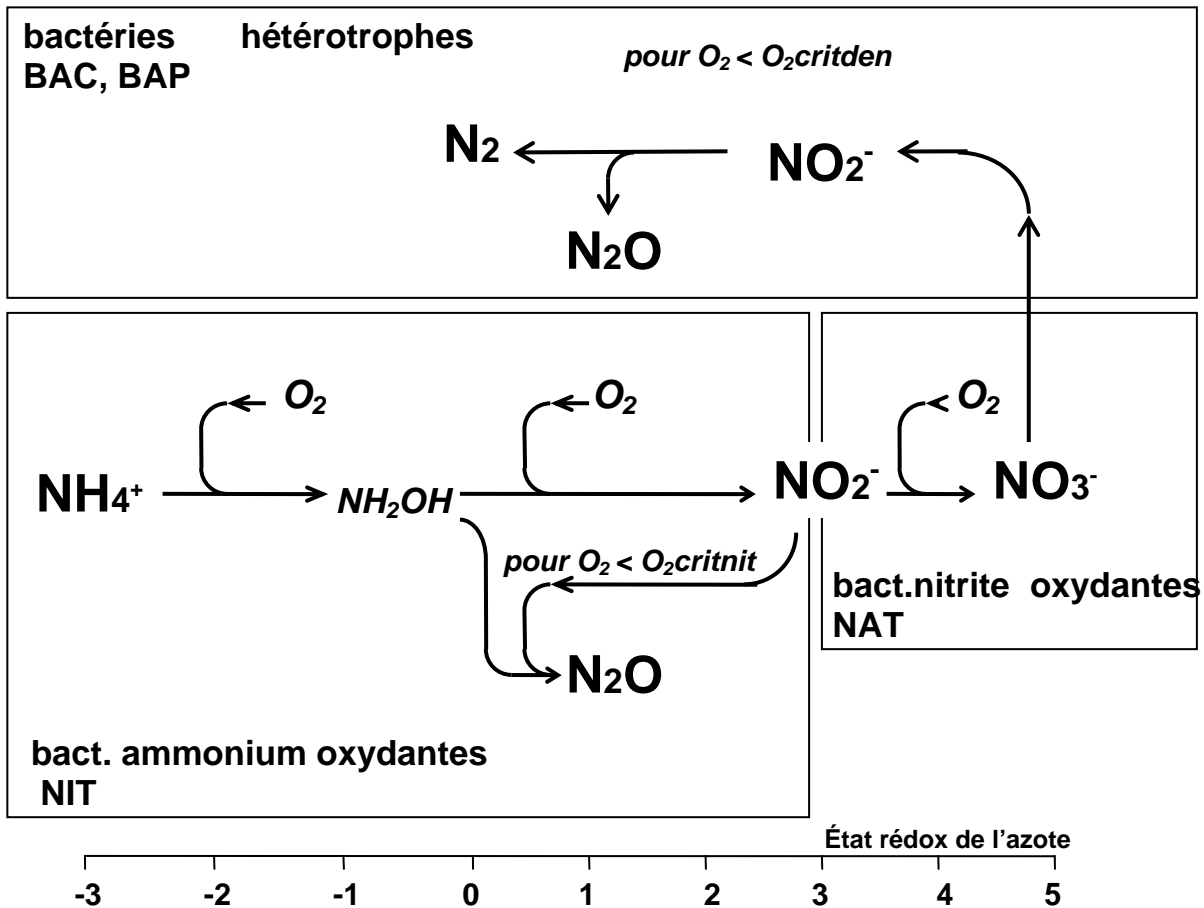


Figure 1. Schéma conceptuel des processus de nitrification et de dénitrification dans la colonne d'eau.

Les paramètres physiologiques sont définis dans le tableau 2.

Tableau 2. Valeur des paramètres physiologiques relatifs aux bactéries nitrifiantes.

bactnitrif,	unit,	nit,	nat
munitmax20,	h-1,	0.046,	0.043
kO2,	umol/l,	19,	47
kNH4/NO2,	umol/l,	80,	2
Y,	mgC/micromolN,	0.00182,	0.000182
kd20,	h-1,	0.01,	0.01
vs,	m/h,	0.01,	0.01
topt,	°C,	23,	23
dti,	°C,	15,	15

5.1.3. Production de méthane

La production de CH₄ dans la colonne d'eau sera considérée comme inexistante, les conditions d'anoxie sévère nécessaires à sa formation n'étant jamais atteintes dans les cours d'eau.

Par contre, sa production benthique locale est maintenant calculée par SENEQUE. On considère qu'elle est liée au flux d'enfouissement de carbone organique, lorsque celui-ci dépasse la capacité du sédiment à métaboliser cet apport aux dépens des oxydants habituellement disponibles (O₂, NO₃⁻, FeOOH, SO₄²⁻). Dans ce cas la dégradation de la matière organique résiduelle est supposée se faire par méthanisation, selon l'équation $2\text{CH}_2\text{O} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{CH}_4$.

Le raisonnement qui a conduit à l'expression de la production benthique de CH₄ en prenant en compte la formulation actuelle de la routine des processus benthiques développée par Thouvenot et al. (2007) est le suivant.

La valeur du flux benthique d'ammonium calculé par la routine benthique de Sénéque (lorsque celui-ci est dirigé des sédiments vers la colonne d'eau) est tout d'abord utilisée comme un proxy de la dégradation anaérobie de la matière organique benthique, et on reliera donc la méthanisation à ce flux d'ammonium.

Une fraction de la dégradation anaérobie de la matière organique se fait cependant d'abord aux dépens d'oxydants tels que le FeIII et les sulfates.

Le potentiel de dégradation de matière organique benthique par le fer oxydé est lié à l'enfouissement de fer ferrique (particulaire). On peut le calculer a priori à partir de la concentration moyenne en fer des sédiments de la Seine (200 µmol/cm³) et du tassement qui est utilisé par le modèle benthique (de l'ordre de 0.5 g/m²/h). Ceci conduit à évaluer l'apport de fer ferrique à environ 100 µmolFe/m²/h, de quoi oxyder 25 µmolC/m²/h

Pour la sulfato-réduction, le calcul est un peu plus délicat car les sulfates sont dissous. Ils sont donc apportés par la diffusion depuis la colonne d'eau (où ils sont présents à une conc de 200 µmol/L) vers la couche compactée du sédiment, à travers la couche fluide, dans laquelle on admettra qu'il n'y a pas de sulfato-réduction. La vitesse maximale d'apport de sulfates est alors donnée par $Df * 200 \text{ mmol/m}^3 / z_f$ soit 0.6 mmol/m²/h avec $Df = 3 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{h}$ et z_f de l'ordre de 0.01 m. Ce qui apporte de quoi oxyder 1.2 mmolC/m²/h (on remarque au passage que les sulfates offrent un potentiel d'oxydation de la matière organique 50 fois supérieur à celui du fer ferrique).

Ceci conduit à calculer un seuil d'activité benthique, que l'on peut exprimer en mmolN/m²/h pour le comparer au flux d'ammonium, au-delà duquel le sédiment peut être le siège d'une méthanisation.

Ce seuil s'exprime donc comme $FIN_{\text{Seuil}} = 1/8 * (\text{tass} * \text{SED} * 0.2 / 4 + Df * 200 * 2 / z_f)$, et est de l'ordre de 0.15 mmolN/m²/h.

De telles valeurs sont rarement atteintes à l'échelle du bassin versant de la Seine moyenné par un découpage à faible résolution. Localement, elles peuvent l'être, dans les sites de fort apport de matière organique particulaire.

Lorsque ce seuil est dépassé, le flux de méthane est considéré comme proportionnel au dépassement du flux d'ammonium par rapport à ce flux : $\text{prodCH}_4 = 8/2 * [FIN_{\text{H}_4\text{benth}} - FIN_{\text{Seuil}}]$

5.2. Dynamique des bactéries fécales

Pour une meilleure représentation de la dynamique des bactéries fécales, il convenait de faire la distinction entre les bactéries libres (FEL), qui ne sont pas affectées par la sédimentation, et les bactéries fécales attachées (FEA), qui sédimentent, s'accumulent dans la superficielle des sédiments (BFE) d'où elles peuvent être remises en suspension dans la colonne d'eau par l'érosion de cette couche lors d'un accroissement de débit.

La figure 2 représente les processus pris en compte dans Sénéque.

Les bactéries fécales libres présentent une mortalité ($k_d = 0,045 \text{ h}^{-1}$ à 20°C) supérieure d'un facteur 2 à celle des bactéries attachées ou sédimentées ($k_d = 0,0225 \text{ h}^{-1}$ à 20°C).

Les bactéries attachées sont soumises à une vitesse de sédimentation $\text{sed} = 0,07 \text{ m/h}$.

Les bactéries benthiques sont susceptibles de remise en suspension lors des épisodes d'érosion de la couche benthique, ce qui apporte des bactéries attachées à la colonne d'eau.

Les sources ponctuelles urbaines apportent des bactéries libres et attachées en proportion égales ; les sources diffuses apportent 80% de bactéries libres et 20% de bactéries attachées.

Le nouveau module bactéries fécales est en cours de tests.

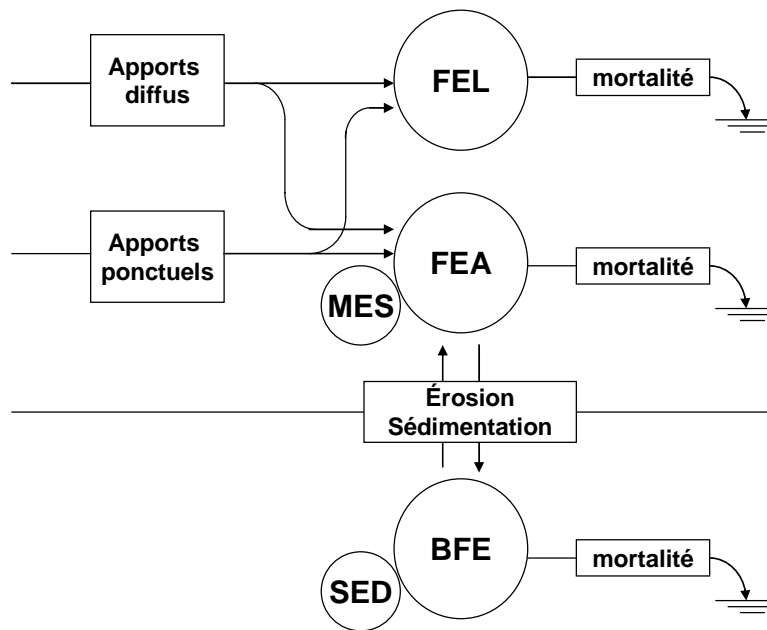


Figure 2. Processus pris en compte pour la représentation de la dynamique des bactéries indicatrices de pollution fécale.

6 – Références

- Borges, et al. (2004).** Variability of the gas transfer velocity of CO₂ in a macrotidal estuary (the Scheldt). *Estuaries* 27, 593-603.
- Billen G. & Garnier J. (1999).** Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the Riverstrahler model. *Hydrobiologia*, 410: 139-150.
- Brion N. & Billen G. (1998).** Une réévaluation de la méthode d'incorporation de ¹⁴HCO₃ pour mesurer la nitrification autotrophe et son application pour estimer les biomasses de bactéries nitrifiantes. *Rev. Sci. Eau* 11, 283-302.
- Brion, N., G. Billen, et al. (2000).** Distribution of nitrifying activity in the Seine river (France) from Paris to the estuary. *Estuaries* 23: 669-682.
- Cébron A, Berthe T. & Garnier J. (2003).** Nitrification and nitrifying bacteria in the lower Seine River and estuary. *Applied Envir. Microb.*, 69: 7091-7100
- Cébron A., Garnier J. & Billen G. (2005).** Nitrous oxide production and nitrification kinetics by bacteria communities naturally present in river water (the lower Seine, France). *Aquat. Microb. Ecol.*, 41: 25–38.
- Dämmgen U. et al. (2002).** GAS-EM a procedure to calculate gaseous emissions from agriculture. *Landbauforsch Volkenrode*. 52, 19–42.
- Garnier J, Billen G and Cébron A (2007).** Modelling nitrogen transformations in the lower Seine river and estuary (France): impact of waste water release on oxygenation and N₂O emission. *Hydrobiologia*. 588: 291-302.

- Garnier, J., G. Billen, A. Martinez, E. Mounier, M. Silvestre, G. Vilain, F. Toche (2009).** Nitrous oxide (N₂O) in the Seine river and basin: observations and budgets. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 133: 223-233.
- Guérin F., Abril G. et al. (2006).** Gas transfer velocities of CO₂ and CH₄ in a tropical reservoir and its river downstream. *Journal of Marine Systems* 66, 161-172
- Guérin F., Abril G., De Junet A., Bonnet M.P. (2008).** Anaerobic decomposition of tropical soils and plant material : Implication for the Petit Saut Reservoir. *Applied Geochemistry*, 23, 2272-2283
- Taliec G., Garnier J., Billen G., Gossailles M. (2006).** Nitrous oxide emissions from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level. *Water Research*, 40: 2972 - 2980.
- Taliec G., Rousselot O., Garnier J. & Gossailles M. (2007).** Emissions d'oxyde nitreux lors du traitement de l'azote des eaux usées de l'agglomération parisienne: état actuel et prévisions. *Sciences Eau. Revue des Sciences de l'eau*.
- Thouvenot M., Billen G., Garnier J. (2007).** Modelling nutrient exchange at the sediment – water interface of River Systems. *J. Hydrol.* 341: 55-78.
- Thouvenot- Korppoo M., Billen G., Garnier J. (2009).** Modelling benthic denitrification processes over a whole drainage network. *J. Hydrol.* doi:10.1016/j.jhydrol.2009.10.005
- Vavilin V.A., Fernandez B., Palatsi J., Flotats X. (2007).** Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material : An overview. *Waste Management*, Volume 28, Issue 6, 2008, Pages 939-951
- Wanninkhof, R. N., (1992).** Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Journal. Geophys. Res.* 97, 7373-7382.
- Weiss, R. F., Price, B. A., (1980).** Nitrous oxide solubility in water and seawater. *Mar. Chem.* 8, 347-359.