



HAL
open science

Bilan azoté d'une Zone Tampon Humide Artificielle : puits ou source d'azote ?

Manon Blandin

► **To cite this version:**

Manon Blandin. Bilan azoté d'une Zone Tampon Humide Artificielle : puits ou source d'azote ?. Sciences de l'environnement. 2018. hal-04208684

HAL Id: hal-04208684

<https://hal.inrae.fr/hal-04208684v1>

Submitted on 15 Sep 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.

MEMOIRE PRESENTE DANS LE CADRE DU MASTER « HYDROSYSTEMES, EAUX DE SURFACE » A L'ENGEES, POUR L'OBTENTION DU DIPLOME D'INGENIEUR AGRONOME D'AGROSUPDIJON.

Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture d'Antony (92)

Bilan azoté d'une Zone Tampon Humide Artificielle : puits ou source d'azote ?

Zone de Rampillon, Seine-et-Marne (77)

Rapport de stage présenté par **Manon BLANDIN**



Figure 1 : Zone tampon humide de Rampillon. Crédit photo : Guillaume Letournel, IRSTEA, 15 mars 2018.

Maître de stage : **Julien TOURNEBIZE**

Tuteur de stage : **Sylvain PAYRAUDEAU**

Remerciements

Tout d'abord je tiens à remercier profondément mon école de cœur AgrosupDijon et mon école adoptive l'ENGEES, pour m'avoir offert la possibilité de poursuivre le chemin que je désirais et qui m'a tant apporté. Je ne serai pas là sans ces deux établissements.

Merci à mon maître de stage Julien Tournebize, qui m'a proposé le sujet idéal, s'est montré motivant et compréhensif et m'a fait voyager. Sans oublier Cédric sans qui tout ce travail n'aurait pas été possible, que ce soit sur le terrain ou pour les données, qui a dû développer des trésors de patience face à mon dynamisme parfois débordant ! J'adresse aussi mes remerciements à l'ensemble de l'équipe ARTEMHYS, mention spéciale à Jérémie qui a pris un vrai plaisir à me faire sursauter toutes les semaines avec assiduité.

Du fond du cœur, un immense Merci à la fidèle équipe du matin qui m'a chaque jour motivée à venir et m'a apporté beaucoup de lumière, de peps et de rires dès 8h du matin. Vive le Grizzli Matinal, l'Espèce des Iles, Broyeuse de Gammare, miss Nadine, Bernadot, Thomasson et Roger que je ne suis pas prête d'oublier. Le lavage des racines au karcher mérite de rester dans les mémoires, tout comme l'ensemble du vocabulaire étrange que j'ai acquis de Jojo au fil des mois. Son rire tonitruant résonne encore et pour toujours lorsqu'il va hocher...

Merci Ulo, Yann, Kaido, Mikk, Kuno et tous les Estoniens qui m'ont accueillie avec une chaleur digne de leurs saunas et m'ont apporté un vent de fraîcheur et de légèreté joyeux. J'attends le retour au GunPowder avec impatience.

Un grand merci à Angéline la reine de l'analyseur, et à Fabrice le sauveur de documents perdus, sans qui jamais ce mémoire n'aurait pu voir le jour. Leur gentillesse et leur disponibilité ont été appréciées à leur juste valeur.

Un sincère Merci à Guillaume pour sa précieuse aide, son esprit calme et vif, et son écoute. Les sorties terrain n'auraient jamais été pareilles sans lui, et j'ai passé de bons moments à l'écouter s'extasier devant les poules d'eau, appareil photo en main ! Un passionné, un vrai.

Enfin, ce stage s'est vu illuminé par tous les stagiaires qui ont petit à petit envahi IRSTEA. Merci à Kelly la courageuse guerrière, et à Nicolas l'amateur de vidéos en tous genres avec qui j'ai partagé des moments hauts en couleurs. Et puis merci à Axel, Karim, Sacha, Peng, Thibault et Antoine pour les babyfoots, les bonbons et les sourires quotidiens.

Merci à Sylvain Payraudeau pour avoir accepté d'être mon tuteur et à toute l'administration de l'ENGEES qui m'a facilité les démarches lorsque des difficultés ont pu se présenter.

Enfin, Merci à ma famille pour son indéfectible soutien et sa présence dans les moments forts.

Merci à tous d'avoir apporté plein de belles couleurs dans ma vie, et d'avoir chacun à votre façon écrit une page du grand livre de mon aventure.

Résumé

Bilan azoté d'une Zone Tampon Humide Artificielle : puits ou source d'azote ? Zone de Rampillon, Seine-et-Marne (77)

La dégradation de la qualité des eaux douces constitue une problématique grandissante qui perturbe les écosystèmes et amène à reconsidérer la pertinence de systèmes alternatifs épurateurs. Le territoire de Seine-et-Marne est caractérisé par une agriculture céréalière intensive et une surface à 100% drainée pour les 355ha du bassin versant de Rampillon. La protection de la ressource en eaux souterraines de la nappe de Champigny (77) est un enjeu crucial pour l'alimentation en eau potable de près de 1,5 million de franciliens. Dans ce contexte, la zone tampon humide artificielle de Rampillon a été créée en 2010 afin d'intercepter les eaux d'un collecteur de drainage chargé en nitrates et situé en amont de la zone de recharge de la nappe.

L'objectif de l'étude est de réaliser un bilan de masse azotée intégré à l'échelle de la zone tampon humide artificielle de Rampillon impliquant les différents compartiments (sédiment, végétation, aquatique et atmosphérique). L'étude se focalise particulièrement sur les voies de dissipation de l'azote par assimilation, immobilisation et dénitrification bactérienne.

Dans un premier temps, l'immobilisation de l'azote par les végétaux et les sédiments est estimée à l'échelle des 0,53ha de la zone humide. Dans un second temps, le processus de dénitrification est évalué puis simulé à l'aide d'un modèle simplifié suivant une loi du premier ordre (modèle « Tanks-in-series »).

Les sédiments immobilisent annuellement **183 kg** d'azote organique issu de la décomposition des végétaux, et **29 kg** d'azote minéral dont le stockage n'est que temporaire. La dénitrification se déroule majoritairement à l'interface eau/sédiments ce qui explique qu'il y ait très peu de rétention des nitrates dans ce compartiment. Les trois espèces végétales les plus abondantes sont étudiées conjointement à une espèce immergée, pour un taux de couverture de **39%**. Les végétaux absorbent l'azote sous forme minérale qu'ils transforment en azote organique, et qui rejoint le compartiment sédimentaire à leur sénescence. Le stockage à l'échelle de la zone est évalué à **45 kg/an** d'azote organique sans compter la biomasse racinaire. En moyenne, **407 kg/an** de N-nitrates sont abattus dans la zone ces entre 2014 et 2017. **82%** de la dissipation est dû à une dénitrification complète qui relargue **99,88%** de l'azote sous forme de gaz N₂ inerte. **11%** du flux en azote minéral est assimilé par la végétation et **7%** est temporairement stocké par les sédiments.

La robustesse du modèle « Tanks-in-series » est validée avec la simulation de la dénitrification de 2014 à 2018. Le critère de Nash obtenu est toujours supérieur à **0,9** pour la simulation de la concentration en sortie de la zone, indiquant de solides capacités prédictives. L'erreur sur l'estimation des flux augmente avec les années suggérant que k_{20} et θ pourraient varier dans le temps.

La zone tampon humide artificielle de Rampillon se comporte donc comme un puits d'azote minéral et comme une source d'azote organique et gazeux. Elle est fonctionnelle et permet d'améliorer la qualité des eaux par transformation des formes toxiques de l'azote en matière organique et en gaz sans effet de serre.

Nitrogen mass balance of an artificial wetland: well or source of nitrogen?
Rampillon wetland, Seine-et-Marne (77)

Fresh water quality degradation has become a growing concern as it damages ecosystems and leads to reconsider the relevance of alternative purifier systems. The Seine-et-Marne territory is characterized by intensive cereal agriculture and a 100% drained surface for the 355 ha Rampillon catchment. The protection of the Champigny groundwater resource (77) is a fundamental issue for drinkable water supply, involving nearly 1.5 million Paris inhabitants. In this respect, the artificial wetland of Rampillon has been created in 2010 with the aim to intercept tile drainage water loaded in nitrates and located upstream of the groundwater point refill.

The objective of the study is to realize an integrated nitrogen mass balance at the Rampillon artificial wetland scale, involving multiple compartments (sediments, plants, water and atmosphere). The study especially focuses on the nitrogen elimination processes by assimilation, immobilization and bacterial denitrification.

First, the nitrogen immobilization through plants and sediments is estimated for the 0.53 ha wetland area. Second, the denitrification process is evaluated and simulated thanks to the use of a simplified model following a first order removal equation (“Tank-in-series” model).

Sediments currently store per year **183 kg** of organic nitrogen from the plants degradation, and **29 kg** of mineral nitrogen which for it is a temporary storage. Denitrification mainly takes place at the water/sediments interface, which explains the very little amount of nitrates trapped in this compartment. The three dominant species of plants are studied together with an immersed specie. The plant cover rate of the area is about **39%**. Plants absorb nitrogen on its mineral form which is then converted into organic nitrogen through biological processes. This mineral nitrogen joins the sediments compartment when they die. The total area storage is estimated to **45 kg** of organic nitrogen per year without including the roots biomass.

On average over 2014 and 2017, **407 kg/year** of nitrate-N have been eliminated in Rampillon. **82%** of this amount comes from a complete denitrification which gives back to the atmosphere **99.88%** of the nitrogen on its gaseous form N_2 . **11%** of the mineral nitrogen is assimilated by plants and **7%** is temporary stored by sediments.

The “tanks-in-series” model reliability is validated with the denitrification simulations over 2014 to 2018. The Nash criteria for the outlet concentration simulation is always above 0.9, showing strong predictive capacities. The error on load estimation increase with years suggesting k_{20} and θ might vary over time.

The artificial wetland of Rampillon behaves as a mineral nitrogen well and a gaseous and organic nitrogen source. It is functional and improves the water quality through the transformation of nitrogen toxic forms into organic content and into greenhouse-free gaz.

Sommaire

Liste des tableaux	1
Liste des figures	1
Abréviations	3
Présentation de l'entreprise	4
Introduction	5
1. Zone Tampon Humide Artificielle et cycle de l'azote	7
1.1. Potentiel d'une ZTHA	7
1.1.1. Zone humide et azote	7
1.1.2. Variabilité de performances	8
1.2. Cycle de l'azote : processus et interactions en ZTHA.....	9
1.2.1. Processus bio-géo-physico-chimiques	9
1.2.2. Emissions de gaz à effet de serre	11
1.2.3. Facteurs d'influence du cycle de l'azote	12
1.3. Modélisation et design d'une ZTHA	14
1.3.1. Modèle WetQual	14
1.3.2. Modèle TIS.....	16
2. Bilan de masse azoté	19
2.1. Présentation de la zone d'étude : le site de Rampillon	19
2.1.1. Hydrologie et topographie du bassin versant	19
2.1.2. Caractéristiques du bassin terminal de Rampillon	21
2.1.3. Matériel de mesures	23
2.2. Site, matériel et méthodes.....	24
2.2.1. Hypothèses de travail	25
2.2.2. Quantification azote et carbone dans les sédiments de Rampillon	26
2.2.3. Quantification azote et carbone des espèces végétales de Rampillon.....	28
2.3. Résultats.....	29
2.3.1. Stockage par les sédiments.....	29
2.3.2. Stockage par les végétaux	33
2.3.1. Cas du N ₂ O.....	36
2.4. Discussion.....	37
3. Modélisation du processus de dénitrification.....	41
3.1. Fondements du modèle T.I.S de Kadlec.....	41

3.1.1. Fonctionnement	41
3.1.2. Paramètres et variables d'entrée.....	43
3.1.3. Evaluation de la performance des simulations	44
3.2. Traitement des données	45
3.2.1. Démarche suivie	45
3.2.2. Classeur de données	46
3.3. Résultats des simulations.....	47
3.3.1. Robustesse sur 4 ans.....	47
3.3.2. Sensibilité des paramètres	50
3.3.3. Transcription sous R.....	53
3.4. Discussion.....	53
Conclusion.....	57
Bibliographie.....	59
Annexes.....	63
Tableaux annexes	63
Figures annexes	63

Liste des tableaux

TABLEAU 1 : TENEUR EN AZOTE TOTAL ET EN CARBONE PARTICULAIRES DANS LES ECHANTILLONS DE SEDIMENTS. MARS 2018.	29
TABLEAU 2 : ESTIMATIONS DES MASSES EN AZOTE ET CARBONE CONTENUS DANS LES SEDIMENTS DE LA ZTHA DE RAMPILLON PAR ZONE EN MARS 2018.	30
TABLEAU 3 : BILAN DES MASSES AZOTEES ET CARBONNEES IMMOBILISEES DANS LES SEDIMENTS AU 15 MARS 2018.	31
TABLEAU 4 : TENEUR EN AZOTE ET CARBONE PARTICULAIRES DANS LES ECHANTILLONS DE VEGETAUX SECS. T DESIGNE LES TIGES, R LES RACINES ET RHIZ LES RHIZOMES. C2 POSSEDAIT DES EPIS DE FLEURS QUI ONT EGALEMENT ETE ANALYSES A PART DU RESTE DE LA PLANTE. MAI 2018.	33
TABLEAU 5 : SURFACE DE PRELEVEMENT (PRV) ET TENEURS EN EAU DES TROIS ESPECES DE MACROPHYTES ET DE L'ESPECE HYDROPHYTE. MAI 2018.	34
TABLEAU 6 : RESULTATS DES ANALYSES ET DES ESTIMATIONS SPATIALES PAR ESPECE. 2018.	35
TABLEAU 7 : PARAMETRES DU MODELE T.I.S POUR LA ZTHA DE RAMPILLON. LES TANKS SONT IDENTIQUES LES UNS AUX AUTRES EN TERME DE TAILLE ET DE PROFONDEUR.	43
TABLEAU 8 : INVENTAIRE DES DONNEES DISPONIBLES POUR CHAQUE ANNEE MODELISEE.	46
TABLEAU 9 : BILAN DES PERFORMANCES DU MODELE T.I.S., AVEC $\theta = 1.048$ ET $K_{20} = 24.9$ - BILAN EN NO_3	49

Liste des figures

FIGURE 1 : ZONE TAMPON HUMIDE DE RAMPILLON. CREDIT PHOTO : GUILLAUME LETOURNEL, IRSTEA, 15 MARS 2018.	0
FIGURE 2 : SCHEMA DU DISPOSITIF D'UNE ZTHA EN PARALLELE DU COURS D'EAU DESTINEE AU TRAITEMENT DES NITRATES. ISSU DU GUIDE TECHNIQUE A L'IMPLANTATION DES ZONES HUMIDES, IRSTEA, JANVIER 2015.	8
FIGURE 3 : SCHEMA DETAILLE DU CYCLE DE L'AZOTE EN ZONE HUMIDE. REDDY ET DELAUNE, 2008.	9
FIGURE 4 : PLAN SCHEMATIQUE DES REACTIONS ET MOUVEMENTS D'EAU AU SEIN D'UNE ZONE HUMIDE COMPARTIMENTEE. SHARIFI, 2014.	15
FIGURE 5 : EXEMPLE DE ZONE HUMIDE CONCEPTUALISEE COMME UNE SUCCESSION DE COMPARTIMENTS DE PROFONDEURS VARIABLES. ISSU DE LA THESE DE SHARIFI SUR LE MODELE WETQUAL, 2014.	15
FIGURE 6 : PRESENTATION DU RESEAU HYDROGRAPHIQUE DU BASSIN DU RU DES GOUFFRES. AQUI'BRIE, 2008. LE BASSIN ² N'A FINALEMENT PAS ETE REALISE.	19
FIGURE 7 : BLOC-DIAGRAMME EXTRAIT DU TABLEAU DE BORD ANNUEL 2015-2016 DE LA NAPPE DES CALCAIRES DE CHAMPIGNY EDITE PAR AQUI'BRIE EN 2015. PRESENTATION DE L'AQUIFERE MULTICOUCHE ET DES ZONES DE VULNERABILITE.	20
FIGURE 8 : CONCENTRATIONS MAXIMALES EN NITRATES MESUREES DANS LA NAPPE EN 2014-2015 ET VARIATIONS DE CES TENEURS DEPUIS 1999. TABLEAU DE BORD DE LA NAPPE DE CHAMPIGNY, AQUI-BRIE, 2018.	21
FIGURE 9 : SCHEMA DE LOCALISATION ET VISUALISATION DE LA ZONE TAMPON HUMIDE DE RAMPILLON, CONCEPTION ET FONCTIONNEMENT. ADAPTE DE TOURNEBIZE 2014, DOCUMENTS INTERNES DE L'EQUIPE HBAN, GOOGLE MAPS (CONSULTE MAI 2018).	22
FIGURE 10 : EQUIPEMENTS DU SITE DE RAMPILLON. PERFORMANCES DE LA ZTHA DE RAMPILLON 15-17, EQUIPE HBAN, 2018. .	24
FIGURE 11 : SCHEMA DU CYCLE DE L'AZOTE EN ZONE HUMIDE. ADAPTE DE REDDY ET DELAUNE, 2008. LES CERCLES VIOLETS MONTRENT LES VOIES DE DISSIPATION DE L'AZOTE ETUDIEES.	25
FIGURE 12 : COMPARAISON DES FLUX IN/OUT EN N-NO_3 DU SITE DE RAMPILLON. IRSTEA, 2018.	26
FIGURE 13 : COMPARAISON DES CONCENTRATIONS IN/OUT EN N-NO_3 DU SITE DE RAMPILLON. PERFORMANCES RAMPILLON DE 2015 A 2017, MIS A JOUR EN 2018 PAR CEDRIC CHAUMONT, DOCUMENT INTERNE A IRSTEA.	26
FIGURE 14 : VUE AERIENNE DE LA ZONE TAMPON HUMIDE DE RAMPILLON (GEOPORTAIL, PHOTO PRISE EN AOUT 2014). LOCALISATION DES POINTS DE PRELEVEMENTS AVEC LEUR HAUTEUR DE SEDIMENTS ET DELIMITATION DES ZONES ASSOCIEES.	27

FIGURE 15 : CARTE DE LA REPARTITION DES 4 ESPECES ECHANTILLONNEES SUR LA ZONE DE RAMPILLON AVEC LOCALISATION DES POINTS DE PRELEVEMENT. CREEE SUR QGIS PAR G. LETOURNEL ET M. BLANDIN A PARTIR D'UNE IMAGE DE DRONE DU 23/05/2018 PRISE PAR IRSTEA.....	29
FIGURE 16 : VUE AERIENNE DE LA ZONE TAMPON HUMIDE DE RAMPILLON (GEOPORTAIL, 2014). MASSES EN AZOTE ET CARBONE EXTRAPOLEES PAR ZONES.....	31
FIGURE 17 : TENEURS MOYENNES EN AZOTE TOTAL PARTICULAIRE DANS LES SEDIMENTS DE RAMPILLON. 6 CAMPAGNES DE MESURES DE 2014 A 2018 SONT REPRESENTEES.....	32
FIGURE 18 : EVOLUTION DES TENEURS EN AZOTE TOTAL DANS LES SEDIMENTS DE RAMPILLON PAR ZONE. PAS D'INFORMATIONS POUR 2016 ET 2017.	32
FIGURE 19 : RAPPEL DE LA REPARTITION DES ESPECES SUR LA ZONE HUMIDE ET DES POINTS DE PRELEVEMENTS.	33
FIGURE 20 : MASSES TOTALES D'AZOTE EN KG CONTENUES DANS CHAQUE ESPECE MACROPHYTE A L'ECHELLE DE LA TOTALITE DU BASSIN.....	35
FIGURE 21 : MASSE TOTALE D'AZOTE ORGANIQUE CONTENUE DANS LES ESPECES DOMINANTES DE LA ZTHA DE RAMPILLON.....	35
FIGURE 22 : MASSE TOTALE DE CARBONE ORGANIQUE CONTENUE DANS LES ESPECES DOMINANTES DE LA ZTHA DE RAMPILLON.	35
FIGURE 24-A : EMISSIONS POTENTIELLES DE N ₂ ET RATIO N ₂ /N ₂ O EN DIFFERENTS POINTS DE MESURE DU BASSIN. DONNEES IRSTEA, 2014.....	36
FIGURE 24-B : EMISSION <i>IN SITU</i> DE N ₂ O ET DE CH ₄ . IRSTEA, 2014.	36
FIGURE 25 : SCHEMA DU BILAN DE MASSE AZOTE DE LA ZTHA DE RAMPILLON. LA DISSIPATION EST MAJORITAIREMENT REALISEE VIA LA DENITRIFICATION. LES POURCENTAGES SE REFERENT A MASSE DE N-NO ₃ DU BILAN ENTREE-SORTIE DE 2014-2017.	39
FIGURE 26 : SCHEMA SIMPLIFIE DE LA DEMARCHE ADOPTEE POUR L'UTILISATION ET LA VALIDATION DU MODELE T.I.S.	41
FIGURE 27 : DIAGRAMME CONCEPTUEL DU MODELE. LA PLUIE (RAIN), L'EVAPOTRANSPIRATION (ET), ET L'INFILTRATION NE SONT PAS CONSIDERES. LA CINETIQUE DU PREMIER ORDRE DE DISSIPATION DU NITRATE EST AJUSTEE PAR LA TEMPERATURE DE L'AIR ET CALCULEE POUR CHAQUE TANK AU PAS DE TEMPS HORAIRE. TANNER ET KADLEC, 2012.....	41
FIGURE 28 : FREQUENCE D'APPARITION DE LA VALEUR DE K ₂₀ . VALEURS MOYENNES SUR L'ANNEE AJUSTEES PAR LA TEMPERATURE MOYENNE. AJUSTE DE KADLEC, 2012.....	42
FIGURE 29 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR L'ANNEE 2014-2015. ANNEE AYANT SERVI AU CALAGE DES PARAMETRES DU MODELE.	47
FIGURE 30 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR L'ANNEE 2015-2016.....	47
FIGURE 31 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR L'ANNEE 2017-2018.....	47
FIGURE 32 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR L'ANNEE 2016-2017.....	47
FIGURE 33 : EVOLUTION DE LA CHARGE CUMULEE EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR 2014-2015.....	48
FIGURE 34 : EVOLUTION DE LA CHARGE CUMULEE EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR 2015-2016.....	48
FIGURE 35 : EVOLUTION DE LA CHARGE CUMULEE EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR 2016-2017.....	48
FIGURE 36 : EVOLUTION DE LA CHARGE CUMULEE EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR 2017-2018.....	48
FIGURE 37 : REPONSE DU MODELE LORSQUE LE PARAMETRE θ VARIE.	51
FIGURE 38 : REPONSE DU MODELE SUR LE CRITERE DE NASH LORSQUE LE PARAMETRE K ₂₀ VARIE.....	51
FIGURE 39 : REPONSE DU MODELE A DES VARIATIONS DE TEMPERATURES ANNUELLES. LE JEU DE DONNEES HORAIRE INITIAL EST INCREMENTE DE \pm N°C SUR L'ENSEMBLE DES VALEURS DE TEMPERATURES DE L'ANNEE.	51
FIGURE 40 : REPONSE DU MODELE LORSQUE LA PROFONDEUR DU BASSIN VARIE A VOLUME CONSTANT. UN VOLUME CONSTANT IMPLIQUE QUE LA SURFACE VARIE CONJOINTEMENT A LA PROFONDEUR.....	51
FIGURE 41 : EVOLUTION DU CRITERE DE NASH ET DE L'ERREUR DE FLUX DU MODELE LORS DE LA VARIATION DU PAS DE TEMPS EN HEURES. DONNEES ISSUES DE LA SIMULATION TIS POUR L'ANNEE 2015-2016.	52
FIGURE 42 : ZOOM SUR LA PERIODE DE COMPETITION BACTERIES DENITRIFIANTES / PRELEVEMENTS PAR LA VEGETATION.	54

Abréviations

BV : Bassin versant

DCE : Directive cadre sur l'eau

DO : Dissolved oxygen

ET : Evapotranspiration

GES : Gaz à effet de serre

FWS : Free water surface wetland

HSSF : Horizontal subsurface flow wetland

HYCAR : Hydrosystèmes continentaux anthropisés : ressources, risques, inondation

IRSTEA : Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture

INRA : Institut national de la recherche agronomique

NIWA : National institute of water and atmospheric research

TIS : Tank-in-series

TOC : Total organic carbon

TON : Total organic nitrogen

TN : Total nitrogen

VF : Vertical flow

ZTHA : Zone tampon humide artificielle

ZH : Zone humide

Présentation de l'entreprise

Anciennement Cemagref, l'IRSTEA (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture créé en 1981) est un établissement public de recherche pluridisciplinaire qui s'apprête à fusionner avec l'INRA (Institut national de la recherche agronomique) en 2020. L'institut est « Centré sur une recherche scientifique ayant l'objectif de produire des solutions concrètes au bénéfice de la décision publique et débouchant sur l'action (ou "recherche finalisée") » (IRSTEA, 2018) et dispose de neuf centres répartis sur l'ensemble de la France qui constituent l'extension locale de la politique de l'Institut. Ces centres regroupent chercheurs, ingénieurs, doctorants, stagiaires et techniciens qui sont en prise directe avec les territoires sur l'observation desquels ils fondent leurs recherches. Ainsi, IRSTEA vise à répondre à trois grands enjeux socio-économiques qui sont :

- La gestion de la durabilité des territoires, notamment agricoles et périurbains, leurs ressources (en particulier eau), leurs productions (alimentaire et énergétique), mais aussi les flux humains, économiques et financiers ;
- La prévision et la prévention des risques naturels (crues, inondations, avalanches) et environnementaux (chimiques, biologiques...) ;
- La préservation de la biodiversité et sa participation à la production de ressources (biomasse forestière).

La structure est organisée en Unités de recherches et a récemment fait l'objet d'une réorganisation interne. Le stage se déroule sous la direction de Julien Tournebize au sein de l'unité HYCAR (Hydrosystèmes Continentaux Anthropisés : Ressources, Risques, Inondation) appartenant au département Eaux d'IRSTEA. L'unité regroupe sur le centre d'Antony un ensemble de compétences en modélisation et en métrologie autour de trois disciplines clés : l'hydrologie, l'écologie, et l'ingénierie écologique. Les travaux de recherche qui y sont menés concernent les ressources en eau (qualité et quantité), les risques liés à l'eau (estimation, anticipation et gestion des risques liés aux aléas hydrologiques : crues, inondations, sécheresses, étiages), la restauration des milieux aquatiques soumis à une forte pression humaine.

Le stage s'inscrit dans la continuité des travaux de recherches de l'unité HYCAR et participe au suivi et à l'analyse des performances épuratoires de deux zones humides. La mission est centrée sur le cas de l'azote et des nitrates, mais prend place au sein d'une démarche de réflexion plus globale des zones humides artificielles et de leur intérêt comme solutions extensives répondant aux enjeux actuels de l'agriculture. D'autres axes de recherches portent notamment sur la question des pesticides et de la biodiversité rattachée à ces zones et ont déjà fait l'objet de divers sujets de stages confiés par le passé à des stagiaires de l'unité.

Introduction

La dégradation de la qualité des eaux douces constitue une problématique grandissante qui perturbe les écosystèmes et amène à reconsidérer la pertinence de systèmes alternatifs épurateurs (Turpin *et al.*, 1997). Cet enjeu s'illustre dans le cas de la protection de la ressource en eaux souterraines de la nappe de Champigny en Seine-et-Marne (77) qui alimente en eau potable près d'un million de franciliens. Son système de recharge est spécifique puisque 70% de celui-ci s'opèrent à travers des échanges directs eaux de surface / eaux souterraines, au sein d'un contexte agricole de grandes cultures. Le territoire de la Seine-et-Marne est caractérisé par une production céréalière intensive, et une surface à 100% drainée autour de Rampillon qui entraînent le transfert d'importantes quantités de fertilisants et de produits phytosanitaires (Conseil Départemental de Seine-et-Marne, 2018).

Cette intensification agricole a un impact notable sur les écosystèmes du département, notamment à travers l'émission de pollutions diffuses à l'origine d'un déséquilibre des quantités d'azote et de phosphore dans les eaux (Turpin *et al.*, 1997). Un constat tend à se généraliser à l'ensemble du territoire, conjointement à la problématique de perte de fertilité des sols. Pour les grands bassins agricoles comme celui de la brie Nangissienne, les apports diffus agricoles représentent plus de 70% de l'azote exporté dans les eaux. C'est dans ce contexte qu'un projet de création de zones tampons humides artificielles a vu le jour à Rampillon, avant de se concrétiser à partir de 2009 et d'être l'objet d'un suivi rigoureux par IRSTEA.

L'atome d'azote existe dans les milieux sous diverses formes et n'est pas inerte, excepté sous sa forme gazeuse N_2 . Sa seconde forme gazeuse N_2O est en revanche un puissant gaz à effet de serre. Il peut être sous forme minérale (nitrate, ammoniac...) et sous forme organique (90% de la fraction azotée d'un sol), où il assure des fonctions primordiales au bon fonctionnement des organismes animaux et végétaux (Yann, 2017). Ce composé intervient à plusieurs échelles dans les milieux naturels à travers un cycle biogéochimique complexe dont les flux diffèrent d'une représentation à l'autre (Mitsch et Gosslink, 2000 ; Kadlec et Wallace, 2008). Le cycle de l'azote, sur lequel l'étude ci-dessous se focalise, fait intervenir l'ensemble des formes du composé et prend place au sein des zones humides naturelles comme artificielles.

L'enjeu autour de l'azote constitue une problématique grandissante dans la mesure où il est présent en grande quantité dans le milieu naturel sous forme oxydée (ions nitrite NO_2^- et nitrate NO_3^-). Or ces formes sont toxiques pour l'homme à hautes concentrations et destructrices pour les écosystèmes où elles s'accumulent dans les eaux et le sol (Kadlec, 2012). L'azote est un nutriment essentiel au développement des espèces végétales, et il est entre autre défini comme un élément limitant de la production primaire des écosystèmes aquatiques. S'il est présent en quantités trop élevées sur le littoral, le développement des végétaux marins devient nocif pour l'environnement (Diaz et Solow, 1999 ; Justic *et al.*, 2007 ; Rabalais *et al.*, 2007). A titre d'exemple, les nitrates engendrent l'eutrophisation des bassins d'eau douce qui se comblent progressivement et perdent leur biodiversité. Les effluents riches en azote et responsables de dégâts écologiques proviennent à 71% de l'agriculture (Kadlec, 2012), et s'expliquent par l'augmentation constante des fertilisants azotés épandus sur les cultures, (Mitsch et Gosslink, 2000). Le reste des charges azotées

atteignant le milieu naturel est issu d'autres sources d'émission comme le ruissellement en zones urbaines ou le dépôt atmosphérique (Land *et al.*, 2013).

Dans ce contexte agricole aux nouvelles exigences environnementales, la construction ou la restauration de zones tampons humides par l'homme apparaît comme une stratégie prometteuse en mesure de réduire la contamination des eaux aux nitrates (Kadlec, 2012 ; Land *et al.*, 2013). Une solution envisageable afin de diminuer les quantités d'azote déversées dans le milieu consiste donc à faire transiter l'eau à travers des zones humides dont la première définition a été posée par la Convention de Ramsar en 1971, à portée internationale. Cette définition a été reprise en 1992 par la Loi sur l'Eau et se décline sous un aspect scientifique et un aspect juridique. La définition retenue pose les zones humides comme des « terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année ». Elle est complétée par un ensemble de critères précisés dans l'arrêté du 24 juin 2008, qui admet l'origine anthropique d'une zone à condition qu'elle satisfasse un minimum de caractéristiques écologiques (Cizel, 2010). Selon le guide technique à l'implantation des zones tampons humides artificielles (ZTHA) réalisé par IRSTEA en 2015 (Tournebize, 2015), une ZTHA en milieu agricole est « un bassin de rétention, une mare existante, de profondeur et hauteur d'eau variable, végétalisée ou pas » qui est à l'image d'une zone humide naturelle. C'est sa position dans le bassin versant et sa connexion hydrologique avec le réseau hydrographique qui lui confèrent la propriété « tampon ». L'eau est interceptée puis restituée au cours d'eau après avoir séjourné dans la zone.

Les zones humides possèdent la capacité de retirer plus ou moins efficacement l'azote contenu dans les masses d'eau et d'en améliorer ainsi la qualité. Ce qui est appelé « dissipation de l'azote » passe par un ensemble de transformations chimiques au sein du cycle aboutissant au retour de l'élément sous sa forme gazeuse, son extraction du milieu physique et son relargage dans le compartiment atmosphérique (Kadlec, 2005 ; Mitsch *et al.*, 2005). La quantification précise des flux en termes de masse et de concentration des différentes formes de l'azote reste complexe et incertaine. Un ensemble de paramètres physiques, chimiques et biologiques influencent le cycle et les performances épuratoires d'une zone humide, interface entre milieu terrestre et milieu aquatique.

Le sujet de stage explore la relation zone humide – cycle de l'azote et étudie les différentes voies de dissipation de l'azote. Même si les expérimentations à l'international se multiplient depuis les années 1990 sur les nutriments (Tanner *et al.*, 2005; Kadlec and Wallace, 2008 ; Tournebize *et al.*, 2015), il manque un bilan intégré sur l'azote à l'échelle des zones tampons humides artificielles impliquant les différents compartiments (sédiments, végétations, aquatiques et atmosphériques). C'est la mission confiée par IRSTEA dans la continuité des travaux de l'équipe Artemhys, dont l'objectif est d'établir les flux du bilan et de valider un modèle de prédiction.

Pour répondre à cette demande, le travail se divise en trois grands axes. Dans un premier temps, il s'agit de comprendre le lien étroit entre zone humide et azote et de le replacer dans une vision plus globale des fonctionnalités de ces zones. Dans un second temps, le raisonnement consiste à étudier les compartiments sédiments et végétation. Dans un dernier temps le processus de dénitrification est modélisé à travers la validation du modèle T.I.S.

1. Zone Tampon Humide Artificielle et cycle de l'azote

Cycle de l'azote et zone tampon humide artificielle sont deux éléments étroitement liés. La partie suivante s'attache à présenter de façon claire et synthétique l'ensemble des notions fondamentales sur lesquelles s'appuie le travail de stage. Afin de déterminer l'impact d'une zone humide sur les diverses formes de l'azote, il convient dans un premier temps de replacer les étapes de son cycle et ses paramètres d'influence à travers la compilation des informations offertes par la littérature.

1.1. Potentiel d'une ZTHA

1.1.1. Zone humide et azote

Depuis plusieurs années, les quantités d'azote présentes dans le milieu naturel ne cessent d'augmenter du fait des impératifs de production, et la gestion du devenir de cet azote est un enjeu sérieusement investigué par la communauté scientifique. De nombreuses études se focalisent sur certains aspects du problème et tentent d'apporter un éclairage scientifique sur le sujet, qui s'avère être au centre de tensions entre nécessités économiques et considérations écologiques. Ce sont les eaux de ruissellement, de drainage et les rivières qui contiennent et transportent les plus hautes charges d'azote. Cet azote provient au 2/3 de l'agriculture, où il est épandu sur les cultures à fortes doses comme fertilisant (Kadlec, 2010). Il est majoritairement retrouvé sous forme oxydée (nitrites et nitrates) et sous forme organique dans le milieu. Considéré comme un facteur limitant du développement des écosystèmes marins (Cizel, 2010), il est responsable des phénomènes d'eutrophisation qui menacent leur fonctionnement (Tanner *et al.*, 2005). Les eaux domestiques issues des stations de traitement municipales ne présentent pas d'enjeu majeur car elles sont davantage chargées en carbone et en particules solides qu'en composés azotés. Les zones tampons humides, artificielles ou non, représentent une solution alternative écologique intéressante en mesure de capter, retenir et transformer ces formes azotées afin de réduire leur impact sur les milieux naturels (Kadlec et Wallace, 2008 ; Kadlec, 2012). Dans le cadre de ce travail, l'attention est focalisée sur les zones tampon humides artificielles, dont les performances en termes de réduction des nitrates, et plus généralement de transformation des formes azotées, restent disparates selon les études.

Bien que la définition légale pour définir une zone tampon humide soit celle fournie par la Loi sur l'eau, Mitsch et Gosselink (2000) soulèvent toute la difficulté à poser les limites d'une telle définition, qui englobe des zones aux caractéristiques extrêmement variables à travers le monde. Les auteurs démontrent les écarts sources de confusion qu'il existe entre certaines définitions scientifiques et des définitions plus juridiques conceptualisées pour le management de ces zones. Il est possible de classer les zones humides artificielles selon une typologie utile à formaliser pour la bonne compréhension du contexte d'étude du rapport. Cette typologie est entièrement détaillée dans l'ouvrage de Kadlec et Wallace (2008) mais n'est pas la seule qui existe. Les zones tampons humides créées par l'homme sont donc des systèmes mi- terrestres mi- aquatiques dessinés pour optimiser certaines caractéristiques conférant les capacités épuratoires à une zone. Trois types de ZTHA sont le plus couramment mises en place : les zones humides à surface d'eau libre (FWS ou free water surface wetlands), les zones humides à flux horizontal (HSSF ou horizontal subsurface flow wetlands)

et les zones humides à flux vertical (VF ou vertical flow). Chacune de ces trois catégories regroupe un ensemble de structures avec des paramètres de construction spécifiques qui dépendent du contexte d'installation. Alors que les HSSF et VF sont destinées au traitement secondaire des eaux usées municipales et domestiques, les FWS ne présentent pas les mêmes objectifs. Leur utilisation est quasi exclusivement destinée au traitement des eaux de ruissellement urbaines et des eaux de drainage agricole, principalement pour des raisons de coût. Leur configuration physique prend exemple sur les zones humides naturelles, avec une intégration paysagère plus aisée (Kadlec et Wallace, 2008).

L'étude porte donc sur cette dernière catégorie de zones humides artificielles, créées dans l'objectif principal de traiter la charge azotée des eaux de drainage agricoles. Sa configuration reprend celle de la *figure 2*.

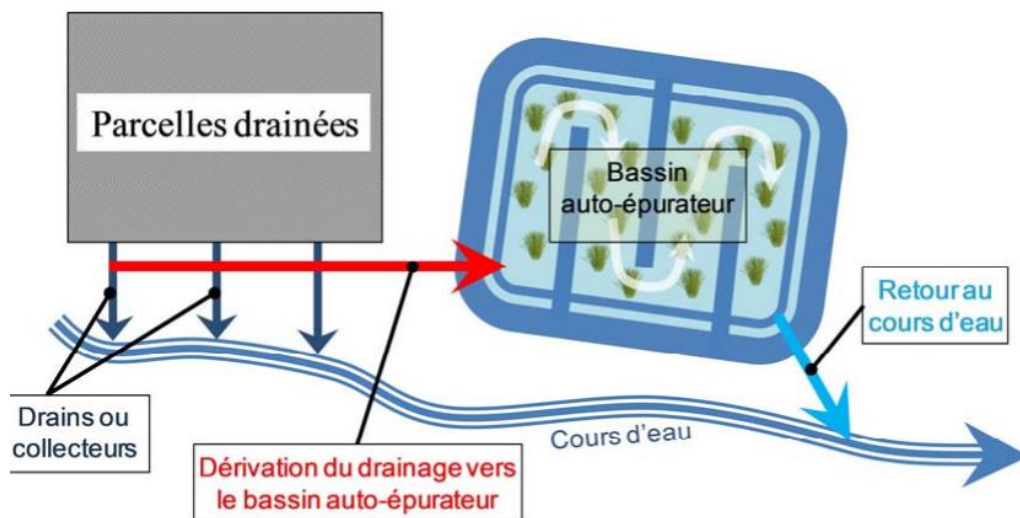


Figure 2 : Schéma du dispositif d'une ZTHA en parallèle du cours d'eau destinée au traitement des nitrates. Issu du guide technique à l'implantation des zones humides, IRSTEA, Janvier 2015.

1.1.2. Variabilité de performances

Les ZTHA présentent des variabilités de performance en terme de dissipation du nitrate, selon leurs caractéristiques propres et leur localisation. Il est difficile de formuler des règles de généralité car il apparaît que chaque zone humide possède son unicité. Le paragraphe suivant met en parallèle quelques chiffres obtenus dans les expérimentations scientifiques passées, sans prétention d'exhaustivité, dans le but d'illustrer cette variabilité. Ainsi, Land *et al.* (2013) dressent par exemple un panorama global de résultats synthétisés à partir d'une méta-analyse de centaines de suivis à travers le monde. Les résultats de nombreux auteurs y figurent, comme ceux de Mistch *et al.* (2005) qui déterminent une réduction moyenne d'azote entre des zones humides à des localisations géographiques multiples. Cette réduction varie de 39 gN/m²/an (Ohio, Etats-Unis) à 46 gN/m²/an (Louisiane, Etats-Unis). La valeur la plus élevée est corrélée avec le climat plus chaud de la Louisiane et traduit une zone plus performante pour dissiper l'azote. Tanner *et al.*, (2005) calculent des valeurs plus élevées, qui s'étalent de 38 à 317 gN/m²/an retenus par les zones humides de l'île Nord de la Nouvelle-Zélande.

Afin de mettre en lumière une éventuelle tendance, Kadlec (2005) analyse un jeu de données de 65 ZTHA, à partir duquel il propose un taux de retrait des nitrates variant de 1 à plus de 1 000 gN/m²/an. Une gamme de valeurs qui confirme la variabilité de performance des ZTHA constatée à travers les études, et interroge sur les facteurs explicatifs de telles différences. A titre comparatif, les zones humides destinées au traitement des eaux usées possèdent généralement des taux de suppression des nitrates plus élevés, avec une extraction annuelle d'azote s'étalant de 250 à 630 gN/m², correspondant à 40 – 50% de la charge azotée entrante (Land *et al.*, 2013).

Un point qui ressort de la littérature porte sur le lien existant entre dissipation de l'azote et température. En effet, ces écarts de performances inter zones humides, bien qu'ayant des causes multifactorielles, présentent une corrélation étroite avec les variations de température journalières, annuelles et moyennes. Plus le climat est froid, moins la zone dissipe de l'azote. Un constat appuyé par des suivis dans des pays comme la Suède, dont les zones humides ont été étudiées par Svensson *et al.* en 2004. Les taux de rétention se situent entre 5 et 54 gN/m²/an, soit 200 à 20 fois moins que les plus hautes valeurs déterminées par Kadlec en 2005.

1.2. Cycle de l'azote : processus et interactions en ZTHA

1.2.1. Processus bio-géo-physico-chimiques

La dissipation de l'azote au sein d'une ZTHA est le résultat d'un ensemble de mécanismes engendrant des conversions entre les différentes formes de l'azote. Ces processus physiques, chimiques et microbiologiques incluent la formation d'azote oxydé comme son extraction (Fig.3). Selon Mitsch et Gosselin (2000), ainsi que Kadlec (2012), trois grands processus microbiens intervenant dans le cycle se déroulent principalement dans les ZTHA. La minéralisation de l'azote organique, aussi appelée ammonification, la nitrification de l'ammonium (oxydation) et la dénitrification des nitrates (réduction de l'azote oxydé). S'ajoutent des effets de diffusion des ions selon des gradients qui s'établissent en couches dans les eaux / le sol, et qui influencent le déroulement du cycle ainsi que la localisation des réactions chimiques. Le passage d'une couche anaérobie à une couche aérobie se réalise selon ce type de gradient, et les taux de diffusion propres à chaque ion jouent un rôle non négligeable dans le cycle (Mitsch et Gosselin, 2010).

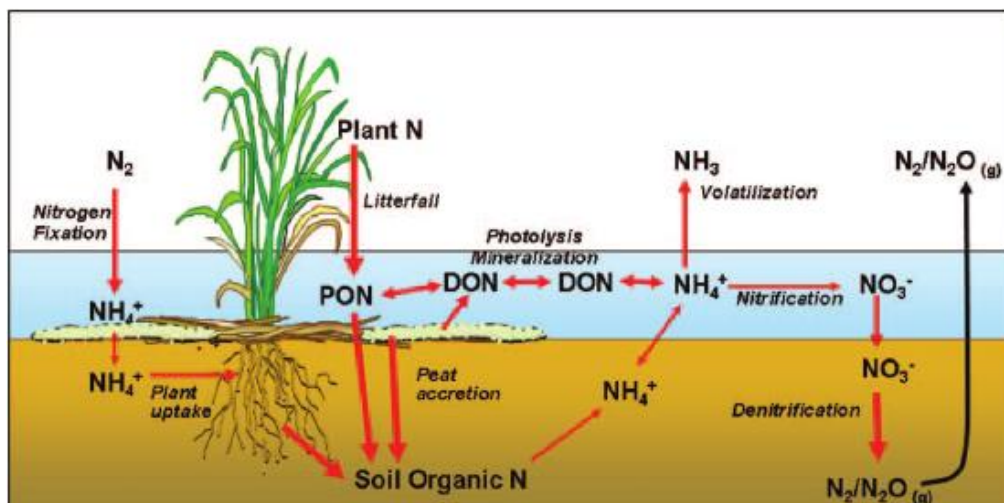
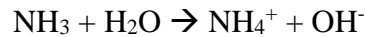
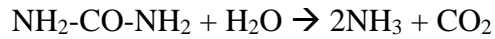


Figure 3 : Schéma détaillé du cycle de l'azote en zone humide. Reddy et Delaune, 2008.

Minéralisation

La minéralisation de l'azote fait référence à une série de transformations biologiques qui convertissent des composés azotés organiques en ammonium (ammonification). C'est la dégradation de la matière organique, qui se réalise en conditions aérobies comme anaérobies (Kadlec et Wallace, 2008 ; Mitsch et Gosselin, 2010). Une formule caractéristique de la minéralisation d'un composé organique simple soluble (exemple de l'urée) est la suivante :

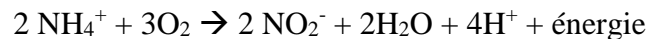


Une fois formé, l'ion ammonium NH_4^+ possède plusieurs devenir. Il peut être absorbé par les plantes et retransformé en matière organique. En cas de pH élevé (>8) comme cela peut être le cas dans certaines zones humides à fortes densités d'algues, l'ion peut être reconverti en NH_3 et volatilisé dans l'atmosphère. Il est également en mesure d'être immobilisé à travers des échanges d'ions sur des particules de sol chargées. Enfin, la molécule est oxydable en condition aérobie, et subit ainsi le processus de nitrification dans les couches riches en oxygène (Mitsch et Gosselin, 2010).

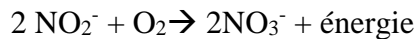
Nitrification

La nitrification est un mécanisme biologique en deux temps, assuré par deux espèces de bactéries distinctes.

Nitrosomas réalise la transformation suivante en formant des nitrites :



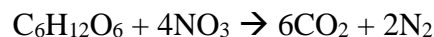
Nitrobacter complète le processus aboutissant à la formation de nitrates :



L'ion nitrate est chargé négativement et de ce fait, il n'est pas immobilisable sur les particules du sol mais au contraire mobile en solution. S'il n'est pas assimilé sous cette forme par les plantes et bactéries du milieu, il apte à subir des réactions de réduction dont la plus représentée est la dénitrification (Mitsch et Gosselin, 2010).

Dénitrification

L'étape de dénitrification est une étape clé du cycle de l'azote en zone humide dans la mesure où elle est considérée comme l'étape de suppression majeure des nitrates menant à des pertes nettes d'azote du milieu (Borin et Tochetto, 2007 ; Mitsch et Gosselin, 2010). Cette étape est assurée par une communauté de microorganismes en conditions anaérobies, qui transforment le NO_3^- en N_2 et N_2O (gaz).



Le taux de dénitrification d'une zone humide est variable et dépendant d'un certain nombre de facteurs dont les principaux sont explicités dans la suite du document. L'équation de la dénitrification montre également que le processus nécessite un apport de carbone pour se dérouler. Kadlec (2008) précise que cet apport de carbone est presque équivalent à la masse d'azote dissipée.

1.2.2. Emissions de gaz à effet de serre

La problématique des émissions de gaz à effet de serre (G.E.S.) par les ZTHA fait partie des points clés soulevés par la communauté scientifique. Elle est également sujette à controverse. En effet, les zones humides ont la capacité de séquestrer du carbone avec la formation de sol et de sédiments, à conditions que les temps de séjour soient suffisamment longs (Kadlec, 2012). Parallèlement à ces processus, la dissipation de l'azote engendre l'émission de gaz protoxyde d'azote N_2O (oxyde nitreux) et diazote N_2 , en plus de la formation de méthane CH_4 et de CO_2 . Bien qu'émis en faibles quantités, le protoxyde d'azote constitue un élément à enjeu fort dans le cadre de l'effet de serre. Il constitue un gaz intermédiaire émis en cas de dénitrification incomplète par les bactéries responsables de cette voie de transformation de l'azote. Son pouvoir réchauffant est de 298, soit une contribution au réchauffement climatique 298 fois plus importante que le CO_2 à masses équivalentes et à l'échelle de 100 ans (INRA, 2015). Il semble que les ZHTA (particulièrement celles destinées à la réduction de nitrate) en milieu tempéré constituent des zones productrices nettes de gaz à effet de serre avec un potentiel de réchauffement sur 100 ans s'élevant en moyenne à $800 \text{ gC}_{CO_2}/(\text{m}^2.\text{an})$ (Kadlec, 2012).

Groh *et al.* (2015) ont étudié conjointement la dissipation de l'azote et l'émission de gaz à effet de serre au sein de deux zones humides artificielles réceptionnant des eaux de drainage agricoles. Les émissions de CO_2 , N_2O et CH_4 ont été mesurées pour chaque ZTHA selon la distinction « zone inondée », « zone terrestre ». Pendant les deux années d'étude, les zones humides ont dissipé en moyenne 56% de la charge azotée entrante, principalement à travers le processus de dénitrification. Conjointement, le principal gaz à effet de serre émis est le CO_2 , qui représente 75 et 96% respectivement de l'ensemble des GES émis par les deux zones d'étude. Le N_2O compte pour 3,7 à 13% des GES totaux, et 1,3 à 3,2% des nitrates totaux dissipés. Les auteurs mettent en évidence que les émissions les plus intenses proviennent des portions terrestres de zones humides, alors que peu de GES sont relevés pour les zones submergées. Ils confirment également le lien existant entre émissions de N_2O et émissions de CH_4 en zone inondée, directement lié aux communautés bactériennes et à la charge azotée du flux entrant. Ainsi, selon Groh *et al.* (2015), le flux de CH_4 émis est négativement corrélé à la concentration en azote, alors que le flux de N_2O y est positivement corrélé. Il apparaît que le nitrate inhibe la production de CH_4 à travers la mort des bactéries méthanogènes, un constat déjà réalisé par Stadmark et Leonardson, en 2005. Les émissions de N_2O restent faibles proportionnellement aux émissions de CO_2 , et sont accrues au niveau des portions émergées pendant les périodes chaudes de l'année, où davantage de sol est découvert (mais humide). Ces émissions sont quasi nulles au niveau des zones submergées, ce qui suggère l'existence de conditions anaérobies fortes permettant un relargage presque exclusif de N_2 .

D'autre part, les auteurs identifient plusieurs paramètres clés de l'émission de GES en ZTHA : la température et le taux d'humidité du sol. Les flux issus des zones émergées comme submergées sont réduits en dessous de 15 et 18°C respectivement. Les émissions de CH_4 et N_2O des portions terrestres demeurent faibles lorsque le taux d'humidité du sol est inférieur à 25%. Cependant, ces constats ne s'appliquent pas au CO_2 , qui ne montre pas de sensibilité à

ces paramètres. Le temps de séjour est désigné comme paramètre d'influence majeur de la dénitrification et de la production de CH₄. Réduire ce temps de séjour permettrait de réduire les flux de CH₄ émis, mais cela diminuerait aussi nettement l'efficacité de la zone en terme de dissipation de l'azote.

En adéquation avec Kadlec (2012), Groh *et al.* (2015), montrent que les émissions de N₂O et de CH₄ au sein d'une ZTHA semblent négligeables comparées aux quantités d'azote dissipées. La création de zones tampons humides artificielles de grandes tailles serait la solution adéquate pour réduire efficacement les flux azotés entrant tout en diminuant le risque environnemental. L'ensemble des bénéfices apportés par ces zones et leur potentiel en termes de dissipation de l'azote semblent donc surpasser ce point négatif que représentent les GES, au regard des enjeux écologiques et économiques actuels.

1.2.3. Facteurs d'influence du cycle de l'azote

De nombreux facteurs, encore mal élucidés, influencent les performances d'une ZTHA et sa capacité à dissiper l'azote du milieu sous forme de N₂ ou de N₂O restitués à l'atmosphère. Selon ces paramètres, la zone humide peut se comporter comme un puits ou comme une source d'azote. Les principaux facteurs d'influence sont présentés ci-dessous par ordre relatif d'importance.

Concentration en azote dans le flux entrant

Phipps et Crumpton (1994) ont étudié l'impact de plusieurs facteurs jugés prépondérants à travers six sites d'études basés aux Etats-Unis, dans l'Illinois. Ils ont constaté que les deux formes majoritaires de l'azote dans leurs échantillons étaient du nitrate et de l'azote sous forme organique. De façon surprenante, Phipps et Crumpton trouvent pour résultats que la localisation et la présence de grandes quantités de sédiments n'affectent pas significativement les performances des ZTHA. Cependant, il semble que les concentrations en nitrates dans le flux entrant soient déterminantes quant aux taux de rétention des nitrates. Plus l'eau en entrée de la zone est chargée en azote, plus la zone est efficace pour transformer les composés et les éliminer (également dans Ishida *et al.*, 2006), ce qui est cohérent avec une cinétique du 1^{er} ordre. Une hypothèse soulevée repose sur la stimulation significative des populations bactériennes dénitrifiantes, augmentant la réalisation du processus dissipateur de nitrates. Dans le cas de cette étude, 78 à 95% des NO₃ étaient dénitrifiés dans la ZTHA, et 54 à 75% de l'azote total reçu éliminé.

Hydrologie et temps de séjour

L'effet des variations hydrauliques de hauteurs d'eau et de la durée des hypopériodes sur l'efficacité une ZTHA a été investigué par Ishida *et al.*, en 2006. L'étude parvient à la conclusion que de fortes variations des niveaux d'eau n'influencent pas les capacités épuratoires d'une zone humide, et ne sont pas vecteurs de modification de la communauté bactérienne d'un site donné. Cependant, de nettes différences apparaissent entre les zones humides, dont l'origine a été attribuée à leur localisation variée. Ces différences portent sur les taux de dénitrification potentiels, la densité bactérienne et la structure des communautés

benthiques. L'étude confirme également que l'augmentation du temps de séjour de l'eau dans la zone ainsi que des niveaux d'eau journaliers stables favorisent les processus d'élimination des nitrates dans la mesure où des temps de séjour allongés donnent le temps aux réactions biochimiques du cycle de se réaliser. Un minimum de 5 jours est requis pour une meilleure efficacité. D'autre part, des niveaux d'eau stables conduisent à des conditions anoxiques plus marquées, optimisant les conditions opérationnelles des bactéries.

Parallèlement, Tanner et Kadlec (2012) démontrent l'importance du régime hydrologique sur les capacités dissipatrices des zones humides à travers la création d'un modèle prédictif suivant une dynamique du premier ordre. Ainsi, plus la zone humide reçoit des flux d'eau constants, plus elle se montre efficace pour dissiper les nitrates. A l'inverse, les variations de flux diminuent ses performances. L'étude ne contredit cependant pas celle menée par Ishida *et al.* (2006) dans la mesure où il s'agit de mesures de performance directe, et non de l'affection du potentiel de performance.

Saisonnalité et température

Les variations de température annuelles de l'air comme de l'eau sont en lien direct avec les saisons. Selon Kadlec (2008 et 2012), les taux de suppression de l'azote sont température-dépendants, c'est-à-dire qu'ils sont directement liés à la température et dépendent de ses variations. Ainsi, Kadlec (2010), présente ce paramètre comme déterminant dans le calcul des performances d'une ZTHA, avec un cycle annuel de la température de l'eau d'une zone humide dans les climats tempérés à chauds qui suit un modèle sinusoïdal.

Selon O'Green *et al.* (2010), l'intervalle optimal de température pour la réalisation du processus de dénitrification est de 20 à 25°C. Le taux diminue significativement en-dessous de 15°C, à cause des taux de diffusion réduits et de l'activité microbienne ralentie.

Végétation

La présence de végétation sur une ZTHA influence directement et indirectement le déroulement du cycle de l'azote. Le rythme saisonnier suivi par la majeure partie des plantes des zones humides implique un stockage annuel en azote discontinu. Borin et Tochetto (2007), ont démontré l'impact direct de la végétation dans le prélèvement d'azote lors de la phase de début d'existence d'une zone humide, soit juste après sa création par l'homme. Cette phase correspond également à une immobilisation de l'azote dans le sol conjointement à son stockage sous forme de biomasse aérienne. Dans le cadre de cette étude, il est à noter que la dénitrification n'est pas déterminée comme un processus majeur, ce qui s'explique par le contexte de zone humide nouvellement créée dans lequel elle se déroule. Hormis cet angle d'approche correspondant à « stade » défini d'une ZTHA, Kadlec (2008), démontre les impacts indirects de la végétation sur le cycle de l'azote. La présence d'un couvert végétal régule les variations hydrologiques (frein à l'écoulement trop rapide), diminue la température de l'eau et la concentration en oxygène (un couvert dense baisse l'aération du site et favorise les conditions anoxiques, ce qui ne vaut pas pour les plantes aquatiques qui assurent un rôle inverse). Leur dégradation fournit également une source de carbone et un substrat pour les communautés bactériennes assurant la dénitrification. Les bactéries se développent en biofilms au niveau des racines et de la litière créée par dégradation du couvert qui leur fournit

une multitude de microhabitats. Il apparaît donc que le couvert végétal possède un rôle indirect non négligeable dans la dissipation de l'azote en zone tampon humide artificielle.

Oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous (DO) dans l'eau a un effet inhibiteur sur le principal mécanisme dissipateur du nitrate d'une zone humide, la dénitrification. Les études réalisées en cultures suspendues (Metcalf et Eddy, 1991) démontrent un taux de dénitrification nettement diminué par la présence d'oxygène dissous dans l'eau, jusqu'à être totalement absent lorsque $DO < 1,0$ mg/L. Cependant, il semble que la réalité du terrain soit plus complexe. La zonation spatiale d'une zone humide en termes de gradients d'oxygène verticaux explique que des phénomènes de dénitrification puissent se dérouler malgré une forte concentration en DO, davantage dans les couches d'eau profondes près des sédiments que dans les couches de surface. Ainsi, ces gradients sont à l'origine de la coexistence de réactions aérobies et anaérobies à grande proximité physique (de l'ordre du mm) au niveau de la surface des sédiments (Kadlec, 2012 ; Tournebize *et al.*, 2015).

1.3. Modélisation et design d'une ZTHA

Le constat de la grande diversité de zones humides et de leur fonctionnement a orienté la recherche vers l'établissement de modèles prédictifs capable d'estimer les performances de ses systèmes, en particulier concernant la dissipation du nitrate. La difficulté réside dans l'obtention d'un modèle robuste mais relativement simple et obligatoirement reproductible. Selon Kadlec et Wallace (2008), le travail de modélisation doit faire intervenir des flux, des concentrations et des facteurs environnementaux. Kadlec complète en 2012 cette première description par une classification des approches possibles, dont certaines s'avèrent trop simplistes et d'autres trop complexes car élaborées à partir d'un exemple donné. Deux modèles ont été sélectionnés à l'étude, axés sur le processus de dénitrification afin de répondre aux objectifs du sujet. Le premier modèle présenté emploie une approche déterministe et mécaniste relativement complète mais complexe à mettre en œuvre. Le second modèle constitue une approche boîte noire simplifiée qui nécessite moins de paramètres d'entrée pour fonctionner.

1.3.1. Modèle WetQual

Sharifi *et al.* proposent en 2017 l'amélioration d'un modèle créé en 2013 par Hantush *et al.*, dénommé WetQual. Il est originellement basé sur la simulation des processus hydrologiques et des cycles de certains éléments nutritifs comme l'azote en prenant en compte toutes les réactions et processus possibles. Le modèle a été repris et enrichi une première fois par Sharifi *et al.* en 2013 qui a ajouté la modélisation du cycle du carbone ainsi que l'estimation des émissions de gaz de méthane. Ce modèle, qui s'applique à l'échelle de la zone humide, fournit des résultats intéressants et dans ce cadre est qualifié de « bon » modèle prédictif. C'est pourquoi il a fait l'objet de plusieurs révisions ces dernières années (*Fig. 4, fig. 5*). Ces modifications ont été appliquées pour contourner la principale limite du modèle, à savoir son champ d'application réduit : l'ensemble de ses modules de simulations ne

s'appliquaient qu'aux zones inondées des zones humides, et n'englobaient pas les portions terrestres. Selon Mitsch et Gosselink (2000), la majorité des propriétés biogéochimiques du sol et du vivant des zones humides est déterminée par l'hydrologie de la zone. Dans ce cadre, Sharifi *et al.*, (2017) affirment que deux aspects hydrologiques précis doivent faire l'objet d'une attention particulière lors de la modélisation : les fluctuations des quantités d'eau souterraines et leur impact sur le niveau d'humidité du sol en surface, ainsi que les fluctuations saisonnières des niveaux d'eau dans les compartiments inondés des zones humides. C'est pourquoi les auteurs ont jugé nécessaire d'implémenter un module de modélisation du taux d'humidité du sol journalier, représentant un défi du fait de la complexité de paramètres à prendre en compte (hétérogénéité du sol, non uniformité des racines végétales...).

Ainsi, le modèle actuel présente trois compartiments distincts, chacun constitué d'un ensemble de couches aérobies et/ou anaérobies : le compartiment inondé, le compartiment plus ou moins saturé en eau, et un compartiment de transition facilitant la réalisation des calculs mathématiques. Pour le compartiment inondé de façon permanente (mais de taille variable), la modélisation des cycles du carbone et de l'azote dans l'eau et les sédiments passe par la résolution de trois équations différentielles. Les concentrations sont supposées spatialement uniformes pour chaque couche. Dans le cas du compartiment à saturation en eau variable, les modèles décrits pour ces deux éléments par Hantush *et al.* (2013) et Sharifi *et al.* (2013) ont été ajustés pour refléter la dynamique physique et géochimique se déroulant sous conditions non 100% saturées. Enfin, le compartiment de transition permet de suivre les échanges de masses entre les deux premiers compartiments décrits ci-dessus, à travers la résolution d'un ensemble d'équations où les concentrations sont calculées par unité de temps.

Ce schéma en compartimentation, en plus de faciliter les calculs, réduit les probabilités de cumuler les erreurs de calculs de masse totale. Appliqué à une zone humide de petite taille recevant majoritairement des eaux de drainage des fermes alentours (82%), le modèle montre de solides capacités de modélisation des masses exportées en TOC (Total Organic Carbon / Carbone organique total), NO_3 et NH_4 . Les auteurs Sharifi *et al.* (2017) constatent cependant que les résultats obtenus sont proches de ceux déterminés avec le modèle WetQual initial, tout en précisant qu'un manque de données de terrain limite la pleine évaluation du modèle amélioré.

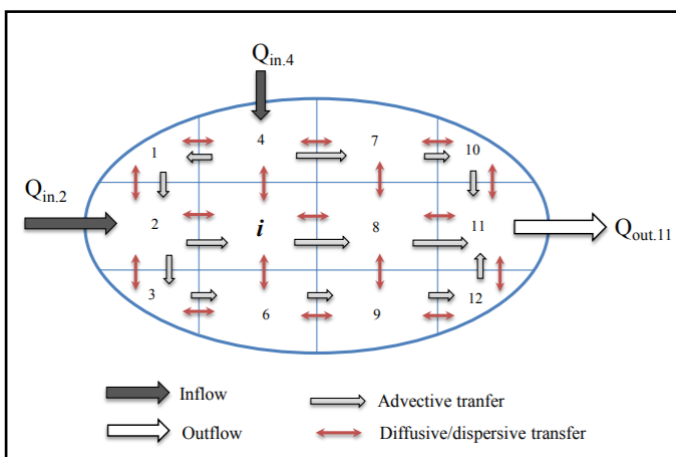


Figure 4 : Plan schématique des réactions et mouvements d'eau au sein d'une zone humide compartimentée. Sharifi, 2014.

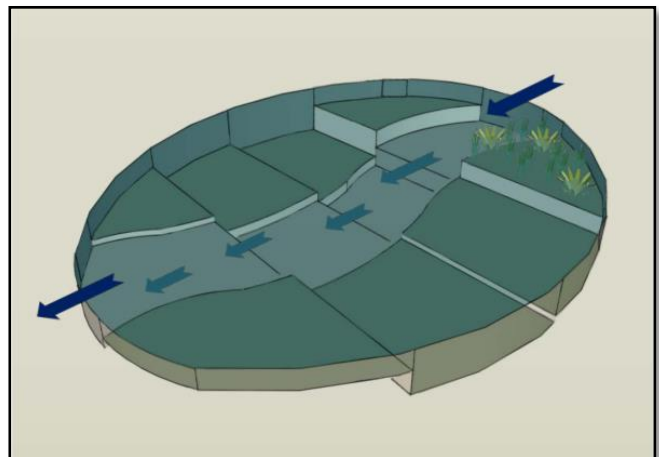


Figure 5 : Exemple de zone humide conceptualisée comme une succession de compartiments de profondeurs variables. Issu de la thèse de Sharifi sur le modèle WetQual, 2014.

Les résultats les plus probants concernant le cycle de l'azote portent sur la conversion de l'ammonium en azote oxydé (Sharifi *et al.*, 2017). Il apparaît que le compartiment à saturation en eau variable est le siège des processus de nitrification (couches surfaciques aérées) et de dénitrification (couches plus profondes anaérobies) importants. L'analyse statistique de sensibilité des paramètres du modèle suggère également que la dénitrification dans le compartiment inondé n'est pas négligeable. D'autre part, le modèle reporte de faibles pertes gazeuses (CO₂ et CH₄) provenant du compartiment insaturé.

Globalement, l'intégralité du modèle WetQual amélioré n'a pas été validée, mais son approche hydrologique par compartimentation est unique. Le modèle connaît des limites liées à son design, à commencer par le caractère incertain de ses résultats car obtenus à partir d'un large nombre de paramètres. Par exemple, la comparaison avec les valeurs données par le modèle original montre une nette différence au niveau du cycle de l'azote et des valeurs de biomasses accumulées. La représentation partielle de la compétition microbienne pour les ressources, et la non prise en compte de processus mineurs du cycle de l'azote (anammox...) peuvent être perçus comme les limites justifiées au modèle en plus de sa complexité de paramètres. Leur implémentation serait néanmoins intéressante à condition de disposer des données nécessaires à leur validation (Sharifi *et al.*, 2017).

1.3.2. Modèle TIS

Le modèle de « tanks-en-série » (T.I.S, Tanks-in-series), mis au point par Kadlec est un modèle Excel de type fonction de transfert permettant d'estimer la concentration de nitrates en sortie en fonction de la concentration de nitrates en entrée de ZTHA. Il modélise une zone humide à travers la mise en séries d'un nombre donné de réservoirs successivement parcourus par les flux d'eau depuis l'entrée jusqu'à la sortie de la zone.

En effet, l'approche de Kadlec repose sur le lien étroit entre efficacité et chemins empruntés par l'eau, qu'il s'agisse de mouvements de surface rapides ou au contraire de circulation à travers des circuits internes. Les zones humides possédant des circuits de circulation courts avec une traversée rapide et inconstante des flux ne sont pas aussi efficaces en termes de traitement que les systèmes dotés d'une répartition plus uniforme des masses d'eau (Kadlec, 2012).

D'un point de vue mathématique, le modèle correspond à une distribution gamma des temps de séjour et qui permet l'évaluation de la variance de la distribution du temps de séjour (valeur adimensionnelle). Il est spécifique au cas du nitrate et s'applique sous les hypothèses suivantes : d'absence d'infiltration d'eau dans la ZTHA, système dominé par la circulation des flux d'eau et structure interne de type « tanks en série ».

L'équation 1 donnée par la littérature (Kadlec et Wallace, 2008) :

$$g(t) = \frac{N}{\tau \Gamma(N)} \left(\frac{Nt}{\tau}\right)^{N-1} \exp\left(-\frac{Nt}{\tau}\right) \quad (1)$$

Avec :

- $\Gamma(N)$: la fonction gamma de N, = (N-1) !, factorielle si N est une intégrale, jour-1
- N : le nombre de tanks, par unité (paramètre physique)
- T : le temps de séjour, jours
- τ : le temps de séjour moyen, jours

Le modèle présente l'avantage de pouvoir tenir sur des feuilles de calcul Excel. Par souci de fonctionnalité paramétrique, le modèle TIS est défini par l'équation 2 (Kadlec, 2012 ; Kadlec et Wallace, 2008).

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{1}{N} = \frac{\tau^2}{\sigma^2} \quad (2)$$

Avec :

- N : le nombre de tanks en série
- σ^2 : variance de la distribution du temps de séjour, jours²
- σ_{θ}^2 : variance de la distribution du temps de séjour, sans dimension
- τ : actuel temps de séjour (traceur), jours.

Le coefficient de dénitrification k permet de calculer les masses d'azote réagissant dans chaque compartiment du modèle. Il est directement lié à la température du milieu, dont l'effet a été pris en compte grâce à l'équation modifiée d'Arrhenius (Eq. 3):

$$k_T = k_{20} \times \theta^{(T-20)} \quad (3)$$

Avec :

- k_T : le coefficient de dénitrification à température donnée (°C), mètres/an
- k_{20} : le coefficient de dénitrification à 20°C, mètres/an
- θ : le coefficient correcteur de la température ou dénitrification de croissance suspendu, sans unité

La littérature reporte le modèle comme suffisamment flexible pour être appliqué à une large gamme de zones humides artificielles, avec des chemins d'écoulements mixtes et une large variété d'efficacités de temps de séjours (Kadlec, 2012 ; Kadlec et Wallace, 2012 ; Tanner et Kadlec, 2012).

Deux articles de la littérature possèdent des contextes comparables à celui de notre étude sur la ZTHA de Rampillon, et étudient la dissipation du nitrate issu des eaux de drainage agricole. Tanner et Kadlec (2012) ont testé la validité du modèle grâce à la comparaison des prédictions du TIS avec des mesures de terrain sur des ZTHA recevant des eaux chargées en nitrates issues du drainage agricole, en Nouvelle-Zélande. Les auteurs parviennent à la conclusion que cette approche, d'une complexité intermédiaire, détient un réel potentiel de simulation et de prédiction de performances. En effet, les valeurs retournées par le modèle s'avèrent fidèles aux valeurs observées sur le terrain en termes d'ordres de grandeurs et de tendance évolutive globale. Le constat corrobore les conclusions des études menées par Crumpton *et al.* (2006) dans l'Iowa et celles de Kadlec (2010) dans l'Illinois. Les

valeurs indiquées par l'auteur (2012) sont $k_{20} = 25 \pm 8$ m/an et $N = 4,4$ TIS. k_{20} est également qualifié de front de propagation de la dénitrification, c'est pourquoi il s'exprime en m/an.

D'autre part, Uuemaa *et al.* (2018) ont appliqué le modèle horaire à une petite zone humide à Waikato (Nouvelle-Zélande) pour simuler la dissipation de plusieurs formes de l'azote. Dans ce cadre, le modèle a été adapté au contexte afin de prendre en compte les épisodes de tempête et les pertes par infiltration. Les concentrations des différentes formes de l'azote sont mesurées à l'entrée et à la sortie de la zone humide. Le modèle permet d'estimer la réduction des flux qui s'opère lors de la traversée de l'eau dans la zone. Il fournit des résultats en N-NO_x, N-NH₄, TON (Total Organic Nitrogen) et TN (Total Nitrogen) dont les charges sont réduites respectivement de 76%, 73%, 26% et 57%.

Autant d'éléments qui permettent de se tourner vers ce modèle adaptable qui donne des résultats satisfaisants dans des cas similaires à Rampillon.

Bilan

La zone tampon humide artificielle est un donc lieu privilégié pour le déroulement du cycle de l'azote. Grâce à sa configuration, ce type de zone permet d'améliorer la qualité des eaux agricole issues du drainage à travers la dissipation des nitrates qui s'opère selon plusieurs processus. Ses performances épuratrices dépendent d'une multiplicité de facteurs climatiques, physiques et biologiques qui peuvent impacter positivement ou négativement l'élimination des nitrates, molécules issues de l'agriculture et toxiques à l'homme et à l'environnement. Dans ce contexte plusieurs modèles prédictifs ont été créés dans le but d'évaluer les performances épuratoires de ses zones. Ces modèles plus ou moins complexes utilisent des approches différentes et prennent en compte un nombre déterminé de processus. Le modèle tanks-en-série apparaît comme un compromis intéressant, applicable à la zone d'étude de Rampillon.

2. Bilan de masse azoté

2.1. Présentation de la zone d'étude : le site de Rampillon

Le bassin versant (BV) de la commune de Rampillon (située à proximité de Nangis en Seine-et-Marne) est celui du Ru d'Ancœur, un affluent de l'Yerres. Le périmètre au sein duquel se trouve la zone tampon humide artificielle étudiée porte sur le sous-bassin versant du Ru des Gouffres de Rampillon dont la surface est d'environ 355 ha. Cette ZTHA possède une localisation spécifique et s'inscrit dans un contexte environnemental particulier qu'il convient de présenter pour pleinement appréhender ses enjeux.

2.1.1. Hydrologie et topographie du bassin versant

L'ensemble du réseau hydrographique du BV est constitué de deux secteurs de fossés à ciel ouvert, et le reste du linéaire correspond à des collecteurs de drainage enterrés sur l'ensemble du bassin versant (Fig. 6). Le premier fossé s'étend sur environ 600 mètres (« Ru de la mare à Bonneau ») et se trouve connecté au second secteur à ciel ouvert qui est celui du Ru des Gouffres. Il est situé en aval du pont de la route départementale n°62, d'un linéaire de 740 mètres (Aqui'brie, 2008a). Ce cours d'eau collecteur des eaux de drainage est en partie dévié dans la zone humide d'étude avant de rejoindre le Ru et de se jeter dans des « gouffres » situés dans un petit bois. Il vient alimenter directement la nappe de Champigny (Aqui'brie, 2008b). Ainsi, les gouffres du Bosquet de Rampillon et la nappe de Champigny forment l'exutoire d'un réseau hydrographique totalement artificialisé et dépendant des réseaux de drainage agricoles. Ces deux éléments donnent sa singularité au bassin versant et expliquent la création de la zone tampon humide en 2009-2010.

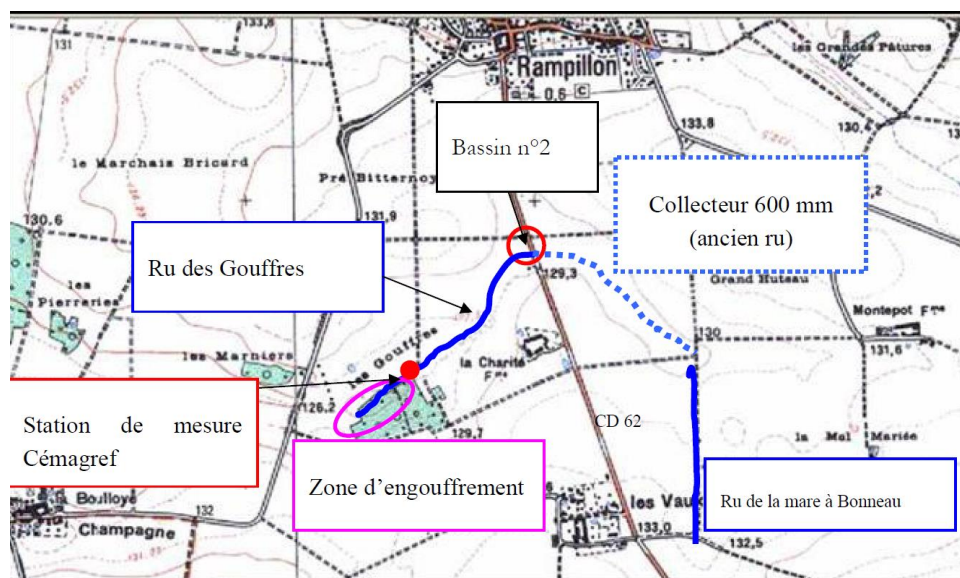


Figure 6 : Présentation du réseau hydrographique du bassin du Ru des Gouffres. Aqui'brie, 2008. Le bassin n°2 n'a finalement pas été réalisé.

Bosquet des Gouffres et nappe de Champigny

C'est la combinaison du Bosquet des Gouffres et de la nappe de Champigny qui explique la vulnérabilité du secteur face à la pollution de l'eau. Le Bosquet des Gouffres désigne une petite zone boisée au Sud de Nangis et en aval de la zone tampon humide étudiée, d'une surface de 5 ha, caractérisée par des dépressions dans le sol calcaire. Ces formations géologiques particulières donnent un accès direct à la nappe des Calcaires de Champigny, le plus grand gisement d'eau potable en Ile-de-France alimentant près d'un million de franciliens pour une surface totale de 1 700 km² (Aqui'Brie, 2017). Ces fracturations dans le sol sont à l'origine de l'infiltration directe des eaux de surface plus ou moins polluées qui rejoignent la nappe, d'autant plus vulnérable que le Bosquet dispose de capacités épuratoires réduites à cause du faible temps de séjour de l'eau qui y transite. La qualité des eaux souterraines est donc étroitement liée à celle du Ru d'Anceœur puisqu'il constitue le point principal de recharge de la nappe avec près de 800 000 m³ d'eau qui s'y infiltrent en moyenne par an (2012-2018) (Fig. 7). Un constat qui justifie l'existence de la ZTHA de Rampillon, stratégiquement placée juste en amont des gouffres (Aqui'brie, 2008b ; Passy *et al.*, 2012 : Aqui'brie, 2017).

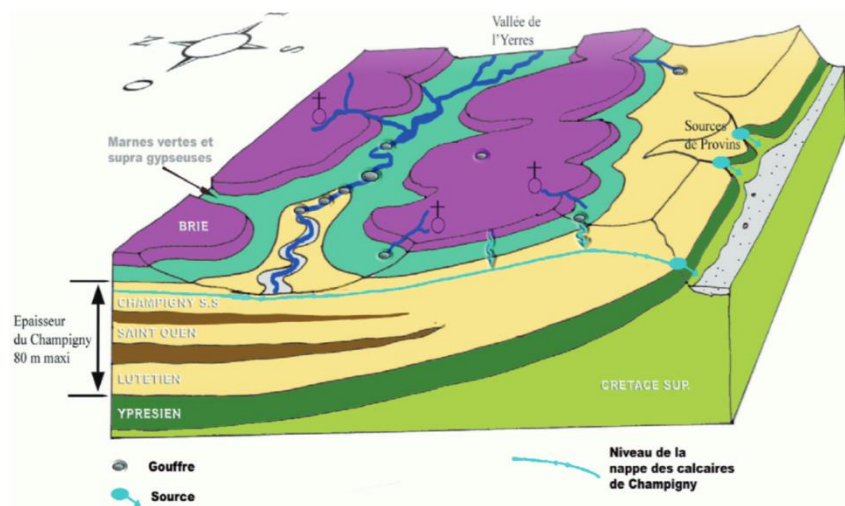


Figure 7 : Bloc-diagramme extrait du tableau de bord annuel 2015-2016 de la Nappe des Calcaires de Champigny édité par Aqui'brie en 2015. Présentation de l'aquifère multicouche et des zones de vulnérabilité.

Enjeux autour de la ressource hydrique

Le bassin versant topographique du Ru des Gouffres se caractérise ainsi par l'absence de véritable cours d'eau naturel et la commune de Rampillon par une zone de production d'eau potable soumise à une forte pression anthropique du fait du drainage agricole. La commune est notamment concernée par le seuil de crise renforcé et les mesures de restriction et interdiction pour la nappe de Champigny dont les conditions sont posées par un arrêté de 2007 (n°2007/DDAF/SFEE/23) (Aqui'brie, 2008b). Le dernier « Tableau de bord annuel de la Nappe des Calcaires de Champigny » édité par Aqui'Brie en 2017 montre que les sources du bassin versant du Provinois sont les plus sensibles à des fortes concentrations en nitrates, avec des mesures de concentrations 2014-15 qui dépassent quasi systématiquement les 50 mg/L NO₃. Ces valeurs de classe élevées correspondent au secteur Est où la nappe de Champigny

circule à faible profondeur. La commune de Rampillon est donc une zone particulièrement vulnérable où la nappe présente des teneurs élevées (40 à 50 mg/L NO₃) à très élevées (50 à 100 mg/L NO₃) comme on peut le visualiser sur la figure 8.

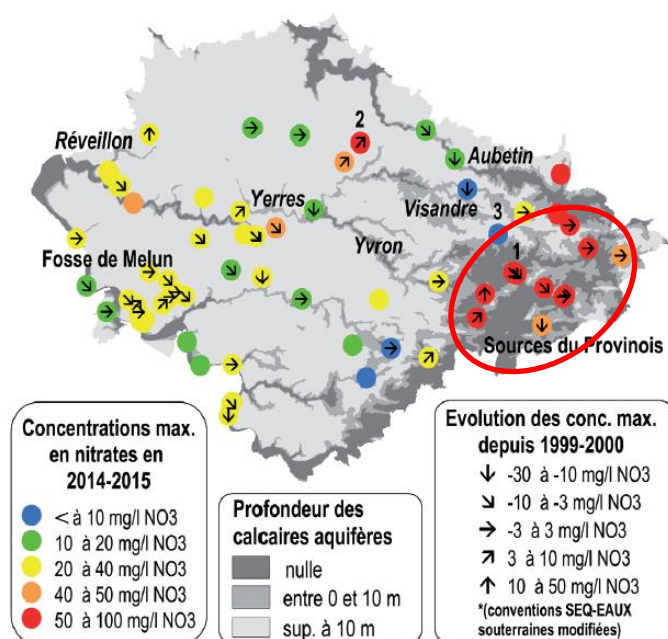


Figure 8 : Concentrations maximales en nitrates mesurées dans la nappe en 2014-2015 et variations de ces teneurs depuis 1999. Tableau de bord de la nappe de Champigny, Aquis-Brie, 2018.

2.1.2. Caractéristiques du bassin terminal de Rampillon

Création de la zone tampon humide de Rampillon

La zone tampon humide pilote de Rampillon (Fig. 9) est située dans le secteur de Nangis à 70 km à l'est de Paris (Seine-et-Marne, 77), et est représentative des systèmes agricoles drainés sur limon des plateaux. Elle a été co-dimensionnée par IRSTEA et Aquis'brie conjointement à 3 autres zones tampon humides disposées dans le secteur, bien qu'elle constitue la plus grande des cinq. Le projet de construction a été lancé en 2005 et l'ouvrage final construit 5 ans plus tard suite à la coopération de nombreux acteurs agricoles, scientifiques et politiques. Le suivi de la qualité des eaux transitant par la ZTHA a démarré dès 2012, uniquement sur ce bassin parmi les cinq créés. Originellement conceptualisée pour représenter 1,5% de la surface du sous-bassin versant, le site possède une surface de 5 300 m² pour un volume de 2 500 m³, soit finalement 0,15% du bassin d'alimentation. Cela correspond à un volume utile d'environ 7 m³ par hectare drainé. Selon les concepteurs, la zone est sous dimensionnée par rapport à la superficie de son bassin versant, et le traitement des eaux de drainage n'est par conséquent pas optimal. Elle n'en demeure pas moins le résultat du compromis réalisé entre les divers acteurs du territoire ayant permis son existence sur une zone à fort enjeux nitrates et foncier.

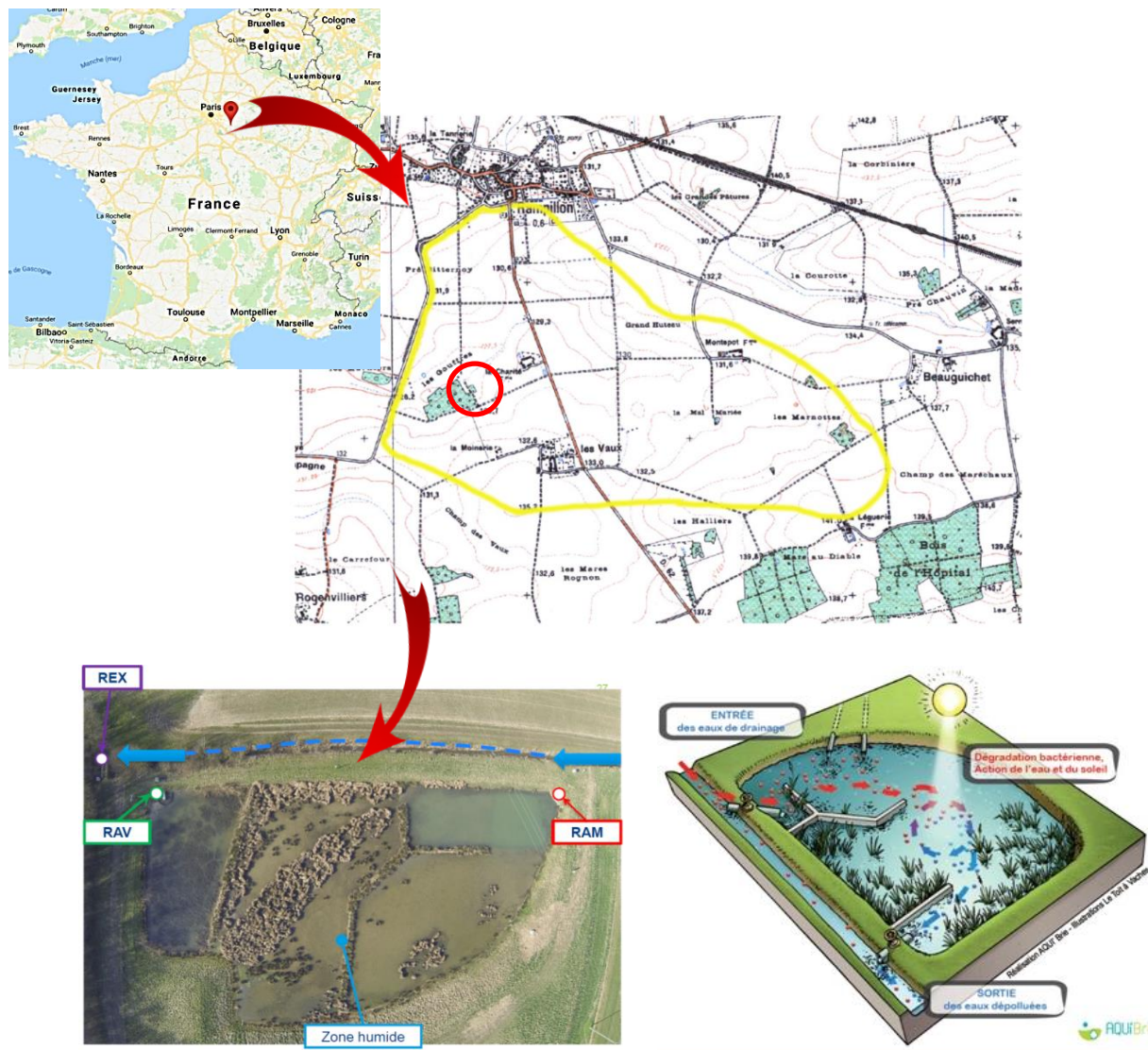


Figure 9 : Schéma de localisation et visualisation de la zone tampon humide de Rampillon, conception et fonctionnement. Adapté de Tournebize 2014, documents internes de l'équipe HBAN, Google Maps (consulté mai 2018).

Fonctionnement et peuplement végétal

La ZTHA est dotée de trois bassins communicants, à travers lesquels l'eau du Ru transite pendant 3 à 11 jours. Il est utile de décrire brièvement leurs fonctions respectives car cette configuration explique certains choix de modélisation par la suite.

Ainsi, le bassin amont est d'un volume de 300 m³, et sert d'unité de sédimentation où l'énergie du débit d'entrée est dissipée. La zone intermédiaire possède une capacité initiale de 1000 m³ et recrée une microtopographie relativement accidentée (creux, bosses, sillons, bourrelets, micro canaux et mares) dans l'objectif de diversifier au maximum les faciès et habitats de la zone. Elle est construite dans le but de maximiser à la fois la biodiversité et le potentiel d'épuration. Enfin, le bassin aval dispose d'un volume mort de 500 m³ et d'un volume utile de 1000 m³ qui débouche sur la vanne de sortie de la ZTHA. Celle-ci rejette les eaux dans le fossé collecteur qui longe la zone humide et se jette dans les gouffres.

La zone est actuellement végétalisée à 39% (mai 2018) suite à un épisode de disparition massive de Carex, Massettes et Roseaux. A l'origine cependant, l'ensemble des trois bassins a été artificiellement végétalisé par des peuplements de Carex et des filots de roselières en périphérie (phragmites et typha, des espèces locales). Les talus et les abords immédiats du bassin ont été plantés d'un mélange grainier de graminées et autres espèces adaptées au milieu humide (Aqui'Brie, 2008a). Les travaux de Manon Louis (stagiaire IRSTEA en 2012) ont mis en évidence une évolution de la population végétale deux ans après la création de la zone à travers les modifications notables des espèces dominantes sur la zone. Ainsi, la ZTHA de Rampillon comptait une forte densité de *Carex riparia* en 2012 à la place de *Carex acutiformis*, une faible colonisation par l'espèce initiale *Juncus effusus*, l'apparition d'espèces à développement rapide de type *Juncus (inflexus* principalement) dans le bassin intermédiaire, et la disparition complète des plants de *Typha Latifolia* suite à leur consommation par des ragondins (*Myocastor coypus*).

Caractéristiques hydrauliques

Le volume d'eau contenu dans la ZTHA varie d'une saison à l'autre et dépend fortement de la pluviométrie. Pour rappel, le bassin est alimenté majoritairement par les eaux de drainage des parcelles agricoles du bassin versant du Ru d'Ancœur. La quantité d'eau évacuée par les drains dépend du taux de saturation en eau du sol, qui génère un débit de drainage lors qu'il dépasse la capacité de rétention. Ce taux de saturation dépend lui-même de la pluviométrie, ce qui se traduit par des pics d'apports azotés lors des périodes de drainage intenses, davantage remarquables en hiver. Dans ce contexte, le diamètre de 50 cm du canal d'entrée limite la valeur du débit d'alimentation pouvant être admis dans la ZTHA, ce qui implique que seule une partie des eaux du Ru est déviée et envoyée vers la zone humide. Le reste du volume hydrique continue de s'écouler dans le ruisseau comme c'était le cas avant la mise en place du site et rejoint les gouffres directement en cas de forte crue.

Le mode de gestion de l'alimentation de la zone a été modifié à partir de la campagne de mesures 2014-15, soit un an après la mise en place d'un suivi des performances par IRSTEA. La vanne d'entrée de la ZTHA était auparavant fermée en hiver afin d'éviter les forts écoulements qui transiteraient trop rapidement pour assurer une activité de dépollution significative. Une fenêtre temporelle qui correspond parallèlement aux périodes de drainage intense où le besoin en dépollution est le plus important. A partir de 2014, le mode de gestion a été orienté vers une ouverture permanente mais bridée de la vanne pour préserver des temps de séjour suffisants et limiter les phénomènes de dilution.

2.1.3. Matériel de mesures

Le site de Rampillon est muni de trois stations de mesures (*Fig. 10*). La station amont « RAM » assure un suivi continu de la pluviométrie, du débit et des nitrates entrants au pas de temps horaire. Elle assure également un échantillonnage composite automatique des eaux pour le suivi de la qualité et l'analyse en pesticides. La seconde station « RAV » a été placée en sortie de la ZTHA et la dernière station « REX » à l'exutoire du bassin versant, au niveau du Bosquet des Gouffres où l'eau s'infiltrerait directement vers la nappe de Champigny.

Chaque station de mesure est constituée :

- D'un système d'acquisition du débit (Doppler couplé à hauteur d'eau).
- D'un système de prélèvement automatique d'échantillon d'eau asservi au volume passé (seuil variant de 60 à 300 m³ selon la saison hydrologique).
- D'un système de mesure en continu par méthode spectro UV-VIS qui relève la turbidité et la concentration en ions nitrates.
- Le site est également équipé d'un pluviomètre et d'une station d'Eddy-Covariance (ou tour à flux).

L'ensemble de ces dispositifs permet de mesurer des flux de polluants et d'informer sur les performances de la zone à travers une approche hydrologique. Pour la campagne de mesures 2016-17 (01/09 au 31/08 de l'année suivante), 32,8% des écoulements du BV ont transité dans la zone humide (103 523 m³) contre 47,4% en 2015-16 (334 750 m³). En moyenne sur 2014-2017, la zone intercepte 48% des écoulements du collecteur de drainage.

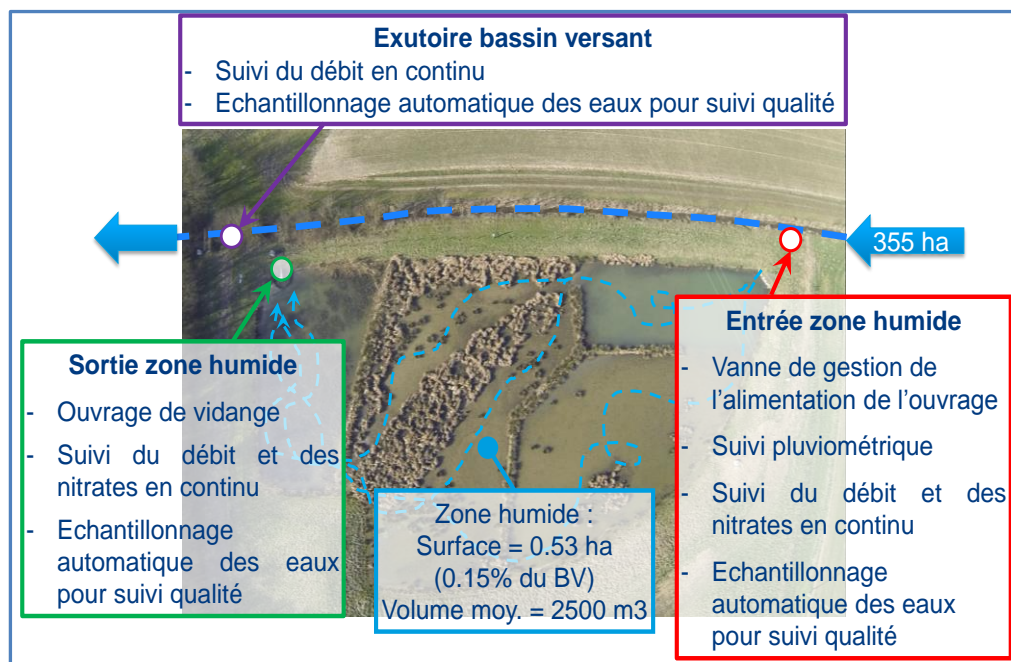


Figure 10 : Equipements du site de Rampillon. Performances de la ZTHA de Rampillon 15-17, Equipe HBAN, 2018.

2.2. Site, matériel et méthodes

Le principal objectif du stage porte sur l'évaluation des quantités d'azote retenues dans les différents compartiments de la zone tampon humide artificielle. Dans un premier temps, il est nécessaire d'estimer ces quantités dans les sédiments et dans la végétation du site de Rampillon. Au sein du cycle (*Fig. 11*), cet azote correspond aux phases de minéralisation et de transformation en azote organique.

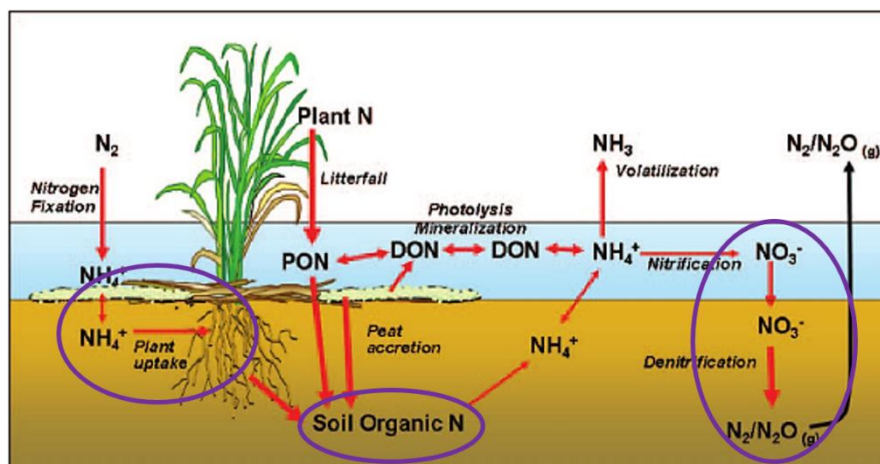


Figure 11 : Schéma du cycle de l'azote en zone humide. Adapté de Reddy et Delaune, 2008. Les cercles violets montrent les voies de dissipation de l'azote étudiées.

Pour faciliter sa compréhension, le document retrace le raisonnement suivi tout au long du stage.

D'autre part, le terme « particulaire » pour décrire l'azote ou le carbone renvoie aux analyses chimiques ayant permis leur obtention, c'est-à-dire aux analyses réalisées sur des matériaux solides (qualifiés de particulaires en laboratoire).

2.2.1. Hypothèses de travail

Le bilan de masse azoté et l'étude du cycle reposent sur plusieurs hypothèses formulées à partir des données de la littérature. Le travail réalisé est mené dans le but de confirmer ou d'infirmer ces hypothèses, décrites ci-dessous.

- La dénitrification est le processus majeur de dissipation des nitrates au sein d'une zone tampon humide artificielle.
- Le composé ammoniac est négligeable dans le bilan azoté (même si des pics peuvent survenir ponctuellement)
- Le N₂O produit provient uniquement du phénomène de dénitrification incomplète dû à des conditions aérobies dans la zone de transformation.

Ainsi, la dissipation des nitrates est tout d'abord étudiée dans le cas des processus jugés mineurs, qui sont le stockage dans les sédiments et la végétation.

Le suivi assuré par IRSTEA depuis 2012 permet d'avoir connaissance des concentrations en N-NO₃ entrantes et sortantes du bassin, sans pour autant indiquer quels mécanismes du cycle interviennent. Ces données préliminaires permettent d'aborder la problématique sous un angle général. Le constat est que la zone se comporte à première vue comme un puits en N-NO₃, en terme de concentration et en terme de flux dissipés.

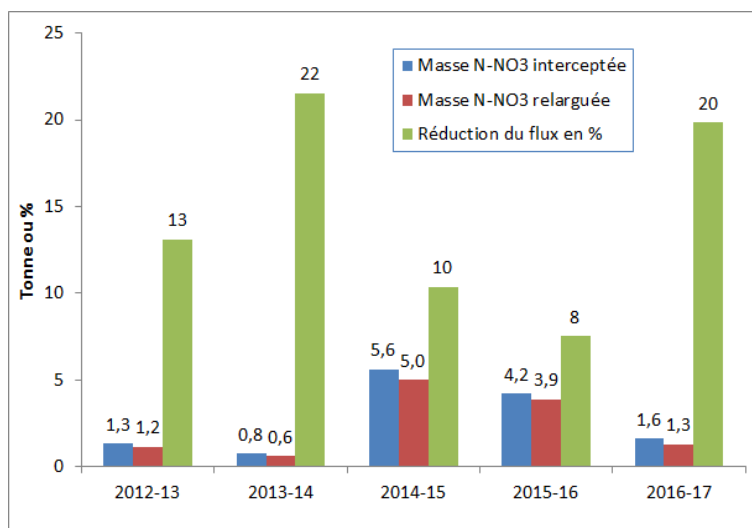


Figure 12 : Comparaison des flux IN/OUT en N-NO₃ du site de Rampillon. IRSTEA, 2018.

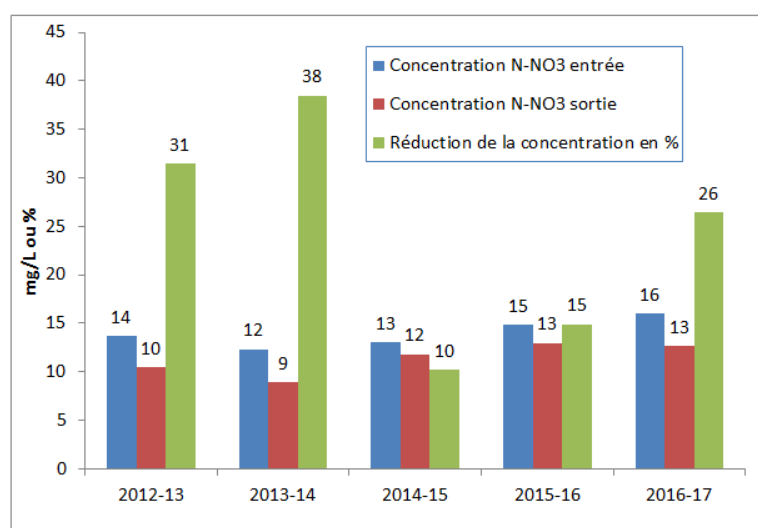


Figure 13 : Comparaison des concentrations IN/OUT en N-NO₃ du site de Rampillon. Performances Rampillon de 2015 à 2017, mis à jour en 2018 par Cédric Chaumont, document interne à IRSTEA.

Ces deux graphiques « bilan » permettent ainsi de visualiser les performances de la zone humide, qui s'avèrent contrastées avec une réduction de la concentration en N-NO₃ allant de **10 à 38 %** selon les années. Cette réduction s'élève en moyenne à **3 mgN-NO₃/L** (Fig. 13) et atteint en moyenne les **407 kg** de N-NO₃ par an (Fig. 12). Le décret 2001-1220 du 20 décembre 2001 (Aqui'brerie, 2008a) limite à 50 mgNO₃/L la teneur maximale en nitrates dans l'eau destinée à consommation humaine, soit 11,3 mgN-NO₃/L. Au regard des concentrations moyennes en sortie depuis 2014, la zone humide ne fournit pas une eau qui soit légalement potable, mais permet d'abaisser notablement la teneur en N-nitrates. Un constat qui s'explique par sa taille réduite en comparaison à la taille du bassin versant dont elle épure les eaux.

Les unités de N-azote exportées sont plus élevées en 2012-13 et 2013-14, et sont d'environ **25 kg/ha** en 2014-15 et en 2015-16. Les années 2012-13 et 2013-14 sont néanmoins à considérer à part suite à la modification du fonctionnement hydrologique de la zone : à partir de 2014, la vanne d'entrée est ouverte constamment mais en position bridée tout l'hiver, ce qui explique qu'une plus grande masse d'azote soit retenue les années suivantes. L'année 2016-17 se caractérise par une plus faible quantité d'unité exportée (14 kg/ha) mais une concentration moyenne en entrée de zone nettement plus élevée que les années précédentes (**70 mg NO₃/L soit 16 mg N-NO₃/L**). C'est pourquoi, par proportionnalité, la zone de Rampillon possède des taux de réduction élevés pour cette année hydrologique.

Ces valeurs restent des moyennes simplifiant le fonctionnement de la zone, qui connaît notamment des variations annuelles en lien avec les périodes pluvieuses, les saisons et les épisodes de fertilisation agricole (février à avril). Son efficacité moyenne en terme d'abattement des N-nitrates reste de **13%** en moyenne sur ces **3** dernières années, ce qui permet de poser l'hypothèse que la zone agit comme un puits à nitrates.

2.2.2. Quantification azote et carbone dans les sédiments de Rampillon

L'estimation de l'azote contenu dans les sédiments de la ZTHA passe par plusieurs étapes :

- Le prélèvement d'échantillon au sein de la zone humide.
- L'analyse en laboratoire de l'azote particulaire, du carbone inorganique et du carbone organique.
- L'estimation du volume de sédiments total contenu dans la zone à la date du 15 mars 2018 (date de prélèvement).

Protocole de terrain

Le protocole est établi à l'aide du guide d'échantillonnage et de pré-traitement des sédiments en milieu continental pour les analyses physico-chimiques de la Directive Cadre sur l'Eau (Programme scientifique et technique, document final, Schiavone S et Coquery M., Avril 2010).

Du fait de la configuration de la zone humide, de la profondeur et de l'accessibilité des différents bassins, ainsi que du travail de stagiaires précédents, cinq points de prélèvements sont déterminés et associés à cinq zones géographiques (*Fig. 14*). L'objectif est double : prélever pour des analyses en laboratoire, et prélever dans le but d'estimer un volume total de sédiments (annexe 1).

A chaque point de prélèvement, trois échantillons sont récupérés dans les 15 premiers centimètres de sol en retirant au maximum les débris et la couche de matière organique de surface. Ces échantillons sont ensuite mélangés et homogénéisés avant analyses.

Afin d'estimer un volume de sédiments par zone, deux cylindres en métal d'un volume de 251 cm³ sont remplis de sédiments par point de prélèvement. Parallèlement, la hauteur d'eau et la hauteur de sédiments sont mesurées. Cette méthode permet d'associer un poids de sédiments secs à un volume donné, permettant ensuite d'extrapoler une masse totale de sédiments à l'ensemble de la zone humide.

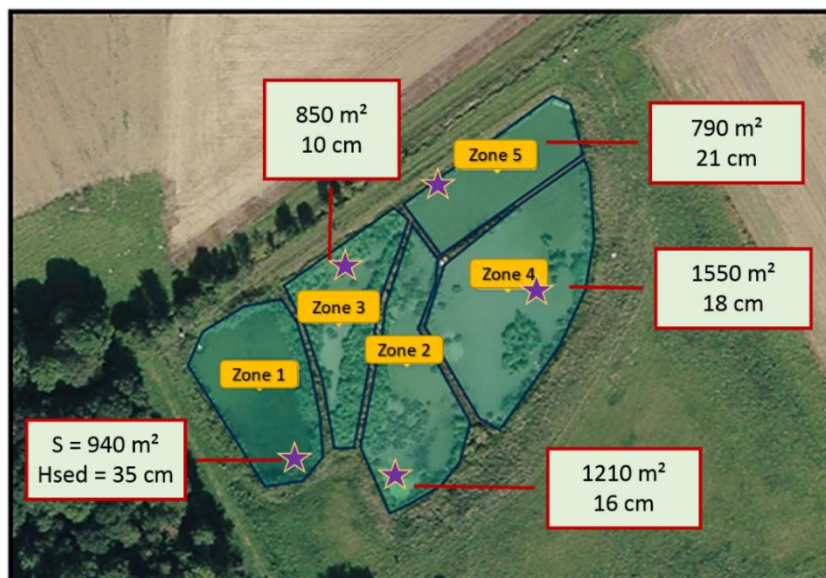


Figure 14 : Vue aérienne de la zone tampon humide de Rampillon (Géoportail, photo prise en août 2014). Localisation des points de prélèvements avec leur hauteur de sédiments et délimitation des zones associées.

Protocole d'analyses laboratoires

Les sédiments sont conservés en chambre froide avant d'être homogénéisés et pesés humides. Pour l'estimation des valeurs en azote et carbone inorganique, ils sont séchés à l'étuve à 105°C, puis broyés. Les résultats des teneurs en azote et carbone sont fournis par un analyseur élémentaire. Pour l'estimation de la valeur en carbone organique, le protocole diffère et se trouve fourni en annexe 1.

2.2.3. Quantification azote et carbone des espèces végétales de Rampillon

Comme dans le cas des sédiments, l'estimation de l'azote contenu dans les végétaux de la ZTHA passe par les étapes suivantes :

- L'actualisation de l'inventaire des espèces présentes sur le site, ainsi que leur localisation spatiale (*Fig. 15*).
- Le prélèvement d'échantillon au sein de la zone humide.
- L'analyse en laboratoire de l'azote particulaire, du carbone inorganique et du carbone organique.

Les prélèvements sont réalisés mi-mai lors de la phase de croissance de la majorité des espèces, car c'est la période optimale pour évaluer l'absorption de l'azote par les végétaux.

Les espèces majoritaires présentes sur le site sont le Roseau commun (*Phragmites australis*), le jonc (*Juncus inflexus*), la Laïche des rives (*Carex Riparia*) et l'hydrophyte immergée Callitriche (*Callitriche palustris*). Chacune s'étend sur plus de 3% de la surface totale de la zone.

Protocole terrain

Le document de référence utilisé pour établir les protocoles de terrain et de laboratoire a été mis au point par IRSTEA en 2015. Il s'agit du *protocole détaillé du prélèvement de biomasse végétale en zone de rejet végétalisée*, traitant du *Rôle du compartiment végétal au sein de la zone de rejet végétalisée de type « bassin » de Marguerites (30)*. Les végétaux y sont distingués selon la classification de Brix (1989) qui est choisie comme base de différenciation des macrophytes. Dans ce cadre, les espèces à prélever sont toutes des macrophytes émergés dotés de tiges et feuilles aériennes mais avec un système racinaire sur substrat immergé, à l'exception du Callitriche qui y est classé comme macrophyte totalement submergé.

Le protocole diffère selon ces catégories et se trouve détaillé dans l'annexe 2. Il est à noter qu'une pré-sortie de terrain a permis de tester partiellement le protocole et de l'ajuster suite au constat de certaines difficultés pratiques. Celles-ci sont également précisées dans l'annexe 2.

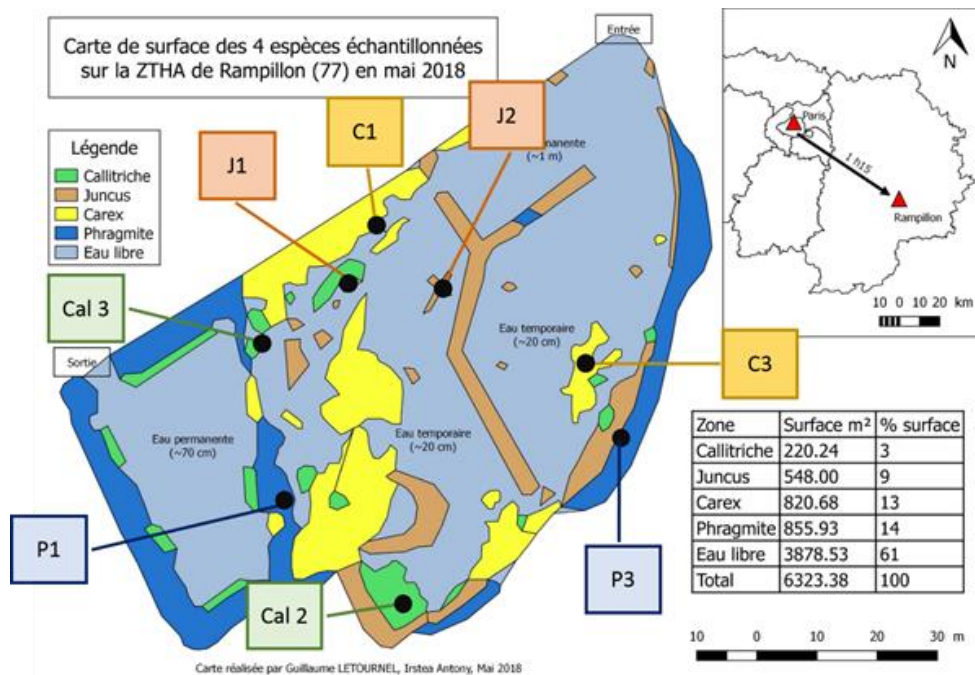


Figure 15 : Carte de la répartition des 4 espèces échantillonnées sur la zone de Rampillon avec localisation des points de prélèvement. Créée sur QGis par G. Letournel et M. Blandin à partir d'une image de drone du 23/05/2018 prise par IRSTEA.

Protocole de laboratoire

L'analyse des composés azotés et carbonés au sein de la matière vivante requiert un travail de préparation minutieux dont un élément crucial porte sur le nettoyage et séchage des végétaux. De même, le protocole complet est détaillé dans l'annexe 2.

2.3. Résultats

2.3.1. *Stockage par les sédiments*

Les tableaux 1, 2 et 3 ci-dessous présentent les principaux résultats obtenus par zone du site de Rampillon.

Tableau 1 : Teneur en azote total et en carbone particulaire dans les échantillons de sédiments. Mars 2018.

	N particulaire total (%)	C organique (%)	C inorganique (%)	C particulaire total (%)
Point 1	0,351	0,837	3,829	4,666
Point 2	0,306	0,675	3,861	4,536
Point 3	0,261	0,718	3,906	4,624
Point 4	0,198	0,466	4,033	4,499
Point 5	0,237	0,435	3,440	3,874

On constate que la fraction azotée des sédiments est faible avec des valeurs qui ne dépassent pas les 0,4%, ce qui corrobore les données de la littérature (Kadlec, 2012). Les valeurs en carbone total sont au contraire élevées, et à 87% sous forme inorganique. D'une

part, cette richesse en carbone pourrait s'expliquer par la couverture végétale de la zone, aujourd'hui appauvrie suite à un épisode de disparition du carex en 2016, mais quasi complète lors de la création de la zone. D'autre part, le site de Rampillon existe depuis 8 ans, au cours desquels les végétaux ont pu établir leur cycle biologique et fournir d'importance quantités de débris naturels lors de leur renouvellement.

Les résultats mettent en lumière des variations spatiales de teneur en azote total, qui est 44% plus élevé dans la zone 1 que dans la zone 4. De même c'est la zone 1 qui possède la teneur en carbone la plus élevée, notamment en carbone organique. Ces valeurs peuvent s'expliquer par la densité de végétaux (Roseaux) et la présence d'arbres sur tout le tour du bassin. Lors de leur disparition, et lorsque les arbres perdent leurs feuilles, cette matière organique constitue un apport d'azote (organique) annuel conséquent. D'autre part, cette zone est propice à l'accumulation de sédiments car plus profonde avec des vitesses très faibles. Les teneurs en azote des zones 2 et 3 correspondent également à leur couverture végétale mais avec des mouvements d'eau moins statiques que dans la zone 1. A l'inverse, la zone 5 est plus turbulente puisqu'elle reçoit le flux d'entrée en provenance du fossé collecteur. Elle est également peu végétalisée. Deux éléments qui sont en faveur d'une teneur plus faible en azote dans les sédiments. C'est la zone 4 qui possède les sédiments aux teneurs les plus basses en azote, parallèlement à une faible hauteur d'eau. L'activité de dénitrification peut être augmentée par ces conditions qui ne laisseraient pas l'azote minéral être piégé dans la matière en déposition mais seraient dénitrifié rapidement. La colonne d'eau contiendrait davantage oxygène favorisant la nitrification en été et la dénitrification lors des périodes de drainage intense où la hauteur d'eau augmente significativement.

A noter que le protocole de décarbonatation employé pour obtenir les valeurs en carbone organique n'est pas sans effet sur l'azote particulaire. Il a été réalisé sur les échantillons différents issus des mêmes sédiments et a montré que ces manipulations diminuaient en moyenne de 80% les valeurs obtenues (ici non représentées). Il faut donc bien séparer les deux types d'analyses entre C total et N total d'une part, et C inorganique d'autre part.

Les résultats des analyses du laboratoire permettent d'extrapoler des masses en azote et carbone à l'échelle de chaque zone, connaissant leur surface, le volume et le poids des sédiments (*Tab. 2, tab. 3, fig. 16*).

Tableau 2 : Estimations des masses en azote et carbone contenus dans les sédiments de la ZTHA de Rampillon par zone en mars 2018.

	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
Hauteur de sédiments (m)	0,35	0,16	0,10	0,18	0,21
Surface zone (m ²)	940	1 210	850	1 550	790
Volume sed. Mouillés ZTHA (m ³)	329	194	85	279	166
Poids sed. Secs / zone (kg)	69 799	133 209	62 344	215 248	106 083
kg N particulaire total	245	408	163	425	252
kg C particulaire total	3 257	6 042	2 883	9 683	4 110
kg C particulaire organique	584	898	448	1 002	461
kg C particulaire inorganique	2 673	5 143	2 435	8 681	3 649

L'ensemble des valeurs calculées est ensuite agrégé à l'échelle de la totalité de la zone humide, ce qui donne des masses totales en azote et carbones stockées dans les sédiments (Tab. 3).

Tableau 3 : Bilan des masses azotées et carbonées immobilisées dans les sédiments au 15 mars 2018.

Masse d'azote des sed. ZTHA	1 493 kg
Masse de carbone des sed. ZTHA	25 974 kg
Masse de carbone organique	3 393 kg
Masse de carbone inorganique	22 581 kg

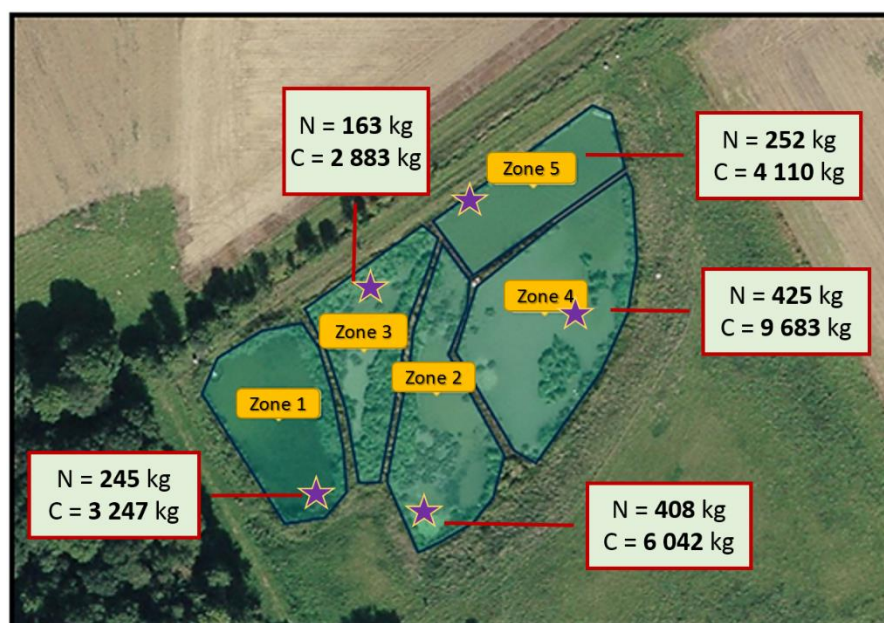


Figure 16 : Vue aérienne de la zone tampon humide de Rampillon (Géoportail, 2014). Masses en azote et carbone extrapolées par zones.

La masse totale d'azote contenue dans les sédiments estimée au 15 mars 2018 est de **1,493t** (Tab. 3). Cette valeur est représentative d'un état à une date donnée mais dans le cas des sédiments elle est le résultat d'une accumulation depuis la création de la zone tampon en 2010 car il n'y a jamais eu d'opération de curage du site.

D'autres campagnes de mesures ont été réalisées en 2014, 2015 et 2017 par les équipes estoniennes de l'Université de Tartu en partenariat avec IRSTEA. Elles permettent de déterminer sous quelle forme est l'azote dans les sédiments. Les teneurs moyennes détectées en azote total sont de 0,15% avec respectivement 0,48 mg/kg de N-NO₃ et 29 mg/kg de N-NH₄. Ainsi, l'azote est à **98,04%** sous forme organique et à **1,96%** sous forme minérale. Une portion très faible de nitrates est donc stockée dans ce compartiment appuyant l'hypothèse que la dénitrification a lieu à l'interface eau/sédiment et que la fraction N-NO₃ de l'eau n'est pas immobilisée. Pour le site de Rampillon, cela représente sur **8 ans** un stockage total de **1,464t** d'azote organique et **29kg** d'azote minéral.

En se basant sur les hauteurs relevées et les 8 ans d'existence de la zone, le taux d'accumulation des sédiments n'apparaît pas homogène d'une zone à l'autre. Il est en moyenne de **2,4 cm/an** avec des valeurs qui vont de 4,4 cm/an dans la zone 1 à 1,25 cm dans la zone 3. Cette hétérogénéité n'est pas surprenante puisque l'opération de traçage menée à Rampillon (29/03/2017) a montré que les mouvements d'eau au sein du bassin ne sont pas caractérisés par les mêmes débits. La vitesse dans la zone 1 est plus faible et laisse davantage le temps aux sédiments de s'accumuler.

Les données permettent de mettre en perspective les résultats de 2018 grâce à l'établissement de la dynamique temporelle des sédiments, même si les protocoles ne sont pas rigoureusement identiques.

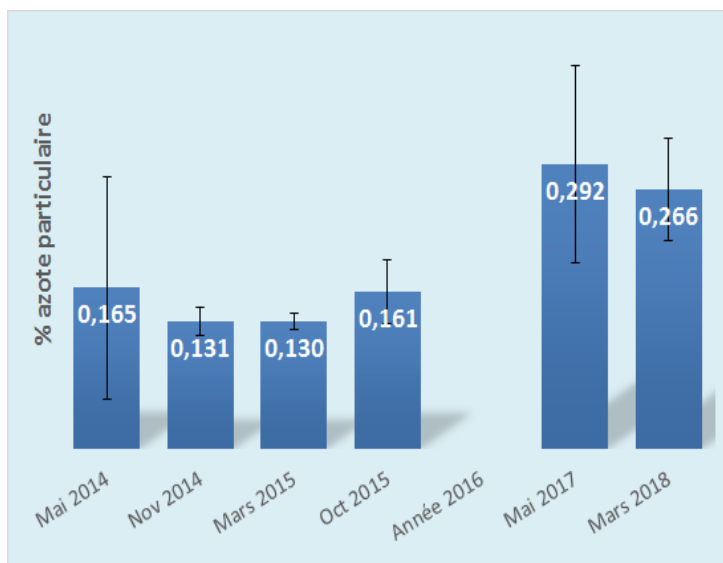


Figure 17 : Teneurs moyennes en azote total particulaire dans les sédiments de Rampillon. 6 campagnes de mesures de 2014 à 2018 sont représentées.

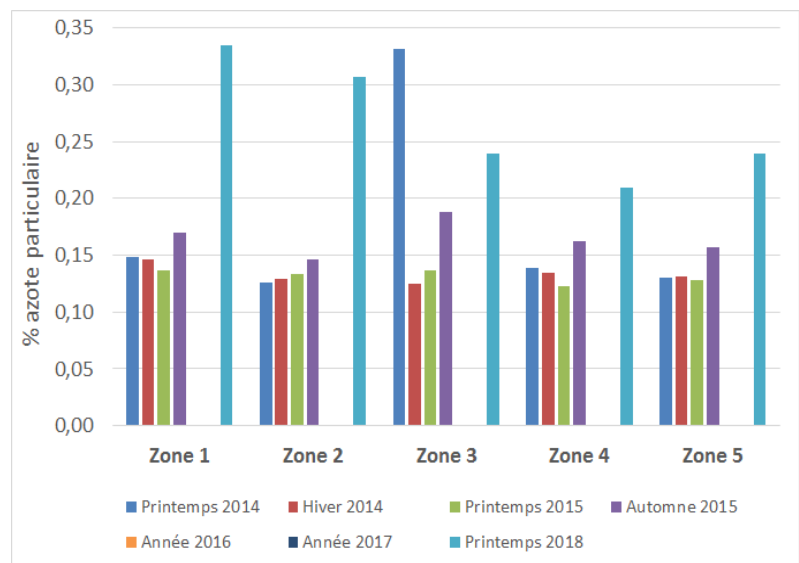


Figure 18 : Evolution des teneurs en azote total dans les sédiments de Rampillon par zone. Pas d'informations pour 2016 et 2017.

Les campagnes de mesures n'ont pas été régulières depuis le mois de mai 2014, c'est pourquoi les graphiques présentent des « trous » pour certaines années. Le graphique de la *figure 18*, présente des valeurs moyennes en azote particulaire évaluées dans la totalité des sédiments prélevés par campagne de mesure. La dernière barre de l'histogramme correspond aux relevés de terrain dans le cadre de ce travail. On constate une homogénéité de valeurs, avec des pourcentages toujours très faibles qui sont compris entre 0,1 et 0,3%. Cependant, les teneurs tendent à augmenter, et se trouvent deux fois plus élevées en mars 2018 qu'en mars 2015. Il est à noter que toutes les années n'affichent pas des échantillons homogènes, comme en témoignent les barres d'erreurs. Les campagnes de 2014 et 2015 ont été réalisées selon un même protocole, à des points précis sur la zone humide. Les échantillons de mai 2017 n'ont pas été réalisés dans les mêmes conditions et leur localisation sur la zone n'a pas été fournie. C'est pourquoi la *figure 17* représentant l'évolution des teneurs en azote par zone n'intègre pas les résultats pour 2016 (comme la *fig. 18*).

La nette augmentation des teneurs en azote constatée depuis 2017 peut avoir plusieurs origines. La première explication plausible porte sur la nature du protocole et des analyses qui

n'ont pas été réalisées à IRSTEA ces années-là, avec des prélèvements de sédiments plus profonds que ceux réalisés en 2018. La seconde explication implique l'augmentation de la concentration en NO₃ détectée en sortie de bassin versant qui passe de 55,7 mg/L en 2015-16 à 70 mg/L en 2016-17. Cependant, environ 2% du N-NO₃ est stocké dans ce compartiment, l'impact de cette augmentation reste faible. Enfin, la disparition d'un grand nombre de plantes pourrait être à l'origine d'un apport de matière organique augmentant le stock d'azote immobilisé par les sédiments.

La comparaison inter – annuelle des prélèvements est donc à prendre avec précaution mais permet de constater que l'azote immobilisé dans les sédiments est un piègeage relativement stable dans le temps à 98% sous forme organique.

2.3.2. Stockage par les végétaux

La végétation possède un rôle capteur d'azote minéral, qui est transformé en azote organique par le fonctionnement biologique des espèces, puis retourné aux sédiments sous forme organique à leur sénescence. Quelle fraction représente ce prélèvement à l'échelle de la ZTHA de Rampillon ?

Les plantes récoltées sur la zone sont les plus abondantes et les plus représentatives de la végétation du site. *Phragmites australis* (identifié par la lettre P), *Juncus inflexus* (J), *Carex Riparia* (C) et du *Callitriche palustris* (Cal) ont été prélevées mi-mai 2018. Les numéros associés correspondent au point de prélèvement localisé sur la carte (Fig. 19) et ont été conservés tels quels pour une meilleure compréhension. Cependant, certains prélèvements prévus n'ont pas pu être réalisés pour des raisons logistiques, c'est pourquoi les chiffres ne se suivent pas rigoureusement.

Tableau 4 : Teneur en azote et carbone particuliers dans les échantillons de végétaux secs. T désigne les tiges, R les racines et Rhiz les rhizomes. C2 possédait des épis de fleurs qui ont également été analysés à part du reste de la plante. Mai 2018.

		N particulaire (%)	C organique (%)
Roseau	P1T	3,498	43,310
	P1rhiz	0,311	41,445
	P1R	0,658	36,265
	P3T	2,817	43,090
	P3rhiz	0,394	40,885
	P3R	0,921	39,765
Jonc	J1T	1,654	43,910
	J1R	0,669	39,515
	J2T	1,831	42,780
	J2R	1,075	34,925
Carex	C1T	2,905	42,970
	C1R	0,981	35,640
	C2T	2,218	43,115
	C2R	0,893	39,590
	C2Fleurs	2,579	46,115
Callitriche	Cal2	3,260	37,345
	Cal3	3,089	35,350

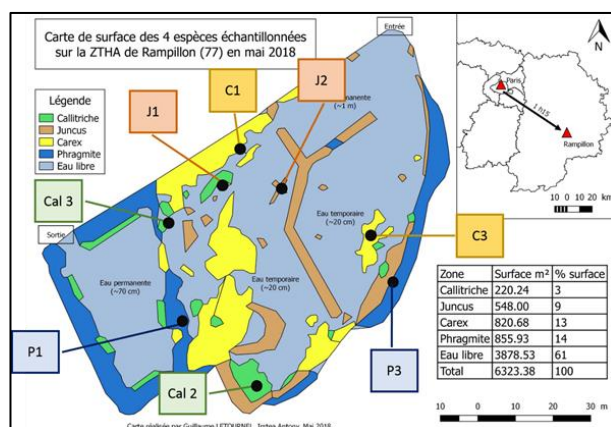


Figure 19 : Rappel de la répartition des espèces sur la zone humide et des points de prélèvements.

Les résultats de l'analyse (*Tab. 14*) montrent que les teneurs en azote organique des échantillons sont nettement plus élevées que dans le cas des sédiments et atteignent jusqu'à 3,5% dans les tiges du roseau commun. Il est nécessaire de préciser que toutes les plantes ne sont pas au même stade de croissance, ce qui impacte leurs teneurs respectives en azote. Le carex et le jonc sont au stade de floraison, alors que le roseau est encore au stade de croissance. Il est donc dans une phase où il capte plus d'azote pour assurer son développement et sa reproduction, ce qui pourrait expliquer ces valeurs plus élevées.

On constate également que les teneurs en azote sont systématiquement plus faibles dans les racines, suggérant que la priorité de l'allocation des ressources est donnée aux parties aériennes. Les teneurs les plus basses se trouvent dans les rhizomes, ce qui est surprenant au vu de la rigidité de ses parties dont le rôle est à la fois nutritionnel et fixateur. Dans le cas du carbone organique, les valeurs obtenues sont davantage homogènes, bien qu'également plus faibles dans les racines.

Tableau 5 : Surface de prélèvement (prv) et teneurs en eau des trois espèces de macrophytes et de l'espèce hydrophyte. Mai 2018.

	Carex C1	Carex C3	Roseau P1	Roseau P3	Jonc J1	Jonc J2	Callitriche Cal 2	Callitriche Cal 3
Surface / prv (cm²)	552	323	90	150	625	425	240	255
Poids frais (g)	1691,4	1968,9	675,8	1050,7	1670,4	322,9	145,0	145,0
Poids sec (g)	552,3	423,5	216,3	270,6	399,8	70,2	4,0	13,5
Réduction en eau (%)	67	78	68	74	76	78	97	91

Le *tableau 5* montre que les plants n'ont pas été échantillonnés sur des surfaces équivalentes afin de garantir des densités intermédiaires représentatives pour chaque espèce. Les plants ont été égouttés avant d'être pesés frais mais les valeurs surestiment le poids en eau du fait de l'humidité des racines qui ont été plus difficiles à sécher (cas de J1). La réduction en eau des quatre espèces reste importante, puisque leur poids sec représente moins de 35% de leur masse totale. Le Callitriche possède des teneurs en azote élevées, mais son poids sec est particulièrement faible, ce qui implique une immobilisation en azote en très faibles quantités. Ces quatre espèces sont typiques des zones humides, et il n'est pas étonnant que leur structure biologique soit majoritairement constituée d'eau.

Afin de compléter le bilan de flux du cycle de l'azote, il s'agit également d'extrapoler les quantités d'azote stockées dans les plantes, à l'échelle de la zone humide. Une photo de drone datée du 23/05/2018 sert de support à la détermination des surfaces occupées par chacune des espèces. A partir des densités, des poids et des teneurs en N et C de chaque échantillon, le stock total d'azote immobilisé est déterminé. Les résultats des tableaux 14 et 15 sont reportés à l'échelle de l'ensemble de la zone humide (*Tab. 16, fig. 20 à 22*).

Tableau 6 : Résultats des analyses et des estimations spatiales par espèce. 2018.

	Carex	Roseau	Jonc	Callitriche
Surface sur ZTHA (m ²)	821	856	548	220
Poids total tiges (kg)	780	2503	714	76
Poids total racines (kg)	8791	15501	1491	-
% N tige moyen	2,562	3,157	1,742	3,175
% C tige moyen	43,043	43,200	43,345	36,348
% N racine moyen	0,937	0,571	0,872	-
% C racine moyen	37,615	38,015	37,220	-

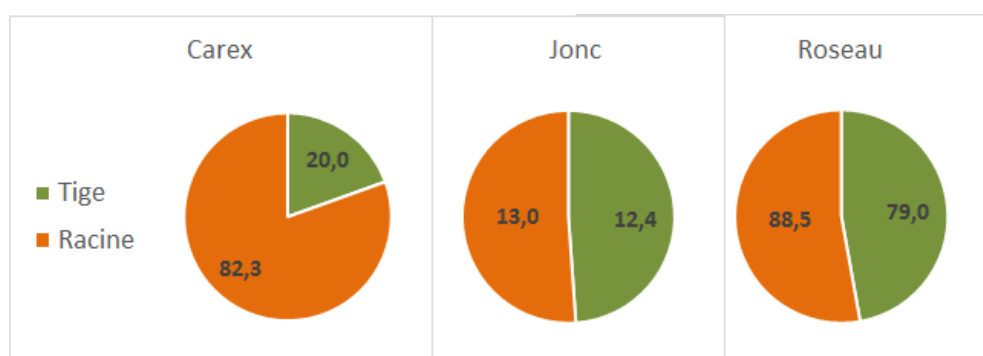


Figure 20 : Masses totales d'azote en kg contenues dans chaque espèce macrophyte à l'échelle de la totalité du bassin.

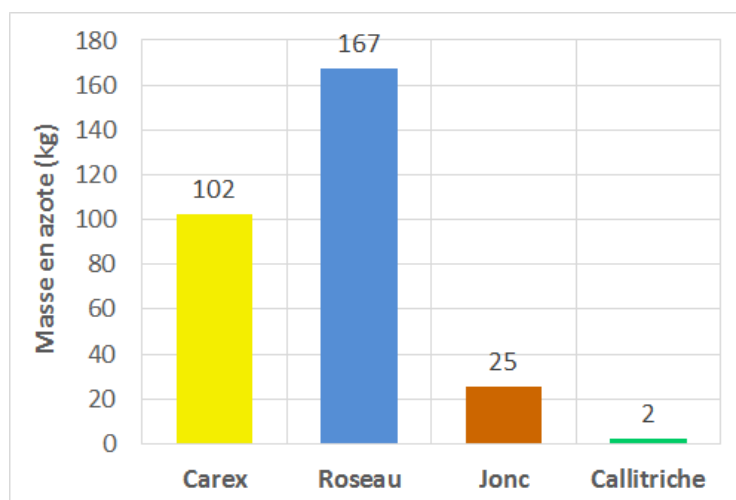


Figure 21 : Masse totale d'azote organique contenue dans les espèces dominantes de la ZTHA de Rampillon.

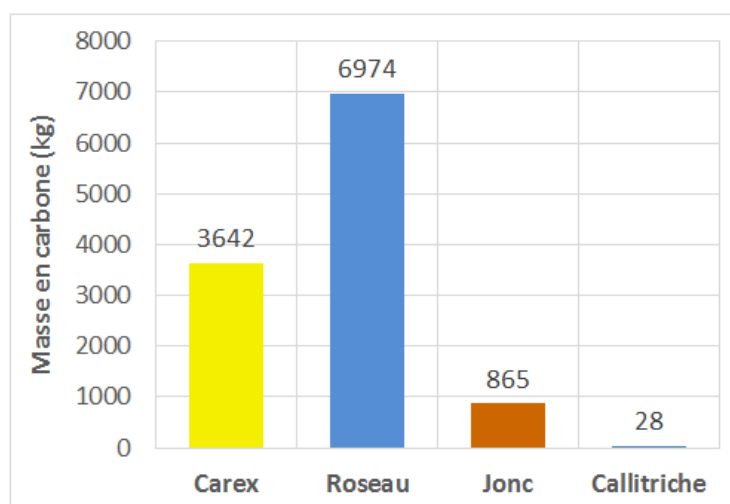


Figure 22 : Masse totale de carbone organique contenue dans les espèces dominantes de la ZTHA de Rampillon.

Plusieurs points ressortent des estimations ci-dessus (fig. 20 à 22). Tout d'abord, un constat valable pour l'ensemble des espèces porte sur les teneurs faibles en N dans les racines qui ont néanmoins une importante biomasse. Elles immobilisent relativement plus d'azote que les parties aériennes (4 fois plus pour le Carex). Les teneurs parfois élevées en N comme dans

le cas du Callitriche (3%) sont pondérées par une biomasse sèche faible. Il apparaît ainsi que l'espèce qui immobilise le plus d'azote organique est le Roseau (*Phragmites australis*), en grande partie du fait de sa densité racinaire. C'est également l'espèce qui stocke le plus de carbone, à raison d'environ **7t** sur le bassin.

Ces mesures ont été réalisées alors que la croissance des plants n'était pas encore terminée, et les prélèvements choisis d'une densité intermédiaire. Or les roseaux sont plus denses en bordure des zones 1 et 4, ce qui laisse à penser que les valeurs trouvées sont sous-estimées par rapport à la réalité.

Ainsi, selon les estimations, la végétation immobilise **298 kg** d'azote organique et **12t** de carbone sur l'ensemble du bassin.

2.3.1. Cas du N₂O

Le travail de stage s'est centré sur le bilan des gaz N₂ et N₂O dont les données proviennent d'IRSTEA en coopération avec l'équipe estonienne de l'Université de Tartu. Une interprétation de ces résultats est proposée pour l'établissement du bilan de masse azoté à l'échelle de la zone humide.

Selon les hypothèses réalisées, ces gaz constituent la voie de dissipation préférentielle de l'azote, rendu à l'atmosphère à travers le processus de dénitrification. L'enjeu porte sur la nature des gaz, dont l'un possède un effet de serre notable : le N₂O. Il proviendrait d'une dénitrification incomplète en présence d'oxygène.

Des campagnes de mesures ont été effectuées en 2014 grâce à 6 réacteurs, 6 chambres manuelles et 12 chambres automatiques disposés en plusieurs points du site. Les concentrations en N₃O dans l'eau ainsi que les émissions de N₂O et CH₄ sont quantifiées directement. Les mesures d'émissions de N₂ sont réalisées en laboratoire par incubation de portions de sol.

Les figures 24-a et 24-b présentées ci-dessous proviennent de l'équipe ARTHEMYS. Elles permettent d'avoir une vue d'ensemble sur les émissions de gaz de l'entrée à la sortie de la zone.

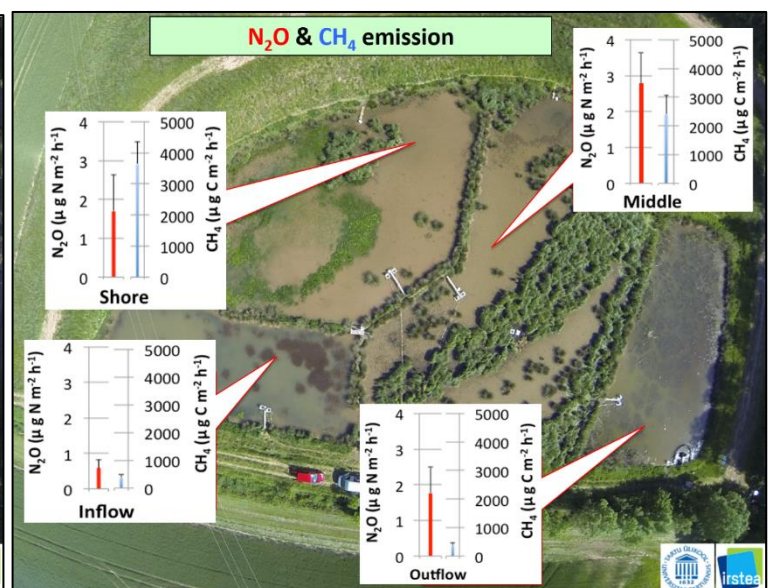
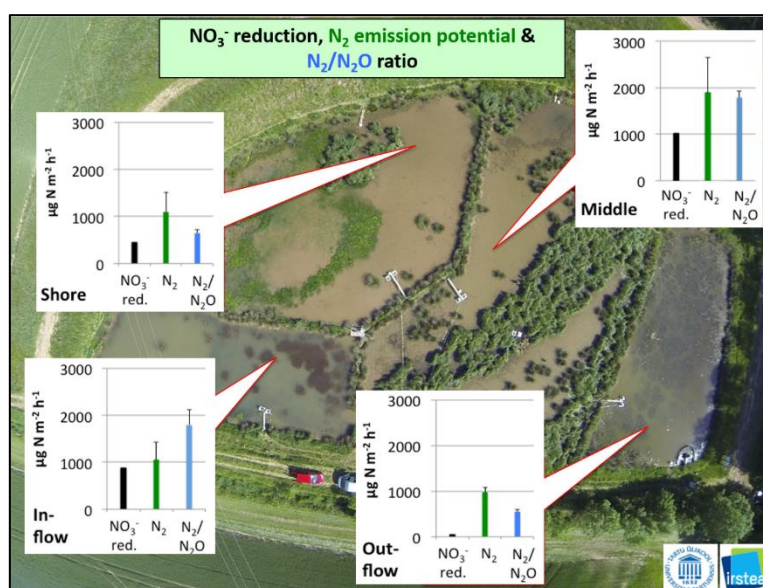


Figure 24-a : Emissions potentielles de N₂ et ratio N₂/N₂O en différents points de mesure du bassin. Données IRSTEA, 2014.

Figure 24-b : Emission in situ de N₂O et de CH₄. IRSTEA, 2014.

On constate qu'il existe une forte variabilité spatiale en terme de dissipation des nitrates au sein de la zone. Selon les estimations, la quantité de N-N₂ émise est de 329 ± 25 kg.ha⁻¹.an⁻¹ avec un ratio N₂/N₂O de 844. La zone émet donc très majoritairement du N₂, ce qui pourrait indiquer une dénitrification complète ou la réalisation du processus anammox. Ainsi, sur 0,53ha (soit la surface de la ZTHA), la quantité annuelle de N-N₂ émise est environ de **174,4 ± 13 kg** et celle de N-N₂O est de **0,21 ± 0,016 kg**. La valeur de N-N₂ est une approximation dont la fiabilité est à prendre avec précaution. Pour le bilan de masse, elle est attribuée à la dénitrification, l'anammox étant considérée comme négligeable. La valeur de N-N₂O est davantage réaliste car établie à partir de relevés de terrain, et comparée à la masse d'azote N₂ elle confirme que le bassin possède un fort potentiel de dénitrification sans émettre significativement de N₂O.

2.4. Discussion

Selon les données du suivi réalisé par IRSTEA, la masse moyenne de N-NO₃ abattue dans la zone entre 2014 et 2017 est de **407 kg/an** pour **3,8 tN-NO₃/an** interceptées. Les années 2012 et 2013 ne sont pas prises en compte dans cette moyenne car le fonctionnement hydrologique de la zone était régulé différemment par la vanne d'entrée, et elles ne seraient pas représentatives de ses performances actuelles. Cela représente **77 gN-NO₃/m²/an** éliminés, ce qui est plus élevé que les valeurs de Mistch *et al.* (2005) qui vont de 39 à 46 gN/m²/an pour des zones humides localisées aux États-Unis (Ohio et Louisiane respectivement). Tanner *et al.* (2005) déterminent un intervalle de valeurs dans lequel se situent les performances de Rampillon, puisque leurs mesures indiquent une dissipation de l'azote allant de 38 à 317 gN/m²/an. Il est nécessaire de souligner que de nombreux auteurs quantifient l'azote total éliminé par une zone humide, tout en mentionnant que 80 à 90% est sous forme de nitrates (Phipps *et al.*, 1994 ; Tanner *et al.*, 2005). La zone se situe en climat tempéré, ce qui explique que son taux de dissipation de l'azote soit supérieur à celui des zones humides en Suède de 5-54 gN/m²/an, mais inférieur à celui de zones plus chaudes qui peuvent éliminer jusqu'à 1 kgN/m²/an (Kadlec, 2005). Tanner *et al.*, (2005) ont estimé une dissipation des nitrates de 36,5-401,5gN-NO₃/m²/an pour plusieurs zones humides en Nouvelle-Zélande recevant des eaux de drainage. Le flux dissipé de Rampillon semble donc en accord avec ces valeurs.

Les **1 464 kg** d'azote organique piégés dans les sédiments sont le résultat de 8 ans d'accumulation, ce qui signifie un stockage de **183 kg N_{org} / an**. La dynamique des **29 kg** d'azote minéral est davantage questionnable. En effet, Le processus de dénitrification se déroule à l'interface eau/sédiments où les conditions sont anoxiques et suppose une transformation directe des formes N-NO₃ en N₂ ou N₂O sans qu'il y ait piégeage sédimentaire (Tournebize *et al.*, 2015). La faible quantité d'azote minéral retrouvée dans les sédiments peut être considérée comme une fraction stockée temporairement et se renouvelant chaque année.

Ainsi, l'immobilisation totale d'azote par les sédiments serait d'environ **212 kg N_{tot} / an**. Seule la valeur en azote minéral immobilisé est comptée dans le bilan de masse annuel, car l'azote organique provient en partie de la décomposition des végétaux qui ont à l'origine prélevé l'azote sous forme minérale. Les estimations restent approximatives car seulement quelques points par zone arbitrairement déterminés ont été échantillonnés. Cependant, le protocole a été appliqué minutieusement et fournit des ordres de grandeurs réalistes.

La quantité d'azote organique totale stockée par la végétation nécessite d'être mise en lien avec le cycle de vie de chaque espèce. D'une part, le stockage par les racines n'est pas renouvelé dans son intégralité chaque année, et peut être considéré comme un stock « statique » (capteur d'azote la première année de création de la zone) dont la valeur n'entre pas en considération dans le bilan annuel en dynamique. D'autre part, le jonc qui est présent depuis 2010, produit des tiges chaque année qui s'additionnent par unités. Pour un même plant, l'azote piégé à l'échelle d'une année est donc plus faible que sur la totalité des parties aériennes, et la valeur calculée doit être ajustée. Ainsi, cela représente en tout près de **253 kg N_{statique}** et seulement **45 kg N_{immobilisé}** par an par les végétaux de Rampillon. Il est à noter que ces estimations ne correspondent pas à un stade optimal pour le prélèvement d'azote. Le roseau et le jonc devraient être évalués en Juillet où leur croissance est la plus importante. Le **N_{immobilisé}** représente **11%** de l'azote total dissipé au sein de la zone humide pour un taux de couverture de **39%**. Le rôle de la végétation n'est pas majeur mais il est non négligeable et l'assimilation pourrait atteindre **28%** si la zone était totalement végétalisée. Borin *et al.*, soulignent d'ailleurs l'importance du prélèvement végétal qu'ils estiment à 22 kgN-NO_x/ha/an lors des premières années suivant ma végétalisation volontaire d'une nouvelle zone humide.

La dénitrification compte pour le reste du flux azoté en nitrates qui est abattu par la zone humide. Sur les **407 kg/an** totaux en moyenne dissipés par an, **74 kg** sont attribués à la végétation et aux sédiments. Cela représente **333 kg/an** attribués à l'action bactérienne.

Les masses additionnées de N-N₂ et N-N₂O devraient correspondre aux 333 kg dénitrifiés mais les valeurs déterminées par IRSTEA donnent une masse totale deux fois plus faible (environ 175 kg N-N₂/an). Cependant, les valeurs ont été obtenues selon un protocole qui par incubation en conditions contrôlées sur des colonnes de sédiments, ce qui justifie les incertitudes persistant sur la valeur de N-N₂ obtenue ex-situ. Groh *et al.*, (2015) trouvent que seulement 1,3 à 3,2% de la masse totale de nitrates dissipée est sous forme de N₂O. Dans le cas de Rampillon, plus de 99% de l'azote éliminé est sous forme de gaz N₂, ce qui supporte l'étude de l'article et confirme le fort potentiel de dénitrification complète de la zone.

Ainsi, les pools d'azote des différents compartiments confirment l'hypothèse que la dénitrification constitue le processus majeur de dissipation de l'azote (également affirmée par Kadlec, 2012), dont la forme dominante dans l'eau est la forme minérale NO₃. Selon les estimations, la dénitrification compte pour **82%** du flux d'azote dissipé, qui est relargué dans le compartiment atmosphérique. A l'inverse, le stockage dans la matière se fait sous forme organique, qui est transitoirement immobilisé dans la végétation puis stockée dans le

compartiment sédimentaire à la disparition des plantes. Ce compartiment est approvisionné chaque année et accumule l'azote organique.

La zone tampon humide de Rampillon se comporte donc comme un puits en azote minéral mais comme une source d'azote organique.

D'autre part, il serait bénéfique de poursuivre le travail sur la végétation car sa réalisation a permis d'entrevoir la complexité d'effectuer de telles estimations au vu de l'hétérogénéité de couverture végétale et des teneurs en azote intra-espèces de la zone. Il serait utile d'effectuer des prélèvements à plusieurs mois de l'année, puis à les comparer aux valeurs pour les mêmes espèces sur d'autres zones humides. Il faudrait également affiner l'estimation des surfaces en prenant en compte la variabilité de densité des plants et leurs proportions en inflorescences et rhizomes. D'autre part, le Callitriche est négligeable pour deux raisons : sa faible biomasse sèche limite le stockage de l'azote, et il s'agit d'une espèce très sensible aux variations de son environnement, qui a donc tendance à être présente ponctuellement et à disparaître facilement. Il ne semble pas utile de poursuivre des prélèvements réguliers de l'espèce.

Le travail réalisé jusque-là permet de compléter les flux du cycle de l'azote pour la ZTHA schématisés sur la *figure 25*.

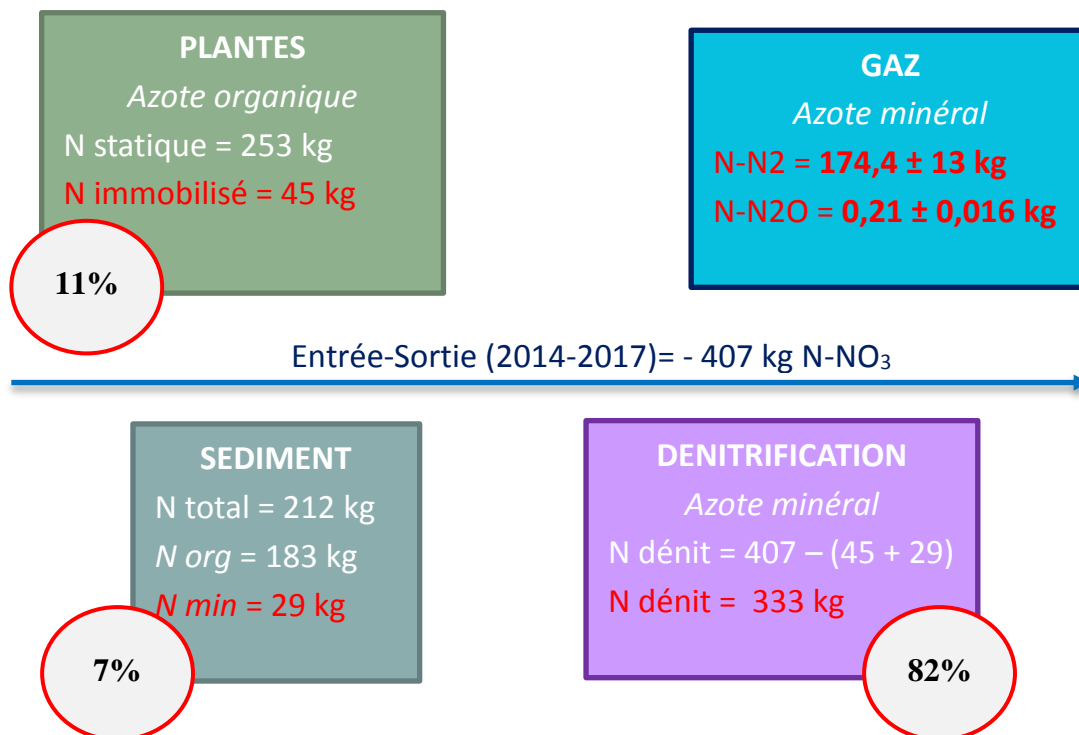


Figure 25 : Schéma du bilan de masse azoté de la ZTHA de Rampillon. La dissipation est majoritairement réalisée via la dénitrification. Les pourcentages se réfèrent à masse de N-NO₃ du bilan entrée-sortie de 2014-2017.

3. Modélisation du processus de dénitrification

Une des hypothèses posée précédemment porte sur une voie de dissipation de l'azote considérée comme majoritaire au sein d'une zone humide : la dénitrification des nitrates NO_3 en gaz N_2O , ou en gaz N_2 si le processus est dit « complet ». La littérature reporte l'existence de plusieurs modèles prédictifs simulant le processus de dénitrification.

Le modèle « tanks-en-séries » ou « T.I.S. » de Kadlec apparaît comme un simulateur relativement simple qui a déjà été testé pour modéliser le fonctionnement de zones humides (Kadlec, 2012 ; Tanner et Kadlec ; 2012, Uemaa, 2018). Il s'agit d'un modèle prédictif transcrit sous Excel par Chris Tanner, chercheur en pollution aquatique au National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA, Nouvelle-Zélande) dont l'utilisation s'inscrit dans la continuité des travaux de recherche d'IRSTEA. La partie suivante suit plusieurs axes directeurs (Fig. 26) que sont le traitement des données du modèle, la validation de sa robustesse, l'exploration de ses paramètres, et sa transcription sous le logiciel R (non achevé à la remise du rapport).

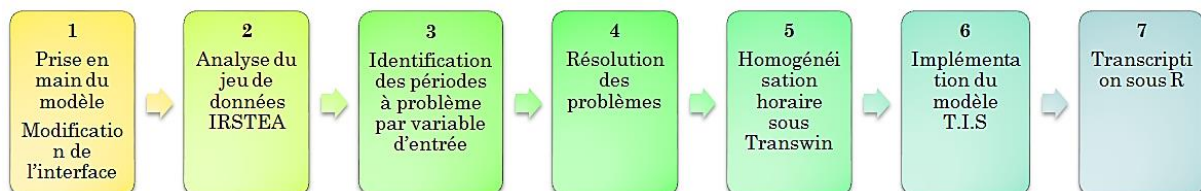


Figure 26 : Schéma simplifié de la démarche adoptée pour l'utilisation et la validation du modèle T.I.S.

3.1. Fondements du modèle T.I.S de Kadlec

3.1.1. Fonctionnement

L'approche « tanks en séries » de Kadlec permet de prédire la concentration en nitrates en sortie de zone humide à partir de la concentration en entrée de zone, au pas de temps horaire et selon une loi cinétique de premier ordre. La zone humide est représentée comme un ensemble de 3 volumes communicants ($N=3$) (Fig. 27), avec un point d'entrée et un point de sortie de l'eau issue des pratiques agricoles. Les phénomènes de dissipation de l'azote via des mécanismes autres que la dénitrification ne sont pas considérés.

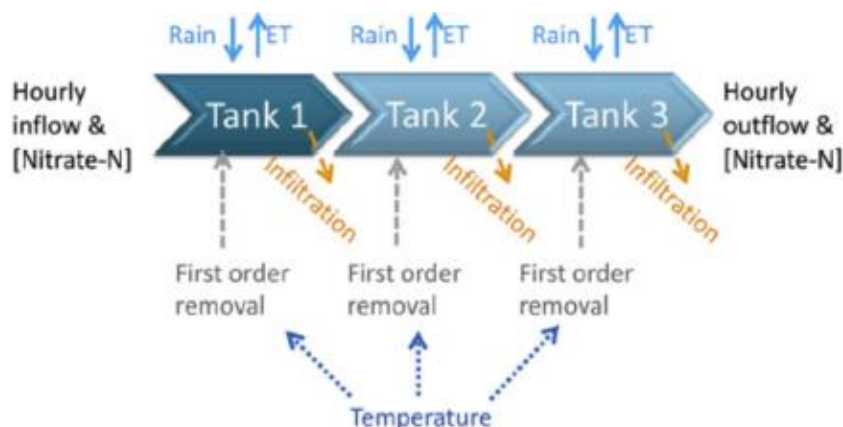


Figure 27 : Diagramme conceptuel du modèle. La pluie (rain), l'évapotranspiration (ET), et l'infiltration ne sont pas considérés. La cinétique du premier ordre de dissipation du nitrate est ajustée par la température de l'air et calculée pour chaque tank au pas de temps horaire. Tanner et Kadlec, 2012.

Le bilan hydrique est calculé grâce à l'équation différentielle 4.

$$\frac{d(V_{i+1})}{dt} = Q_i - Q_{i+1} + A_{i+1}(P_{i+1} - ET_{i+1}) + SR_{i+1} + GW_{i+1}, \quad (4)$$

Avec t le temps (h), i + 1 renvoie au Tank_{i+1}, i renvoie au Tank_i, V est le volume d'eau dans le tank (m³), Q est le débit (m³/h), A est la surface du tank (m²), P la pluie (m/h), ET l'évapotranspiration (m/h), SR le débit du ruissellement de surface (m³/h) et GW est le débit d'écoulement souterrain (m³/h). Dans le cas de la modélisation, P, ET, SR et GW valent 0.

Le bilan de masse azoté de chaque tank est calculé en couplant les concentrations en azote entrantes au bilan hydrique et en appliquant un coefficient de dissipation de l'azote (k_T) du premier ordre (simule la dénitrification bactérienne). Le bilan est donné par l'équation 5.

$$\frac{d(V_{i+1}C_{i+1})}{dt} = Q_iC_i - Q_{i+1}C_{i+1} + A_{i+1}(C_P P_{i+1} - C_{ET} ET_{i+1} - (C_P - C_{ET} - C^*)k), + SR_{i+1}C_{SR} + GW_{i+1}C_{GW}, \quad (5)$$

Avec C la concentration (mgN/m³) et k le coefficient de dénitrification (m/h).

Le coefficient de dénitrification k_T est température-dépendant (Uemaa, 2018). L'équation modifiée d'Arrhenius permet d'ajuster k_T à la température ambiante à travers deux paramètres posés par Kadlec (2012). L'équation 2 rappelée ci-dessous.

$$k_T = k_{20} \times \theta^{(T-20)} \quad (2)$$

k₂₀ est coefficient de dénitrification à 20°C, mètres/an. Il est lié au contact eau/sédiment et à la morphologie de la zone humide. Il est aussi qualifié de front de propagation de la dénitrification, c'est pourquoi il s'exprime en m/an. θ est un coefficient de correction de la température sans dimension qui dépend de la latitude mais n'est pas donné sous forme d'équation. Eddy et Metclaf (1991) déterminent θ = 1,14 ~ 1,16. Selon Kadlec (2012) k₂₀ est variable selon les cas, et le chercheur propose le diagramme de fréquence ci-dessous suite à la synthèse de plusieurs études ayant utilisé le modèle.

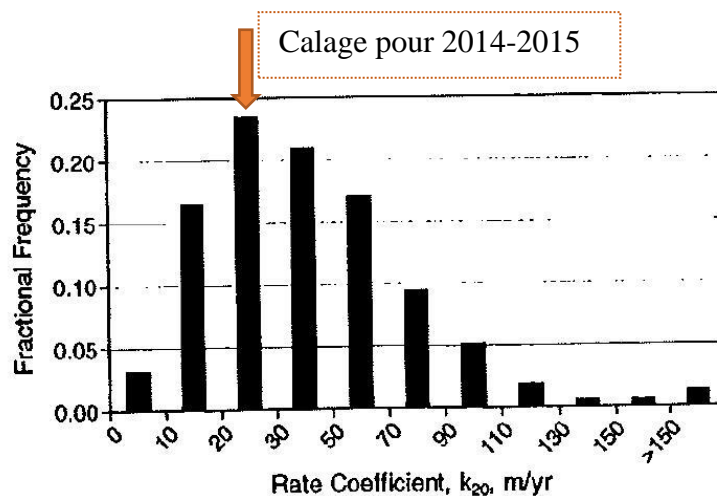


Figure 28 : Fréquence d'apparition de la valeur de k₂₀. Valeurs moyennes sur l'année ajustées par la température moyenne. Ajusté de Kadlec, 2012.

L'histogramme (*Fig. 28*) est donné à titre indicatif et ne sert pas à valider ou infirmer les valeurs des paramètres trouvées dans le modèle. Il est en revanche utile pour déterminer si ces valeurs sont classiques ou peu ordinaires. Les paramètres ont été calés dans une étude préliminaire par T. Gagnebien à $\theta = 1,048$ et $k_{20} = 24,9$ pour 2014-2015. Ces deux valeurs sont supposées constantes sur l'année mais spécifiques à la zone. Selon la *figure 28*, le k_{20} paramétré appartient au maximum de fréquence et se trouve être une valeur classique dans la littérature, ce qui appuie son utilisation comme valeur de référence pour les simulations. La valeur de θ est cohérente avec les valeurs recensées par Kadlec (2012) pour une vingtaine d'études ayant employé le modèle, dont la valeur est en moyenne de **1,100** pour 30 simulations recensées.

Les liens existants entre ces différents paramètres k_{20} et θ n'ont pas fait l'objet d'études plus approfondies dans la littérature.

3.1.2. Paramètres et variables d'entrée

Les hypothèses générales du modèle à l'échelle de la zone humide sont les suivantes :

- Une hauteur d'eau constante
- Un volume constant
- Pas de phénomène de gain ou de perte d'eau au sein de la zone (infiltration, évapotranspiration, pluie)

Les variables d'entrée au pas de temps horaire sont :

- Débit en entrée / aval de zone humide
- Température de l'eau dans la zone humide (optionnelle)
- Température de l'air
- Concentration en nitrates en entrée

Certaines variables d'entrée ont été laissées de côté car leur impact sur la justesse prédictive du modèle a été déterminée comme négligeable (Gagnebien, 2016). C'est pourquoi la pluviométrie, l'évapotranspiration, l'existence d'un régime transitoire et la fluctuation de hauteur d'un bassin se déversant dans un autre ne sont pas prises en compte pour les années 2014 à 2018. La mesure de robustesse du modèle est obtenue par la comparaison des résultats simulés aux valeurs réelles de concentrations en nitrates observées en sortie de la zone. Il faut donc également entrer ce jeu de valeurs au pas de temps horaire, qui peut cependant être discontinu sur la période modélisée puisqu'il n'est pas directement utilisé par le modèle.

Les paramètres invariants pendant la simulation sont donnés dans le *tableau 7*.

Tableau 7 : Paramètres du modèle T.I.S pour la ZTHA de Rampillon. Les tanks sont identiques les uns aux autres en terme de taille et de profondeur.

Nombre TIS	Surface Tank (m ²)	Volume Tank (m ³)	Profondeur Tank (m)	k_{20} (m/an)	Θ	Δt (h)
3	1 767 m ²	671	0,38	24,9	1,048	1

Les conditions initiales du modèle sont :

- Un débit non nul.
- Un stock de nitrates dans chaque tank à $t=0$ calculé à partir de la différence de concentration entre l'entrée et la sortie. La masse dénitrifiée totale est « distribuée » équitablement dans chaque tank et constitue le stock initial.

Le premier objectif consiste ainsi à valider la robustesse du modèle sur les années 2015 à 2018 avec k_{20} et θ invariables, dans la continuité du travail de T. Gagnebien.

3.1.3. Evaluation de la performance des simulations

Le modèle simule une concentration et un flux de nitrates au pas de temps horaire.

Coefficient de Nash

Afin de juger de la performance du système, le coefficient de Nash-Sutcliffe (1970) est utilisé sur la valeur de concentration. Ce coefficient permet en effet d'estimer l'efficacité prédictive des modèles hydrologiques, c'est-à-dire leur capacité à renvoyer des valeurs simulées proches des valeurs réelles observées (Nash et Sutcliffe, 1970 ; Krause *et al.*, 2005).

Le coefficient est donné par l'équation 6.

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_m^t - Q_o^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - \overline{Q_o})^2} \quad (6)$$

Avec :

- E : Efficacité / coefficient de Nash
- Q_m^t : Valeur simulée par le modèle à t donné
- Q_o^t : Valeur observée dans la réalité à t donné
- $\overline{Q_o}$: Moyenne des valeurs observées

Il est calculé pour l'ensemble de la plage temporelle de la modélisation et varie entre 1 et - l'infini. Il compare les résultats retournés par le modèle à la valeur moyenne des observations. Lorsqu'il est égal à 1, la simulation correspond parfaitement au phénomène observé car $Q_m^t = Q_o^t$. Lorsqu'il est plus petit que 0, cela indique que la valeur moyenne des observations sur l'intervalle temporel est un meilleur estimateur que le modèle. Dans le cadre du modèle TIS, l'objectif est d'obtenir un coefficient de Nash le plus proche possible de 1, indiquant que la concentration renvoyée en sortie est proche de celle observée sur le terrain. Un coefficient est jugé « bon » à partir de 0,7~ 0,8 et « acceptable » à partir de 0,5.

Efficacité de la ZTHA

Le critère d'efficacité de la zone humide porte sur l'estimation des charges en nitrates exportées par la zone. Le cumul des charges observées et simulées est calculé sur la période de modélisation.

L'erreur entre le modèle et la réalité est un indicateur pertinent de performance, notamment en cas de modification des paramètres de fonctionnement du modèle. En effet, l'efficacité observée ne doit pas varier quelles que soient les modifications apportées au format du modèle, car elle représente la charge en azote réellement dissipée par la zone.

Efficacité observée = $1 - (\text{Charge cumulée entrante observée} / \text{Charge cumulée sortie observée})$

Efficacité simulée = $1 - (\text{Charge cumulée entrante observée} / \text{Charge cumulée sortie simulée})$

Erreur modèle/réalité = $1 - (\text{Charge cumulée sortie simulée} / \text{Charge cumulée sortie observée})$

3.2. Traitement des données

3.2.1. Démarche suivie

Le traitement des données issues du suivi par IRSTEA est principalement centré sur leur adaptation au format d'entrée requis par le modèle.

Ces principales difficultés portent sur :

- L'homogénéisation au pas de temps horaire
- Le choix des plages temporelles de fonctionnement selon les données manquantes
- Les unités

La ZTHA de Rampillon dispose d'un suivi très complet dans son ensemble, grâce aux moyens et à l'énergie déployés par les membres de l'équipe toute l'année. Néanmoins, il arrive que les appareils de mesures tombent en panne ou ne fonctionnent pas correctement, ce qui donne des jeux de données où des plages de valeurs peuvent ponctuellement manquer.

Dans ce cadre, le traitement des données de 2014-15 à 2017-18 s'est déroulé de la façon suivante :

Les appareils de l'Institut présents sur la zone humide de Rampillon fournissent des données à des pas de temps variés qui ne dépassent pas les 2 heures, hors cas de panne. Cependant, au sein d'un même suivi le pas de temps peut changer dû à des modifications de matériel ou à des arrêts de fonctionnement temporaires. Afin d'harmoniser les données sous le même pas de temps, les valeurs brutes sont passées sous un logiciel de transformation simple développé par les membres de l'équipe Artemhys (TransWin). Ce logiciel permet d'obtenir les valeurs sous le pas de temps horaire par interpolation linéaire. Dans le cas où le pas de temps demandé est supérieur à celui des données brutes, TransWin fait des moyennes de valeurs. A l'inverse, dans le cas où il manque des données, l'application logicielle peut interpoler les valeurs entre deux points temporels. Quand cela est possible, les données sont reconstituées « manuellement » sur les plages vides des données brutes (exemple : récupération de données météorologiques pour la température de l'air).

L'objectif est de faire tourner le modèle à l'échelle d'une année hydrologique, du 01/09 au 31/08 de l'année suivante. Cependant, le manque de valeurs sur certaines périodes ne permet pas de simuler sur la totalité de l'année dans la majorité des cas. Les périodes sans mesure sont étudiées au cas par cas afin de déterminer leur importance et la possibilité de les reconstituer. Les données disponibles des paramètres d'entrée sont recoupées avec le débit de sortie mesuré pendant toute l'année et sur lequel le suivi est continu. Lorsqu'il est faible voire nul, la valeur du paramètre d'entrée est négligeable. S'il manque des mesures sur cette

période, alors il est envisageable de ne pas modéliser sur cette plage de temps. Sinon, les valeurs sont interpolées ou reconstituées à partir d'autres sources d'informations externes.

La concentration en nitrates en amont est la seule variable d'entrée qu'il est impossible de combler à partir d'autres relevés de mesures, et pour laquelle il faut être précautionneux quant à des opérations d'interpolation. Elle est essentielle dans le modèle, et détermine le plus souvent les plages de simulation.

Enfin, le cas des unités a été facilement résolu par de simples conversions.

3.2.2. Classeur de données

Une année hydrologique représente 8 760 heures, soit **8 760 données d'entrée** pour les 4 variables qui doivent être continues. La variable « concentration en nitrates en sortie de zone humide » n'est pas utilisée dans le modèle mais sert de comparateur aux valeurs simulées. Elle ne nécessite pas d'être continue.

Le *tableau 8* ci-dessous récapitule le nombre de données disponibles pour chaque simulation et les pourcentages par rapport au nombre idéal de valeurs requis sur un an.

Tableau 8 : Inventaire des données disponibles pour chaque année modélisée.

	2014-2015	2015-2016	2016-2017	2017-2018
Nombre total de valeurs par variable d'entrée	9586	5737	4327	2890
Pourcentage	110	65	49	33
Nombre de valeurs concentration en nitrates en sortie	9486	4554	3992	2812
Pourcentage	108	52	46	32

Le nombre total de valeurs par variable d'entrée représente le nombre de valeurs utilisées dans le modèle pour le débit, la température (eau et air), et la concentration en nitrates en entrée. Le format du modèle impose que ce nombre soit toujours identique par variable pour une simulation. Il inclut les plages de données initialement manquantes qui ont été extrapolées par TransWin avant d'être incorporées au modèle. Le détail précis de ces plages n'est pas détaillé ici.

L'année 2014-2015 a été simulée par T. Gagnebien sur une période plus longue qu'une année hydrologique sur un jeu de donnée qu'il a mis en forme. Les autres années n'ont pas été simulées sur une année complète, pour deux raisons principales. Les mois d'été sont souvent secs et la zone n'est traversée par aucun débit, ce qui signifie que les sondes ne fournissent pas de valeurs quand il n'y a pas d'arrivée d'eau. Dans l'autre cas, il manque des mesures impossibles à extrapoler ou reconstituer sur un intervalle donné et le modèle ne peut pas tourner au-delà d'une certaine date.

Le jeu de données fourni par le suivi à IRSTEA est globalement très complet. L'année 2017-2018 n'a pas été simulée davantage car les données n'étaient pas disponibles lors de la modélisation.

3.3. Résultats des simulations

3.3.1. Robustesse sur 4 ans

Les années 2015-16, 2016-17 et 2017-18 sont simulées avec les paramètres précisés dans le *tableau 7*. L'année ayant servi au calage est également simulée et le modèle Excel remanié pour être davantage intuitif en terme d'utilisation.

Les *figures 29 à 36* présentent les résultats obtenus conjointement au critère de Nash, à l'efficacité mesurée, à l'efficacité simulée et à l'erreur du modèle sur le flux pour chaque année simulée. Les graphiques 29 à 32 sont également fournis en *annexes 3 et 4* pour plus de précision. Ils sont volontairement inclus dans le corps du rapport afin de donner un aperçu des grandes tendances obtenues et de la réponse du modèle sur plusieurs années. Pour les *figures 29 à 32*, la courbe verte représente la concentration observée en entrée (mg/L), la courbe violette est la concentration observée en sortie, la courbe jaune montre la concentration simulée en sortie, et la courbe bleue représente le débit (m^3/h).

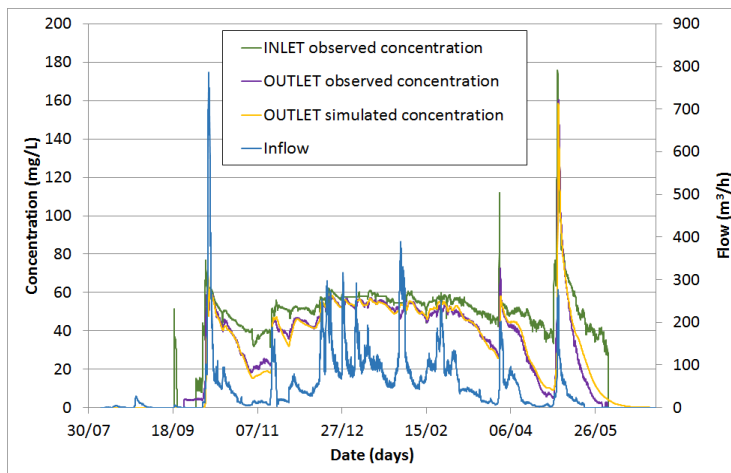


Figure 29 : Evolution de la concentration en NO_3 au cours du temps pour l'année 2014-2015. Année ayant servi au calage des paramètres du modèle.

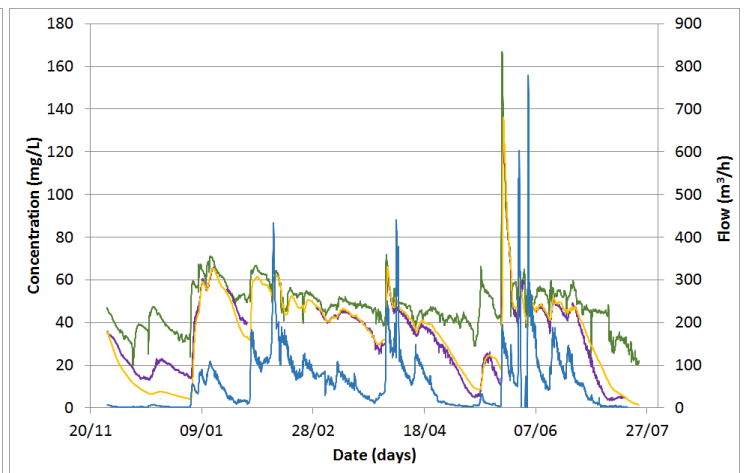


Figure 30 : Evolution de la concentration en NO_3 au cours du temps pour l'année 2015-2016.

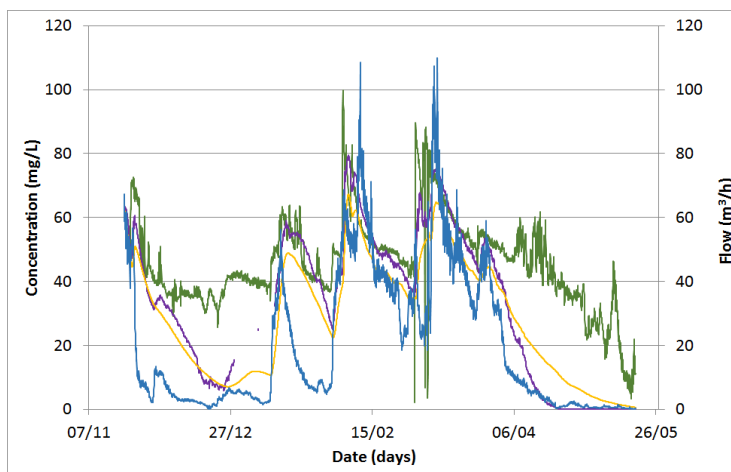


Figure 32 : Evolution de la concentration en NO_3 au cours du temps pour l'année 2016-2017.

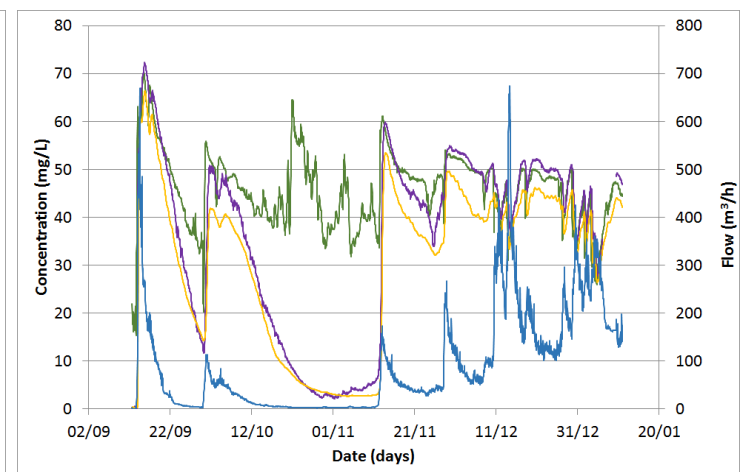


Figure 31 : Evolution de la concentration en NO_3 au cours du temps pour l'année 2017-2018.

Les figures 33 à 36 montrent l'évolution de la charge cumulée en NO_3 en entrée et en sortie de zone humide en tonnes. La courbe en vert représente la charge entrante observée, la courbe en violet foncé est la charge sortante observée, et la courbe en jaune constitue la charge sortante simulée.

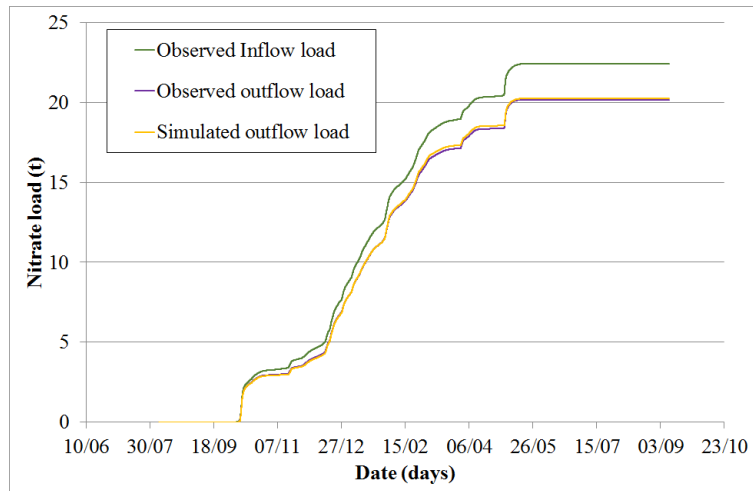


Figure 34 : Evolution de la charge cumulée en NO_3 au cours du temps pour 2014-2015.

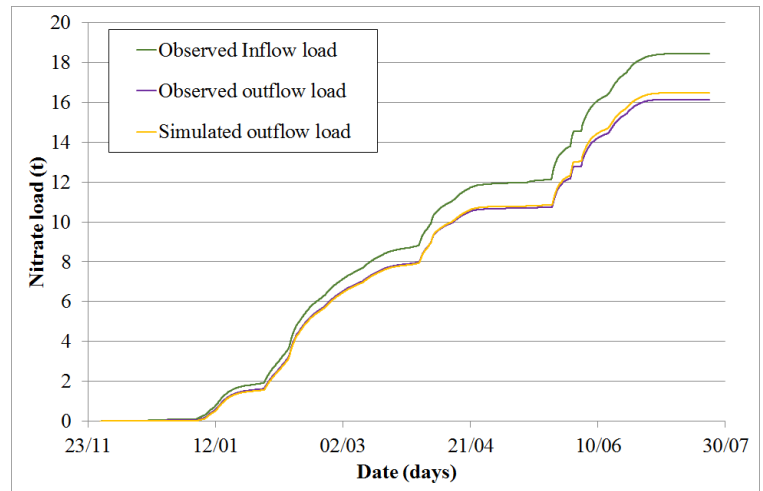


Figure 34 : Evolution de la charge cumulée en NO_3 au cours du temps pour 2015-2016.

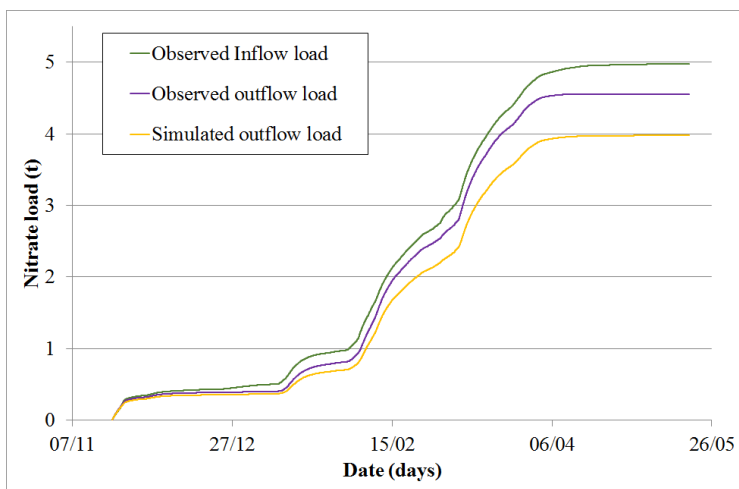


Figure 36 : Evolution de la charge cumulée en NO_3 au cours du temps pour 2016-2017.

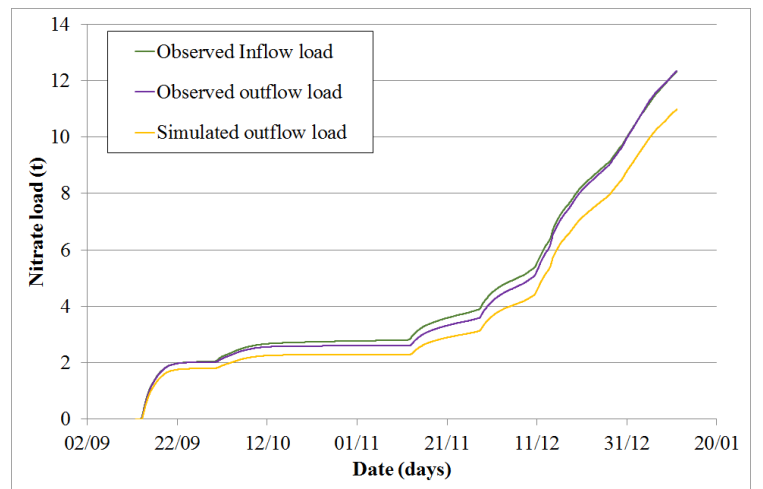


Figure 36 : Evolution de la charge cumulée en NO_3 au cours du temps pour 2017-2018.

Les mesures de flux observées ne sont pas directement relevées par les sondes du site. Elles sont calculées par le modèle en fonction du débit observé et de la concentration en nitrates au pas de temps horaire.

Tableau 9 : Bilan des performances du modèle T.I.S., avec $\theta = 1.048$ et $k_{20} = 24.9$ - Bilan en NO_3 .

	2014-2015	2015-2016	2016-2017	2017-2018
Période simulée	06/08 - 09/09	27/11 - 23/07	19/11 - 18/05	12/09 - 11/01
Critère de Nash	0,980	0,946	0,921	0,925
Efficacité mesurée	10,08%	12,54%	8,41%	-0,17%
Efficacité simulée	9,70%	10,71%	20,09%	10,87%
Charge cum entrante (t)	22,44	18,45	4,97	12,33
Charge cum sortante observée (t)	20,18	16,14	4,56	12,35
Charge cum sortante simulée (t)	20,26	16,48	3,97	10,99
Erreur observé/modèle	-0,42%	-2,09%	12,75%	11,09%

Le calage du modèle sur l'année 2014-2015 permet d'obtenir une simulation très proche de la réalité avec un coefficient de Nash quasiment égal à 1, et des courbes de concentration presque confondues. La version « simplifiée » du modèle T.I.S donne de très bons résultats en terme prédictif avec une erreur de flux quasi nulle.

Le modèle montre également une bonne capacité prédictive pour l'année 2015-2016 avec un coefficient de Nash élevé. Le graphique représentatif de la concentration en nitrates dans le temps met en lumière l'existence d'un intervalle temporel d'environ 1 mois sur lequel le modèle « s'échauffe » (courbe jaune) avant de fournir des résultats très proches de la réalité. Cette période correspond parallèlement à un débit quasi nul, ce qui signifie que de très faibles quantités d'eau pénètrent dans la zone. Ainsi, l'impact sur le bilan annuel en azote dissipé ainsi que sur la concentration en sortie est négligeable dans ce cas, une remarque valable à chaque fois que le débit d'entrée est faible ou inexistant. La crue de mai 2016 est visible sur le graphique, avec un pic de débit le 23 mai, suivi d'un second le 30 mai. Les débits enregistrés ($600\text{m}^3/\text{h}$) sont particulièrement élevés et s'expliquent par le réseau de drainage d'une part, mais surtout par un phénomène de ruissellement de surface conséquent sur un sol saturé en eau.

Il est à noter que les jeux de données de l'année 2015-2016 ne sont pas continus pour diverses raisons (pannes ou dysfonctionnement de matériel).

La modélisation de l'année 2016-2017 a présenté davantage de difficultés dues à des pannes de matériel conséquentes. La période simulée s'arrête en mai 2017, avant un pic de débit pour lequel la sonde à nitrates n'a pas fonctionné. Il a été déterminé qu'il n'était pas possible de reconstituer facilement ces valeurs manquantes du fait des conditions hydrologiques au moment de la panne. C'est pourquoi il a semblé plus judicieux de modéliser sur des plages de valeurs justes, d'autant plus que les mois suivants présentent également des trous de données conséquents sur des périodes parfois longues (cas par exemple du mois d'août 2017).

La valeur du coefficient de Nash reste correcte pour cette simulation, mais la prédiction est moins juste que pour les années précédentes. Cet écart se confirme avec le calcul de l'efficacité sur le flux, pour lequel on constate une nette différence entre efficacité réelle et efficacité mesurée. Une explication possible de cet écart repose sur la discontinuité des valeurs de nitrates NO_3 en sortie de zone qui sont issues de la sonde locale, et dont les mesures servent au calcul de charge dissipée observée dans le modèle. Le suivi montre une concentration en nitrates moyenne de 40,5 mg/L en entrée et de 32,6 mg/L en sortie, soit une réduction moyenne en concentration de 20 %. Ainsi, il semble que la charge en nitrates dissipée dans la réalité soit sous-estimée par le calcul du modèle.

Enfin, la simulation de l'année 2017-2018 ne s'étale que sur la période de données disponibles lors du stage. Le coefficient de Nash est plus faible qu'en 2014-15 mais témoigne toujours d'une très bonne capacité du modèle à simuler l'évolution de la concentration en dynamique. A l'inverse, l'efficacité mesurée de la zone donne une valeur aberrante à cause d'un dysfonctionnement de la sonde à nitrates SCAN dès Novembre mais détecté en mars suite à une comparaison avec mesures des échantillons composites. L'évaluation des flux et de l'efficacité dissipatrice en simulé reste correcte, ce qui explique le pourcentage d'erreur élevé.

3.3.2. Sensibilité des paramètres

Le modèle a été utilisé avec un couple de paramètres k_{20} et θ supposés constants. Cependant, comment varie la réponse du modèle en modifiant un paramètre donné ? Dans quelle mesure est-il possible d'ajuster ces paramètres afin d'améliorer la valeur du critère de Nash ?

Pour chaque année modélisée, une fois les résultats obtenus, k_{20} et θ sont manuellement modifiés pour observer la réponse du modèle. Il apparaît qu'il n'existe pas un unique couple de ces paramètres donnant un unique résultat sur le critère de Nash. Une grande étendue de valeurs est possible pour les deux paramètres sans pour autant modifier la réponse du modèle sur le critère de Nash. Un constat surprenant qui n'est pas précisé dans la littérature mais confirmé par Uuema *et al.* (2015) (Avril 2011, communication personnelle avec Evelyn Uuema, Estonie).

L'outil Excel offre la possibilité de trouver la meilleure valeur possible d'un paramètre donné pour optimiser un critère. Par exemple, il est possible de demander à Excel de trouver la meilleure valeur de k_{20} tel que $\text{Nash} = 1$ une fois les données annuelles rentrées. C'est de cette façon que le modèle a été calé en 2016. Cette méthode a été testée à nouveau pour les années 2015 à 2018 mais la puissance du logiciel est limitée en terme d'optimisation : Lorsque le critère de Nash est déjà proche de 1 avant optimisation, Excel ne parvient pas à trouver de meilleure valeur bien qu'il soit possible d'en obtenir une par recherche manuelle. D'autre part, le logiciel ne peut optimiser k_{20} et θ en même temps, mais l'un après l'autre, ce qui impacte la valeur des deux paramètres selon l'ordre dans laquelle est réalisée cette optimisation. Autant d'éléments qui indiquent qu'une analyse de sensibilité est nécessaire afin de mieux cerner la nature de ces deux paramètres qui sont au cœur du modèle. L'idée est venue dans ce but de transcrire le modèle sous un autre format plus adapté pour faire une

analyse de sensibilité. Sa transcription sous le logiciel R est inédite et n'a jamais été réalisée jusqu'à présent. Cet aspect du stage est évoqué dans la partie suivante et toujours en cours de développement lors de la remise de ce document.

Paramètres k_{20} , θ , température et profondeur

La réponse du modèle aux variations de ses paramètres a été réalisée manuellement pour l'année 2015-2016. Cette analyse est limitée mais permet d'observer certaines tendances. Ainsi, pour 5 paramètres, la réponse du modèle sur le critère de Nash (calculé sur la concentration pour rappel) est relevée. L'inter-dépendance des paramètres entre eux n'est pas explorée de cette façon mais prévue une fois le modèle codé sous R.

Les 5 paramètres qui varient sont k_{20} , θ , la température de l'air, la profondeur d'eau et le pas de temps. Lorsqu'un paramètre varie, les autres sont gardés constants comme dans la simulation initiale de 2015-2016 (Tab. 7).

Les figures 38 à 40 ci-dessous donnent les résultats obtenus. Le point en orange représente la valeur du paramètre initial tel qu'il est fixé dans la simulation 2015-2016.

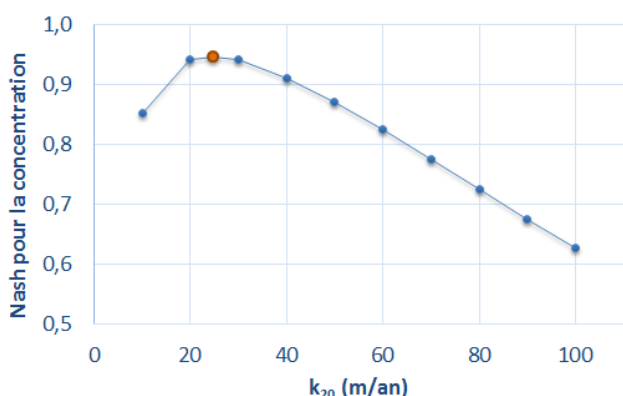


Figure 38 : Réponse du modèle sur le critère de Nash lorsque le paramètre k_{20} varie.

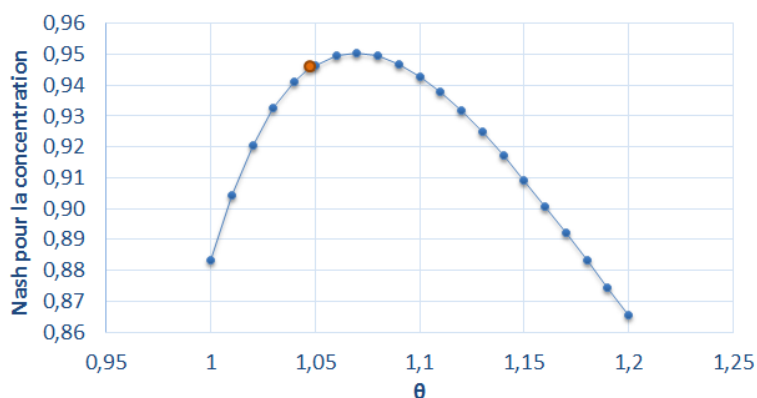


Figure 38 : Réponse du modèle lorsque le paramètre θ varie.

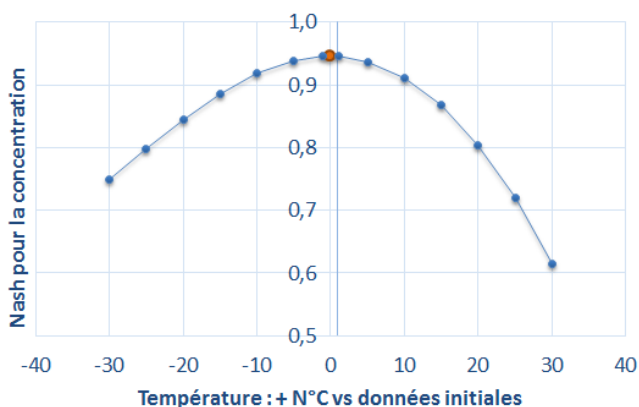


Figure 40 : Réponse du modèle à des variations de températures annuelles. Le jeu de données horaires initial est incrémenté de \pm N°C sur l'ensemble des valeurs de températures de l'année.

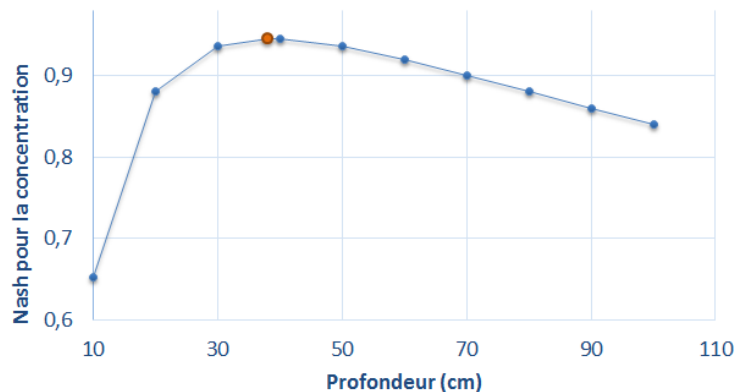


Figure 40 : Réponse du modèle lorsque la profondeur du bassin varie à volume constant. Un volume constant implique que la surface varie conjointement à la profondeur.

Cette première version simplifiée d'une analyse de sensibilité permet de visualiser comment évolue la réponse du modèle lorsqu'on fait varier certains de ses paramètres. Cette réponse est évaluée sur le critère de Nash (qui reflète la capacité du modèle à renvoyer une concentration en nitrates en sortie de zone humide proche de celle de la réalité). Les quatre figures montrent ainsi des tendances similaires : toutes représentent des courbes paraboliques avec l'existence d'un Nash maximum pour une valeur donnée du paramètre. Par exemple, une profondeur moyenne de 30 cm augmente les performances de la modélisation, tous autres paramètres fixés. Plus on s'écarte de cette valeur, plus Nash diminue indiquant une moins bonne adéquation du modèle avec la réalité. La *figure 37* permet également de constater que la valeur de θ calée initialement et utilisée dans la modélisation 2015-2016 n'est pas optimale.

D'autre part, le paramètre pas de temps est un point fondamental du modèle à explorer car il représente la principale contrainte en terme de données d'acquisition. Le modèle a été conceptualisé par Tanner au pas de temps horaire, et le bilan de masse azoté est calculé avec $\Delta t=1h$. Cependant, il serait très utile de parvenir à conserver ses performances prédictives tout en modifiant le pas de temps de façon à le rendre plus souple et pouvoir entrer des valeurs ponctuelles sans extrapolation. L'objectif est notamment d'appliquer le modèle à d'autres substances comme les pesticides, pour lesquels les relevés de données sont effectués tous les 15 jours sur la zone de Rampillon. Les échantillons sont sous forme composite, c'est-à-dire qu'ils représentent des concentrations moyennes sur 2 semaines. Parallèlement, l'objectif est d'appliquer le modèle à la zone humide de Bray (commune de Villedômain, Indre-et-Loire, 37) dont les relevés d'azote nitrate sont également bimensuels. La transcription du modèle sous R permettrait de tester sa sensibilité au pas de temps.

Dans un premier temps, les valeurs sont moyennées sur plusieurs heures et le pas de temps du bilan de masse modifié. Les concentrations sont pondérées par le débit moyen. Cependant, dès que le pas de temps atteint 12h le modèle diverge. Il ne peut pas gérer des volumes d'entrée en eau qui dépassent le volume total de la zone dans les périodes de fort débit. Afin de contourner cette difficulté, le modèle est conservé au pas de temps horaires mais les données modifiées : la valeur moyenne calculée sur plusieurs heures est affectée de façon horaire (obtention de paliers par intervalles).

Le pas de temps est passé à 2h, 12h, 24h, 48h et 168h (7 jours). La *figure 41* donne l'influence du pas de temps sur le critère de Nash et l'erreur réalisée par le modèle dans le calcul de la charge azotée dissipée, par rapport à la charge observée.

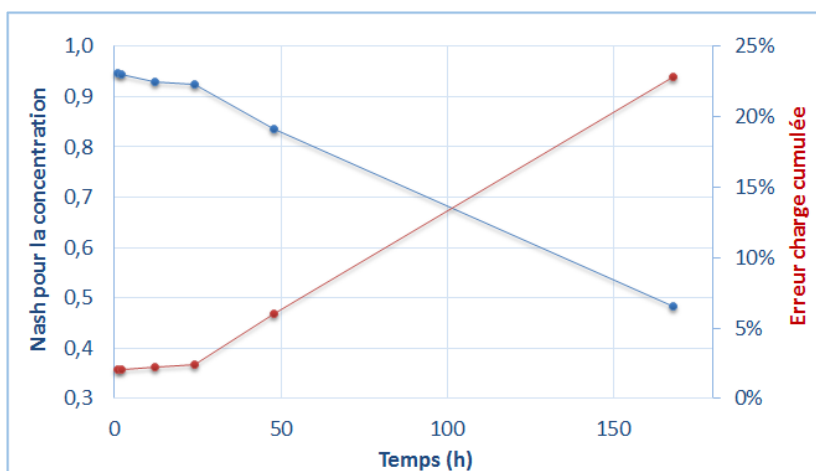


Figure 41 : Evolution du critère de Nash et de l'erreur de flux du modèle lors de la variation du pas de temps en heures. Données issues de la simulation TIS pour l'année 2015-2016.

On constate que la perte en qualité liée au moyennage des données reste acceptable jusqu'à 48h. La réduction du pas de temps impacte faiblement les performances prédictives sur les 24 premières heures mais tend à les impacter nettement au-delà de 48h. Cependant, il est à noter que ces résultats sont obtenus sans modification des autres paramètres étudiés précédemment et sans optimisation des valeurs de k_{20} et θ . Ces résultats mettent en lumière la difficulté à modifier le format horaire du modèle sur de longues périodes de temps, mais il est possible d'obtenir une modélisation de qualité avec des données d'acquisition plus ponctuelles qu'au format 1h.

3.3.3. Transcription sous R

L'idée de coder le modèle T.I.S sous R est venue de la nécessité de réaliser une analyse de sensibilité au vu de l'interdépendance mal connue des paramètres entre eux. Une idée renforcée par l'aspect chronophage du traitement des données d'acquisition et d'un certain nombre de manipulations qui pourraient être simplifiées sous R. Les trois principaux objectifs portent donc sur une meilleure facilité d'exploitation du modèle TIS, l'étude de sensibilité des paramètres, et l'étude du pas de temps.

Le processus passe par plusieurs étapes : suivi d'une formation R à IRSTEA, prise en main du logiciel, conceptualisation du programme, traduction en code et gestion des entrées/sorties.

La traduction du code est cours mais encore inachevée. L'idée serait de proposer une interface ergonomique à l'utilisateur et sa conception est en cours.

3.4. Discussion

Le modèle T.I.S. se montre robuste en terme prédictif, et obtient systématiquement un coefficient de Nash supérieur à 0,9 pour la concentration sur les quatre années simulées. Il est validé avec un jeu de données très complet sur lequel peu d'approximations sont réalisées. Néanmoins l'erreur sur le flux cumulé augmente avec les années, ce qui suggère que k_{20} et θ pourraient être modifiés d'une année à l'autre. Les températures moyennes de l'eau et de l'air ne sont pas significativement différentes, et aucune intervention particulière n'est menée sur la zone entre 2014 et 2018. Cette erreur sur le flux augmente particulièrement en 2016, ce qui laisse penser que la crue de mai 2016 pourrait avoir modifié les chemins hydrauliques de la zone et généré des perturbations environnementales suffisantes pour modifier les valeurs de k_{20} et θ . Les communautés bactériennes à l'origine de la dénitrification sont sensibles aux perturbations de leur environnement et leur modification impacte le coefficient de dénitrification k_T (Kadlec, 2012).

Il serait judicieux d'optimiser le modèle de façon à obtenir les meilleures valeurs de ces paramètres pour une erreur la plus faible possible, puis de les comparer aux valeurs actuelles. Le k_{20} , bien que fondamental dans le modèle, n'est pas une valeur qui s'obtient par des mesures de terrain simples. L'objectif suivant consiste à parvenir à relier cette valeur en mètres / an au coefficient de dénitrification qui varie selon les températures. Selon les mesures de la campagne 2014 (données internes IRSTEA), il est de 167 mgN-NO₃/j/m² à 9°C et atteint les 668 mgN-NO₃/j/m² à 21°C.

D'autre part, le modèle exclut tous les autres phénomènes dissipateurs du nitrate. La question se pose de l'améliorer en prenant en compte ces mécanismes dans son fonctionnement. La période de croissance et de prélèvements en azote des végétaux s'étend d'avril à août. C'est une période de compétition pour les ressources entre les bactéries dénitrifiantes et la population végétale. La *figure 42* ci-dessous montre un zoom réalisé en 2015 sur la période d'avril à juin. Il n'y a pas de débit en août, c'est pourquoi aucune concentration n'est simulée. La concentration en sortie simulée par le modèle figure en jaune et la concentration mesurée est en violet.

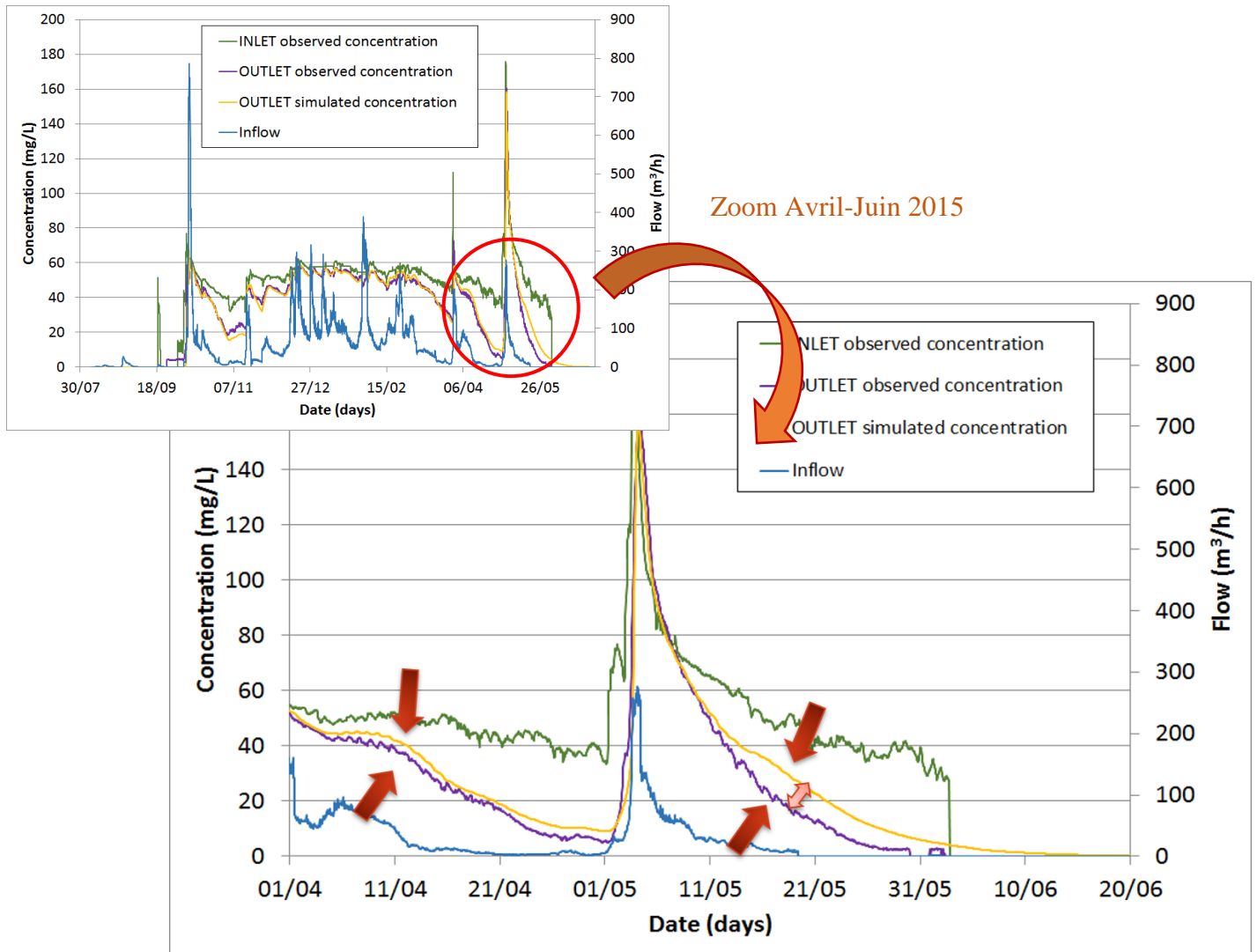


Figure 42 : Zoom sur la période de compétition bactéries dénitrifiantes / prélèvements par la végétation.

Du 01/04/15 au 31/05/2015, la différence de concentration moyenne en sortie entre la réalité et la simulation est de 3,56 mg NO₃ soit **0,80 mg N-NO₃** sur 2 mois (*Fig. 42*). D'autre part, la masse annuelle prélevée par les plantes a été estimée à **11%** de la masse totale dissipée pour une couverture végétale de **39%**. Le mécanisme d'absorption par les plantes paraît donc ne représenter qu'une fraction négligeable de l'azote dissipé, même en période de

croissance. Implémenter le modèle d'un module complexe simulant les prélèvements par la végétation apporterait peu de précision.

Les années 2016 à 2018 n'ont pas pu être simulées sur toute la plage avril à août (*fig. 30, fig. 31, fig. 32*).

Comme tout modèle, le modèle TIS est une simplification de la réalité, et possède des limites à ses capacités. Tanner et Kadlec (2012) soulignent qu'il se montre instable dans le cas de petites zones humides dont les fluctuations hydrologiques horaires sont rapides. Dans leur modélisation, les chercheurs ont fixé le paramètre k_{20} pour l'ensemble des simulations. Il est supposé relativement stable d'une année à l'autre, avec une réponse directe à la température ambiante, aux flux, au nombre de tank en séries (hydraulique interne) et aux concentrations en N-nitrate. Or il semble très probable que les zones humides possèdent des valeurs de k_{20} différentes entre elles, et intrinsèquement variables d'une année à l'autre (Tanner et Kadlec, 2012). Un constat nuancé par les simulations de 2014 à 2018 qui suggèrent que k_{20} est stable dans le temps. Uuema et al. (2018) ont utilisé le modèle en incluant les infiltrations et les phénomènes de tempête affectant Waikato (Nouvelle-Zélande). Leur étude démontre l'efficacité du modèle malgré leurs jeux de données peu fournis et la complexification des processus pris en compte dans les simulations.

Une des limites du modèle porte sur l'inter-dépendance des paramètres entre eux et la non unicité du couple de valeurs de k_{20} et de θ pour une même année simulée. L'utilisation d'un logiciel du pack office assure une prise en main relativement rapide, mais limite certaines opérations d'optimisation.

Il serait utile de repenser l'interface du modèle, notamment de façon à gérer plus facilement l'insertion de données. Lorsqu'il faut entrer des milliers de valeurs à l'échelle de l'année, ou bien en chercher une en particulier dans le lot, l'utilisation de la feuille Excel est fastidieuse même si visuellement confortable.

Conclusion

L'intensification culturale des grands bassins agricoles est à l'origine de l'émission de pollutions diffuses qui provoquent le déséquilibre des quantités d'azote dans les eaux. Dans le cas du bassin de Rampillon dont la surface est totalement drainée, la fertilisation agricole représente plus de 70% de l'azote exporté dans les eaux. L'enjeu nitrates est particulièrement élevé pour la commune de Nangis en Seine-et-Marne (77) qui est traversée par la nappe de Champigny, une source d'eau potable pour les franciliens. L'azote est un élément nutritif et constitutif des végétaux qui existe sous forme organique et sous forme minérale. Il est toxique pour l'homme et pour l'environnement lorsqu'il est présent en trop grandes quantités dans les milieux sous ses formes minérales oxydées (nitrites et nitrates).

Dans ce contexte, la zone tampon humide artificielle de Rampillon a été créée en 2010 afin d'intercepter les eaux d'un collecteur de drainage situé en amont de la zone de recharge de la nappe de Champigny, dont le système de recharge s'effectue directement avec les eaux de surfaces en certains points du territoire. Sa création répond à la nécessité de protéger la ressource en eau à travers l'utilisation d'un système alternatif épurateur reposant sur l'ingénierie écologique. Grâce à sa configuration, elle permet d'améliorer la qualité des eaux agricoles et de dissiper en parties les nitrates en provenance de l'agriculture. Cette dissipation passe par l'immobilisation de l'azote dans les compartiments végétaux et sédimentaires, ainsi que son extraction du milieu par le processus bactérien de la dénitrification.

L'objectif de l'étude est de réaliser le bilan de masse azoté de la zone tampon de Rampillon. Il s'agit de quantifier les flux et la forme de l'azote au sein de chaque compartiment par an, et vérifier que le processus majeur dissipateur des nitrates est la dénitrification.

Dans ce cadre, le raisonnement employé est axé autour de trois étapes. Dans un premier temps, des prélèvements et des analyses sont menés sur des échantillons de sédiments et de végétaux afin de déterminer leur teneur en azote et en carbone. Leur volume et leur surface respective sont estimés à l'échelle de la zone humide afin de déterminer leurs masses totales en azote. Dans un second temps, ces estimations sont mises en lien avec d'autres campagnes de mesures réalisées par IRSTEA qui permettent de déterminer les flux abattus par la zone et les concentrations moyennes en nitrates en sortie du site depuis le début du suivi en 2012. Dans un dernier temps, le processus de dénitrification est simulé grâce à un modèle simple de type boîte noire qui s'appuie sur une cinétique du premier ordre. La validation de la robustesse modèle pour les années 2014 à 2018 requiert un travail de préparation des données au pas de temps horaire. La variabilité de ses paramètres est ensuite explorée.

Ainsi, les sédiments présentent des teneurs en azote total comprises entre **0,2 et 0,4%**. Cet azote est à **98,04%** sous forme organique et à **1,96%** sous forme minérale, majoritairement en N-NH₄. Les mesures reflètent l'accumulation de la matière depuis la création de la zone en 2010 avec une accrétion moyenne de **2,4 cm/an**. A l'échelle des 5 300 m² du site, les sédiments immobilisent annuellement **183 kg** d'azote organique issu de la décomposition des végétaux, et **29 kg** d'azote minéral dont le stockage n'est que temporaire.

La dénitrification se déroule majoritairement à l'interface eau/sédiments ce qui explique qu'il n'y ait pas / peu de rétention des nitrates dans ce compartiment.

Les végétaux possèdent des teneurs en azote plus variables selon les espèces et leurs parties biologiques (tiges, racines, rhizomes, inflorescences). Les trois espèces les plus abondantes sont étudiées conjointement à une espèce immergée, pour un taux de couverture aérienne de la zone de **39%**. Le rôle des plantes dans la dissipation de l'azote est multiple. Les végétaux absorbent l'azote sous forme minérale qu'ils transforment en azote organique, et qui rejoint le compartiment sédimentaire à leur sénescence. Le stockage à l'échelle de la zone est évalué à **45 kg** d'azote organique /an en considérant que seules les parties aériennes immobilisent annuellement de l'azote et que le pool stocké dans les racines est relativement constant. Cela représente **11%** du flux total dissipé, soit une fraction minoritaire.

Ce sont en moyenne **407 kg/an** de N-nitrates qui sont abattus dans la zone ces trois dernières années. Ainsi, selon les estimations, **82%** de la dissipation est dû à la dénitrification qui est qualifiée de complète puisque que **99,88 %** de l'azote relargué au compartiment atmosphérique est sous forme de gaz N₂ inerte.

De plus, la robustesse du modèle « Tanks-in-series » est validée à travers la simulation de la dénitrification sur les jeux de données de 2014 à début 2018. Les deux paramètres clés du modèle (**k₂₀=24,9 m/an et θ=1,048**) sont gardés constants à partir du calage du modèle pour 2014-15. Le critère de Nash obtenu est toujours supérieur à **0,9** pour la simulation de la concentration en sortie de la zone, indiquant de solides capacités prédictives. L'erreur sur l'estimation des flux augmente néanmoins avec les années ce qui suggère que k₂₀ et θ pourraient varier dans le temps. L'analyse de la variabilité des paramètres permet de mieux cerner le fonctionnement du modèle en attendant de pouvoir mener une analyse de sensibilité complète après transcription du modèle sous R.

La zone tampon humide artificielle de Rampillon se comporte donc comme un puits d'azote minéral et comme une source d'azote organique et gazeux. Elle est fonctionnelle bien que sous-dimensionnée, et permet d'améliorer la qualité des eaux par transformation des formes toxiques de l'azote en matière organique non délétère pour le milieu et en gaz sans effet de serre.

Le bilan de masse azoté reste un travail à compléter, qui a été stimulant par la polyvalence des tâches qu'il a nécessité (prélèvements terrain, manipulation en laboratoire, analyse de données...). L'estimation des densités végétales mérite par exemple d'être affinée. Plus globalement, il serait intéressant de refaire ce bilan annuellement afin d'établir un suivi en dynamique dans le temps. Le modèle est un outil relativement simple et efficace qui gagnerait à être démocratisé et pourrait servir de référence pour dimensionner comme estimer les performances d'une zone tampon humide. Il reste à éclaircir l'inter-dépendance de ses paramètres, trouver un moyen simple pour déterminer k₂₀ et θ, et ajuster son fonctionnement à un pas de temps qui ne soit pas horaire afin de l'appliquer au cas des pesticides.

Bibliographie

- Borin, M., Tocchetto, D. (2007). Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. *Science of the Total Environment*, 380, 38-47.
- Braskerud, B.C. (2002). Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*, 18, 351-370.
- Centre d'Ingénierie Aquatique Aqual'rie (2008a). Dossier de déclaration au titre des articles, L215-1 à 214-8 du Code de l'Environnement. 23p.
- Centre d'Ingénierie Aquatique Aqual'rie (2008b). Dossier technique Bassin N°1 de la zone humide en amont du bosquet des Gouffres. 34p.
- Centre d'Ingénierie Aquatique Aqual'rie (2017). Tableau de bord annuel de la Nappe des Calcaires de Champigny, Octobre 2014 à Septembre 2015. Numéro 16. L'atelier Graphique. 1951-8447.
- Cizel, O., GHZH. (2010). Chapitre 1 : Définition et délimitation des zones humides, dans *Protection et gestion des espaces humides et aquatiques. Guide juridique, Pôle-relais Lagunes, Agence de l'eau RM et C*, 2010.
- Conseil départemental de Seine-et-Marne (2018). « Seine-et-Marne, les chiffres clés ». Mise à jour en 2018. <http://www.seine-et-marne.fr/Territoire-de-projets/Chiffres-cles-du-territoire/Chiffres-cles> (consulté le 15/05/2018).
- Diaz, R.J., Solow, A. (1999). Ecological and economic consequences of hypoxia. Topic 2 Report for the Integrated Assessment of Hypoxia in the Gulf of Mexico. *Washington, DC: NOAA Coastal Ocean Program*.
- Drouet, A. (2015). Eco-dynamique et biodisponibilité des contaminants métalliques dans la zone tampon artificielle de Rampillon. Rapport de stage pour master 2 Chimie à l'université de Bordeaux, document interne à l'Institut de Recherche IRSTEA.
- Grosh, T.A., Gentry, L.E., David, M.B. (2015). Nitrogen removal and greenhouse gas emissions from constructed wetlands receiving tile drainage water. *Journal of Environmental Quality*, 44, 1001-1010.
- Gagnebien, T. (2016). Modélisation hydraulique d'une zone tampon humide artificielle pour améliorer les performances épuratrices. Rapport de stage pour école d'ingénieur généraliste (EPF), document interne à l'Institut de Recherche IRSTEA.
- Hantush, M., Kalin, S., Isik, S., Yucekaya, A. (2013). Nutrient dynamics in flooded wetlands. I : Model development. *Journal of Hydrological Engineering*, 10, 1709-1723.
- Inra (2015). « Le protoxyde d'azote, un gaz à effet de serre qui ne fait rire personne », *Changement climatique, effet de serre... Comment ça marche ?*, publié le 13/02/2015, [http://www.inra.fr/Grand-public/Rechauffement-climatique/Tous-les-dossiers/Changement-climatique-gaz-a-effet-de-serre-et-agriculture/Protoxyde-d-azote-gaz-a-effet-de-serre/\(key\)/3](http://www.inra.fr/Grand-public/Rechauffement-climatique/Tous-les-dossiers/Changement-climatique-gaz-a-effet-de-serre-et-agriculture/Protoxyde-d-azote-gaz-a-effet-de-serre/(key)/3) (consulté le 31/01/2018).
- Ishida, C.K., Kelley, J.J., and Gray, K.A. (2006). Effects of variable hydroperiods and water level fluctuations on denitrification capacity, nitrate removal, and benthic-microbial community structure in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 28, 363-373.

- Justic, D., Bierman, V.J., Hetland, R.D. (2007). Forecasting Gulf's hypoxia: The next 50 year? *Estuaries and Coasts*, 30, 791-801.
- Kadlec, R.H. (2005). Constructed wetlands to remove nitrate. Dans E.J. Dunne, K.R Reddy, O.T. Carton (Eds). Nutrient management in agricultural watersheds: a wetlands solution (p. 132-143). *Wgeningen, The Netherlands: Wageningen*.
- Kadlec, R.H. (2008). The effects of wetland vegetation and morphology on nitrogen processing. *Ecological Engineering*, 33, 126-141.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. (2008). *Treatment wetlands second edition*. Taylor and Francis Group, CRC Press, 2008.
- Kadlec, R.H. (2010). Nitrate dynamics in event-driven wetlands. *Ecological Engineering*, 36, 503-516.
- Kadlec, R.H. (2012). Constructed Marshes for Nitrate Removal. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42, 934-1005.
- Krause, P., Boyle, D. P., Base, F. (2005). Comparison of different efficiency criteria hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*, 5, 89-97, 2005.
- Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C.C., Mitsch, W.J., Tonderski, K.S., Verhoeven J.T.A. (2013). How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 2- 16.
- Louis, M. (2012). Caractérisation de la flore d'une zone tampon humide artificielle et lien avec le potentiel de dénitrification, session 2012-2013. Rapport de stage pour licence professionnelle Eau et Forêts, document interne à l'Institut de Recherche IRSTEA.
- Metcalf & Eddy (1991). Wastewater Engineering Treatment Disposal and Reuse. *3rd Edition. Tata McGraw Hill Edition, New Delhi*. 1819p.
- Mitsch, J.W., Gosselink, J.G. (2000). *Wetlands, third edition*. John Wiley and Sons, Inc., 2000.
- Mitsch, J.W., Day, J.W., Zhang, L., Lane, R.R. (2005). Nitrate-nitrogen retention in wetlands of the Mississippi River Basin. *Ecological Engineering*, 24, 267-278.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models. Part I: a discussion of principles. *Journal of hydrology*, 10, 282-290.
- O'Green, A.T., Budd, R., Gan, J., Maynard, J.J., Parikh, S.J., Dahlgren, R.A. (2010). Mitigating nonpoint source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands. Chapitre 1. *Advances in Agronomy*, 108, 1-76.
- Passy, P., Garnier, J., Billen, G., Fresneau, C., Tournebize J. (2012). Restoration of ponds in rural landscapes: Modelling the effect of surface water (the Seine River Basin, France). *Science of the Total Environment*, 430, 280-290.
- Phipps, R.G., Crumpton, W.G. (1994). Factors affecting nitrogen losses in experimental wetlands with different hydrological loads. *Ecological Engineering*, 3, 399-408.
- Rabalais, N.N., Turner, R.E., Sen Gupta, B.K., Boesch, D.F, Chapman, P., Murell, M.P. (2007). Hypoxia in the northern Gulf of Mexico: Does the science support the plan to reduce, mitigate, and control hypoxia? *Estuaries and Coasts*, 30, 753-772.
- Reddy, K.R., Delaune, R.D. (2008). Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications. *CRC Press, Boca Raton*.
- Sharifi, A., Kalin, L., Hantush, M.M., Isik, S., Jordan, T.E. (2013). Carbon dynamics and export from flooded wetlands: A modeling approach. *Ecological modelling*, 263, 196-210.

- Sharifi, A., (2014). Development and application of WetQual-C, a mechanistic model for simulating carbon dynamics, GHG gas emissions and carbon export from wetlands. *Thèse sous la direction de Latif Kalin, Université d'Auburn, Alabama (Etats-Unis), 3 mai 2014, 162p.*
- Sharifi, A., Hantush, M.M., ASCE, A.M., and Kalin, L. (2017). Modeling nitrogen and carbon dynamics in wetland soils and water using mechanistic wetland model. *Journal of Hydrological Engineering*, 22.
- Stadmark., J., Leonardson, L. (2005). Emissions of greenhouses gases from ponds constructed for nitrogen removal. *Ecological Engineering*, 25, 542-551.
- Tanner, C.C., Nguyen, M.L., Sukias, J.P.S (2005). Constructed wetland attenuation of nitrogen exported in subsurface drainage from irrigated and rain-fed dairy pastures. *Water Science & Technology*, 51(9), 55-61.
- Tanner, C.C, Kadlec, R.H. (2012). Influence of hydrological regime on wetland attenuation of diffuse agricultural nitrate losses. *Ecological Engineering*.
- Tournebize J. (2015). Guide technique à l'implantation des zones tampons humides artificielles (ZTHA) pour réduire les transferts de nitrates et de pesticides dans les eaux de drainage – Rapport final version 3 – IRSTEA et ONEMA en partenariat avec la DDT de Seine-et-Marne, Janvier 2015.
- Tournebize, J., Chaumont, C., Fresneau, C., Guenne, A., Vincent, B., Garnier, J., Mander, Ü. (2015). Long-term nitrate removal in a buffering pond-reservoir system receiving water from an agricultural drained catchment. *Ecological Engineering*, 80, 32-45.
- Turpin, N., Vernier, F., Joncour, F. (1997). Transferts de nutriments des sols vers les eaux - Influence des pratiques agricoles - Synthèse bibliographique. Ingénieries - E A T, IRSTEA édition 1997, p. 3 - p. 16.
- Uuemaa, E., Palliser, C.C., Hugues, A. O., Tanner, C.C. (2018). Effectiveness of a natural headwater wetland for reducing agricultural nitrogen loads. *Water* 2018, 10, 287.
- Yann C., « Tout ce qu'il faut savoir sur l'azote », *Superprof ressources*, publié le 07/18/2017, <https://www.superprof.fr/ressources/physique-chimie/tout-niveau/tableau-periodique/azote.html> (Consulté le 02/02/2018).

Annexes

ANNEXE 1 : PRELEVEMENTS ET ANALYSES DE SEDIMENTS DE LA ZONE TAMPON HUMIDE DE RAMPILLON, MARS 2018.....	64
ANNEXE 2 : PRELEVEMENTS ET ANALYSES DE VEGETAUX DE LA ZONE TAMPON HUMIDE DE RAMPILLON, MAI 2018.....	66
ANNEXE 3 : RESULTATS DES SIMULATIONS DU MODELE T.I.S. POUR LES ANNEES 2014-2015 ET 2015-2016. ...	70
ANNEXE 4 : RESULTATS DES SIMULATIONS DU MODELE T.I.S. POUR LES ANNEES 2016-2017 ET 2017-2018. ...	71

Tableaux annexes

TABLEAU ANNEXE 1 : PROTOCOLE DE TERRAIN POUR LE CALLITRICHE.....	66
TABLEAU ANNEXE 2 : PROTOCOLE DE TERRAIN POUR LES 3 ESPECES EMERGEES.....	67
TABLEAU ANNEXE 3 : PROTOCOLE DE LABORATOIRE POUR LE CALLITRICHE.....	68
TABLEAU ANNEXE 4 : PROTOCOLE DE LABORATOIRE POUR LES 3 ESPECES DOMINANTES.....	69

Figures annexes

FIGURES ANNEXE 1 : ZONE TAMPON HUMIDE DE RAMPILLON, MARS 2018. PRELEVEMENTS DE SEDIMENTS DANS LA ZONE 2.	64
FIGURES ANNEXE 2 : PRELEVEMENTS DE PHRAGMITE, RELEVÉ DE LA SURFACE ET EXTRACTION D'UN PLANT, MAI 2018.	67
FIGURES ANNEXE 3 : PRELEVEMENT DE PHRAGMITES, DE RHIZOME ET DE CALLITRICHE. MAI 218. LA MASSE SEDIMENTAIRE SUR LES RACINES DU PLANT DE PHRAGMITES EST DE PLUSIEURS KG.....	68
FIGURE ANNEXE 4 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR L'ANNEE 2014-2015. ANNEE AYANT SERVI AU CALAGE DES PARAMETRES DU MODELE.	70
FIGURE ANNEXE 5 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR L'ANNEE 2015-2016.	70
FIGURE ANNEXE 6 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR L'ANNEE 2016-2017.	71
FIGURE ANNEXE 7 : EVOLUTION DE LA CONCENTRATION EN NO ₃ AU COURS DU TEMPS POUR L'ANNEE 2017-2018.	71

ANNEXE 1 : PRELEVEMENTS ET ANALYSES DE SEDIMENTS DE LA ZONE TAMPON HUMIDE DE RAMPILLON, MARS 2018.

Protocole de terrain

Les points de prélèvements sont choisis selon plusieurs critères ci-dessous :

- Dans la continuité de la thèse d'Aymeric Drouet portant sur l'éco-dynamique et biodisponibilité des contaminants métalliques dans la zone tampon artificielle de Rampillon (2015).
- Selon la possibilité pratique d'accéder au lieu de prélèvement
- Selon les lignes préférentielles de courant.

Dans ce cadre, 5 points stratégiques sont déterminés.

Le protocole et les précautions prises se basent sur les recommandations du guide d'échantillonnage et de pré-traitement des sédiments en milieu continental pour les analyses physico-chimiques de la DCE (Programme scientifique et technique, document final, Schiavone S et Coquery M., Avril 2010).

Pour chaque point de prélèvement :

- Les hauteurs d'eau et de sédiments sont mesurées
- 3 échantillons sont récupérés dans les 15 premiers cm de profondeur, et à 50 cm de distance les uns des autres
- La couche de matière organique en surface est retirée au maximum
- Les échantillons sont placés dans des sacs hermétiques identifiés au marqueur

Le transport des sédiments est réalisé dans une glacière, et leur conservation se fait en chambre froide à 4°C.



Figures annexe 1 : Zone tampon humide de Rampillon, mars 2018. Prélèvements de sédiments dans la zone 2.

Analyses en laboratoire – N et C total

Les 3 échantillons de chaque point de prélèvement sont mélangés et homogénéisés dans un même récipient. L'excès d'eau est retiré si nécessaire.

Ils ont pesés mouillés, mis à l'étuve à 105°C pendant 1 à 2 jours puis pesés secs avant d'être broyés.

Ils sont ensuite passés à l'analyseur élémentaire qui donne les teneurs en pourcentage en azote et carbone total (organique et inorganique).

Analyse en laboratoire – C organique

Pour obtenir les valeurs en carbone organique contenu dans les sédiments, il est nécessaire de réaliser une opération de décarbonatation sur chaque prélèvement.

Il s'agit d'un pré-traitement qui nécessite une température d'étuve comprise entre 40 et 50°C, puis demande 2 jours de manipulation avant de donner des résultats exploitables.

Le protocole d'attaque à l'acide pour analyse élémentaire est donné ci-dessous.

Temps de réalisation : 48h

- 1h d'attaque à froid
- 1 nuit de décantation
- 1 à 1h15 de centrifugation
- 1 nuit de séchage

Réactif

HCL 2N

Protocole

- 1- Dans un flacon DBO, peser 0.5 g de sol sec broyé et ajouter 10ml de HCL 2N
- 2- Mettre 1h sur agitateur oscillant
- 3- Ajouter 40 ml d'eau et laisser décanter une nuit.
- 4- Jeter le surnageant sans toucher le sédiment ! et transvaser l'échantillon dans un tube FALCON de 50 ml préalablement pesé. Procéder aux lavages par centrifugation 10 mn à 3000t/min, 3 à 4 fois (jusqu'à l'obtention d'un PH neutre).
- 5- Jeter le surnageant, mettre les tubes à centrifuger avec résidu d'attaque dans un bécher et mettre à l'étuve à 50°C une nuit ou plus.
- 6- Laisser refroidir et peser le tube avec son résidu
- 7- Récupérer le résidu sec, le broyer, stocker l'échantillon dans des piluliers en verre.

Remarque : Ne pas oublier de peser le tube FALCON.

ANNEXE 2 : PRELEVEMENTS ET ANALYSES DE VEGETAUX DE LA ZONE TAMPON HUMIDE DE RAMPILLON, MAI 2018.

Le document de référence utilisé est le « protocole détaillé du prélèvement de biomasse végétale en zone de rejet végétalisée, Rôle du compartiment végétal au sein de la zone de rejet végétalisée de type « bassin » de Marguerites (30) » daté de 2015 (Guerreiro H., Bertrin V., Coquery., Boutin C.).

Protocole de terrain

Le prélèvement se fait par **PLANT** en mesurant l'étendue arienne / la **surface** d'emprise au sol sauf dans le cas du Roseau. On prélève les parties émergées et les parties immergées.

Suite à un pré-échantillonnage et pour des raisons pratiques, on réalise à des endroits géographiques différents :

- Jonc : **2** prélèvements de petits plants → 1 prélèvement = 1 plant
- Carex : **2** prélèvements → 1 prélèvement = 1 plant
- Roseau : **2** prélèvements → 1 prélèvement = plusieurs plant
- Callitriche : **2** prélèvements → 1 prélèvement = 1 plant

Cela donne :

Nombre de prélèvements = 2 (biomasses em. et im.) x 2 (points) x 3 (espèces émergées) + 2 (points) x 1 (espèce submergée) = **14 prélèvements totaux**

Les principales contraintes sur le terrain sont les suivantes :

- Une hauteur d'eau faible
- Une accessibilité facile des plants
- Le choix de plants représentatif de l'espèce, de sa densité sur le site et en bonne santé
- Nettoyage des plants (grande quantités de sédiments imbriqués avec les racines)

Tableau annexe 1 : Protocole de terrain pour le Callitriche.

Macrophyte submergé → Callitriche
Zone de végétation homogène Mesurer la surface prise aérienne par le plant (ficelle et mètre) Si enchevêtrement des plantes : démêler au possible pour ne récolter qu'un seul plant Couper les tiges au ras du substrat et laisser le système racinaire en place. → Uniquement tiges récoltées Vider un maximum l'eau

Tableau annexe 2 : Protocole de terrain pour les 3 espèces émergées.

Macrophytes émergés
→ Roseau commun : <i>Phragmites australis</i> → Jonc : <i>Juncus inflexus</i> → Laïche des rives : <i>Carex riparia</i>
<u>Biomasse émergée :</u> Zone de végétation homogène Mesurer la surface aérienne prise par le plant (ficelle et mètre) Découper les tiges à environ 15 cm au-dessus de la surface de l'eau avec sécateur → Possible de découper le plant pour le mettre dans le sachet Vider un maximum l'eau (après le rinçage) Jonc : 2 plants + mesure de surface Carex : 3 plants + mesure de surface Roseau : quadras de surface donnée (taille de la pelle) + prélèvements des plants du quadra Noter les stades de vie des végétaux. <u>Biomasse immergées :</u> Avec une cisaille ou une bêche bien aiguisée : entailler à la verticale profondément dans le sol pour sectionner les racines et rhizomes. Tirer fortement et continuer à creuser et sectionner en parallèle avec un sécateur. <i>En cas de biomasse racinaire bloquée dans le sol : enfoncer au maximum la cisaille, sectionner les tissus, faire levier, tirer sur les tiges pour déraciner.</i> Pré-nettoyer à l'eau de la ZTHA avant conditionnement Vider un maximum l'eau

Les végétaux sont placés dans des sacs en chambre froide à 4°C et traités le jour suivant afin d'éviter des phénomènes de macération.



Figures annexe 2 : Prélèvements de Phragmite, relevé de la surface et extraction d'un plant, mai 2018.



Figures annexe 3 : Prélèvement de Phragmites, de rhizome et de Callitriche. Mai 218. La masse sédimentaire sur les racines du plant de Phragmites est de plusieurs kg.

Protocole de laboratoire

Objectifs : pesées de masses fraîches, de masse sèches et analyse en azote et carbone organique.

La partie la plus difficile consiste au nettoyage des plants afin de retirer tous les sédiments et débris animaux.

Mesure du poids frais

Tableau annexe 3 : Protocole de laboratoire pour le Callitriche.

Macrophyte submergé → Callitriche
<p>Nécessité d'être proche d'un point d'eau</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Préparer les bas de séchage : numérotation au marqueur + poids de tare ▪ Laver les végétaux : tamis au-dessus de l'évier puis cuve de nettoyage remplie à l'eau du robinet. Retirer débris de sédiments et organismes ▪ Rincer à l'eau distillée en vue des analyses chimiques ▪ Essoreuse : plantes lavées à essorer autant de fois que nécessaire ▪ Remplir les bacs de séchage sans tasser pour faciliter le séchage ▪ Peser (poids frais + poids de tare obtenu)

Tableau annexe 4 : Protocole de laboratoire pour les 3 espèces dominantes.

Macrophytes émergés → Roseau commun : Phragmites australis → Jonc : Juncus inflexus → Laîche des rives : Carex riparia
<p><u>Biomasse émergée :</u></p> <ul style="list-style-type: none">▪ Préparer les bas de séchage : numérotation au marqueur + poids de tare▪ Laver les végétaux : tamis au-dessus de l'évier puis cuve de nettoyage remplie à l'eau du robinet. Retirer débris de sédiments et organismes▪ Rincer à l'eau distillée en vue des analyses chimiques▪ Découper les plantes en morceaux de 10 cm environ (pas de nécessité de séparer tiges et feuilles ici)▪ Essoreuse : plantes lavées à essorer autant de fois que nécessaire▪ Remplir les bacs de séchage sans tasser pour faciliter le séchage▪ Peser (poids frais + poids de tare obtenu) <p><u>Biomasse immergée :</u></p> <ul style="list-style-type: none">▪ Préparer les bas de séchage : numérotation au marqueur + poids de tare▪ Laver les végétaux : tamis au-dessus de l'évier puis cuve de nettoyage remplie à l'eau du robinet. Retirer débris de sédiments et organismes▪ Découper les plantes + racines + rhizome en morceaux de 10 cm environ▪ Brosser et nettoyer minutieusement pour retirer tous les résidus de sédiments▪ Rincer / laver à l'eau distillée en vue des analyses chimiques▪ Essorer à rythme soutenu

Les échantillons sont laissés une journée à l'air libre avant d'être pesés, afin de limiter l'humidité liée à leur nettoyage lors de la pesée.

Mesure de poids sec

Les échantillons sont placés à l'étuve entre 45 et 50°C pendant 1 à 2 jours au besoin.

Ils sont ensuite pesés.

Analyses

Le carbone contenu dans les plants est uniquement sous forme organique, effectuer des opérations de décarbonatation n'est pas nécessaire.

Le traitement des plantes est ensuite identique à celui des sédiments. La différence consiste en une sélection des parties de chaque échantillon qui vont être analysées. Les plants récoltés possèdent parfois des parties sénescentes ou abîmées qui constituent partiellement le poids sec de chaque échantillon. Les parties les plus représentatives des racines, tiges, rhizomes et inflorescences sont sélectionnées pour l'analyseur.

Ce sont ces parties qui sont ensuite broyées et analysées.

ANNEXE 3 : RESULTATS DES SIMULATIONS DU MODELE T.I.S. POUR LES ANNEES 2014-2015 ET 2015-2016.

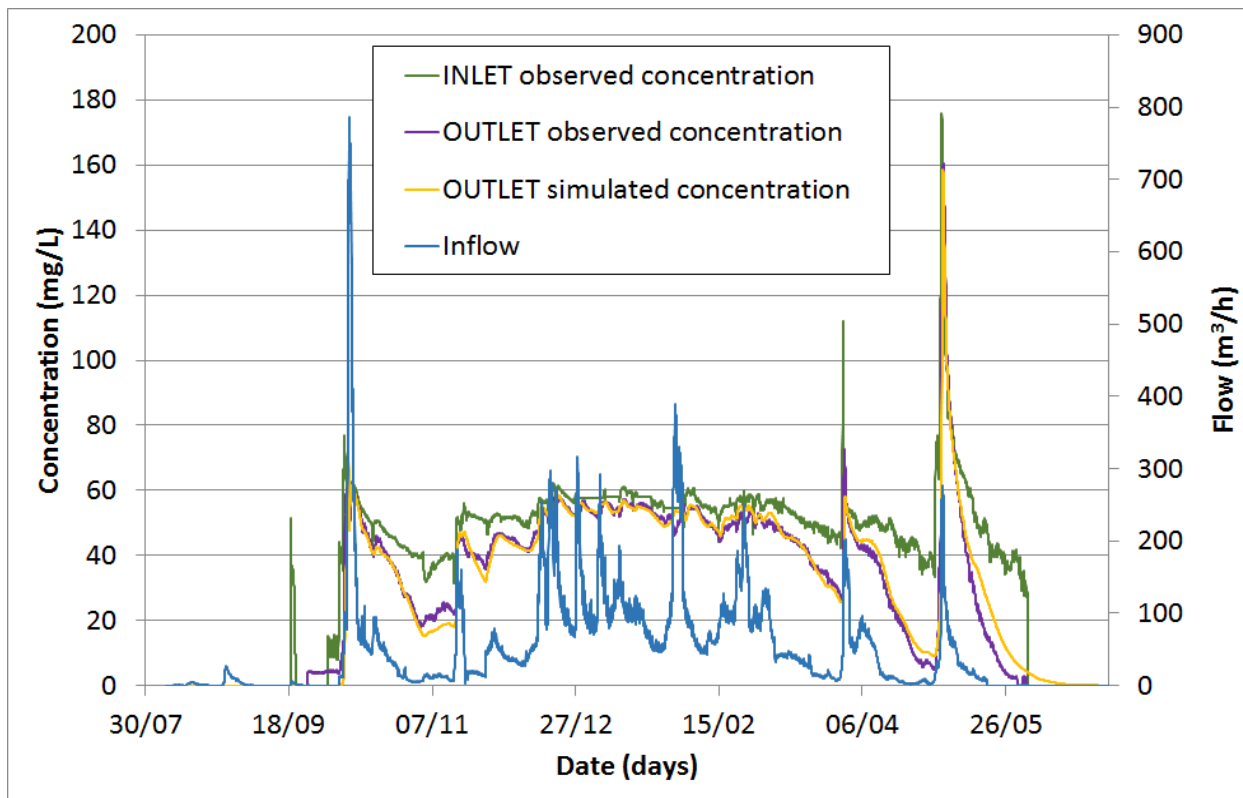


Figure annexe 4 : Evolution de la concentration en NO₃ au cours du temps pour l'année 2014-2015. Année ayant servi au calage des paramètres du modèle.

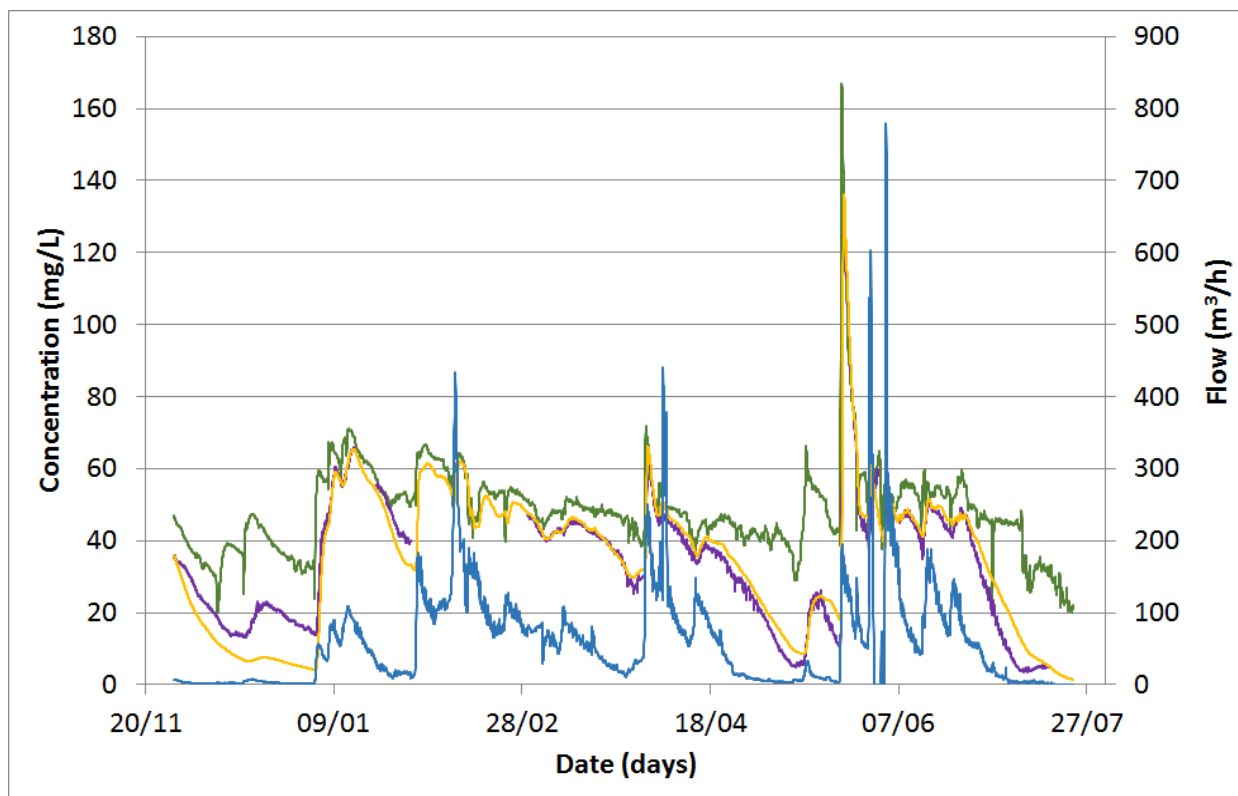


Figure annexe 5 : Evolution de la concentration en NO₃ au cours du temps pour l'année 2015-2016.

ANNEXE 4 : RESULTATS DES SIMULATIONS DU MODELE T.I.S. POUR LES ANNEES 2016-2017 ET 2017-2018.

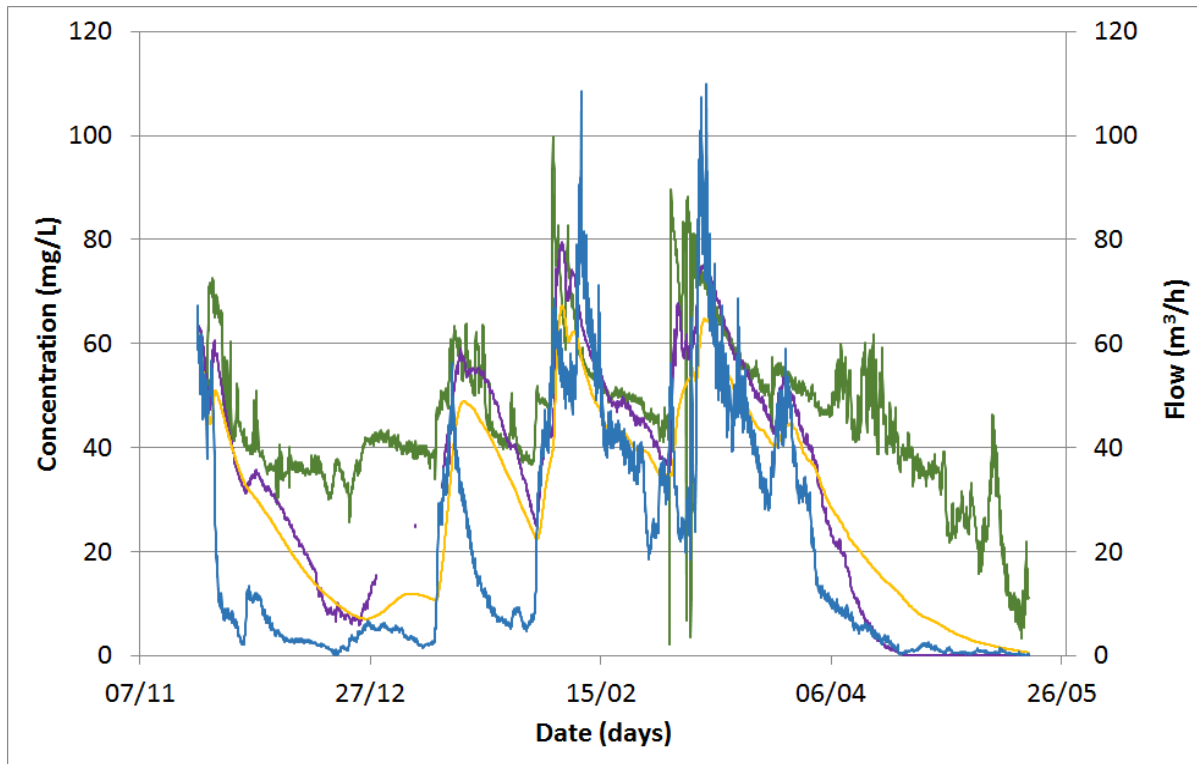


Figure annexe 6 : Evolution de la concentration en NO₃ au cours du temps pour l'année 2016-2017.

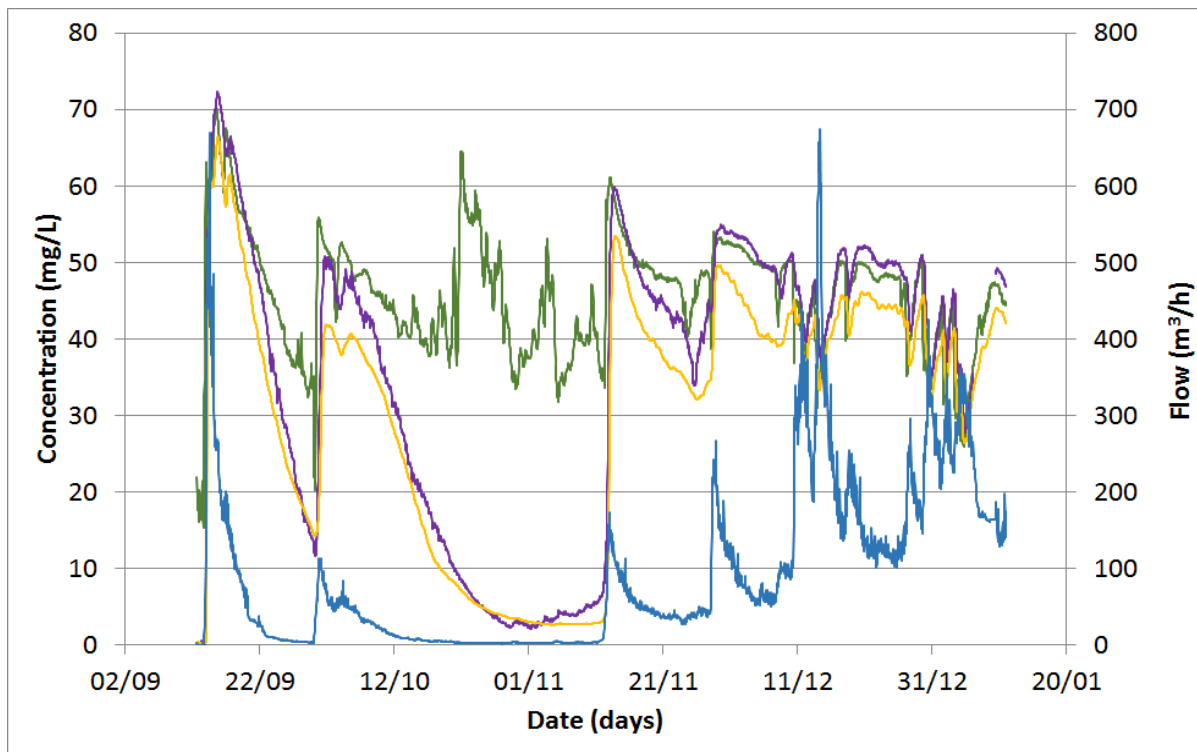


Figure annexe 7 : Evolution de la concentration en NO₃ au cours du temps pour l'année 2017-2018.

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

Diplôme(s) : Ingénieur Agronome de statut Ingénieur Agriculture et Environnement (I.A.E.)

Spécialité : Hydrosystèmes – Eaux de surfaces

Auteur

Manon BLANDIN

Année

2018

Titre

Bilan azoté d'une Zone Tampon Humide Artificielle : puits ou source d'azote ?
Zone de Rampillon, Seine-et-Marne (77)

Nombre de pages 65 hors pages blanches

Annexes 9

Nombre de références bibliographiques 43

Structure d'accueil

IRSTEA Antony (92)

Maître de stage Julien TOURNEBIZE

Résumé

L'objectif est de réaliser un bilan de masse azotée intégré à l'échelle de la zone tampon humide artificielle de Rampillon impliquant les différents compartiments (sédiment, végétation, aquatique et atmosphérique). En moyenne, **407 kg/an** de N-nitrates sont abattus dans la zone ces entre 2014 et 2017. **82 %** de la dissipation est dû à une dénitrification complète qui relargue **99,88 %** de l'azote sous forme de gaz N₂ inerte. **11%** du flux en azote minéral est assimilé par la végétation et **7%** est temporairement stocké par les sédiments. La zone tampon humide artificielle de Rampillon se comporte donc comme un puit d'azote minéral et comme une source d'azote organique et gazeux.

Mots-clés

Zone humide – cycle de l'azote – nitrate – bilan – modélisation – estimation - compartiments