



HAL
open science

Évaluation des émissions de N₂O lors du traitement biologique de l'azote en station de traitement des eaux usées

Ahlem Filali, Sam Azimi, Noura Bouthour, Sylvie Gillot, Sabrina Guérin,
Romain Lemaire, Denis Snidaro, Mathieu Spérandio

► **To cite this version:**

Ahlem Filali, Sam Azimi, Noura Bouthour, Sylvie Gillot, Sabrina Guérin, et al.. Évaluation des émissions de N₂O lors du traitement biologique de l'azote en station de traitement des eaux usées : Fiche produite par le sous-groupe de travail ASTEE “ Méthode de quantification des émissions de protoxyde d'azote ”. 2022. hal-04235605

HAL Id: hal-04235605

<https://hal.inrae.fr/hal-04235605>

Submitted on 10 Oct 2023

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.



Évaluation des émissions de N_2O
lors du traitement biologique de l'azote
en station de traitement des eaux usées

Fiche produite par le sous-groupe de travail Astee
« Méthode de quantification des émissions de protoxyde d'azote »



Avant-propos

Le groupe de travail Astee sur les Gaz à Effet de Serre (GES) rassemble les acteurs français de l'eau et de l'assainissement sur des thématiques liées aux gaz à effet de serre, leur évaluation et la proposition d'actions d'atténuation. Depuis 2009, le groupe de travail publie et actualise un guide méthodologique de référence pour l'évaluation des émissions de GES des services de l'eau et de l'assainissement. Au sein de ce groupe de travail, s'est constitué un sous-groupe de travail pour traiter spécifiquement de la question des émissions de protoxyde d'azote ou oxyde nitreux et dont le symbole chimique est « N_2O ». Son ambition est d'apporter des éléments qui permettent de mieux estimer ses émissions par le secteur de l'assainissement, d'en améliorer la compréhension chez ses acteurs et de guider vers de nouveaux travaux de quantification afin d'accompagner l'atténuation de ses émissions et ainsi réduire l'empreinte carbone des Stations de Traitement des Eaux Usées (STEU).

Le protoxyde d'azote est un puissant GES dont le potentiel de réchauffement global est équivalent à 273 fois celui du dioxyde de carbone à un horizon de 100 ans. Une fois émis, il persiste très longtemps dans l'atmosphère (environ 120 ans) où il est converti en oxyde nitrique, un gaz destructeur de la couche d'ozone. Au sein des systèmes d'assainissement, le protoxyde d'azote est produit par des processus microbiens qui convertissent l'ammonium en nitrate par nitrification et le nitrate en diazote gazeux par dénitrification. Ses émissions sont essentiellement liées (i) au traitement biologique de l'azote en station de traitement des eaux, (ii) au traitement et à la valorisation des boues d'épuration et (iii) au rejet des effluents de l'assainissement dans le milieu récepteur.

Depuis la parution de son premier guide méthodologique en 2009, le groupe de travail Astee s'est principalement appuyé sur les recommandations du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) en matière de méthodologie d'estimation des émissions de protoxyde d'azote. La révision en 2019 des lignes directrices de 2006 du GIEC propose de nouvelles valeurs de facteurs d'émission (FE) par défaut, qui augmentent considérablement le poids du N_2O dans le bilan carbone des stations. Par conséquent, il est devenu nécessaire de réexaminer cette méthode afin de l'adapter au contexte de l'assainissement français, et ce, en accord avec les recommandations du GIEC suggérant aux pays ayant acquis des données d'émission suffisamment fiables et nombreuses, de disposer de facteurs d'émission propres.

La présente fiche décrit une nouvelle méthode de calcul des émissions de N_2O pour les procédés de traitement biologique de l'azote en station de traitement des eaux usées. Plus spécifiquement, elle propose de nouvelles valeurs de référence du facteur d'émission de N_2O pour les procédés de biofiltration et à boues activées. La fiche a été élaborée au sein du sous-groupe de travail N_2O de l'Astee, grâce au concours des personnes suivantes (par ordre alphabétique) : Sam Azimi (SIAAP), Noura Bouthour (ASTEE), Ahlem Filali (INRAE), Sylvie Gillot (INRAE), Sabrina Guérin (SIAAP), Romain Lemaire (VEOLIA), Denis Snidaro (SUEZ) et Mathieu Spérandio (TBI-INSA).

Le lecteur intéressé par l'évaluation des émissions en milieu récepteur ou lors du traitement et de la valorisation des boues d'épuration est invité à consulter les fiches n°2 et 3, respectivement.

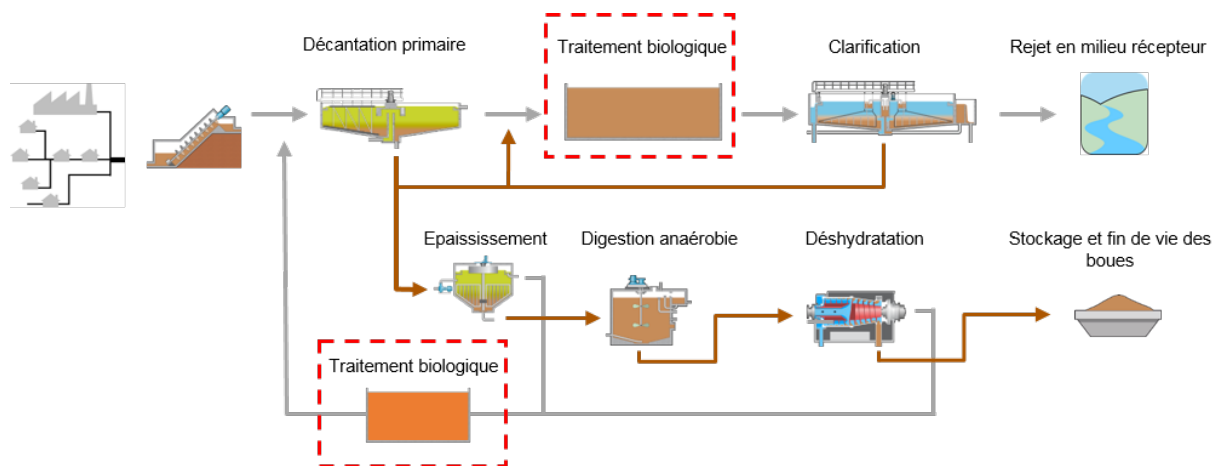


Figure 1. Schéma d'une station d'épuration indiquant les procédés de traitement biologique de l'azote contenu dans les eaux usées (flux principal) et dans les retours de digestion anaérobie des boues (flux secondaires) (cf. encadrés en pointillé rouge).

■ Cadre d'élaboration de la méthode de calcul des émissions

La méthode de calcul a été élaborée de façon concertée entre les contributeurs de la fiche et a fait l'objet d'une relecture par le groupe de travail Astee sur les émissions de GES.

Les facteurs d'émission proposés sont issus de campagnes de mesure menées par VEOLIA, SUEZ, SIAAP et INRAE sur les procédés de traitement les plus employés en France pour le traitement de l'azote : la boue activée à faible charge massique, réalisant une nitrification avancée, et la biofiltration, technologie de traitement compacte et intensive de l'azote par culture bactérienne fixée. S'agissant des biofiltres, les données d'émission portent sur différentes configurations de procédés qui ont tous pour point commun d'être conçus pour nitrifier.

Ce travail a été complété par une revue de la littérature (principalement scientifique et axée sur les données de pleine échelle du monde entier) qui a permis de disposer d'une base de comparaison avec la nouvelle méthode de calcul et a permis d'identifier les manques de connaissance afin de formuler des recommandations.

■ Facteurs d'émission et calcul des émissions associées

Les données de la littérature montrent que les émissions de N_2O sont principalement liées à l'étape de nitrification. Les quantités émises sont proportionnelles aux flux d'azote nitrifié et dépendent du procédé de traitement employé et de sa mise en œuvre.

● Équation de calcul des émissions

$$N_2O_{STEU} = \sum_{i=0}^n NTK_{\text{éliminé},i} \times FE_{N_2O,i} \times \frac{44}{28}$$

Avec

N_2O_{STEU} : émissions lors du traitement de l'azote en STEU (kg N_2O par an)

$NTK_{\text{éliminé},i}$: flux d'azote Kjeldahl éliminé par le procédé i (kg N par an)

$FE_{N_2O,i}$: facteur d'émission du procédé i (kg N- N_2O par kg NTK éliminé)

$\frac{44}{28}$: facteur de conversion de kgN- N_2O en kg N_2O .

En l'absence de données sur le flux d'azote Kjeldahl éliminé, les émissions de N_2O peuvent également être estimées à partir du flux d'azote Kjeldahl entrant multiplié par son taux d'abattement moyen sur l'année.

● Facteurs d'émission de référence proposés

Les valeurs des facteurs d'émission et les principales caractéristiques des procédés sont fournies en annexe (tableaux 4 et 5).

Procédé 1 : Pour les **boues activées** fonctionnant à faible charge massique (BA), le facteur d'émission est en moyenne de **0,06 % kg N-N₂O/kg NTK éliminé**. Il présente une importante variation entre stations de traitement des eaux usées [$I_{C_{95\%}}$: 0,02 % – 0,11 %]. Les valeurs d'émission les plus élevées sont associées à la présence de nitrite et à un mélange non intégral au sein des bassins de traitement.

Procédé 2 : Le facteur d'émission des **biofiltres nitrifiants** est en moyenne de **1,65 % kg N-N₂O/kg NTK éliminé**. Sa variation entre stations de traitement est plus faible que pour la boue activée [$I_{C_{95\%}}$: 1,29 % – 1,96 %]. L'intensification de la réaction de nitrification est sans doute le principal élément expliquant les émissions élevées des biofiltres.

● Comparaison des méthodes de calcul des émissions

Le tableau ci-dessous compare l'actuelle et l'ancienne méthode de calcul du groupe de travail Astee avec celle du GIEC.

Contrairement aux préconisations du GIEC, le sous-groupe de travail Astee recommande d'estimer les émissions de N₂O proportionnellement au flux d'azote nitrifié au sein de la station ; tandis que la méthode du GIEC se base sur le flux d'azote entrant.

L'originalité de la présente méthode est (i) d'apporter une distinction entre les émissions des biofiltres et des procédés à boues activées et (ii) de proposer un facteur d'émission adapté aux pratiques de dimensionnement des boues activées françaises ; lesquelles se distinguent des boues activées d'autres pays par un fonctionnement à faible (voire très faible) charge massique et à des taux de charge significativement inférieurs (cf. tableau 4). Cela a l'avantage de limiter la production et l'émission de N₂O mais entraîne en contrepartie une consommation énergétique plus importante [1]. Le fonctionnement continu (par opposition à séquentiel) de toutes les stations françaises échantillonnées ainsi que l'absence de procédé traitant le carbone seul constituent des éléments explicatifs supplémentaires des faibles taux d'émission observés.

Tableau 1.

Comparatif de méthodes de référence de calcul des émissions de N₂O par les procédés de traitement.

Référence	GIEC 2006 [2]	Astee 2018 [3]	GIEC 2019 [4]	Astee 2022
Valeur et unité	FE générique	FE générique	FE générique	FE différencié selon le procédé de traitement
	0,037 % kgN-N ₂ O/kgNTK entrant	0,046 % kgN-N ₂ O/kgNTK éliminé	1,6 %^a kgN-N ₂ O/kgNTK entrant	0,06 % BA 1,65 % biofiltre kgN-N ₂ O/kgNTK éliminé
Origine	1 donnée de mesure (3,2 g N ₂ O/EH/an) et considérant 15 g NTK/EH/jour	Application du FE-GIEC 2006 et considérant un abattement NTK de 80 % et 15 g NTK/EH/jour	Compilation de 30 données de la littérature portant exclusivement sur les procédés BA	Mesures réalisées en France sur 8 BA et 6 biofiltres nitrifiants

^a Facteur d'émission élevé du fait des données sélectionnées et de la méthode de calcul appliquée donnant un poids plus important aux valeurs élevées de FE.

■ Limites d'application de la méthode de calcul

Les facteurs d'émission de N_2O sont très dispersés, dépendant du type de traitement appliqué, du dimensionnement et des conditions d'opération des procédés. L'application d'un facteur d'émission par défaut peut conduire à fortement surestimer ou sous-estimer les émissions réelles de l'installation concernée par le bilan de GES. Le sous-groupe de travail Astee appelle donc les utilisateurs de la méthode de calcul à considérer avec prudence les situations listées ci-dessous, car elles peuvent engendrer des émissions potentiellement plus élevées que celles découlant de l'application du FE moyen proposé pour les **procédés à boues activées (cas n°1)** :

- Procédé réalisant une nitrification partielle
- Procédé conçu pour un traitement du carbone seul montrant une nitrification incontrôlée à certaines périodes de l'année
- Procédé fonctionnant avec des fluctuations importantes de la charge ou de la concentration ammoniacales entrantes (à cause de retour de centrâts de digestion anaérobie des boues d'épuration par exemple)
- Fonctionnement séquentiel avec alimentation batch
- En cas de présence de gradients de concentration des formes de l'azote dans les bassins
- En cas de détection de nitrite au cours des phases (zones) aérées ou non aérées
- Si le pH des liqueurs mixtes est éloigné de la neutralité (< 6 et > 8).

Concernant les procédés dimensionnés pour le traitement de la pollution carbonée, les données de la littérature rapportent des facteurs d'émission équivalents (voire très supérieurs dans certains cas, [cf. tableau 2](#)) à ceux des procédés conventionnels réalisant une nitrification avancée (taux d'abattement NTK > 80 %). En effet, les procédés de forte ou moyenne charge massique, s'ils sont surdimensionnés ou sous-chargés, permettent la mise en place d'une nitrification, non contrôlée, plus ou moins avancée en conditions estivales. La période de transition d'un procédé non nitrifiant à partiellement nitrifiant (et vice versa) génère un traitement instable de l'azote qui favorise la production transitoire de nitrite et des émissions extrêmes de N_2O [5].

Les **bioréacteurs à membrane** s'apparentent à des procédés fonctionnant à très faible charge massique. Il est donc suggéré de leur appliquer le FE de la boue activée.

Cas n°2 - Les procédés à culture fixée ont peu été documentés. Le sous-groupe de travail Astee comble ce manque en proposant un FE de référence pour les **biofiltres nitrifiants**. Des données complémentaires sont nécessaires pour préciser l'ordre de grandeur du facteur d'émission des biofiltres conçus pour un traitement du carbone seul. Pour ce qui concerne les émissions des autres procédés à culture fixée et mixte (procédé à boue granulaire - **GSBR**, procédé à lit fluidisé sur supports plastiques mobiles - **MBBR**, procédé à lit fluidisé associant culture libre et fixée - **IFAS et lits bactériens**), la position du sous-groupe de travail est que le faible nombre de données actuelles (1 ou 2 données à pleine échelle) ne permet pas de proposer un facteur d'émission spécifique. Concernant les lits bactériens, en plus du faible nombre de données publiées, il convient de souligner que la mesure des flux émis soulève d'importantes questions méthodologiques.

Cas n°3 - Les procédés de traitement extensif ont fait l'objet de quelques études ayant abouti à la proposition par le GIEC en 2013 de facteurs d'émission par défaut pour les **lagunes** et les **filtres plantés de roseaux** [6]. L'ensemble de ces études a été réalisé à l'étranger et, à la connaissance des auteurs, seule une donnée a été publiée ultérieurement et rapporte des taux d'émission élevés d'un filtre planté de roseaux à écoulement vertical français qui contrastent avec les données de la littérature [7]. Les facteurs par défaut du GIEC ne sont pas retenus car le dimensionnement et le fonctionnement des procédés étudiés ne sont pas représentatifs des pratiques françaises (surface par EH, cycles d'alimentation et de repos des filtres, granulométrie du sol, conditions climatiques, etc.).

Cas n°4 - La digestion anaérobie des boues d'épuration génère des effluents chargés en azote (> 300 mgN-NH₄/L) qui peuvent être renvoyés en tête de station ou **traités dans un procédé spécifique**. Ce choix est souvent dicté par la capacité de traitement de la file eau et par des objectifs d'optimisation énergétique et/ou de recyclage matières (notamment du phosphore). Plusieurs procédés ont été proposés et mis en œuvre à l'échelle industrielle pour traiter ces flux concentrés ; le plus développé à l'échelle mondiale est le procédé

couplant **nitritation partielle (NP)**, conversion d'une partie de l'ammonium en nitrite) et le procédé **anammox (A)**, conversion de l'ammonium et du nitrite en diazote gazeux). Ces réactions peuvent avoir lieu dans deux réacteurs séparés ou au sein d'un même réacteur (désigné alors par **NPA** dans ce document). Les données de la littérature suggèrent que c'est la première étape de conversion de l'ammonium en nitrite (NP) qui est la source principale d'émission du N₂O (FE variant de 3 à 7 %). Le facteur d'émission semble en revanche plus faible lorsque les deux réactions ont lieu dans un même réacteur (NPA) et que celui-ci est opéré avec une alimentation et aération continues (< 1 %) [8, 9]. Des données complémentaires, à pleine échelle et sur des périodes de suivi plus longues, sont toutefois nécessaires pour préciser la gamme de variation du facteur d'émission pour ces procédés.

Enfin, le sous-groupe de travail Astee souligne que les **effluents de stations d'épuration** peuvent contenir des concentrations élevées en protoxyde d'azote dissous (allant de quelques microgrammes jusqu'à quelques milligrammes de N par litre) [7, 10, 11]. Ce flux de N₂O dissous, généralement négligé dans la littérature, peut être émis à l'atmosphère lors du rejet des effluents dans le milieu récepteur. De plus amples investigations sont nécessaires pour préciser l'ordre de grandeur de ce flux et le comparer aux émissions indirectes issues de la conversion de l'azote contenu dans les effluents en N₂O dans le milieu récepteur (cf. fiche n°2 « Émissions de N₂O liées au rejet des effluents de l'assainissement dans les eaux superficielles »).

Tableau 2. Synthèse des FE issus de la revue de littérature étrangère et recommandés par le sous-groupe de travail Astee à partir de mesures réalisées en France. Si le nombre de données de la littérature est trop faible et / ou si les pratiques de dimensionnement et d'opération des procédés sont jugées significativement différentes des pratiques françaises, le sous-groupe de travail a fait le choix de ne pas faire de recommandation et appelle à réaliser des mesures.

→ Les FE sont exprimés préférentiellement en % NTK éliminé ou % N-NH₄ éliminé (**donnée indiquée en gras**). Pour permettre la comparaison avec les procédés pour lesquels aucune donnée n'est disponible dans cette unité, le FE a également été fourni en % NTK entrant. Si aucune donnée à pleine échelle n'est disponible, une référence du FE à l'échelle pilote a été fournie à titre indicatif (donnée soulignée).

Cas	Procédé	Littérature étrangère min-max (nombre) [ref]	Recommandation Astee 2022
1. Procédés à culture libre	BA conçue pour traiter la pollution carbonée seule	0,99 – 8 (3) [5, 12]	Aucune
	BA conçue pour nitrifier	0,005 – 2,8 (37) [13, 14] 0,012 – 7,4 (10) [15, 16]	0,06
	Procédé à filtration membranaire (MBR)	<u>0,004 – 0,5</u> (2) [18, 19]	0,06
2. Procédés à culture fixée ou mixte	Biofiltres conçus pour nitrifier	1,4 (1) [5]	1,65
	Procédé à boue granulaire (GSBR)	0,33 (1) [23] 0,35 (1) [23]	Aucune
	Procédé à lit fluidisé associant culture libre et fixée (IFAS)	1,4 (1) [5]	Aucune
3. Procédés de traitement des flux secondaires	Procédé de nitritation partielle (NP)	1,7 – 3,8 (3) [20, 21] 3,1 – 7 (3) [20, 22]	Aucune
	Procédé de nitritation partielle anammox (NPA)	0,14 – 2 (2) [17]	Aucune
4. Procédés de traitement extensif	Filtre planté à écoulement horizontal	0,04 – 3,0 (8) [17]	Aucune
	Filtre planté à écoulement vertical	0,001 – 0,096 (22) [17]	Aucune
	Lagune	- 0,05 – 0,43 (24) [17]	Aucune

Les données de la littérature ont été sélectionnées selon les critères suivants : procédés traitant des eaux résiduaires majoritairement urbaines sans contamination ou inhibition rapportées (infiltration d'eau salée, présence d'hydrocarbures, etc.), cohérence du protocole expérimental, flux d'émission quantifié en continu sur au moins 24 heures pour prendre compte de la variabilité diurne des émissions, information suffisante pour exprimer le FE par rapport au flux d'azote traité (NTK préférentiellement, sinon N-NH₄ ou NGL).

■ Recommandations

Le développement de stratégies d'atténuation des émissions de N₂O et l'affinement de la méthode de calcul nécessitent plus de données. Le sous-groupe de travail Astee appelle donc les professionnels du secteur de l'assainissement à documenter en priorité les émissions des filières de traitement intensif, ces dernières étant concernées par l'obligation réglementaire de reporting des émissions de GES (taille > 50 000 habitants¹), et en particulier les procédés à culture fixée incluant les biofiltres, les procédés à culture libre ou fixée conçus pour traiter la pollution carbonée seule ainsi que les procédés opérés avec un fonctionnement séquentiel. Compte tenu du développement croissant de la digestion anaérobie des boues d'épuration, depuis notamment l'autorisation d'injection du biométhane dans les réseaux d'assainissement, la question du poids du N₂O émis par les procédés de traitement des flux concentrés sur le bilan GES des stations d'épuration devient prégnante. Enfin, il convient de rappeler que les petites collectivités sont également soucieuses de caractériser et réduire leurs émissions de GES. Dans cette perspective et afin disposer demain de données de référence pour fixer un choix de procédé de traitement tenant compte du critère « empreinte carbone », il conviendrait de documenter également les émissions de GES des filières de traitement extensif incluant les filtres plantés de roseaux et les lagunes.

À défaut d'une mesure long-terme, qui peut être onéreuse et délicate à mettre en œuvre, il est recommandé de réaliser 2 à 3 mesures des flux émis à différentes périodes de l'année pour caractériser leur variabilité saisonnière et ainsi préciser l'ordre de grandeur du facteur d'émission. Lorsque cela est possible, il est recommandé de caractériser également la teneur en N₂O dissous des effluents de station. Le lecteur intéressé par plus de renseignements sur les méthodes et bonnes pratiques en matière de mesure *in situ* des émissions de N₂O est invité à consulter le chapitre 5 du rapport scientifique et technique de l'IWA - International Water Association [24] (rédigé en langue anglaise et en libre accès).

Disposer d'informations fines sur les conditions d'opération des procédés (charges traitées, caractéristiques des eaux entrantes, concentrations au sein des réacteurs, etc.) associées aux données d'émission est essentiel au développement de stratégies de réduction des émissions et permettrait éventuellement d'affiner l'estimation des émissions en proposant des classes de facteurs d'émission.

■ Références citées dans le document

1. Stricker, A.-E., Husson, A., Canler, J.-P., 2007. Consommation énergétique du traitement intensif des eaux usées en France : état des lieux et facteurs de variation. Rapport final de l'étude.
| <https://energie-step.inrae.fr/publication/rapports-et-syntheses/>.
2. GIEC, 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre, préparés par le Programme pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre, Eggleston. H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe K. (eds). Publié par l'IGES (Japon). Volume 5, Chapitre 6.
| <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/vol5.html>
3. ASTEE et ADEME, 2018. Groupe de Travail Astee Bilan GES des Services d'eau et d'assainissement. Guide méthodologique des émissions de gaz à effet de serre des services de l'eau et de l'assainissement. 4ème édition.
| <https://www.astee.org/publications/guide-methodologique-des-emissions-de-gaz-a-effet-de-serre-des-services-de-leau-et-de-l-assainissement/>.
4. GIEC, 2019. Révision 2019 des Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P., Federici, S. (eds). Publié par le GIEC (Suisse). Volume 5, Chapitre 6.
| <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>.
5. Gruber, W., *et al.*, Estimation of countrywide N₂O emissions from wastewater treatment in Switzerland using long-term monitoring data. *Water Research X*, 2021. 13: p. 100122.
6. GIEC, 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). Publié par le GIEC (Suisse).
7. Filali, A., *et al.*, High-frequency measurement of N₂O emissions from a full-scale vertical subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 2017. 108: p. 240-248.
8. Christensson, M., *et al.*, Experience from start-ups of the first ANITA Mox plants. *Water Sci Technol*, 2013. 67(12): p. 2677-84.

¹Article 75 de la loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 modifié par ordonnance n°2015-1738 du 24 décembre 2015 stipule entre autres que les régions, les départements, les métropoles, les communautés urbaines, les communautés d'agglomération et les communes ou communautés de communes de plus de 50 000 habitants sont tenues d'établir un bilan de leurs émissions de GES.

9. Lemaire, R. et M. Christensson, Lessons Learned from 10 Years of ANITA Mox for Sidestream Treatment. *Processes*, 2021. 9(5): p. 863.
10. Bollon, J., *et al.*, Full-scale post denitrifying biofilters: sinks of dissolved N₂O? *Science of The Total Environment*, 2016. 563-564: p. 320-328.
11. Mottelet, S., *et al.*, Mesure en ligne des concentrations d'ions nitrites et nitrates pour l'optimisation de la dénitrification et la réduction de la production de protoxyde d'azote. *Techniques Sciences Méthodes*, 2020. 6:23-32.
12. Ahn, J.H., *et al.*, N₂O emissions from activated sludge processes, 2008-2009: results of a national monitoring survey in the United States. *Environ Sci Technol*, 2010. 44(12): p. 4505-11.
13. Valkova, T., *et al.*, A method to estimate the direct nitrous oxide emissions of municipal wastewater treatment plants based on the degree of nitrogen removal. *Journal of Environmental Management*, 2021. 279: p. 111563.
14. Daelman, M.R.J., *et al.*, Seasonal and diurnal variability of N₂O emissions from a full-scale municipal wastewater treatment plant. *Science of The Total Environment*, 2015. 536: p. 1-11.
15. Bellandi, G., *et al.*, Multi-point monitoring of nitrous oxide emissions in three full-scale conventional activated sludge tanks in Europe. *Water Science and Technology*, 2017. 77(4): p. 880-890.
16. Rodriguez-Caballero, A., *et al.*, Minimizing N₂O emissions and carbon footprint on a full-scale activated sludge sequencing batch reactor. *Water Research*, 2015. 71: p. 1-10.
17. Mander, Ü., *et al.*, Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 2014. 66: p. 19-35.
18. Baresel, C., *et al.*, Direct GHG emissions from a pilot scale MBR-process treating municipal wastewater. *Advances in Climate Change Research*, 2022. 13(1): p. 138-145.
19. Mannina, G., *et al.*, Greenhouse gas emissions from membrane bioreactors: analysis of a two-year survey on different MBR configurations. *Water Sci Technol*, 2018. 78(3-4): p. 896-903.
20. Kampschreur, M.J., *et al.*, Emission of nitrous oxide and nitric oxide from a full-scale single-stage nitrification-anammox reactor. *Water Science and Technology*, 2009. 60(12): p. 3211-3217.
21. Gustavsson, D.J.I. et J. la Cour Jansen, Dynamics of nitrogen oxides emission from a full-scale sludge liquor treatment plant with nitrification. *Water Science and Technology*, 2011. 63(12): p. 2838-2845.
22. Mampaey, K.E., *et al.*, Identifying N₂O formation and emissions from a full-scale partial nitrification reactor. *Water Research*, 2016. 88: p. 575-585.
23. Van Dijk, E.J.H., M.C.M. van Loosdrecht, and M. Pronk, Nitrous oxide emission from full-scale municipal aerobic granular sludge. *Water Res*, 2021. 198: p. 117159.
24. Parravicini, V., *et al.*, 2022. Full-scale quantification of N₂O and CH₄ emissions from urban water systems, in *Quantification and Modelling of Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Urban Water Systems*, L. Ye, J. Porro, I. Nopens (eds). Publié par l'IWA.
| https://doi.org/10.2166/9781789060461_0091.
25. Bollon, J., *et al.*, 2013. Mesure in situ des émissions de N₂O (boues activées). Rapport final de l'étude.
| http://oai.afbiodiversite.fr/cindocoai/download/991/1/2013_081.pdf_4363Ko.
26. Filali, A., *et al.*, 2013. Aeration control in a full-scale activated sludge wastewater treatment plant: impact on performances, energy consumption and N₂O emission. Actes de la 11^{ème} édition de la conférence de l'IWA ICA. Narbonne, France.
27. Global Water Research Coalition, 2011. N₂O and CH₄ emission from wastewater collection and treatment systems. Report of the GWRC research strategy Workshop.
| <https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202011/STOWA%202011-30.pdf>.
28. Bollon, J., *et al.*, N₂O emissions from full-scale nitrifying biofilters. *Water Research*, 2016. 102: p. 41-51.

■ Symboles et abréviations

Tableau 3. Liste des symboles et abréviations

A	Pour Anammox, procédé de conversion de l'ammonium et du nitrite en diazote gazeux en absence d'oxygène
BA	Procédé à boue activée
BA C	BA conçue pour traiter la pollution carbonée
BA N	BA conçue pour nitrifier
DBO₅	Demande biologique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
EH	Equivalent-habitant
FE	Facteur d'émission
GES	Gaz à effet de serre
GSBR	Procédé à boue granulaire
IC_{95%}	Intervalle de confiance à 95 %
IFAS	Procédé à lit fluidisé associant culture libre et fixée
MBBR	Procédé à lit fluidisé sur supports plastiques mobiles
MBR	Procédé à filtration membranaire ou bioréacteur à membrane
MES	Matière en suspension
MVS	Matière volatile en suspension
N	Azote
N₂O	Protoxyde d'azote ou oxyde nitreux
N-NH₄	Azote ammoniacal
NP	Pour Nitritation Partielle, procédé de conversion de l'ammonium en nitrite en présence d'oxygène
NPA	Procédé dans lequel les réactions de nitritation partielle (NP) et anammox (A) ont lieu dans le même réacteur
NTK	Azote Kjeldahl
STEU	Station de traitement des eaux usées urbaines ou station d'épuration

Tableau 4. Principales caractéristiques des procédés à boue activée échantillonnés

Source	Capacité organique nominale (10 ³ EH)	Taux de charge organique lors de la mesure (%)	Charge massique lors de la mesure (kgDBO ₅ /kgMVS/j)	Bassin de traitement échantillonné	Effluent lors de la mesure (mgN/L)	Présence de nitrite dans les liqueurs mixtes	FE moyen ± erreur standard % (kg N-N ₂ O / kg NTK éliminé)	Nombre de données ^d
VEOLIA	273	72	0,067 ^a	Bassin aéré à flux piston et alimenté en continu, situé après un bassin de pré-dénitrification et avant un bassin endogène	NGL < 12 NTK < 6	Non détectée	< 0,01 ± 0,001	30
INRAE [25]	22	55	0,073	Bassin annulaire à mélange intégral et alimenté en continu, avec zone centrale de contact et syncopage de l'aération sur l'anneau extérieur	NGL = 6 NTK < 2	Cycle d'aération : 0,7 ^c , cycle de non-aération : 0,3 ^c	0,18 ± 0,02	8
INRAE [26]	230	44	0,039	Bassin annulaire à mélange intégral et alimenté en continu, avec une zone anaérobie centrale et syncopage de l'aération sur l'anneau extérieur	NGL = 5 NTK < 4	Non détectée	< 0,01	2
INRAE	120	78	0,083	Bassin annulaire à mélange intégral alimenté en continu, avec une zone anaérobie centrale et syncopage de l'aération sur l'anneau extérieur	NGL < 3 NTK < 4	Non détectée	< 0,01 ± 0,001	6
SUEZ [27]	35	60	-	Bassin trizone à mélange intégral anaérobie - anoxie - aération séquentielle, alimenté en continu	NGL = 10 ^b NTK = 5 ^b	-	< 0,01	-
SUEZ [27]	250	70	-	Bassin à flux piston avec zones anoxie et aérobie alimenté en continu	NGL = 10 ^b NTK = 5 ^b	-	0,17	-
SUEZ [27]	110	25	-	Bassin trizone à mélange intégral anaérobie - anoxie - aération séquentielle alimenté en continu	NGL = 15 ^b	-	< 0,01	-
SUEZ [27]	24	10	-	Bassin à mélange intégral avec aération séquentielle alimenté en continu	NTK = 12 ^b	-	0,11	-
^a valeur exprimée en kg DCO/kg MES/j, ^b seuil de rejet de la station, ^c moyenne du pic de concentration en mg N/L, ^d moyenne journalière.								0,06 ± 0,03

Tableau 5. Principales caractéristiques des procédés de biofiltration échantillonnés

Source	Charge nominale (kg N/m ³ matériaux/j)	Charge N appliquée / charge nominale lors de la mesure (%)	Charge éliminée lors de la mesure (kg NTK/ m ³ matériaux/j)	Type de traitement réalisé par le(s) biofiltre(s) échantillonné(s)	FE moyen ± erreur standard % (kg N-N ₂ O / kg NTK éliminé)	Nombre de données ^a
VEOLIA	1,06	63	0,58	Traitement par nitrification	1,93 ± 0,06	33
VEOLIA	0,85	115	0,77	Traitement par nitrification	1,85 ± 0,08	65
VEOLIA	0,7	86	0,54	Traitement combiné du carbone et de l'azote (nitrification et dénitrification)	1,10 ± 0,02	194
VEOLIA	0,44	100	0,41	Traitement combiné du carbone et de l'azote (nitrification et dénitrification)	1,80 ± 0,16	28
INRAE – SIAAP [28]	1,47	96	1,16	Traitement par nitrification	2,40 ± 0,15	20
SUEZ	-	-	-	Emissions issues de deux biofiltres dont le premier est conçu pour réaliser un traitement du carbone seul et le second pour nitrifier	0,80	-
^a moyenne journalière.					1,65 ± 0,24	-

Fiche réalisée avec la contribution de :

Sam Azimi, SIAAP
Noura Bouthour, étudiante stagiaire
Ahlem Filali, INRAE
Sylvie Gillot, INRAE
Sabrina Guérin, SIAAP
Romain Lemaire, VEOLIA
Denis Snidaro, SUEZ
Mathieu Spérandio, TBI-INSA

Photo de couverture et p1 : © INRAE

Remerciements à :

Adeline Clifford, ASTEE pour avoir assuré le suivi du sous-groupe de travail
V. Davant, Communication INRAE, réalisation de la maquette & la mise en page de la fiche.





Évaluation des émissions de N₂O
liées au rejet des effluents de l'assainissement
dans les eaux superficielles

Fiche produite par le sous-groupe de travail Astee
« Méthode de quantification des émissions de protoxyde d'azote »



Avant-propos

Le groupe de travail Astee sur les Gaz à Effet de Serre (GES) rassemble les acteurs français de l'eau et de l'assainissement sur des thématiques liées aux gaz à effet de serre, leur évaluation et la proposition d'actions d'atténuation. Depuis 2009, le groupe de travail publie et actualise un guide méthodologique de référence pour l'évaluation des émissions de GES des services de l'eau et de l'assainissement. Au sein de ce groupe de travail, s'est constitué un sous-groupe de travail pour traiter spécifiquement de la question des émissions de protoxyde d'azote ou oxyde nitreux et dont le symbole chimique est « N_2O ». Son ambition est d'apporter des éléments qui permettent de mieux estimer ses émissions par le secteur de l'assainissement, d'en améliorer la compréhension chez ses acteurs et de guider vers de nouveaux travaux de quantification afin d'accompagner l'atténuation de ses émissions et ainsi réduire l'empreinte carbone des Stations de Traitement des Eaux Usées (STEU).

Le protoxyde d'azote est un puissant GES dont le potentiel de réchauffement global est équivalent à 273 fois celui du dioxyde de carbone à un horizon de 100 ans. Une fois émis, il persiste très longtemps dans l'atmosphère (environ 120 ans) où il est converti en oxyde nitrique, un gaz destructeur de la couche d'ozone. Au sein des systèmes d'assainissement, le protoxyde d'azote est produit par des processus microbiens qui convertissent l'ammonium en nitrate par nitrification et le nitrate en diazote gazeux par dénitrification. Ses émissions sont essentiellement liées (i) au traitement biologique de l'azote en station de traitement des eaux, (ii) au traitement et à la valorisation des boues d'épuration et (iii) au rejet des effluents de l'assainissement dans le milieu récepteur.

Depuis la parution de son premier guide méthodologique en 2009, le groupe de travail Astee s'est principalement appuyé sur les recommandations du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC) en matière de méthodologie d'estimation des émissions de protoxyde d'azote. La révision en 2019 des lignes directrices de 2006 du GIEC propose de nouvelles valeurs de facteurs d'émission (FE) par défaut, qui augmentent considérablement le poids du N_2O dans le bilan carbone des stations. Par conséquent, il est devenu nécessaire de réexaminer cette méthode afin de l'adapter au contexte de l'assainissement français, en accord avec les recommandations du GIEC suggérant aux pays ayant acquis des données d'émission suffisamment fiables et nombreuses de disposer de facteurs d'émission propres.

La présente fiche décrit une nouvelle méthode de calcul des émissions indirectes de N_2O dans les eaux superficielles recevant des effluents de l'assainissement (rejets de station et de déversoir d'orage). Plus spécifiquement, elle propose de nouvelles valeurs du facteur d'émission de N_2O pour deux niveaux d'oxygénation du milieu récepteur. Les émissions sont dites indirectes car elles ont lieu en dehors du périmètre opérationnel de la station, et sont issues des mêmes processus microbiens de conversion de l'azote qu'en station. La fiche a été élaborée au sein du sous-groupe de travail N_2O de l'Astee, grâce au concours (par ordre alphabétique) de Noura Bouthour (ASTEE), Ahlem Filali (INRAE) et Josette Garnier (CNRS).

Le lecteur intéressé par l'évaluation des émissions des procédés de traitement de l'azote en station de traitement des eaux usées ou lors du traitement et la valorisation des boues d'épuration est invité à consulter les fiches n°1 et 3, respectivement.

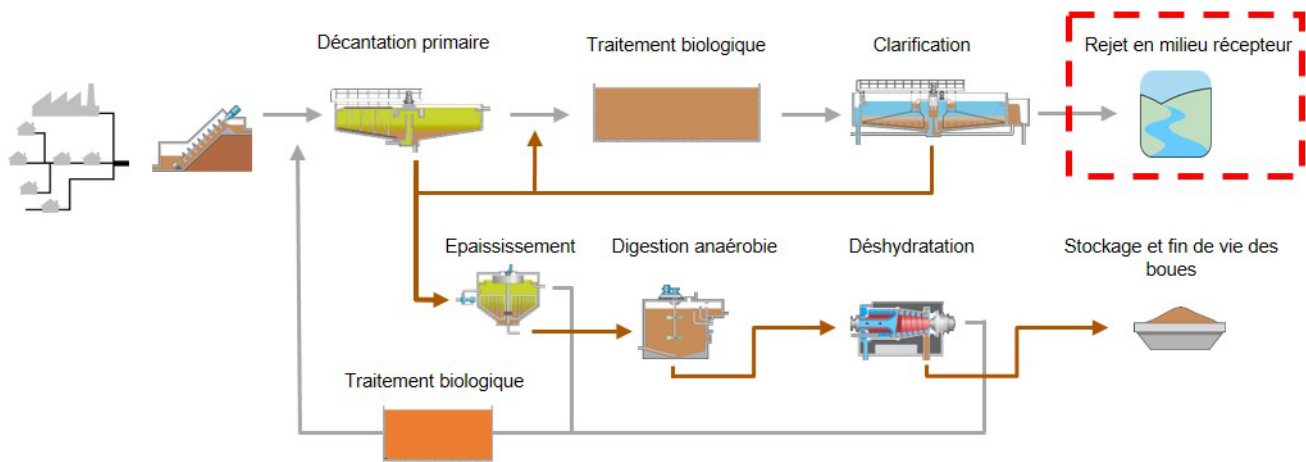


Figure 1. Schéma d'une station d'épuration montrant les différentes étapes de traitement des eaux usées jusqu'à leur rejet en eaux de surface (cf. encadrés en rouge)

■ Sources d'émission de N₂O dans les eaux superficielles et cadre d'élaboration de la méthode de calcul des émissions

Les sources d'azote dans les hydrosystèmes sont multiples, et parmi les plus importantes on compte : le ruissellement des eaux agricoles et d'élevage, les échanges entre les sédiments et les eaux souterraines ainsi que les eaux de surface qui reçoivent les effluents de l'assainissement. Lorsqu'elles sont quantifiées *in situ*, les émissions de N₂O sont donc la résultante de ces multiples sources d'azote et sont de fait dépendantes des activités anthropiques mais aussi des caractéristiques du réseau hydrographique (taille, structure, débit, etc.).

La **figure 2** présente les apports en azote par les stations d'épuration concernées par l'obligation réglementaire de reporting des émissions de GES (taille > 50 000 habitants¹).

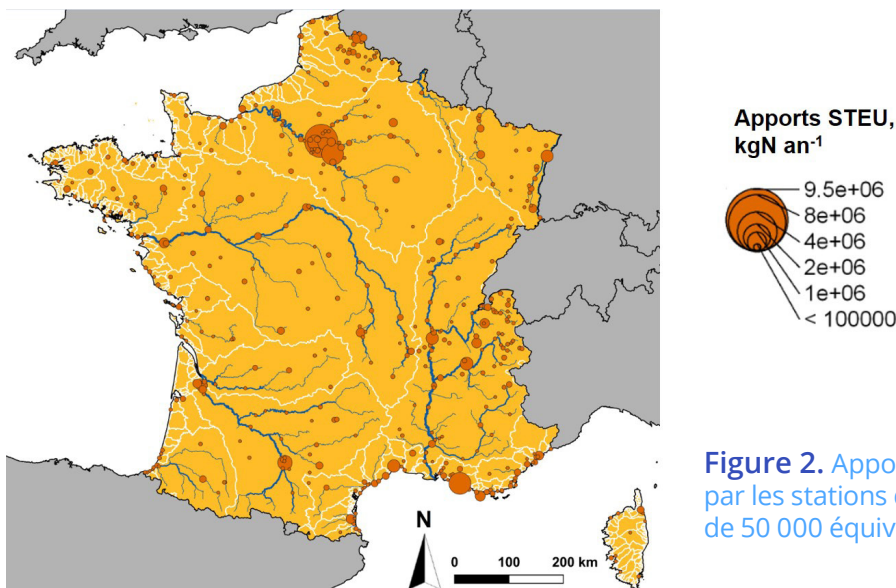


Figure 2. Apports en azote (kgN par an) par les stations d'épuration de plus de 50 000 équivalents-habitants en 2019.

Source : <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/waterbase-uwvtd-urban-waste-water-treatment-directive>

Compte tenu des vastes surfaces à échantillonner, les émissions atmosphériques de GES des eaux superficielles sont rarement mesurées directement et leur estimation, à l'aide de modèles de ventilation (ou de transfert atmosphérique) appliqués aux concentrations en protoxyde d'azote dissous mesurées, nécessite des mesures complémentaires pour déterminer les paramètres des modèles (de type mécanistique) ainsi qu'une expertise dans l'utilisation de ces derniers. Aussi pour estimer ces émissions, le GIEC propose une approche simplifiée basée sur le calcul d'un proxy de facteur d'émission (appelé facteur d'émission - FE - dans la suite du document) correspondant au ratio de concentration du N₂O dissous sur l'azote dissous dans l'eau [1]. La méthode de calcul propose également d'apporter une distinction selon le niveau d'oxygénation des milieux pour prendre

¹Article 75 de la loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 modifié par ordonnance n°2015-1738 du 24 décembre 2015 stipule entre autres que les régions, les départements, les métropoles, les communautés urbaines, les communautés d'agglomération et les communes ou communautés de communes de plus de 50 000 habitants sont tenues d'établir un bilan de leurs émissions de GES.

compte des émissions plus élevées des eaux avec une charge organique élevée (biomasse phytoplanctonique, effluents organiques...) et hypoxiques (dont la concentration en oxygène dissous est le plus souvent < 3 mg/L).

Les données expérimentales employées pour estimer les facteurs d'émission sont issues de campagnes de mesure menées par le CNRS - UMR Metis entre 1998 et 2007 le long de la Marne et de l'axe principal de la basse Seine [2]. Nous avons écarté les petits ordres de Strahler² pour ne garder que les données associées aux ordres élevés (6, 7 et 8 dans le jeu de données employé) car ces derniers reçoivent une part significative de nutriments et de matière organique des rejets de stations d'épuration (figure 3). Les ordres 6 et 7 se situent en amont de Paris, l'ordre 8 en aval reçoit les effluents traités d'environ 12 millions d'habitants de l'agglomération parisienne.

Le facteur d'émission a été calculé en considérant le N₂O dissous sursaturé, c.-à-d. en excès par rapport au N₂O dissous en équilibre avec l'atmosphère, et la concentration en nitrate des eaux. Nous avons retenu la valeur la plus élevée du facteur d'émission qui correspond à l'ordre 8 (aval des stations de Paris). Toutefois à titre d'illustration, les résultats des ordres 6 et 7 ont également été fournis en annexe.

La présente méthode de calcul a été élaborée de façon concertée entre les contributeurs de la fiche et a fait l'objet d'une relecture par le groupe de travail Astee sur les émissions de GES.

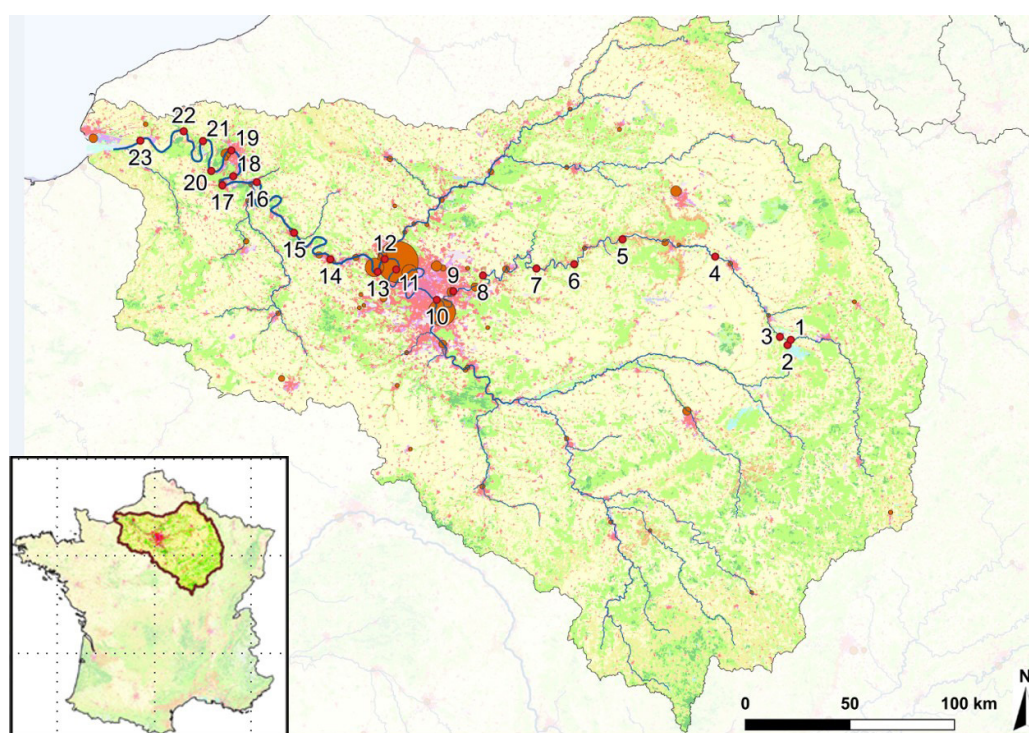


Figure 3. Stations de rivières échantillonnées (point rouge) pour les analyses en N₂O dissous dans l'eau du bassin de la Seine. Les cercles en orange indiquent les rejets de stations d'épuration situées à proximité.

- 1- Larzicourt, 2- Arrigny, 3- Moncetz l'Abbaye, 4- Matougues, 5- Dormans, 6- Saulchery, 7- Sammeron, 8- Annet, 9- Neuilly sur Marne, 10- Saint Maurice, 11- Maison Laffite, 12- Conflans, 13- Poissy, 14- Porcheville, 15- Vernon, 16- Poses, 17- Elbeuf, 18- Oissel, 19- Bas Dock, 20- Bouille, 21- Duclair, 22- Caudebec, 23- Tancarville.

■ Facteurs d'émission et calcul des émissions associées

L'origine des émissions de N₂O liées au rejet des effluents de l'assainissement dans les eaux superficielles n'est pas clairement identifiée. De fait, il est recommandé de les évaluer par rapport au flux d'azote global rejeté, pour prendre en compte l'ensemble des processus possibles qui transforment l'azote en N₂O (nitrification, dénitrification en particulier, ou les deux).

²Méthode de classification d'un réseau hydrographique qui permet de hiérarchiser l'ensemble des branches de ce réseau en attribuant à chacune une valeur (par ex. de 1 à 8 pour la Seine) qui caractérise son importance (morphologie...).

● Équation de calcul des émissions

$$N_2O_{\text{Effluent}} = NGL_{\text{Effluent}} \times FE_{N_2O, \text{Effluent}} \times \frac{44}{28}$$

Avec

N_2O_{Effluent} : émissions liées au rejet d'effluents dans le milieu récepteur (kg N₂O par an)

NGL_{Effluent} : flux d'azote global rejeté (kg N par an)

$FE_{N_2O, \text{Effluent}}$: facteur d'émission (kg N-N₂O par kg NGL rejeté)

$\frac{44}{28}$: facteur de conversion de kg N-N₂O en kg N₂O.

À défaut de données sur le flux de NGL rejeté, les émissions peuvent également être estimées pour les stations de traitement des eaux à partir du flux NGL entrant multiplié par son taux d'abattement moyen sur l'année.

● Facteurs d'émission de référence proposés

Le **tableau 1** présente le facteur d'émission en fonction de la concentration d'oxygène dissous du milieu récepteur, les caractéristiques des eaux sont présentées en annexe (**figure 4**).

Pour un milieu bien oxygéné, la valeur de facteur d'émission retenue est de **0,07 % kg N-N₂O/kg NGL rejeté** [0,05 % - 0,09 %]. Elle correspond à la moyenne des données dont la concentration d'oxygène dissous est > 3 mg/L (**tableau 1**).

Pour un milieu peu oxygéné (de 0,1 à 3 mg O₂/L selon le GIEC [1]), la valeur de référence du facteur d'émission est de **0,34 % kg N-N₂O/kg NGL** [0,20 % - 0,49 %]. Cette valeur a été estimée à partir d'une modélisation de la relation entre le facteur d'émission et la concentration d'oxygène dissous (**figure 5**). Nous avons retenu la valeur maximale de 0,34 % correspondant à une concentration de 0,1 mgO₂/L (**tableau 1**).

Tableau 1. Détermination des facteurs d'émission (% N-N₂O/kg NGL rejeté) en eaux superficielles selon deux niveaux d'oxygénation

Concentration d'oxygène dissous (mg/L)	< 0,1 - 3 <	> 3
Qualificatif du milieu	Peu oxygéné	Bien oxygéné
Nombre de données	Estimation par régression	21
Valeur de référence	0,34	0,07
Intervalle	0,20 - 0,49 ^a	0,05 - 0,10 ^b

^a L'intervalle de prédiction à 95 % a été préféré à l'intervalle de confiance pour prendre en compte l'incertitude du modèle de régression polynomiale employé, ^b Intervalle de confiance à 95 %.

Les données sur la qualité des cours d'eau et des plans d'eau sont fournies dans le portail Naiades (<https://naiades.eaufrance.fr/>) qui regroupe les données collectées notamment par les agences de l'eau, les offices de l'eau et l'agence française de biodiversité. La recherche peut se faire par zone géographique, aire hydrographique (bassin, sous-bassin, masse d'eau), cours d'eau et par station de prélèvement, et ce, pour les principaux paramètres chimiques de l'eau incluant l'oxygène dissous (code sandre : 1311).

En l'absence de données sur la concentration d'oxygène dissous des eaux recevant les effluents de la station concernée par le bilan de GES, il est recommandé d'appliquer le FE des milieux peu oxygénés (0,34 % kg N-N₂O/kg NGL rejeté).

● Comparaison des méthodes de calcul des émissions

Le **tableau 2** compare l'actuelle et l'ancienne méthode de calcul du groupe de travail Astee avec celle du GIEC.

En accord avec la méthode du GIEC, le sous-groupe Astee recommande : i) d'estimer les émissions par rapport au flux d'azote global rejeté, pour prendre en compte l'ensemble des processus microbiens de production du N₂O dans le milieu récepteur, et ii) de considérer des émissions plus élevées dans les eaux hypoxiques.

Le facteur d'émission proposé est, par contre, sensiblement plus faible que celui du GIEC 2019, et ce, quel que soit le niveau d'oxygénation des eaux. Cet écart important s'explique par la nature très hétérogène des données considérées pour l'estimation du facteur d'émission par défaut du GIEC (quelques mesures *in situ*, principalement des mesures en microcosmes y compris sur des cultures bactériennes pures et quelques données issues de modélisation). De plus, le jeu de données considéré par le GIEC ne cible pas spécifiquement les points de prélèvement à proximité ou en aval des stations d'épuration, les taux élevés d'émissions pouvant alors être expliqués par d'autres activités anthropiques (agriculture intensive, élevage, etc.). Enfin, le type et les caractéristiques des cours d'eau échantillonnés sont également hétérogènes.

Notons que des mesures réalisées sur une partie du bassin versant du Loir, incluant majoritairement des terres agricoles, rapportent des valeurs de facteur d'émission de même ordre de grandeur que celles recommandées par le sous-groupe de travail Astee (0,014% en moyenne pour les rivières [3]).

Tableau 2. Comparatif de méthodes de référence de calcul des émissions indirectes de N₂O en eaux superficielles

Référence	GIEC 2006 [4]	Astee 2018 [5]	GIEC 2019 [1]	Astee 2022
Valeur et unité	FE unique	FE unique	FE variable selon deux niveaux d'oxygénation	FE variable selon deux niveaux d'oxygénation
	0,5 % kg N-N ₂ O /kg NGL rejeté	0,5 % kg N-N ₂ O /kg NTK rejeté	Milieu bien oxygéné : 0,5 % Milieu peu oxygéné : 1,9 % kg N-N ₂ O /kg NGL rejeté	Milieu bien oxygéné : 0,07 % Milieu peu oxygéné : 0,34 % kg N-N ₂ O /kg NGL rejeté
Origine	Jugement d'expert	Application du FE GIEC 2006	Compilation de 59 et 62 données de mesure pour les milieux peu et bien oxygénés	Compilation de 21 données de mesure dans le bassin versant de la Seine

■ Limites d'application de la méthode de calcul et recommandations

● Les rejets urbains de temps de pluie

En cas de dépassement des capacités du système d'assainissement par temps de pluie, des rejets directs vers le milieu récepteur d'une partie des effluents bruts peuvent avoir lieu au niveau des ouvrages de déversement (déversoir d'orage appartenant au système de collecte et déversoir en tête de station). De même, des rejets d'eau partiellement traitée (by-pass) peuvent avoir lieu au sein de la station. L'apport d'azote et de matière organique par ces rejets dans le milieu récepteur est très important lors des épisodes de déversement et reste significatif en moyenne sur l'année, en comparaison avec le flux d'azote moyen des eaux traitées rejetées [6].

Il convient donc de considérer ces rejets pour l'estimation des émissions indirectes de N₂O en milieu récepteur ; cela d'autant que la réglementation³ a renforcé les modalités d'auto-surveillance des systèmes de collecte permettant une meilleure caractérisation des flux rejetés par les déversoirs d'orage. En l'absence de données complémentaires en la matière, et compte tenu du fait que l'estimation des émissions dans les bilans de GES se base sur une moyenne annuelle des flux rejetés, il est recommandé d'appliquer provisoirement le facteur d'émission des eaux traitées aux rejets des déversoirs d'orage et de by-pass.

³ Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO₅.

● Les rejets urbains en eaux de mer

La littérature scientifique fournit des données de concentrations de N₂O dissous dans les eaux côtières qui sont parfois difficiles à interpréter au regard de l'impact spécifique des rejets d'assainissement. Ces données suggèrent que le N₂O se forme principalement dans les systèmes estuariens, plus riches en azote en comparaison avec les eaux côtières ouvertes ; dans lesquelles un taux de dilution plus important des flux de pollution peut avoir lieu [7, 8]. Toutefois, les connaissances scientifiques actuelles ne permettent pas de statuer sur une production différenciée du N₂O par unité de masse d'azote rejeté dans les eaux douces et les eaux de mer. De ce fait, le sous-groupe de travail Astee propose de considérer le même facteur d'émission pour les rejets en eaux douces et en eaux de mer.

● Recommandations pour affiner la méthode de calcul des émissions

La méthode actuelle d'estimation des émissions, basée sur le calcul d'un ratio de concentrations de N₂O et de l'azote dissous dans l'eau, peut sous-estimer les émissions atmosphériques du milieu récepteur [9]. Toutefois, sa simplicité de mise en œuvre fait d'elle l'approche la plus employée pour rendre compte de l'impact des activités anthropiques sur la qualité de l'eau et les émissions de GES associées. La modélisation des mécanismes hydro-biogéochimiques des cours d'eau (approche plus complexe) décrit les principaux mécanismes de transformation de l'azote y compris à l'interface eau-air pour estimer les émissions atmosphériques. Elle a été appliquée avec succès pour estimer les émissions de N₂O à l'échelle de bassins versants et comparée aux flux déterminés de manière simplifiée [10]. De nouvelles comparaisons de ces approches permettraient d'affiner les recommandations du sous-groupe de travail de l'Astee.

Enfin, il est important de rappeler que les émissions de N₂O dans les milieux aquatiques naturels sont souvent proportionnelles aux flux d'azote qu'ils reçoivent. L'amélioration des performances de traitement des stations d'épuration couplée aux progrès réalisés en matière de surveillance de la qualité des eaux superficielles ont largement contribué à réduire les flux de pollution rejetés. Dans un contexte de vulnérabilité croissante des ressources en eau face aux conséquences du changement climatique, le sous-groupe de travail appelle les professionnels du domaine à poursuivre et renforcer les travaux de surveillance de la qualité des cours d'eaux, en particulier en aval des points de rejet des déversoirs d'orage et des stations d'épuration pour une meilleure évaluation de leur impact sur l'équilibre biochimique des milieux récepteurs.

■ Références citées dans le document

1. GIEC, 2019. Révision 2019 des Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. Federici, S. (eds). Publié par le GIEC (Suisse). Volume 5, Chapitre 6. <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>
2. Garnier, J., *et al.*, Nitrous oxide (N₂O) in the Seine river and basin: Observations and budgets. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009. 133(3): p. 223-233.
3. Grosseil, A., *et al.*, Indirect emissions of nitrous oxide in a cropland watershed with contrasting hydrology in central France. *Science of The Total Environment*, 2021. 766: p. 142664.
4. GIEC, 2006. Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre, préparées par le Programme pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre, Eggleston. H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe K. (eds). Publié par l'IGES (Japon). Volume 5, Chapitre 6. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/french/vol5.html>
5. ASTEE et ADEME, 2018. Groupe de Travail Astee Bilan GES des Services d'eau et d'assainissement. Guide méthodologique des émissions de gaz à effet de serre des services de l'eau et de l'assainissement. 4ème édition. <https://www.astee.org/publications/guide-methodologique-des-emissions-de-gaz-a-effet-de-serre-des-services-de-leau-et-de-l-assainissement/>
6. Risch, E., *et al.*, Impacts from urban water systems on receiving waters – How to account for severe wet-weather events in LCA? *Water Research*, 2018. 128: p. 412-423.
7. Bange, H.W., Nitrous oxide and methane in European coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2006. 70(3): p. 361-374.
8. Hashimoto, S., *et al.*, Nitrous oxide emissions from coastal waters in Tokyo Bay. *Marine Environmental Research*, 1999. 47(3): p. 213-223.
9. Outram, F.N. and K.M. Hiscock, Indirect Nitrous Oxide Emissions from Surface Water Bodies in a Lowland Arable Catchment: A Significant Contribution to Agricultural Greenhouse Gas Budgets? *Environmental Science & Technology*, 2012. 46(15): p. 8156-8163.
10. Billen, G., *et al.*, Modeling indirect N₂O emissions along the N cascade from cropland soils to rivers. *Biogeochemistry*, 2020. 148(2): p. 207-221.

■ Symboles et abréviations

Tableau 3. Liste des symboles et abréviations

DBO ₅	Demande biologique en oxygène
FE	Facteur d'émission
GES	Gaz à effet de serre
N	Azote
N ₂ O	Protoxyde d'azote ou oxyde nitreux
NGL	Azote global
NO ₃	Nitrate
STEU	Station de traitement des eaux usées urbaines ou station d'épuration

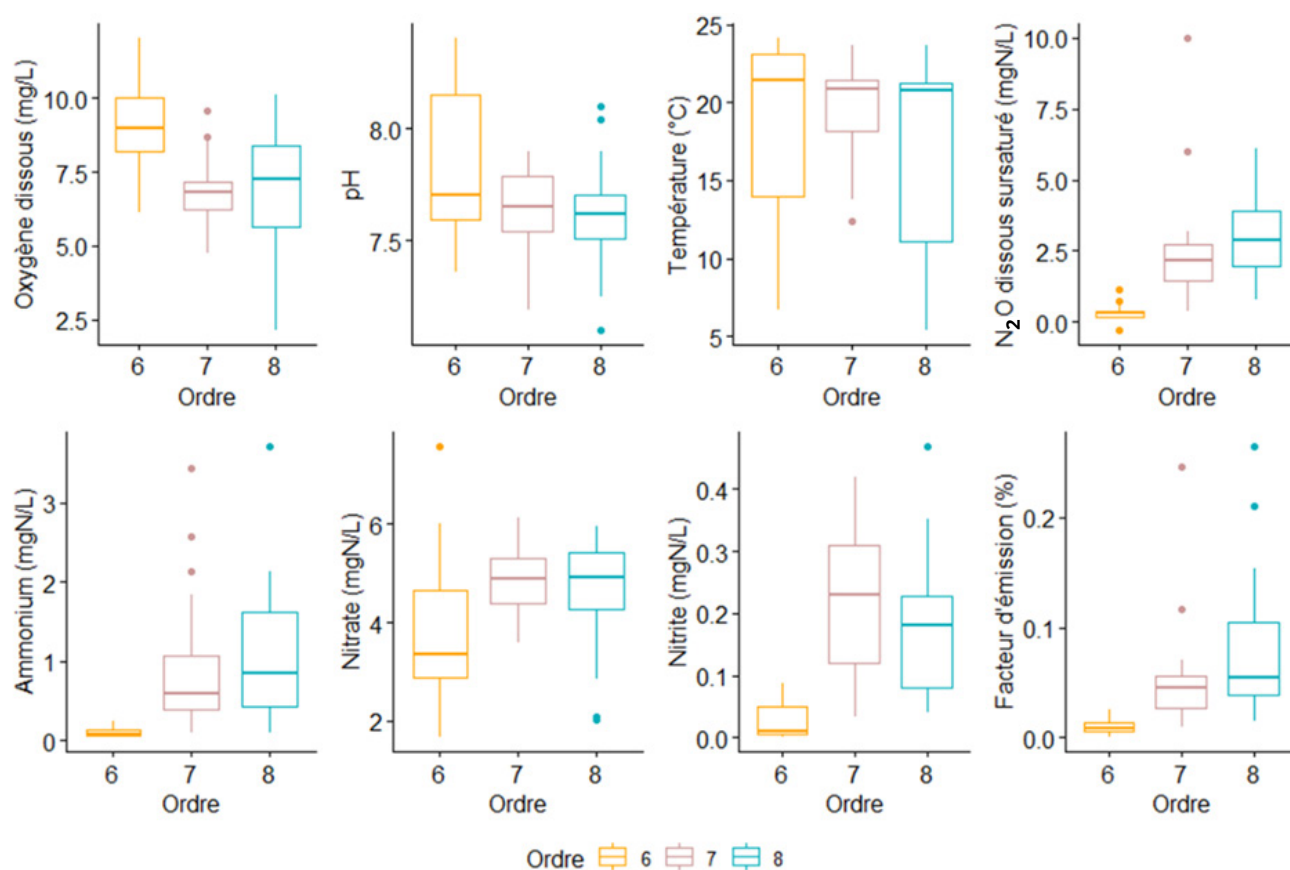


Figure 4. Distribution des principales caractéristiques des eaux associées aux facteurs d'émission (FE) en fonction de l'ordre de Strahler, à partir de mesures effectuées dans les eaux de surface de la Seine entre 1998 et 2007 [2].

Le facteur d'émission correspond au ratio de concentrations du N₂O dissous au-dessus de la saturation sur le nitrate (% , $N-N_2O_{\text{sursaturé}} / N-NO_3$). Seules les données de l'ordre 8 ont été retenues pour le calcul du facteur d'émission de référence proposé.

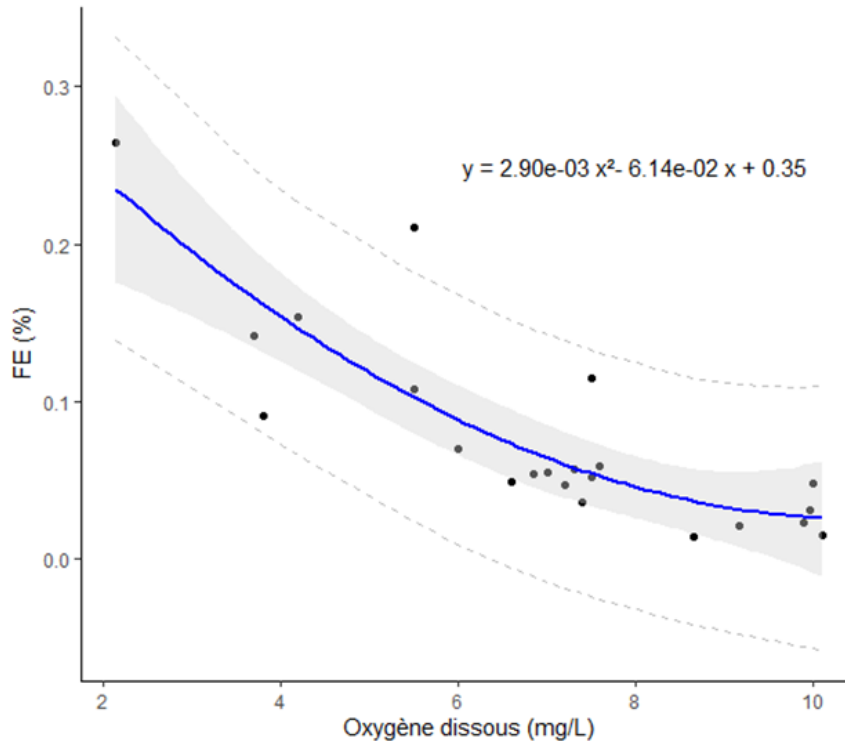


Figure 5. Évolution du facteur d'émission (FE) en fonction de la concentration d'oxygène dissous. Les mesures sont représentées par des points, la bande grise délimite l'intervalle de confiance 95 % du modèle de régression représenté par un trait bleu et les traits en pointillés représentent l'intervalle de confiance 95 % des données prédites. Les données proviennent de mesures effectuées dans les eaux de surface de la Seine d'ordre 8 entre 1998 et 2007 [2]. Le facteur d'émission correspond au ratio de concentrations du N_2O dissous au-dessus de la saturation sur le nitrate (% , $N-N_2O_{\text{sursaturé}} / N-NO_3$).

Fiche réalisée avec la contribution de :

Noura Bouthour, étudiante stagiaire
Ahlem Filali, INRAE
Josette Garnier, CNRS

Photo de couverture et p1 : © INRAE
Cartes des figures 2 et 3 : © CNRS - UMR Metis

Remerciements à :

Adeline Clifford, ASTEE pour avoir assuré le suivi du sous-groupe de travail
V. Davant, Communication INRAE, réalisation de la maquette & la mise en page de la fiche.

