

**Essai en technologies de l'environnement**

**GCI-6000**

***Utilité des distributions statistiques des  
concentrations de nutriments dans les rejets des  
stations de traitement des eaux usées municipales  
dans la mise en place des réglementations***

**Travail réalisé par : NACHET Soufiane**

**Maîtrise en génie civil – Technologies environnementales**

**Maître ès sciences (M. Sc.)**

**Québec, QC, Canada**

**Directeur de recherche: M. Peter Vanrolleghem**

**Le 30/04/2019**

## Table des matières

<b>Introduction :</b> .....	<b>5</b>
<b>I. Revue de littérature.....</b>	<b>7</b>
<b>I.1 Généralités sur les eaux usées.....</b>	<b>7</b>
<b>I.1.1 C'est quoi une eau usée ? .....</b>	<b>7</b>
<b>I.1.2 Paramètres de la qualité de l'eau usée.....</b>	<b>8</b>
<b>I.2 Impact des nutriments dans l'eau usée sur l'écosystème et la santé humaine .....</b>	<b>10</b>
<b>I.2.1 Effets indirects de l'excès des nutriments.....</b>	<b>10</b>
<b>I.2.2 Effets directs de l'excès des nutriments.....</b>	<b>13</b>
<b>I.3 Réglementation des rejets de nutriments dans le monde .....</b>	<b>14</b>
<b>I.3.1 Europe : .....</b>	<b>15</b>
<b>I.3.2 USA.....</b>	<b>17</b>
<b>I.3.3 Canada.....</b>	<b>20</b>
<b>I.4 Nutriments vs composés toxiques.....</b>	<b>22</b>
<b>I.5 Synthèse de la revue de littérature et problématique de l'essai .....</b>	<b>24</b>
<b>II. Description de la station d'épuration étudiée .....</b>	<b>26</b>
<b>II.1 Procédé de nitrification/dénitrification avec aération intermittente .....</b>	<b>26</b>
<b>II.2 Affluent.....</b>	<b>26</b>
<b>III. Matériel et méthodes .....</b>	<b>28</b>
<b>III.1 Modélisation de la station avec le logiciel WEST .....</b>	<b>28</b>
<b>III.1.1 Construction de la station .....</b>	<b>28</b>
<b>III.1.2 Lancement des simulations .....</b>	<b>31</b>
<b>III.2 Méthodologie d'analyse des résultats des simulations .....</b>	<b>33</b>
<b>IV. Résultats de l'étude .....</b>	<b>39</b>
<b>IV.1 Azote ammoniacal .....</b>	<b>40</b>
<b>IV.2 Nitrates .....</b>	<b>47</b>
<b>IV.3 Azote total : .....</b>	<b>53</b>
<b>Conclusions et recommandations : .....</b>	<b>59</b>
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>62</b>

## Liste des tableaux :

Tableau 1 : Composition typique d'une eau usée domestique.....	10
Tableau 2 : Exigences de la Directive 91/271/CEE.....	16
Tableau 3 : Exigences de la Directive 91/271/CEE.....	16
Tableau 4 : Caractéristiques de l'effluent.....	27
Tableau 5 : Caractéristiques du modèle physique.....	29
Tableau 6 : Maximums et médianes des concentrations moyennes d'azote total à l'effluent .....	58

## Liste des figures :

Figure 1 : NH <sub>3</sub> et NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> en fonction du pH .....	14
Figure 2 : Variation de la température de l'affluent au cours de l'année .....	27
Figure 3 : Layout de la station sur le logiciel WEST.....	28
Figure 4 : Layout de la station sur le logiciel WEST avec l'input de la variation de la température.....	31
Figure 5 : Réglage du pas de temps de calcul des concentrations de sortie .....	32
Figure 6: Fonctionnement des contrôleurs sous WEST .....	32
Figure 7: Séries temporelles des concentrations de sortie sous le format tableau .....	33
Figure 8: Histogramme de distribution des fréquences d'occurrence des moyennes horaires des concentrations de nitrates.....	37
Figure 9: Courbe des fréquences cumulées des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires et mensuelles de l'azote ammoniacal .....	38
Figure 10: Evolution temporelle de la concentration en azote ammoniacal de l'effluent pour la configuration 3 heures d'aération/1 heure d'anoxie .....	40
Figure 11: Evolution temporelle de la concentration en azote ammoniacal de l'effluent pour la configuration 1 heures d'aération/1 heure d'anoxie .....	41
Figure 12: Evolution temporelle de la concentration en azote ammoniacal de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/1 heure d'anoxie .....	41
Figure 13: Evolution temporelle de la concentration en azote ammoniacal de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/2 heure d'anoxie .....	42
Figure 14: Evolution temporelle de la concentration d'azote ammoniacal à l'effluent pour la configuration 3h d'aération/1h d'anoxie .....	43
Figure 15: Evolution temporelle du débit d'affluent.....	43

<b>Figure 16 : Courbes des fréquences cumulées des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles des concentrations d'azote ammoniacal à l'effluent pour les 4 configurations étudiées.....</b>	<b>44</b>
<b>Figure 17 : Impact des différentes configurations d'aération sur les distributions statistiques des concentrations d'azote ammoniacal à l'effluent pour les 4 périodes d'agrégation .....</b>	<b>46</b>
<b>Figure 18 : Evolution temporelle de la concentration en nitrates de l'effluent pour la configuration 3 heures d'aération/1 heure d'anoxie .....</b>	<b>47</b>
<b>Figure 19 : Evolution temporelle de la concentration en nitrates de l'effluent pour la configuration 1 heures d'aération/1 heure d'anoxie .....</b>	<b>48</b>
<b>Figure 20 : Evolution temporelle de la concentration en nitrates de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/1 heure d'anoxie .....</b>	<b>48</b>
<b>Figure 21 : Evolution temporelle de la concentration en nitrates de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/2 heure d'anoxie .....</b>	<b>49</b>
<b>Figure 22 : Evolution temporelle de la charge journalière en DCO à l'entrée de la station .....</b>	<b>50</b>
<b>Figure 23 : Courbes des fréquences cumulées des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles des concentrations des nitrates à l'effluent pour les 4 configurations étudiées.....</b>	<b>51</b>
<b>Figure 24 : Impact des différentes configurations d'aération sur les distributions statistiques des concentrations de nitrates à l'effluent pour les 4 périodes d'agrégation.....</b>	<b>52</b>
<b>Figure 25 : Evolution temporelle de la concentration en azote total de l'effluent pour la configuration 3 heures d'aération/1 heure d'anoxie .....</b>	<b>53</b>
<b>Figure 26 : Evolution temporelle de la concentration en azote total de l'effluent pour la configuration 1 heures d'aération/1 heure d'anoxie .....</b>	<b>54</b>
<b>Figure 27 : Evolution temporelle de la concentration en azote total de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/1 heure d'anoxie .....</b>	<b>54</b>
<b>Figure 28 : Evolution temporelle de la concentration en azote total de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/2 heure d'anoxie .....</b>	<b>55</b>
<b>Figure 29 : Courbes des fréquences cumulées des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles des concentrations d'azote total à l'effluent pour les 4 configurations étudiées.....</b>	<b>56</b>
<b>Figure 30 : Impact des différentes configurations d'aération sur les distributions statistiques des concentrations d'azote total à l'effluent pour les 4 périodes d'agrégation.....</b>	<b>57</b>

## **Introduction :**

Une eau usée représente le résidu de l'utilisation de l'eau dans les activités humaines. Avec l'accroissement de la population mondiale, et avec le progrès industriel, la quantité d'eaux usées rejetée dans les égouts devient de plus en plus grande, et leur gestion devient de plus en plus délicate. Le rejet des eaux usées dans le milieu naturel peut avoir une multitude d'effets néfastes sur la vie aquatique et sur la santé humaine ; ces effets peuvent être soit directs, soit indirects. Les effets directs sont dus principalement à la présence de composés toxiques, cancérigènes, ou mutagènes, ou bien à la présence de microorganismes pathogènes, et sont appelés ainsi car ils affectent les organismes aquatiques et la santé humaine directement. Quant aux effets indirects, ils sont dus principalement à la présence de nutriments dans l'eau usée, à savoir l'azote et le phosphore. Quand les conditions sont favorables, ces deux nutriments peuvent causer l'eutrophisation, un phénomène qui se traduit par une croissance excessive des algues et des plantes aquatiques et peut entraîner l'augmentation de la turbidité de l'eau, l'épuisement de l'oxygène dissous, l'émanation d'odeurs indésirables, la destruction des habitats de poissons, l'augmentation de leur taux de mortalité, et la prolifération des cyanobactéries.

Dans le but de prévenir les dangers potentiels des rejets d'eaux usées dans les milieux naturels, différentes réglementations ont été mises en place partout dans le monde. La plupart de ces réglementations interdisent le rejet d'eaux usées sans traitement dans l'environnement, et comportent des limites sur la qualité des effluents. Les réglementations comportent également des exigences sur la collecte, le traitement, et le rejet des eaux usées. Cependant, ce sont les catastrophes environnementales et les pressions sociales qui en résultent qui sont l'origine de ces réglementations, et de la plupart des réglementations environnementales (Boiral, 2007). Ceci fait que parfois les réglementations peuvent être soit très conservatrices, soit très tolérantes.

Les réglementations peuvent fournir des limites qui peuvent être exprimées soit en concentration, soit en charge, ou bien en efficacité de traitement. Et l'évaluation de la conformité des effluents aux réglementations peut se faire de différentes manières : valeurs moyennes (moyennes horaire, journalière, mensuelle... etc), valeurs extrêmes (maximum horaire, journalier...etc), percentiles... etc. L'objectif de cet essai est de voir l'impact des périodes d'agrégation des moyennes sur la distribution statistique des concentrations de sortie

d'une station d'épuration qui réalise l'élimination de l'azote par aération intermittente, en utilisant les outils de modélisation et de simulation dynamique. Comme application, l'effet de l'aération sur ces distributions a été étudié.

Plusieurs simulations en régime dynamique seront réalisées dont le but est de trouver la façon optimale pour protéger contre les effets directs de l'azote qui sont relatifs à la toxicité de l'ammoniac, et ses effets indirects relatifs à l'eutrophisation. L'impact de l'aération sera également étudié, et pour ce faire, des simulations avec différentes configurations d'aération seront réalisées. Ces simulations vont permettre de proposer des recommandations pour améliorer les réglementations qui visent à protéger contre les effets directs et indirects de l'azote.

Cet essai sera scindé en cinq parties, la première comportera un survol de la littérature sur les nutriments dans l'eau usée. Dans la deuxième partie seront présentés le procédé d'aération intermittente et les caractéristiques de l'affluent. La troisième partie portera sur le matériel et les méthodes utilisées dans cette étude, et les résultats finaux seront présentés dans la quatrième partie. Finalement, le rapport se clôturera par une conclusion qui comporte les recommandations issues cette étude.

## **I. Revue de littérature**

Cette partie présentera le résultat du survol de la littérature sur les nutriments dans les eaux usées et leur réglementation, en particulier l'azote N et le phosphore P. Cette revue de littérature portera sur l'impact des nutriments dans les eaux usées rejetées, sur l'écosystème et la santé humaine, les différences entre les nutriments et les polluants toxiques dans les rejets d'eaux usées, et les différentes réglementations relatives aux rejets des nutriments dans le monde.

### **I.1 Généralités sur les eaux usées**

Il a été jugé pertinent de commencer cette revue de littérature par quelques définitions relatives aux eaux usées et leurs paramètres de qualité.

#### **I.1.1 C'est quoi une eau usée ?**

Une eau usée représente le résidu de l'utilisation de l'eau dans les activités humaines. L'eau usée contient des déchets solides et/ou liquides qui proviennent des résidences, des institutions, des commerces et des établissements industriels. L'eau usée peut contenir des eaux qui ne sont pas le résultat d'une activité humaine, notamment l'eau souterraine, l'eau de surface, et l'eau de pluie (Metcalf & Eddy, 2003).

On distingue 5 familles d'eaux usées :

- Les eaux usées domestiques qui peuvent être subdivisées en deux : les eaux noires qui proviennent des chasses d'eau et qui contiennent principalement les excréments et l'urine, et les eaux grises qui proviennent des éviers de cuisine, des salles de bain, des laveuses...
- Les eaux usées industrielles qui sont le résultat de l'utilisation de l'eau dans les procédés industriels. Les caractéristiques de ces eaux varient d'une industrie à une autre, et ils peuvent contenir en plus de la matière organique, l'azote et le phosphore, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants...
- Les eaux pluviales et de ruissellement qui sont les eaux pluviales collectées par les toits et ceux qui ruissèlent sur les chaussées et les surfaces imperméables. Ces eaux sont souvent chargées des résidus déposés sur les chaussées et les toits. Ces eaux sont

mélangées avec les eaux usées domestiques dans le cas des réseaux unitaires, et sont collectées séparément dans le cas des réseaux séparatifs.

- Les eaux d'infiltration qui proviennent de la nappe souterraine et qui pénètrent dans l'égout via les fissures, les trous, les joints ouverts...
- Les eaux de captage ce sont les eaux pluviales qui ruissèlent et qui pénètrent le réseau d'eau usée domestique.

Les eaux usées peuvent contenir de la matière organique, dont la décomposition dans certaines conditions peut conduire à l'émanation de mauvaises odeurs, et à la consommation de l'oxygène dans les cours d'eau. L'eau usée contient également des nutriments tels que l'azote et le phosphore, qui peuvent stimuler la croissance des plantes aquatiques et causer le phénomène d'eutrophisation. Enfin, l'eau usée contient des microorganismes pathogènes qui proviennent des excréments humains, et peut contenir des composés toxiques qui peuvent être mutagènes ou cancérigènes. Ainsi une mauvaise gestion de ces eaux peut engendrer des risques sur la santé humaine, la faune, et la flore (Metcalf & Eddy, 2003).

### **I.1.2 Paramètres de la qualité de l'eau usée**

La quantification de la pollution présente dans une eau usée est une étape primordiale qui permet de choisir le type de traitement adéquat, et qui permet de s'assurer que l'eau traitée n'a pas d'impact négatif sur l'écosystème et la santé humaine. Il existe plusieurs paramètres qui permettent de quantifier la pollution dans une eau usée notamment :

- **La demande biochimique en oxygène DBO en mg/l**

La DBO mesure l'oxygène dissous utilisé par les microorganismes pour l'oxydation biochimique de la matière organique. Elle donne une idée sur la quantité de matière organique biodégradable présente dans l'eau usée. La mesure de la DBO la plus répandue est une mesure à 5 jours (Metcalf & Eddy, 2003).

- **La demande chimique en oxygène DCO en mg/l**

La DCO mesure l'oxygène dissous utilisé pour l'oxydation chimique de la matière organique. Elle donne une idée sur la quantité de matière organique présente dans l'eau usée. La DCO est en général supérieure à la DBO puisque l'eau usée contient des composés organiques qui ne sont pas biodégradables (Metcalf & Eddy, 2003).

- **Les solides totaux mg/l**

Les solides totaux représentent la quantité de solides présents dans l'eau usée. Ce paramètre est mesuré en évaporant l'échantillon d'eau usée à une température de 103 à 105 °C (Metcalf & Eddy, 2003).

- **Les matières en suspension MES en mg/l**

C'est la fraction des solides totaux qui reste en suspension. Ce paramètre est mesuré en filtrant l'échantillon à 0.45 µm, et en séchant le filtrat à une température de 103 à 105 °C (Metcalf & Eddy, 2003).

- **L'azote**

Dans les eaux usées l'azote peut être présent sous plusieurs formes : l'azote organique, l'azote ammoniacal, les nitrites et les nitrates. L'azote organique qui provient des excréments humains est rapidement converti en azote ammoniacal grâce à certains microorganismes. Il est à noter que la somme de l'azote ammoniacal et l'azote organique est appelé l'azote Kjeldahl, et la somme de l'azote organique, l'azote ammoniacal, les nitrites et les nitrates est appelé l'azote total (Metcalf & Eddy, 2003).

- **Le phosphore**

Dans les eaux usées le phosphore peut être présent sous plusieurs formes : l'orthophosphate, le polyphosphate, et le phosphate organique. Les orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) sont facilement assimilables par les microorganismes. Les polyphosphates sont des molécules de grande taille et ont besoin d'être hydrolysées avant d'être assimilées par les microorganismes.

Le tableau suivant illustre une composition typique d'une eau usée domestique :

**Tableau 1 : Composition typique d'une eau usée domestique (Lessard, 2017)**

<b>Paramètre</b>	<b>C(mg/l)</b>
MES	350
DBO <sub>5</sub> à 20 °C (mg O <sub>2</sub> /l)	290
DCO (mg O <sub>2</sub> /l)	580
NTK (en N)	60
NH <sub>4</sub> (en N)	30
Phosphore total (en P)	12

## **I.2 Impact des nutriments dans l'eau usée sur l'écosystème et la santé humaine**

L'azote et le phosphore sont deux éléments essentiels à la vie sur terre et à la reproduction des organismes vivants. En effet, l'azote est le principal constituant des protéines et des acides aminés, tous les deux rentrent dans la composition de l'ADN, et sont indispensables pour la croissance des plantes et des algues. Ces deux éléments sont naturellement présents dans l'environnement et subissent des transformations selon des cycles bien définis. Avec la croissance démographique, l'augmentation de la quantité d'eaux usées rejetées, l'industrialisation, et l'utilisation accrue des engrais synthétiques et des détergents, les cycles d'azote et de phosphore se voient perturbés et des quantités excessives de ces nutriments se retrouvent dans les eaux de surface et les eaux souterraines.

Cet excès de nutriments dans les eaux de surface, combiné à des conditions environnementales favorables, peut conduire au phénomène de l'eutrophisation. Ce phénomène se manifeste par une croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques, ce qui peut avoir un impact négatif sur la vie aquatique, et sur les utilisateurs de ces eaux (NACWA, 2014). Ces effets sont **indirects**, et ne dépendent pas seulement de la quantité des nutriments rejetée dans l'eau, mais aussi de l'étendue d'eau, et sont affectés par plusieurs paramètres tels que : le débit, la vitesse d'écoulement, le pH, la température, la salinité, la matière organique... etc. (NACWA, 2014). L'excès de nutriments dans les eaux de surface peut avoir également des effets **directs** sur la vie aquatique et la santé humaine en raison de la toxicité de certaines espèces de nutriments.

### **I.2.1 Effets indirects de l'excès des nutriments**

- **Effets sur l'écosystème**

Le terme eutrophisation vient du grec, « eu » signifiant **bien** et « trophê » signifiant **nourriture**, c'est-à-dire **bien nourri**. L'eutrophisation est un phénomène qui se traduit par une croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans le plan d'eau, qui est due à la présence d'un excès de nutriments, ce qui peut avoir un impact négatif sur l'écosystème et les êtres humains.

La croissance excessive des algues conduit à une augmentation de la turbidité de l'eau, ce qui réduit la pénétration de la lumière, empêchant ainsi la photosynthèse, et causant la mortalité des algues. Les microorganismes qui décomposent les débris des algues consomment l'oxygène dissous, ce qui conduit à un déficit d'oxygène dans le plan d'eau. Ce déficit d'oxygène dissous affecte négativement les taux de reproduction et de croissance des poissons et conduit à des taux de mortalité élevés. L'augmentation de la turbidité de l'eau affecte les concentrations d'oxygène dissous autrement. En effet, quand la turbidité de l'eau augmente, la quantité d'organismes photosynthétiques diminue, ce qui conduit à des taux de production d'oxygène réduits (NACWA, 2014). D'autre part, la prolifération d'algues et les faibles concentrations d'oxygène dissous donnent lieu à des conditions anaérobiques qui conduisent à l'émanation de mauvaises odeurs, de gaz à effet de serre comme le méthane, et de gaz toxiques comme l'hydrogène sulfuré H<sub>2</sub>S (NACWA, 2014).

D'autre part, l'excès d'algues peut conduire à des oscillations du pH de l'eau en raison de l'alternation des phénomènes de respiration et de photosynthèse. En effet, la photosynthèse cause l'augmentation du pH par la consommation de CO<sub>2</sub>, alors que la respiration cause la diminution de ce dernier en raison du relargage de CO<sub>2</sub> (CRE Laurentides, 2009). Ces variations de pH peuvent avoir des impacts négatifs sur les organismes aquatiques et peuvent endommager les yeux, les branchies, et la peau des poissons. En outre, des valeurs élevées de pH favorisent la présence de la forme toxique de l'ammoniac (NH<sub>3</sub>) et des valeurs très basses augmentent la solubilité et la toxicité des métaux (NACWA, 2014).

La prolifération excessive des plantes peut réduire la vitesse d'écoulement d'eau, favorisant ainsi la sédimentation, et l'accumulation des débris de décomposition des algues dans les fonds des cours d'eau. Et comme les poissons utilisent les espaces entre les roches pour habiter et se reproduire, l'eutrophisation peut conduire à la détérioration des habitats des poissons, et la réduction de leurs aires de frai (NACWA, 2014).

L'excès de nutriments dans l'eau, et l'augmentation de sa turbidité peut favoriser la prolifération de Cyanobactéries. Ce sont des microorganismes qui ont des caractéristiques communes avec les bactéries et les algues, qui peuvent faire la photosynthèse, et qui peuvent produire des toxines qui agissent sur le système nerveux et qui peuvent causer la mort chez les animaux et l'être humain. Les Cyanobactéries prolifèrent dans les eaux douces, calmes et stagnantes, et on les trouve donc plus dans les lacs et moins dans les rivières (NACWA, 2014). Quant aux eaux salines, et aux zones estuaires, l'excès des nutriments contribue à la prolifération de microorganismes similaires aux Cyanobactéries, appelés Dinoflagellés. Ces microorganismes peuvent sécréter des toxines qui peuvent causer la mort des animaux marins (NACWA, 2014). Et même sans sécrétion de toxines, les Dinoflagellés peuvent endommager les branchies de poissons (NACWA, 2014).

Le phénomène d'eutrophisation touche aussi bien les lacs que les rivières. Cependant les lacs sont généralement plus sensibles à l'eutrophisation que les rivières. En effet, si le temps de rétention hydraulique est inférieur au temps de doublement des algues, la croissance des algues n'aura aucun impact négatif puisqu'elles seront chassées de l'étendue d'eau avant qu'elles puissent causer des nuisances. Ainsi, les lacs et les zones aval des rivières sont plus sensibles aux phénomènes d'eutrophisation que les zones amonts des rivières qui ont des « flushing rates » élevés. Ceci n'est pas toujours vrai, et en particulier pour les rivières larges et profondes, dont les temps de rétention hydrauliques peuvent être aussi longs que les temps de rétention des lacs (Newman, 2005).

- **Effets sur l'être humain**

Comme mentionné précédemment, une des conséquences de l'excès des nutriments dans l'eau est la prolifération des cyanobactéries. Ces microorganismes peuvent produire des toxines telles que la Microcystine et l'Anatoxine qui peuvent affecter le système nerveux, le foie, et la peau, et peuvent causer la paralysie, l'asphyxie, et éventuellement la mort (NACWA, 2014).

L'être humain peut être exposé à ces toxines par :

- La baignade dans les eaux contaminées
- L'ingestion de l'eau contaminée
- L'inhalation d'aérosols de l'eau contaminée
- L'ingestion d'aliments qui proviennent de cultures irriguées par l'eau contaminée

- L'ingestion de poissons contaminés par les toxines

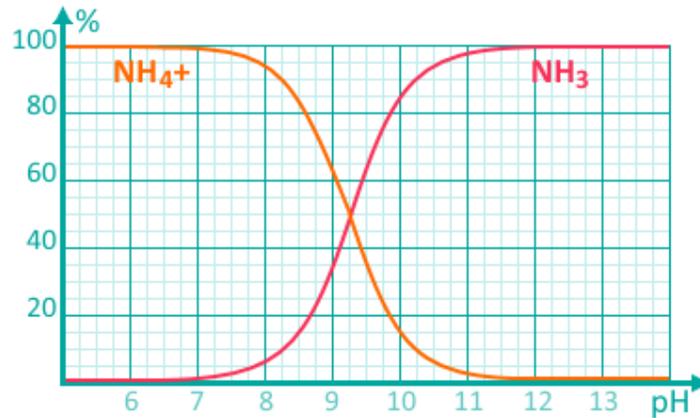
D'autre part, l'adduction des eaux provenant des lacs et des rivières touchés par l'eutrophisation s'avère plus coûteuse puisque l'eau chargée d'algues peut colmater les conduites et les équipements, engendrant ainsi des coûts supplémentaires. En outre, et pour traiter ces eaux, il faut prévoir plus de réactifs, des temps de décantation élevés, et des fréquences de lavage de filtres élevées, ce qui rend le traitement plus onéreux (NACWA, 2014). Enfin, et puisque ces eaux provenant des lacs et des rivières touchés par l'eutrophisation sont chargées de matières organiques, de grandes quantités de désinfectants doivent être utilisées, et la formation de sous-produits de désinfection cancérigènes (trihalométhanés) est inévitable (NACWA, 2014).

La prolifération de plantes et d'algues dans les eaux de surfaces peut entraver plusieurs activités humaines telles que la navigation, la baignade, et la pêche, et l'accumulation des plantes dans les fonds des plans d'eau peut augmenter le risque de noyade pour les baigneurs (NACWA, 2014). La prolifération d'algues et de cyanobactéries altère la couleur de l'eau ; l'eau devient moins transparente, colorée, et des écumes se forment à sa surface. De plus, la décomposition des algues entraîne l'émanation de gaz et d'odeurs indésirables. Ainsi, l'aspect esthétique de l'eau se voit dégradé, ce qui entraîne une dégradation du paysage, une perte d'intérêt pour les visiteurs, une dépréciation de la propriété, et des pertes économiques surtout pour les zones touristiques.

### **I.2.2 Effets directs de l'excès des nutriments**

Comme mentionné précédemment, l'excès des nutriments dans les étendues d'eau peut avoir beaucoup d'effets indirects sur la qualité de l'eau, l'écosystème, et la santé humaine. Ces effets ne sont pas instantanés, et sont le résultat de plusieurs phénomènes physico-chimiques. Toutefois, les nutriments peuvent avoir des effets directs en raison de la toxicité de certaines formes azotées comme l'ammoniac et les nitrites.

L'ammoniac total dans l'eau désigne la somme de l'ammoniac non ionisé ( $\text{NH}_3$ ) et l'ammoniac ionisé ( $\text{NH}_4^+$ ). Ces deux formes sont en équilibre dans l'eau, et c'est en fonction du pH et de la température qu'on peut déterminer la forme prédominante dans l'eau.



*Figure 1 : NH<sub>3</sub> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en fonction du pH*

La figure 1 illustre la répartition de NH<sub>3</sub> et NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en fonction du pH. On constate qu'à un pH = pK<sub>a</sub> = 9.25, la forme ionisée et la forme non ionisée de l'ammoniaque sont à 50%/50%. Même si l'eau de surface a souvent des pH inférieurs à 8, une faible élévation de pH peut favoriser la formation de NH<sub>3</sub> qui est la forme toxique de l'ammoniac. Le NH<sub>3</sub> est toxique même à des concentrations relativement faibles, et peut causer des dommages aux branchies, une diminution de la pénétration d'oxygène dans l'organisme, une sous-oxygénation des organes, des dommages au foie et aux reins, et éventuellement la mort (NACWA, 2014).

Le nitrite NO<sub>2</sub><sup>-</sup> est le premier composé issu de la nitrification biologique de l'azote ammoniacal par les bactéries autotrophes. C'est un composé instable et très toxique. Les nitrites empêchent la fixation de l'oxygène et son transport vers les organes, causant ainsi la mort. C'est la méthémoglobinémie ou le syndrome du bébé bleu. Il est à noter que les nitrites sont beaucoup moins toxiques dans les milieux alcalins, contrairement à l'ammoniac. D'autre part, les nitrates NO<sub>3</sub><sup>-</sup> sont beaucoup moins toxiques que les nitrites, et ne constituent un danger pour la vie aquatique qu'à des concentrations entre 100 et 1900 mg/l (NACWA, 2014).

### **I.3 Réglementation des rejets de nutriments dans le monde**

Comme vu précédemment, les nutriments peuvent avoir des effets néfastes sur l'écosystème et sur les êtres humains. Ces effets peuvent être directs ou indirects. Les effets indirects sont liés aux phénomènes d'eutrophisation, et les effets directs sont liés à la toxicité de certaines espèces de nutriments comme l'ammoniac et les nitrites. Les nutriments peuvent

provenir de sources ponctuelles comme les stations d'épuration d'eaux usées municipales, ou bien de sources diffuses comme les eaux de ruissellement. C'est le cas des terres agricoles où des quantités importantes d'eaux chargées de fertilisants se retrouvent dans les étendues d'eau.

Cette partie de la revue de littérature portera sur les différentes réglementations mises en place dans le monde pour protéger contre les effets des rejets des eaux résiduaires chargées de composés toxiques et de nutriments dans les étendues d'eau sur l'environnement et sur la santé humaine.

### **I.3.1 Europe :**

En Europe, les rejets des stations de traitement des eaux usées sont régis par la Directive 91/271/CEE de traitement des eaux urbaines résiduaires de 1991. Cette directive a pour objectif de protéger contre les effets de rejet d'eaux résiduaires comme l'eutrophisation, et fournit des règles pour la collecte, le traitement, et le rejet des eaux résiduaires urbaines et industrielles. De plus, cette directive différencie entre les zones sensibles et les zones moins sensibles, et elle définit les zones sensibles comme « *eaux naturelles exposées au risque d'eutrophisation dans un avenir proche si des mesures de protection ne sont pas prises, ou celles qui nécessitent un traitement plus avancé pour se conformer aux autres directives de l'UE* ». Selon la directive, les stations de traitement d'eaux usées ayant des capacités supérieures à 10 000 équivalent habitant (EH) et qui déversent leurs rejets dans des zones sensibles sont dans l'obligation d'effectuer des traitements de nutriments afin de se conformer à des limites sur les moyennes annuelles de concentrations d'azote et de phosphore. La directive fournit également des exigences sur les efficacités de traitement pour les zones sensibles qui dépendent aussi de la taille de la station, et donne la possibilité aux stations de traitement qui déversent leurs rejets dans la même zone, de vendre ou d'acheter des droits de rejet à condition que la réduction de charge totale (azote+phosphore) soit supérieure à 75% (Maere et al, 2015). Ceci est illustré dans le tableau 2.

**Tableau 2 : Exigences de la Directive 91/271/CEE**

Paramètre	Concentration (mg l <sup>-1</sup> )	% réduction
TP		
> 100,000 EH	1	80
< 100,000 EH	2	80
TN		
> 100,000 EH	10 <sup>(1)</sup>	70 – 80
< 100,000 EH	15 <sup>(1)</sup>	70 – 80
TP + TN: Option d'échange		75

<sup>1</sup> La moyenne annuelle ne doit pas dépasser 20 mg/l pour des températures supérieures à 12°C

La directive fournit également des spécificités sur l'échantillonnage. Selon le Journal Officiel des Communautés Européennes (1991), des échantillons composites doivent être prélevés en fonction de la capacité de la station de traitement, comme illustré dans le tableau 3.

**Tableau 3 : Exigences de la Directive 91/271/CEE**

Capacité de la station	Nombre minimal d'échantillons composites à prélever
Entre 2000 et 9999 EH	12 la première année, et 4 les années suivantes si les échantillons de la première année sont conformes aux limites de la directive
Entre 10 000 et 49 999 EH	12
50 000 EH ou plus	24

Il convient de mentionner également que la directive tolère l'exclusion des valeurs de concentrations de l'effluent qui sont aberrantes lors de la vérification de la conformité. En effet, l'annexe I, D5 de la directive stipule que les valeurs aberrantes des paramètres de la qualité d'eau peuvent ne pas être prises en compte quand elles sont dues à des conditions inhabituelles telles que les pluies fortes. Cependant des pays comme l'Autriche, l'Allemagne, le Danemark, l'Estonie, les Pays-Bas, et la Russie n'excluent pas ces valeurs, ce qui rend leurs réglementations plus strictes (Jacobsen et Warn, 1999).

En 2000, la directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE) est entrée en vigueur. Cette directive avait comme objectifs :

- La prévention de toute dégradation supplémentaire, la préservation, et l'amélioration de l'état des écosystèmes.
- La promotion d'une utilisation durable de l'eau.
- Le renforcement de la protection de l'environnement aquatique.
- La réduction progressive de la pollution des eaux souterraines et la prévention de l'aggravation de leur pollution.
- L'atténuation des effets des sécheresses et des inondations.

Pour ce faire, la directive a introduit la notion des plans de gestion des bassins hydrographiques. En effet, et selon la directive, l'eau doit être gérée selon les frontières naturelles et hydrologiques, et non pas selon les frontières politiques. Ces plans de gestion ont pour objectif d'atteindre un « bon état » pour toutes les eaux en Europe de point de vue écologique, hydro-morphologique, chimique, et quantitatif. Selon la directive, une eau en « bon état » est une eau dont les paramètres de qualité ne représentent qu'un léger écart avec les paramètres de la même eau, dans des conditions non perturbées par l'activité humaine. La directive recommande également l'intégration de toutes les parties prenantes dans les processus de prise de décision, l'utilisation d'approches interdisciplinaires, et la prise en compte des externalités dans le prix de l'eau (Giakoumis et Voulvoulis, 2018).

### I.3.2 USA

Le « Clean Water Act » (CWA) est une loi fédérale qui a été adoptée par les États Unis en 1972 dans le but de protéger les eaux contre la pollution. La section 301(h) de cette loi interdit le rejet de tout polluant d'une source **ponctuelle** dans les eaux, sans l'obtention préalable d'un permis du programme NPDES (National Pollutant Discharge Elimination System). Ce programme est géré par la United States Environmental Protection Agency (USEPA), en collaboration avec les agences environnementales des états. Le permis est délivré sur une période de 5 ans et contient des limites sur les rejets, et des exigences sur la surveillance et le reporting. L'établissement des limites sur les rejets prend en considération la meilleure technologie disponible utilisée dans le processus de traitement, et qualité des eaux recevant le rejet. Les limites basées sur la technologie utilisée représentent le niveau minimal de traitement qu'une station de traitement peut fournir par traitement secondaire (Maere et al, 2015). Si ces limites sont jugées insuffisantes pour se conformer aux exigences du CWA,

c'est-à-dire aux standards de qualité d'eau, d'autres limites basées sur la qualité d'eau de l'effluent doivent être imposées dans le permis.

La section 303(c) du CWA exige aux états d'établir des standards de la qualité d'eau WQS (water quality standards) pour toutes les étendues d'eau dans le territoire de l'état. Ces standards doivent être révisés par chaque état une fois tous les 3 ans, et les révisions doivent être approuvées par l'USEPA pour s'assurer que les WQS respectent les exigences du CWA (EPA, 2010). Le respect des WQS doit assurer la protection de la faune aquatique et les différents usagers de l'eau, que ce soit pour l'approvisionnement en eau potable, la pêche, l'industrie, l'agriculture, la pêche, et la baignade... (EPA, 2010).

Les standards de la qualité d'eau ont 3 composantes, la première c'est la désignation de l'usage de l'eau. Ces usages peuvent inclure : l'approvisionnement en eau potable, la reproduction de la faune aquatique, la pêche, la baignade, la navigation... La deuxième composante est la détermination du critère de qualité permettant de protéger l'usage désigné. Ces critères peuvent être soit numériques, soit descriptifs. Les critères numériques ayant pour finalité la protection de la vie aquatique et la santé humaine sont définis par 3 paramètres : la concentration limite du polluant, la durée de calcul de la moyenne à comparer avec le critère de concentration, et le nombre de dépassements du critère de concentration toléré. Dans le cas d'absence de critère numérique pour un polluant, des critères descriptifs peuvent être utilisés. Il s'agit d'une phrase qui décrit la qualité d'eau désirée, par exemple « le rejet doit être exempt de microorganismes pathogènes ». La troisième composante est la politique d'anti-dégradation, chaque état doit adopter une politique d'anti-dégradation approuvée par l'USEPA, et dont l'objectif est de guider les processus de prise de décision concernant les activités futures qui peuvent avoir un impact sur la qualité de l'eau. Ceci doit être fait en concertation avec le public, ce qui permet de s'assurer que toute dégradation éventuelle de la qualité d'eau est justifiée (EPA 2010).

En se basant sur les concentrations en polluants de l'effluent, le débit de l'effluent, le comportement dans la zone de mélange, et les différents régimes d'écoulement, et en utilisant des modèles de la qualité d'eau, les concentrations de polluants dans l'étendue d'eau qui reçoit l'effluent peuvent être déterminées. Si les concentrations trouvées dépassent les WQS, des limites basées sur la qualité d'eau de l'effluent dites WQEBL (Water Quality Effluent Based Limits) doivent être imposées dans le permis. Sinon, les limites basées sur la meilleure technologie disponible dites TBEL (Technology based Effluent Limits) doivent être utilisées.

Pour déterminer les WQEBL, on détermine la charge totale maximale journalière, dite TMDL (Total Maximum Daily Load), qui est la charge maximale qui peut rentrer dans une étendue d'eau par jour sans altérer ses paramètres de qualité, et elle peut être déterminée en utilisant des modèles de la qualité d'eau. La TMDL représente la charge totale que peut recevoir une étendue d'eau par jour. Elle comprend la charge totale rejetée par les sources ponctuelles, et par les sources diffuses. En estimant la charge rejetée par les sources diffuses, et en utilisant une marge sécuritaire, on peut estimer la charge maximale journalière qui peut être rejetée par les sources ponctuelles sans altérer les paramètres de qualité de l'étendue d'eau qui reçoit le rejet, cette charge est dite WLA (Waste Load Allocation) (EPA, 2018). Et à partir de la WLA, on peut déterminer les WQEBL (Maere et al, 2015). La section 303(d) du CWA exige aux états de recenser les étendues d'eau dont la qualité n'est pas conforme aux WQS, et d'établir leurs TMDL et les communiquer à l'USEPA pour qu'elles soient approuvées dans le cadre du CWA (EPA, 2018).

L'USEPA et les états ont développé plusieurs documents pour le calcul des WQEBL à partir des TMDL et des WLA. Parmi ces documents se trouve le document de support technique pour le contrôle de la qualité d'eau en matière de toxines, dit TSD, qui offre des méthodes pour calculer les WQEBL à partir des WLA et TMDL. Ce document a été développé pour les polluants ayant des effets toxiques, tels que les métaux, et les composés organiques toxiques. Comparés aux composés toxiques, les nutriments impactent les eaux d'une manière très différente, pourtant, et dans plusieurs situations les méthodes du TSD sont utilisées pour établir les WQEBL pour les nutriments (NACWA, 2014). Cependant, et dans le cas des nutriments, l'USEPA encourage les états à utiliser des moyennes saisonnières ou annuelles comme critères au lieu des moyennes horaires, journalières, ou sur 4 jours, utilisées typiquement pour protéger la vie aquatique des polluants toxiques (NACWA, 2014). Toutefois, les politiques de contrôle des nutriments varient d'une station d'épuration à une autre. En effet, et selon NACWA (2014), le suivi de 7 stations d'épuration d'eaux usées municipales a montré que leurs permis comportent :

- 1) Des limites sur les moyennes mensuelles et hebdomadaires sur le phosphore total
- 2) Une limite sur la charge maximale journalière de phosphore total
- 3) Une limite sur la charge annuelle en azote total, et une limite sur la moyenne trimestrielle de phosphore total
- 4) Une limite sur la charge annuelle en azote total, et une limite sur la moyenne trimestrielle de phosphore total

- 5) Des limites sur les moyennes annuelles, mensuelles, et hebdomadaires des concentrations d'azote total et de phosphore total
- 6) Des limites sur les moyennes annuelles, mensuelles, et hebdomadaires, et le maximum journalier des concentrations d'azote total et de phosphore total
- 7) Des limites sur les moyennes annuelles, mensuelles, et hebdomadaires des concentrations d'azote total et de phosphore total

Il convient de mentionner qu'une station parmi les sept utilise uniquement une limite sur la charge maximale journalière du phosphore total, ce qui n'est pas vraiment adapté pour les nutriments, étant donné que leurs effets se manifestent sur le long terme. C'est le cas également pour la première station qui utilise des limites mensuelles et hebdomadaires. Les autres stations utilisent des limites annuelles, ce qui est adapté pour les nutriments. Il est à noter également que ces stations n'utilisent pas les percentiles pour l'évaluation de la conformité, ce qui rend leurs politiques plutôt conservatrices.

### **I.3.3 Canada**

Au Canada, les approches réglementaires régissant le rejet d'eaux résiduaires varient d'une province à une autre. Ces approches peuvent se baser uniquement sur les meilleures technologies disponibles dans certaines provinces comme la Terre-Neuve-et-Labrador, ou bien sur le risque environnemental pour définir les limites qui permettent de protéger l'écosystème et la santé humaine comme c'est le cas pour Québec. Cependant, la majorité des provinces utilisent des approches hybrides, combinés à des critères génériques pour des paramètres tels que la DBO<sub>5</sub>, les MES, le phosphore total, et les coliformes fécaux. Pour certaines provinces comme la Colombie-Britannique, la Nouvelle-Ecosse, les Territoires du Nord-Ouest, et le Yukon ces critères génériques sont définis en fonction de l'étendue d'eau, le temps de rétention, et la dilution. Pour les provinces utilisant des approches hybrides, ce sont les critères les plus contraignants qui doivent être respectés (Maere et al, 2015).

Pour les provinces utilisant des approches basées sur le risque environnemental comme le Québec, des limites sur l'effluent doivent être déterminées. Comme c'est le cas pour les États Unis, ces limites sont dérivées de la charge de polluants maximale qui peut être assimilée par l'étendue d'eau en utilisant des modèles de la qualité d'eau et en supposant les conditions les plus défavorables. Il est à noter que pour des provinces comme la Nouvelle-Ecosse, les installations déjà existantes ne sont pas soumises aux mêmes règlements que les

nouvelles installations, et sont soumises à des critères moins contraignants (Maere et al, 2015).

Comme on a vu pour les États Unis, la première étape pour déterminer les standards de qualité d'eau d'un milieu récepteur c'est la désignation de l'usage de l'eau (l'approvisionnement en eau potable, la reproduction de la faune aquatique, la pêche, la baignade, la navigation...). Au Canada, et contrairement aux États Unis, aucune province n'attribue à ses étendues d'eau des usages bien définis, ce qui fait qu'il y aura toujours des ambiguïtés quant au choix des critères de la qualité d'eau à utiliser. Ainsi, le choix de ces critères demeure entre les mains des établissements cherchant à obtenir des autorisations de rejet et les organismes de réglementation (Maere et al, 2015).

Les rejets des sources ponctuelles ne se mélangent pas instantanément avec l'eau du milieu récepteur, ce qui en résulte des zones de mélange adjacentes au point de rejet. Une zone de mélange peut être définie comme la surface en dehors de laquelle le rejet et l'eau du milieu récepteur sont complètement mélangés (CCME, 2008). Il convient de mentionner que, mises à part le Nouveau-Brunswick, la Terre-Neuve-et-Labrador, et le Yukon, la plupart des provinces autorisent des zones de mélange des rejets des eaux usées municipales dans les milieux récepteurs, où les critères de la qualité d'eau peuvent ne pas être respectés. Cependant, ces provinces exigent que ces zones de mélange doivent être réduites au maximum pour ne pas impacter l'usage de l'eau (Maere et al, 2015).

En 2009, et dans le but de fournir aux opérateurs des stations de traitement d'eaux usées municipales un cadre réglementaire harmonisé pour la gestion de leurs rejets, le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) a développé une stratégie nationale qui vise la protection de l'environnement et la santé humaine. La stratégie qui représente le résultat de l'entente des 14 ministres de l'environnement du pays, exige aux propriétaires de stations de traitement d'eaux usées municipales de respecter des normes nationales sur des polluants conventionnels tels que la DBO<sub>5</sub>, les solides totaux, et le chlore résiduel, et d'établir en fonction du risque environnemental des limites de rejet propres à chaque site. Il est à noter que l'application de ces normes doit s'étendre sur une période de 30 ans (CCME, 2009). La stratégie exige également de :

- Mettre en œuvre des mesures de gestion de risque pour réduire les risques relatifs aux débordements des réseaux d'égouts unitaires et domestiques (CCME, 2009).

- Faire un suivi régulier de la qualité d'effluent rejeté et en rendre compte (CCME, 2009).
- Prévoir des mesures de réduction de la pollution à la source (CCME, 2006).

Il est à noter que les critères génériques dans la plupart des provinces imposent des limites sur les nutriments. Certaines provinces imposent des limites uniquement pour le phosphore, d'autres imposent des limites pour le phosphore et les formes de l'azote. A titre d'exemple, en Colombie-Britannique, seuls des critères sur les moyennes annuelles du phosphore total sont prévus (Bclaws, 2012).

#### **I.4 Nutriments vs composés toxiques**

On a vu précédemment que les rejets chargés de nutriments peuvent avoir divers effets néfastes sur les milieux récepteurs. Ces effets peuvent être soit directs soit indirects. Les effets indirects de l'excès de nutriments dans les étendues d'eau sont liés à l'eutrophisation, l'épuisement de l'oxygène dissous, l'augmentation de la turbidité de l'eau, la prolifération des cyanobactéries, et la mortalité des espèces aquatiques. Ces effets ne sont pas instantanés et résultent de phénomènes complexes, et difficiles à modéliser. Quant aux effets directs de la présence des nutriments dans les étendues d'eau, ils sont principalement dus à la toxicité de certaines espèces de nutriments telles que l'ammoniac  $\text{NH}_3$  et le nitrite  $\text{NO}_2$ .

On a vu qu'en Europe, aux États Unis, et au Canada, plusieurs réglementations sont mises en œuvre afin de protéger les étendues d'eau réceptrices de rejets contre les effets néfastes des nutriments. Cependant, la plupart de ces réglementations ne reflètent pas le caractère particulier des nutriments, et leurs différences avec les autres polluants, et en particulier les composés toxiques. Et comme c'est le cas aux États Unis, les mêmes méthodes utilisées pour dériver les limites des effluents pour les composés toxiques, sont utilisées pour les nutriments (NACWA, 2014).

Les impacts des composés toxiques sur la vie aquatique et sur la santé humaine sont directs, et sont caractérisés par une relation dose-réponse. Ces effets toxiques se manifestent dans le court terme (heures à jours), et leur ampleur dépend de la concentration, de la fréquence et de la durée d'exposition. Quant aux nutriments, leurs effets sont indirects, et engendrent une multitude de réponses telles que : la prolifération d'algues, l'augmentation de la turbidité de l'eau, l'épuisement de l'oxygène, la prolifération de cyanobactéries... Contrairement aux composés toxiques, ces effets se manifestent dans le long terme, dépendent

étroitement de l'étendue d'eau et de certains paramètres, autres que la concentration ou la charge tels que le pH, la température, l'ensoleillement, la vitesse d'écoulement, la salinité, la matière organique... (NACWA, 2014). En d'autres termes, la même charge et concentration de nutriments peut entraîner une eutrophisation extrême dans une étendue d'eau, et n'entraîner aucun impact négatif dans une autre. De plus, et contrairement aux composés toxiques, les impacts du rejet de nutriments dépendent étroitement du timing du rejet. En effet, pour certains types d'étendues d'eau, la croissance d'algues ne se produit qu'en été (NACWA, 2014).

Etant donné que les impacts des composés toxiques sont directs et de court terme, les moyennes horaires et journalières sont plus appropriées pour protéger les espèces aquatiques et la santé humaine. Il en est de même pour l'utilisation des percentiles 99 et 95 pour la vérification de conformité, ce qui permet de protéger la vie aquatique et la santé humaine contre les pics de concentrations. En revanche, et puisque les effets de l'excès des nutriments dans les étendues d'eau sont indirects, et de long terme, l'utilisation de moyennes mensuelles, saisonnières, ou annuelles est plus appropriée. De plus, et puisqu'il n'y a pas de besoin de protéger contre les pics sporadiques de nutriments, l'utilisation de percentiles de l'ordre de 50% est plus appropriée (NACWA, 2014).

La protection de la vie aquatique et la santé humaine contre les composés toxiques se base sur le fait d'existence d'une concentration dans le milieu récepteur au-delà de laquelle des effets néfastes commencent à se manifester, c'est le principe dose-réponse. Pour les nutriments, et à moins qu'il existe une relation démontrable entre la concentration en nutriments et la croissance d'algues, l'utilisation des charges de nutriments est plus appropriée que l'utilisation de concentrations. En effet, les étendues d'eau ayant des temps de rétention relativement long ont tendance à stocker les nutriments dans les colonnes d'eau et dans les sédiments, ce qui fait qu'ils répondent mieux au cumul de charges de nutriments, et non pas à leurs concentrations. Et même pour les étendues d'eau ayant des temps de rétention courts, il a été prouvé que les concentrations de nutriments sont un indicateur peu fiable de l'eutrophisation (NACWA, 2014).

Contrairement aux composés toxiques, les nutriments n'impactent pas les milieux récepteurs séparément. En effet, la réponse d'une étendue d'eau à un apport d'azote et de phosphore ne dépend pas seulement de la charge en azote ou en phosphore, mais aussi du rapport entre l'azote et le phosphore. Ainsi, les efforts de traitement doivent considérer l'azote

et le phosphore conjointement, et opter pour les combinaisons d'azote et de phosphore les plus rentables pour les étendues d'eau limitées par les deux nutriments. Quant aux étendues d'eau limitées par un seul nutriment, les efforts doivent être concentrés sur le nutriment limitant, puisque la réduction de l'autre nutriment peut constituer une perte d'argent sans impact environnemental (NACWA, 2014).

## **I.5 Synthèse de la revue de littérature et problématique de l'essai**

Le survol de la littérature sur les nutriments nous a permis de constater que la présence des nutriments dans les milieux aquatiques combinée à des conditions favorables, peut avoir plusieurs impacts négatifs sur la vie aquatique et sur la santé humaine. Ces impacts se manifestent par : la croissance excessive des algues et des plantes aquatiques, l'augmentation de la turbidité de l'eau, l'épuisement de l'oxygène dissous, l'émanation d'odeurs indésirables, la destruction des habitats de poissons, l'augmentation de leur taux de mortalité, et la prolifération des cyanobactéries... Ces effets sont indirects, et sont le résultat de processus physiques, chimiques, et biologiques qui sont lents et complexes. La présence de nutriments dans les étendues d'eau peut avoir également des impacts directs sur les organismes aquatiques et la santé humaine en raison de la toxicité de certaines espèces de nutriments telles que l'ammoniac et le nitrite.

Afin de protéger les étendues d'eau des effets néfastes de la présence des nutriments, diverses réglementations ont été mises en œuvre à travers le monde. En Europe, la Directive 91/271/CEE de traitement des eaux urbaines résiduaires de 1991 impose des limites sur les concentrations moyennes annuelles en azote et en phosphore totaux, la Directive exige des efficacités de traitement minimales à respecter pour l'azote et le phosphore totaux et fournit des spécificités sur l'échantillonnage. Aux États Unis, le « Clean Water Act » (CWA) interdit le rejet de tout polluant d'une source **ponctuelle** dans les eaux, sans l'obtention préalable d'un permis du programme NPDES (National Pollutant Discharge Elimination System). Le CWA exige également à chaque état d'établir des standards de la qualité d'eau pour toutes les étendues d'eau dans son territoire. Afin d'assurer le respect de ces standards de la qualité d'eau, des limites basées sur la meilleure technologie disponible ou sur la qualité d'eau de l'effluent sont imposées. Au Canada, les approches réglementaires varient d'une province à une autre. Certaines provinces se basent uniquement sur les meilleures technologies disponibles, d'autres uniquement sur le risque environnemental. Cependant, la majorité des provinces utilisent des approches hybrides, combinés à des critères génériques.

Le survol de la littérature sur les nutriments nous a également permis de relever les différences entre les nutriments et les composés toxiques dans la manière avec laquelle ils impactent le milieu récepteur. Les impacts de la présence des nutriments sont des impacts indirects, complexes, et de long terme, et dépendent de plusieurs paramètres autres que la charge ou la concentration des nutriments. Ainsi, et puisque la réponse des milieux récepteurs n'est pas impactée par les pics sporadiques, il est plus approprié de se fier aux moyennes saisonnières ou annuelles pour contrôler l'impact des nutriments. Enfin, et comme il a été déjà expliqué, dans la plupart du temps, l'utilisation des charges en nutriments est plus appropriée que l'utilisation des concentrations.

C'est indéniable que pour atteindre des objectifs de protection de l'environnement, une multitude de réglementations peuvent être mises en œuvre. Différentes réglementations peuvent donner lieu à un même niveau de protection. Cependant, la mise en œuvre des réglementations occasionne des coûts d'investissement et d'opération qui peuvent être très élevés quand les réglementations sont très conservatrices. Mises à part les limites sur les effluents, les réglementations donnent des exigences sur les périodes de calcul des moyennes, les valeurs extrêmes, et les percentiles. L'objectif de ce travail est de voir l'impact de ces paramètres sur la distribution statistique des concentrations moyennes des effluents, et sur l'évaluation de conformité. Ceci va se faire par le biais de simulations sur une station d'épuration virtuelle qui élimine l'azote par aération intermittente. Ces simulations vont se faire en régime dynamique, et les impacts de la variabilité de l'affluent (débit, et concentrations) et de la température tout au long d'une année seront également étudiés. Un autre paramètre opérationnel dont l'impact sera étudié c'est l'aération ; des simulations avec différentes configurations d'aération seront réalisées afin de voir l'impact sur la distribution statistique des concentrations moyennes des effluents. Ces simulations vont permettre de sortir avec des recommandations pour améliorer les réglementations qui visent à protéger contre les effets directs et indirects de l'azote.

## II. Description de la station d'épuration étudiée

### II.1 Procédé de nitrification/dénitrification avec aération intermittente

La station d'épuration qui sera modélisée et étudiée dans ce travail réalise l'élimination de l'azote dans une configuration d'aération intermittente. Cette configuration est caractérisée par l'alternance d'une phase aérobie, où s'effectue la nitrification, et une phase anoxie où s'effectue la dénitrification.

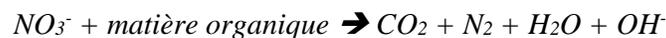
Lors de la phase aérobie l'azote ammoniacal est transformé en nitrates par les bactéries nitrifiantes autotrophes selon la réaction suivante :



En réalité la réaction de nitrification s'effectue en deux étapes : une étape de nitrification, où l'azote ammoniacal est transformé en nitrites, et une étape de nitrification, où les nitrites sont transformés en nitrates :



Lors de la phase anoxie, des bactéries hétérotrophes assimilent la matière organique, et en absence d'oxygène, leurs besoins énergétiques sont couverts par les nitrates. Lors de cette réaction de dénitrification les nitrates  $NO_3^-$  sont transformés en azote gazeux  $N_2$  selon la réaction :



Après les réactions nitrification/dénitrification, une décantation secondaire est prévue pour effectuer la séparation entre la biomasse et l'eau. Le schéma de la station sera illustré dans la partie « modélisation de la station ».

### II.2 Affluent

L'affluent utilisé dans cette étude est basé sur le BSM2 (Benchmark Simulation Model no. 2), qui est un modèle dynamique qui a été développé par un Task Group international de l'IWA (International Water Association) durant les années 2004 et 2005 dans le but de générer des fichiers d'affluents réalistes et qui représentent les variations réelles des

paramètres à l'entrée d'une station d'épuration des eaux usées telles que les variations de débit durant la journée, l'effet des week-ends, des vacances, et des saisons sur le débit, et la variation de la température (Gernaey et al, 2009).

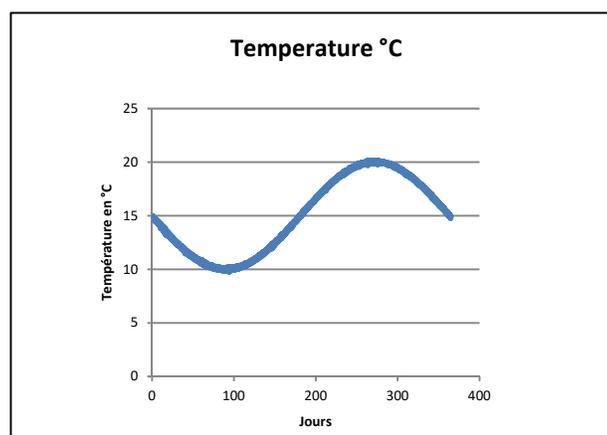
Les dimensions de la station d'épuration étudiée, qui seront présentées dans la partie « modélisation de la station », sont trop petites pour supporter les débits du modèle BSM2. C'est pour cette raison qu'on a utilisé un dixième du débit du modèle BSM2 pour notre étude.

La période d'étude est de 365 jours, et les caractéristiques de l'affluent sont définies à chaque 15min. Leurs statistiques descriptives sont illustrées dans le tableau 4.

**Tableau 4 : Caractéristiques de l'affluent**

	<b>Débit (m3/j)</b>	<b>DCO<sub>totale</sub> (g/m3)</b>	<b>NTK (g/m3)</b>
<b>Moyenne</b>	2063.08	538.05	43.80
<b>Min</b>	514.61	27.69	4.25
<b>Max</b>	8584.14	1106.64	97.47
<b>Ecart type</b>	856	183.39	17.33

La variation de la température journalière et saisonnière est également prise en compte par le BSM2. La température suit une variation sinusoïdale avec une amplitude de 5°C et une période de 365 jours. Sa variation est illustrée sur la figure 2.



*Figure 2 : Variation de la température de l'affluent au cours de l'année*

### III. Matériel et méthodes

#### III.1 Modélisation de la station avec le logiciel WEST

##### III.1.1 Construction de la station

Comme mentionné précédemment, la station étudiée effectue l'élimination de l'azote dans une configuration d'aération intermittente. L'eau passe par une zone de contact afin de la mélanger avec les boues qui retournent du décanteur secondaire, puis elle est admise dans un bassin d'aération où s'effectue la nitrification en phase aérobie et la dénitrification en phase d'anoxie. Une partie la biomasse séparée de l'eau dans le clarificateur est recirculée vers le bassin d'aération, et l'autre partie est envoyée vers la file boues.

Le logiciel WEST qui sera utilisé dans cette étude est un outil de modélisation et de simulation dynamiques des stations d'épuration des eaux usées (Vanhooren et al, 2003). WEST permet de choisir à partir d'un large éventail d'ouvrages ceux dont on a besoin. Les ouvrages sont placés dans le « Layout » et les connexions entre les ouvrages sont établies (figure 3).

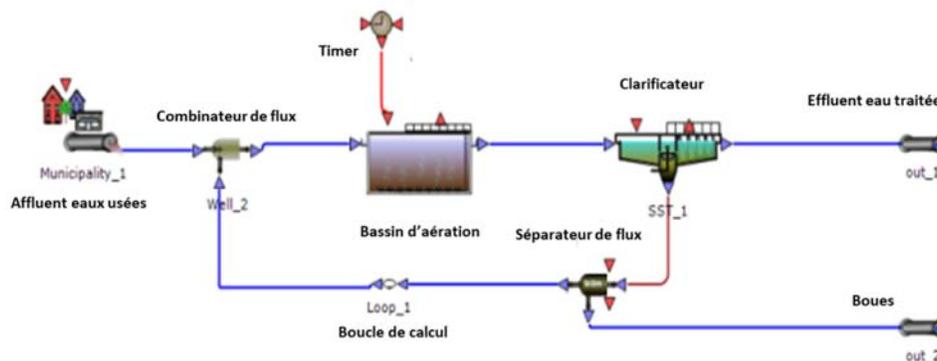


Figure 3 : Layout de la station sur le logiciel WEST

Il faut noter que :

- Le rôle du Timer est d'avoir une aération intermittente qui permettra la nitrification en phases d'aérobie et la dénitrification en phases d'anoxie.
- La boucle de calcul permet d'augmenter la performance du calcul.
- Le séparateur de flux permet d'extraire une partie des boues recirculées.
- Le combinateur de flux permet d'amener en un même point les boues recirculées et l'affluent.

### Modèle physique

Le modèle physique constitue l'ensemble des flux et volumes des ouvrages. Les caractéristiques de ce modèle sont illustrées dans le tableau suivant :

**Tableau 5 : Caractéristiques du modèle physique**

Ouvrage	Modèle	Caractéristiques
Bassin d'aération	FixVolumAsu (Un seul compartiment à volume fixe)	Vol= 1300 m <sup>3</sup> b <sub>A</sub> * = 0.17 d <sup>-1</sup> K <sub>OH</sub> *= 0.05 g SO <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup> K <sub>NO</sub> *= 0.1 g S <sub>NOx</sub> .m <sup>-3</sup>
Décanteur	Tackacs	Q <sub>under</sub> = 1090 m <sup>3</sup> /d A= 160 m <sup>2</sup> (surface) H= 3.3 m (hauteur)
Extraction des boues	-	Q <sub>out2</sub> = 60 m <sup>3</sup> /d

\* : Paramètres de l'ASMI (Activated Sludge Model 1)

### Modèle de décantation

Le modèle choisi pour la décantation est le modèle Tackacs, qui se base sur le découpage du décanteur en 10 couches horizontales avec des concentrations homogènes. Les valeurs initiales de ces concentrations sont les suivantes :

**1 à 5 : 0 mg/l**

**5 à 9 : 100 mg/l**

**10 : 5000 mg/l**

### Modèle d'aération

Le modèle d'aération travaille avec un Timer pour assurer une aération intermittente, et ce en deux périodes avec un  $K_{la}$  de 300 :

**Aération :  $U_{11}=300$**

**Anoxie :  $U_{12}=0$**

### **Modèle biocinétique**

Le modèle biocinétique représente la consommation du substrat, la croissance et la mort des bactéries. Le modèle choisi est l'ASM1 (Activated Sludge Model No 1) (Henze et al, 1987). Après le choix du modèle il a fallu fixer les valeurs initiales des différents variables dans le bassin d'aération, ces valeurs sont fixées comme suit :

**$M(H_2O)= 1\ 300\ 000\ 000\ g$**

**$M(X_{BH})=1\ 300\ 000\ g$**

**$M(X_{BA})= 50\ 000\ g$**

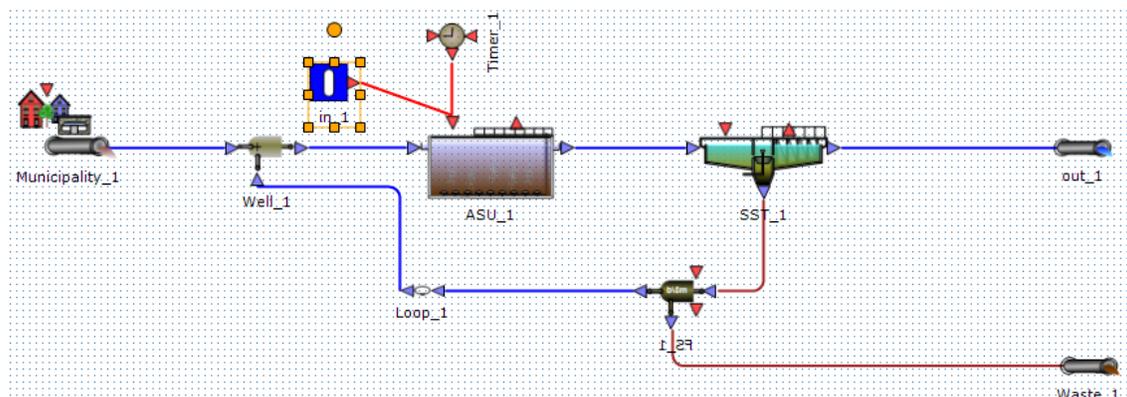
Ces valeurs initiales correspondent à la masse de l'eau, des bactéries hétérotrophes, et des bactéries autotrophes dans le bioréacteur en gramme (par exemple pour le bassin de volume  $1300\ m^3$  contient  $1300*1000*1000= 1\ 300\ 000\ 000\ g$  d'eau).

Dans le modèle ASM1 la DCO est fractionnée en DCO biodégradable, DCO non biodégradable, biomasse hétérotrophe, biomasse autotrophe, etc...L'azote est également fractionné en azote ammoniacal, azote organique soluble biodégradable, azote organique particulaire biodégradable, etc... Il est à noter que dans le fichier d'affluent BSM2 la charge polluante est répartie sur ces variables reconnaissables par WEST selon ce fractionnement.

### **Modélisation de la variation de la température :**

Pour modéliser la variation temporelle de la température au cours de l'année avec le logiciel WEST on utilise l'option « Top-Level Quantities » et on crée une « Interface Variable », dont on va préciser le nom (température), l'unité ( $^{\circ}C$ ), et la valeur par défaut ( $12^{\circ}C$ ). Il faut également préciser que cette « Interface Variable » est une variable d'input.

Ensuite on glisse un bloc « Input » sur le Layout et on le lie au Timer et au bassin d'aération. Et maintenant que WEST reconnaît la température comme variable d'input, on peut importer les données de variation de température.

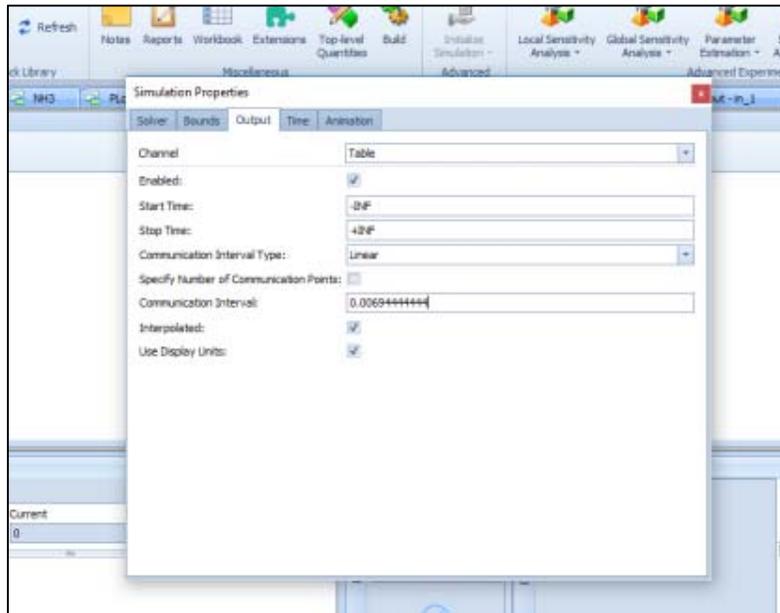


*Figure 4 : Layout de la station sur le logiciel WEST avec l'input de la variation de la température*

### III.1.2 Lancement des simulations

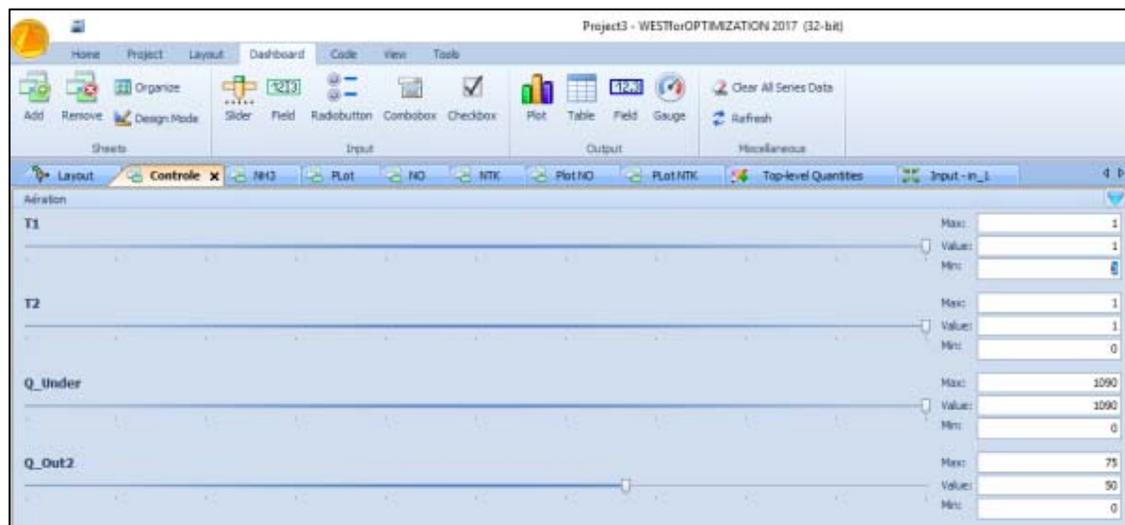
Avant de lancer les simulations il faut déterminer les paramètres de sortie qu'on désire étudier. Pour notre étude on désire voir l'évolution des concentrations de sortie de l'azote ammoniacal, des nitrates, et de l'azote total, et de pouvoir traiter et analyser ces données. Pour ce faire, on clique sur le bouton « Add » sur le « Dashboard » et puis on ajoute « table » et « plot » pour l'azote ammoniacal, les nitrates, et l'azote total.

Pour déterminer le pas de temps suivant lequel WEST va calculer les concentrations de sortie, on clique sur le bouton « simulation » dans l'onglet « project », et puis dans l'onglet « output » on donne une valeur au « communication interval » pour les deux sortes d'output, soit « table » et « plot ». Dans cette étude on a choisi un pas de temps de 10 minutes. La figure 5 illustre le choix du pas du temps sur le logiciel WEST. Il est à noter que la valeur « 0.006944 » est en jour, et correspond à 10 minutes.



*Figure 5 : Réglage du pas de temps de calcul des concentrations de sortie*

Il convient de mentionner qu'il est possible de faire varier les paramètres tels que les durées d'aération et d'anoxie en utilisant des fenêtres de contrôle « slider ». Pour les créer on clique sur l'onglet « Dashboard » et puis « Add » et on choisit « Slider ». La figure 6 représente le « Slider » qui permet de contrôler les durées d'aération, et d'anoxie, le débit de boues à la sortie du décanteur, et le débit des boues extraites.



*Figure 6: Fonctionnement des contrôleurs sous WEST*

Enfin on lance la simulation en mode « Dynamic » sur 365 jours, ce qui va nous permettre de visualiser les courbes d'évolution des concentrations de sortie de l'azote ammoniacale, des nitrates, et de l'azote total. WEST nous permet également d'exporter les données de concentrations sous forme de tableaux pour pouvoir les traiter par la suite.

### III.2 Méthodologie d'analyse des résultats des simulations

Comme mentionné précédemment, WEST permet d'exporter les données de concentrations de sortie sous forme de tableaux Excel, qui vont servir comme matière première pour cette étude. Sur la figure 7 on peut voir l'évolution de la concentration en azote ammoniacal en fonction du temps, WEST donne également les valeurs min et max, la moyenne et l'écart type des concentrations étudiées.

The screenshot shows the WEST software interface with a table titled 'ASU\_LC(S) NH4 [g/h3]'. The table has two columns: time in minutes (t [min]) and concentration in g/h3. The data points are as follows:

t [min]	ASU_LC(S) NH4 [g/h3]
0	1.0644912
10	1.0544161
20	1.0467524
30	1.0471511
40	1.0449807
50	1.0393355
60	1.0295388
70	1.0179546
80	1.0103722
90	1.0568848
100	1.2972367
Min	0.2082546
Max	20.026644
Mean	7.2629679
StdDev	4.3034026

Figure 7: Séries temporelles des concentrations de sortie sous le format tableau

- **Calcul des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles**

Comme mentionné précédemment dans la partie « Revue de littérature », la période sur laquelle les moyennes sont calculées est un paramètre important pour la protection de la vie aquatique et de la santé humaine. Les moyennes horaires et journalières sont plus adaptées pour les composés toxiques dont les pics sporadiques peuvent avoir des effets immédiats et graves sur la vie aquatique et la santé humaines. Quant aux moyennes hebdomadaires et mensuelles, elles sont plus adaptées pour les nutriments dont les effets ne sont pas immédiats, et ne sont pas affectés par les pics sporadiques.

L'azote dans les rejets des stations d'épuration peut avoir des effets toxiques de court terme en raison de la forme toxique  $\text{NH}_3$ , et des effets d'eutrophisation sur le long terme. Et comme la station étudiée réalise l'élimination de l'azote, on s'est proposé de calculer les moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles des concentrations de l'azote ammoniacal, des nitrates, et de l'azote total, dans le but d'étudier leurs distributions statistiques par la suite.

Les fichiers Excel exportés du logiciel WEST contiennent les concentrations de l'azote ammoniacal, des nitrates, et de l'azote total à la sortie de la station sur la période de 365 jours, mesurées à un pas de 10 minutes. Ceci fait qu'on obtient 52 560 valeurs de concentration pour les 3 paramètres étudiés. Dans le but de calculer les moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles, on a utilisé le logiciel Matlab. Les fichiers Excel sont importés sur Matlab, et les moyennes sont calculées en utilisant le code ci-dessous, A étant la matrice des concentrations de sortie :

Moyennes horaires HA (Hourly average) :

```
HA= zeros(8760,1);
```

```
s=0;
```

```
for i=1:8760
```

```
    s=0;
```

```
        for j=0:5
```

```
            s=s+A((6*i-j),2);
```

```
        end
```

```
    HA(i)=s/6;
```

```
end
```

Moyennes journalières DA (Daily average) :

```
DA=zeros(365,1);
```

```
s=0;
```

```

for i=1:365
    s=0;
    for j=0:143
s=s+A((144*i-j),2);
    end
DA(i)=s/144;
end

```

Moyennes hebdomadaires WA (Weekly average) :

```

WA=zeros(51,1);
s=0;
for i=1:51
    s=0;
    for j=0:1007
s=s+A((1008*i-j),2);
    end
WA(i)=s/1008;
End

```

Moyennes mensuelles MA (Monthly average) :

```

MA=zeros(12,1);
s=0;
for i=1:12
    s=0;
    for j=0:4376

```

```
s=s+A((4377*i-j),2);
```

```
end
```

```
MA(i)=s/4377;
```

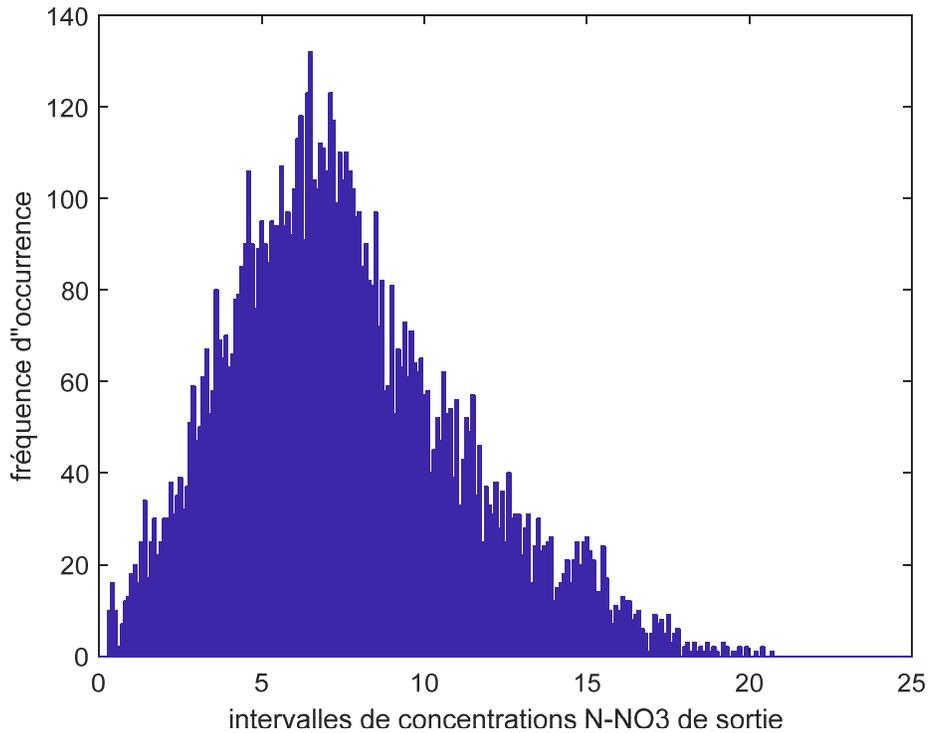
```
End
```

- **Histogrammes de distribution des fréquences d'occurrence**

En matière d'évaluation de la conformité des effluents, la fréquence d'occurrence des concentrations est un paramètre très important, en particulier pour la gestion des valeurs extrêmes et la mise en place des réglementations. C'est pour cette raison qu'on s'est proposé d'établir la distribution des fréquences d'occurrence des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles pour l'azote ammoniacal, les nitrates, et l'azote total.

Les histogrammes de distribution des fréquences d'occurrence représentent pour chaque classe de concentration le nombre de fois où cette concentration a été dépassée. Matlab permet d'établir les histogrammes de distribution des fréquences en utilisant la fonction « Hist », qui utilise le vecteur de valeurs (HA, DA, WA, MA), et les classes de concentrations comme inputs.

Pour notre étude on a considéré des classes de concentrations d'amplitude 0.1 mg/l. La figure suivante illustre la distribution des fréquences d'occurrence des concentrations de sortie de nitrates dans une configuration de 3 heures d'aération et 1 heure d'anoxie :



*Figure 8: Histogramme de distribution des fréquences d'occurrence des moyennes horaires des concentrations de nitrates*

- **Courbes de fréquences cumulées**

Les courbes de fréquences cumulées servent à déterminer le nombre de valeurs qui sont au-dessous ou bien au-dessus d'une valeur bien déterminée. Ces courbes peuvent servir à déterminer le nombre de dépassements d'une valeur limite de la concentration de l'effluent, et même à la mise en place des réglementations. Comme c'était le cas pour les histogrammes de distribution de fréquences, on s'est proposé d'établir les courbes de fréquences cumulées pour les moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, mensuelles pour l'azote ammoniacal, les nitrates, et l'azote total.

Les courbes de fréquences cumulées peuvent être obtenues à partir des histogrammes de distribution de fréquences. Pour chaque classe de concentrations on cumule les fréquences, et on divise par la somme totale des fréquences.

La courbe de la figure 9 représente les courbes de fréquences cumulées des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelle des concentrations de sortie de l'azote ammoniacal dans une configuration de 3 heures d'aération et 1 heure d'anoxie.

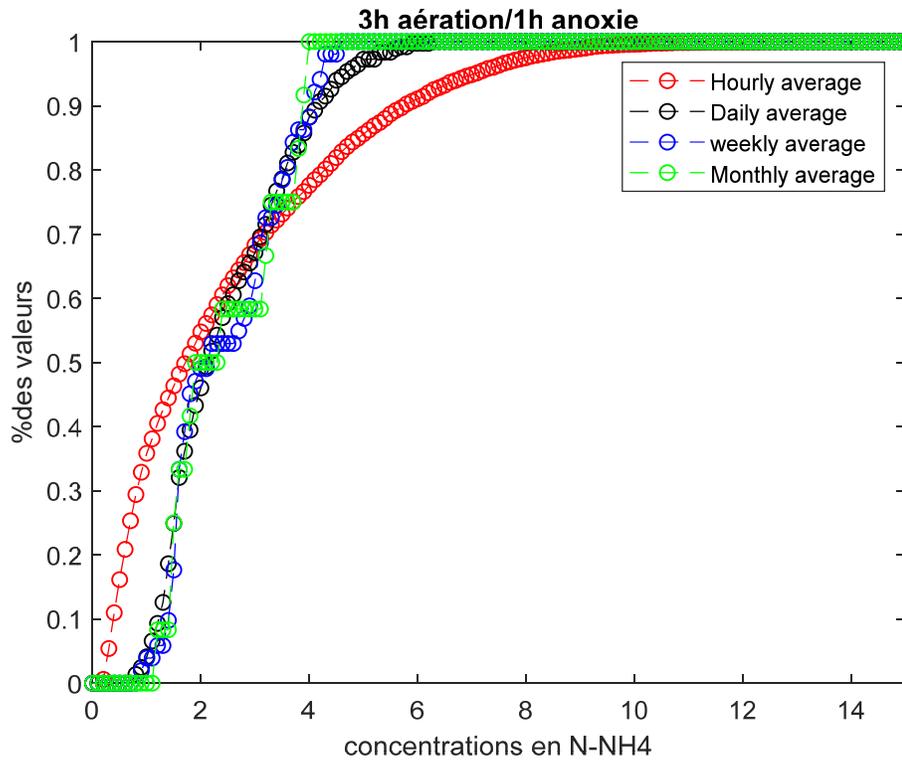


Figure 9: Courbe des fréquences cumulées des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires et mensuelles de l'azote ammoniacal

#### IV. Résultats de l'étude

Comme on a vu dans la partie « revue de littérature », la période sur laquelle les moyennes des concentrations de rejet sont calculées est un paramètre très important pour la protection de l'écosystème et la santé humaine. En effet, les moyennes sur des périodes relativement longues (mensuelles, et annuelles) ne sont pas adaptées pour les composées toxiques dont les pics de concentrations de courtes durées peuvent avoir des impacts dramatiques sur l'écosystème et la santé humaines. Quant aux nutriments, leurs effets sont moins impactés par les pics sporadiques de concentrations, et les moyennes sur des périodes relativement longues sont mieux adaptées pour protéger contre leurs effets.

D'autre part, la distribution statistique des concentrations moyennes de sortie est influencée par plusieurs paramètres opérationnels, notamment l'aération. Dans les stations d'épuration, le poste d'aération consomme plus de 50% de l'énergie électrique totale consommée, et il donc est nécessaire de trouver un compromis entre la consommation électrique, et les concentrations moyennes de l'effluent.

La station étudiée dans ce travail réalise l'élimination de l'azote par aération intermittente. Et comme on a vu précédemment, une fois dans le milieu naturel, l'azote peut avoir des effets toxiques dus à la présence de l'ammoniac, et des effets d'eutrophisation. On va réaliser des simulations avec différentes configurations d'aération dans le but de voir l'impact de l'aération et des durées de calcul des moyennes sur les distributions statistiques des concentrations de sortie, et cela dans le but de sortir avec des recommandations pour protéger contre les effets aigus, et de long terme de l'azote sur l'écosystème, et la santé humaine.

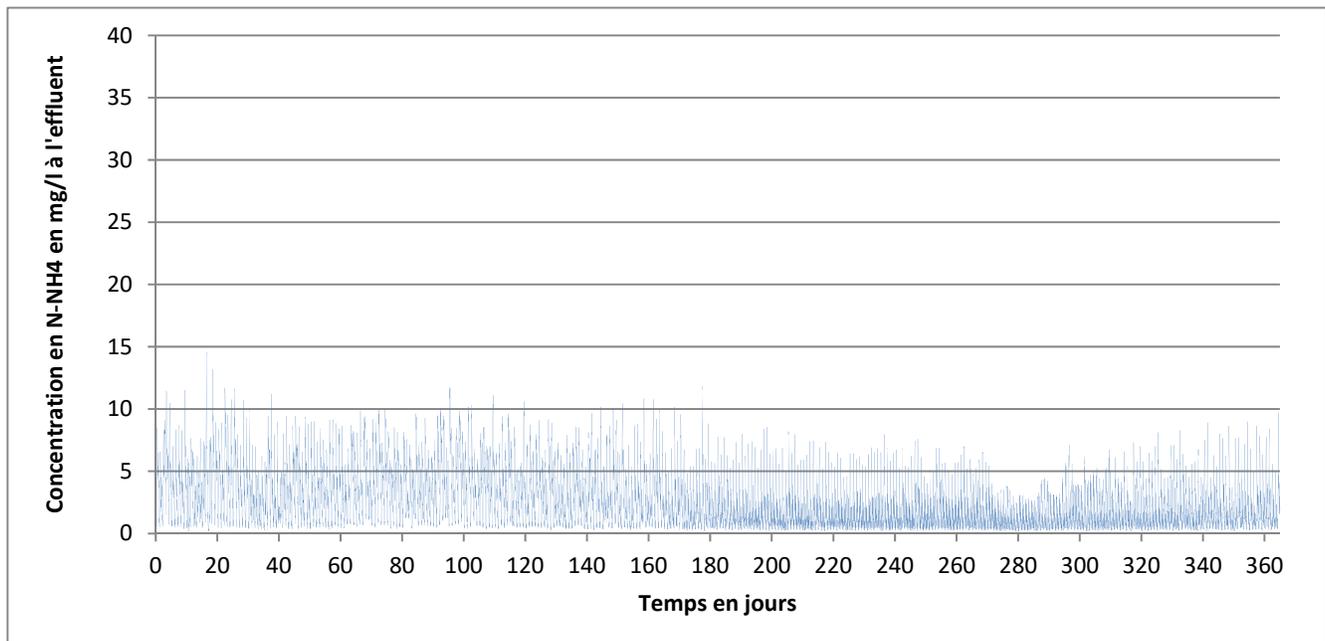
Pour constater l'impact de l'aération on s'est proposé de réaliser des simulations avec différentes durées d'aération et d'anoxie, et des cycles avec des durées différentes, les configurations d'aération étudiées sont :

- 3 heures d'aération/1 heure d'anoxie
- 1 heure d'aération/1 heure d'anoxie
- 2 heures d'aération/1 heure d'anoxie
- 2 heures d'aération/ 2 heures d'anoxie

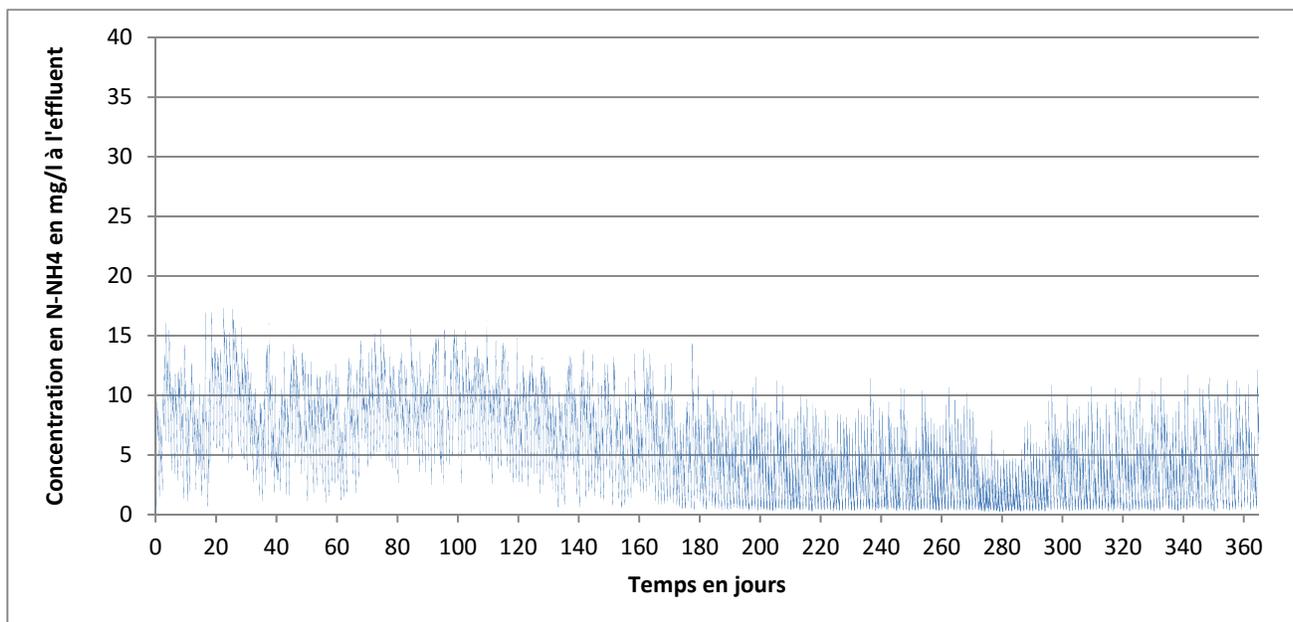
#### IV.1 Azote ammoniacal

L'évolution de la concentration de l'azote ammoniacal à l'effluent durant une année est représentée par les figures 10, 11, 12, et 13. Il est à noter que le jour 0 correspond au début du mois d'octobre.

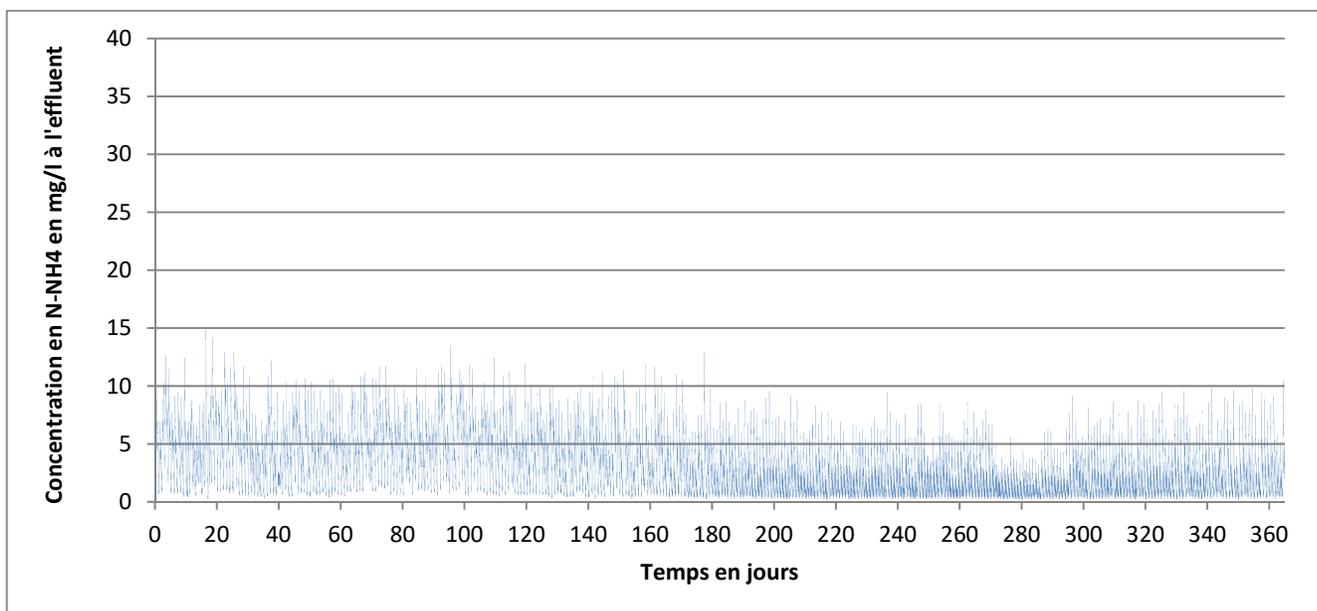
Les configurations : 3 heures d'aération/1 heure d'anoxie, 1h d'aération/1h d'anoxie, 2h d'aération/1h d'anoxie, et 2h d'aération/2h d'anoxie sont représentées dans les figures 10, 11, 12, et 13 respectivement.



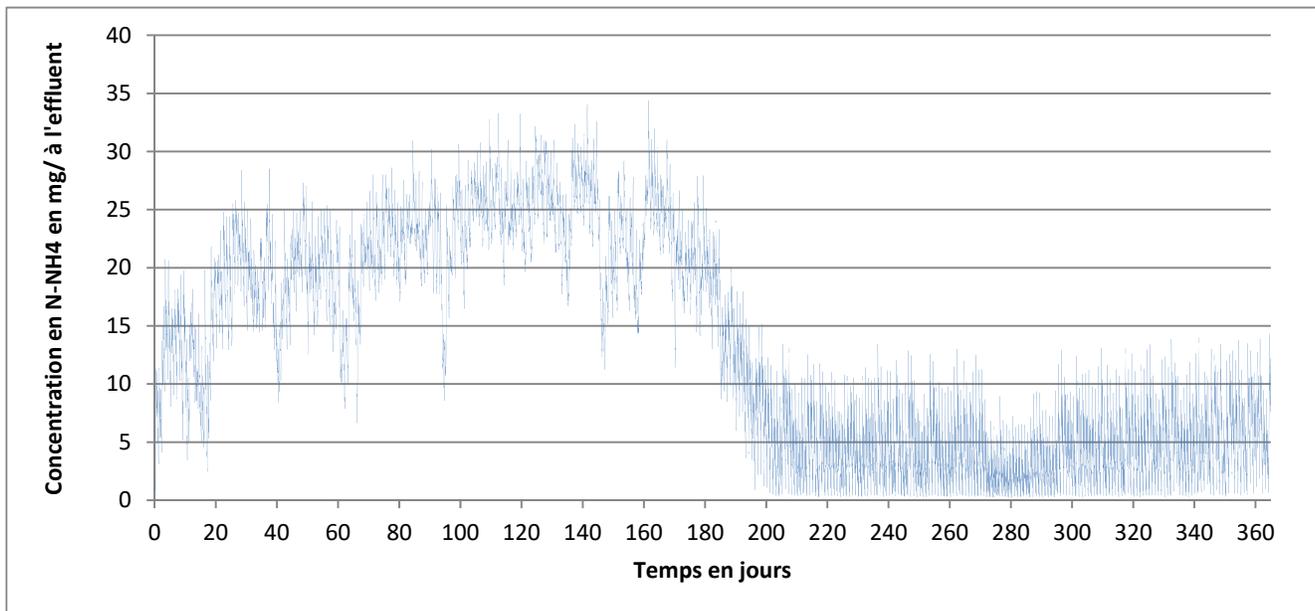
*Figure 10: Evolution temporelle de la concentration en azote ammoniacal de l'effluent pour la configuration 3 heures d'aération/1 heure d'anoxie*



*Figure 11: Evolution temporelle de la concentration en azote ammoniacal de l'effluent pour la configuration 1 heures d'aération/1 heure d'anoxie*



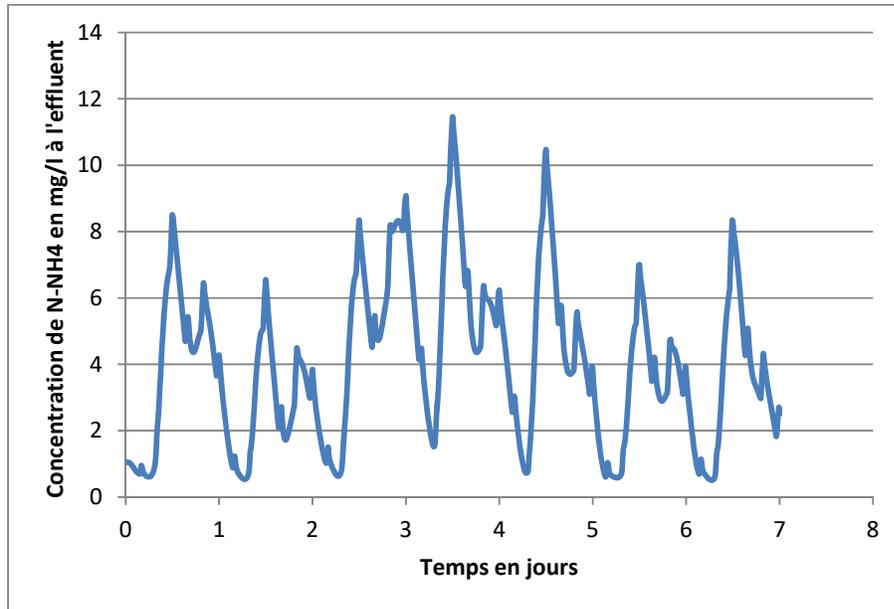
*Figure 12: Evolution temporelle de la concentration en azote ammoniacal de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/1 heure d'anoxie*



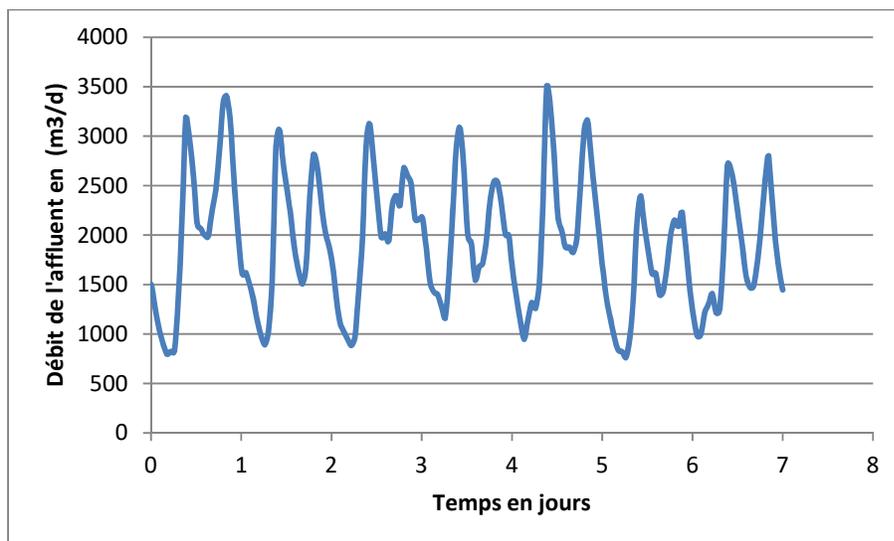
*Figure 13: Evolution temporelle de la concentration en azote ammoniacal de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/2 heure d'anoxie*

Ces séries temporelles de la concentration d'azote ammoniacal de l'effluent illustrent la dépendance étroite entre la variation de la température et la réaction de nitrification. En effet, quand la température est maximale (aux alentours du jour 280), les concentrations d'azote ammoniacal sont minimales pour toutes les configurations d'aération. De plus, on constate que quand la durée d'aération est longue par rapport à la durée d'anoxie, les concentrations d'azote ammoniacal sont basses, ce qui peut être constaté clairement pour la configuration 3 heures d'aération/1 heure d'anoxie (figure10).

Pour voir de plus près la variation temporelle des concentrations d'azote ammoniacal à l'effluent, et pour comprendre l'impact du débit d'affluent sur cette variation, on s'est proposé de tracer les courbes représentées dans les figures 14 et 15.



*Figure 14: Evolution temporelle de la concentration d'azote ammoniacal à l'effluent pour la configuration 3h d'aération/1h d'anoxie*

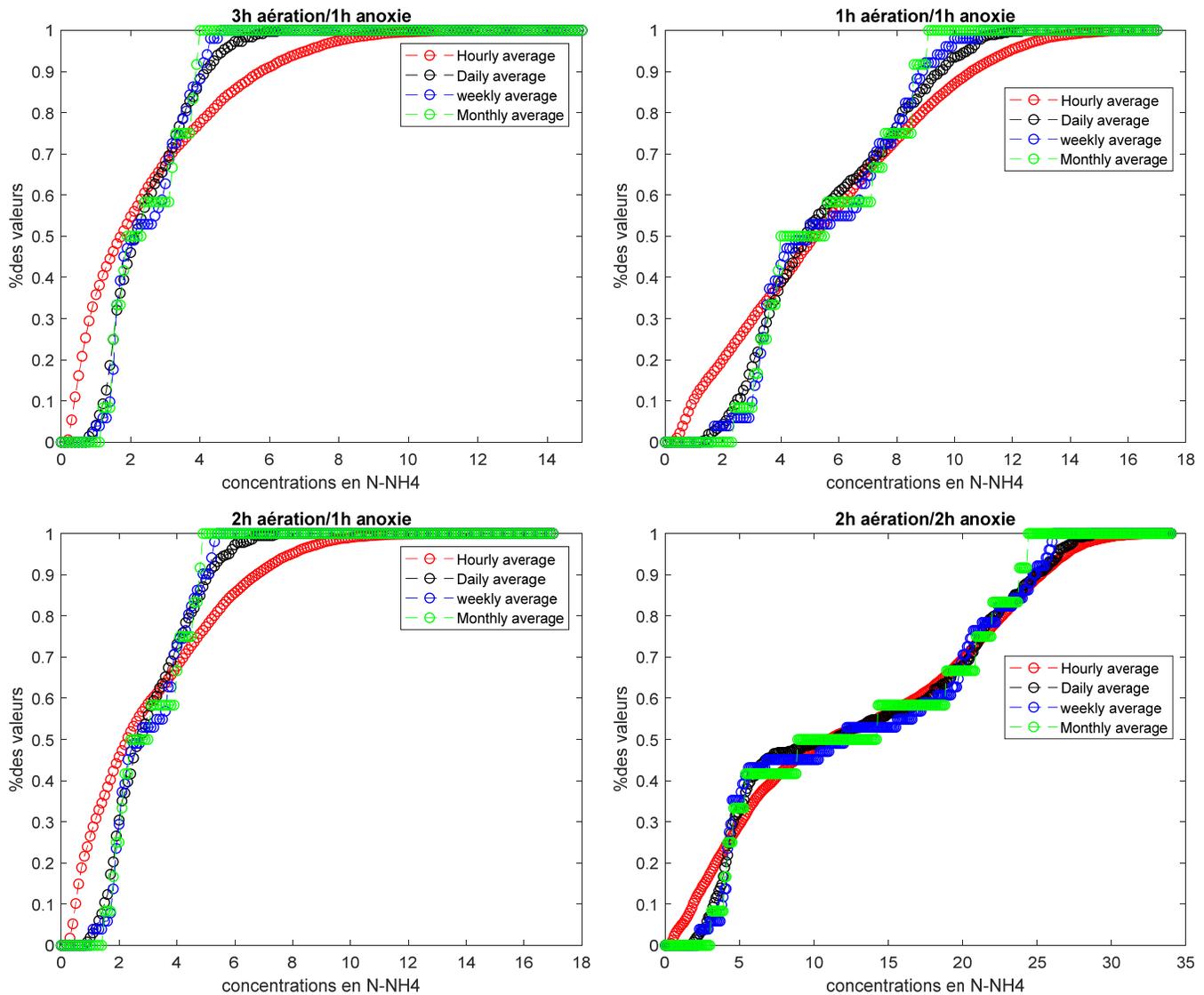


*Figure 15: Evolution temporelle du débit d'affluent*

Les courbes des figures 14 et 15 représentent l'évolution temporelle de la concentration d'azote ammoniacal à l'affluent, et du débit d'affluent pendant la première semaine. En examinant ces courbes on peut constater que le débit d'affluent et la

concentration d'azote ammoniacal à l'effluent ont quasiment la même variation. En effet quand le débit augmente, la concentration d'azote ammoniacal à l'effluent augmente, et vice versa.

Afin de voir la différence entre la distribution statistique des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles, on a établi les courbes de fréquences cumulées de ces moyennes pour chacune des quatre configurations d'aération étudiées (figure 16).

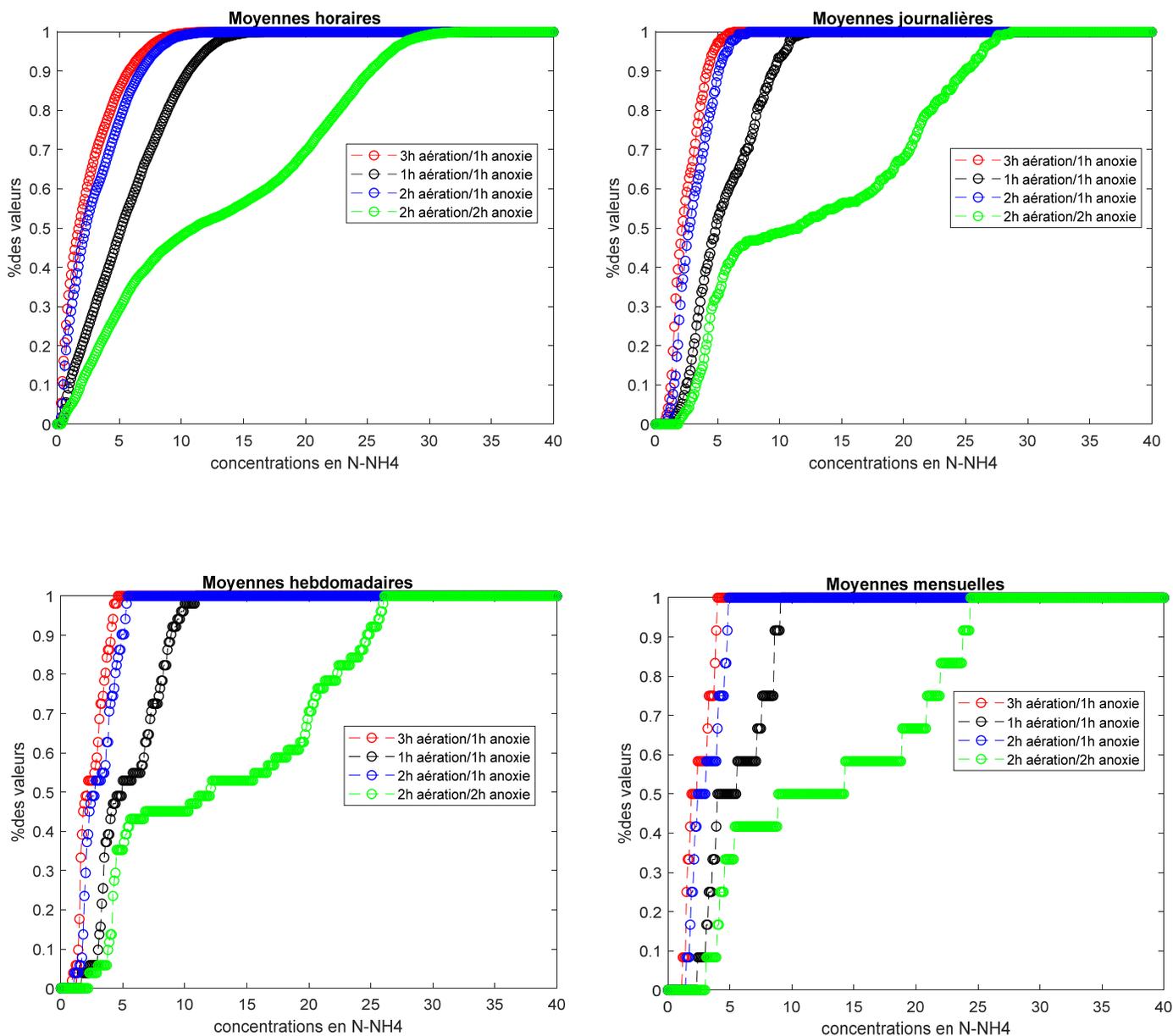


**Figure 16 : Courbes des fréquences cumulées des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles des concentrations d'azote ammoniacal à l'effluent pour les 4 configurations étudiées**

On constate d'après ces courbes que les distributions statistiques des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires et mensuelles sont différentes. En examinant ces courbes, on peut constater que les moyennes horaires contiennent plus de valeurs extrêmes que les moyennes journalières, hebdomadaires, et mensuelles. Ceci est vrai aussi bien pour les valeurs extrêmement élevées que pour les valeurs extrêmement basses. Par exemple, pour la configuration 3 h d'aération/1 h d'anoxie, le maximum horaire est de 14.12 mg/l, alors que les maximums journalier, hebdomadaire, et mensuel sont respectivement 6.23, 4.55, et 4 mg N-NH<sub>4</sub>/l. Ceci signifie qu'on peut avoir des pics de concentration d'azote ammoniacal à la sortie de la station, ce qui peut entraîner des effets de toxicité aigüe si les conditions de pH sont favorables.

On peut également constater que ces valeurs extrêmes élevées sont plus remarquées quand la durée d'aération est très supérieure à la durée d'anoxie, soit 2 ou 3 fois la durée d'anoxie dans notre cas. Ainsi, pour la configuration 2h d'aération/1 h d'anoxie les courbes se rapprochent, et pour la configuration 1h d'aération/1h d'anoxie, les courbes sont presque confondues. Pour la configuration 1h d'aération/1h d'anoxie le maximum horaire est de 16.68 mg N-NH<sub>4</sub>/l, alors que les maximums journalier, hebdomadaire, mensuels sont : 12.4, 10.86, 9.13 mg N-NH<sub>4</sub>/l respectivement. En outre, on peut également remarquer que pour la configuration 2h d'aération/2h d'anoxie les courbes sont différentes de la configuration 1h d'aération/1h d'anoxie, et que chacune présente deux points d'inflexion. Ceci pourrait être dû : i) au fait que pendant les 2h d'aération une grande quantité d'azote ammoniacal est convertie en nitrates, et pendant les 2h d'anoxie une plus grande quantité d'azote ammoniacal rentre dans le bioréacteur ii) à la grande différence entre les concentrations d'azote ammoniacal de l'effluent pendant la saison chaude et pendant la saison froide. En effet, et d'après la figure 13, on peut constater que les concentrations d'azote ammoniacal varient entre 0 et 10 mg N-NH<sub>4</sub>/l pendant la saison chaude, et entre 20 et 30 mg N-NH<sub>4</sub>/l pendant la saison froide. Ceci signifie que l'histogramme de distribution des fréquences pour cette configuration aura la forme de deux courbes en cloche, adjacentes, d'où les deux points d'inflexion sur les courbes de fréquences cumulées.

Pour illustrer l'effet des différentes configurations d'aération sur les valeurs moyennes de concentrations, on s'est proposé de tracer les graphes de la figure 17 :



*Figure 17 : Impact des différentes configurations d'aération sur les distributions statistiques des concentrations d'azote ammoniacal à l'effluent pour les 4 périodes d'agrégation*

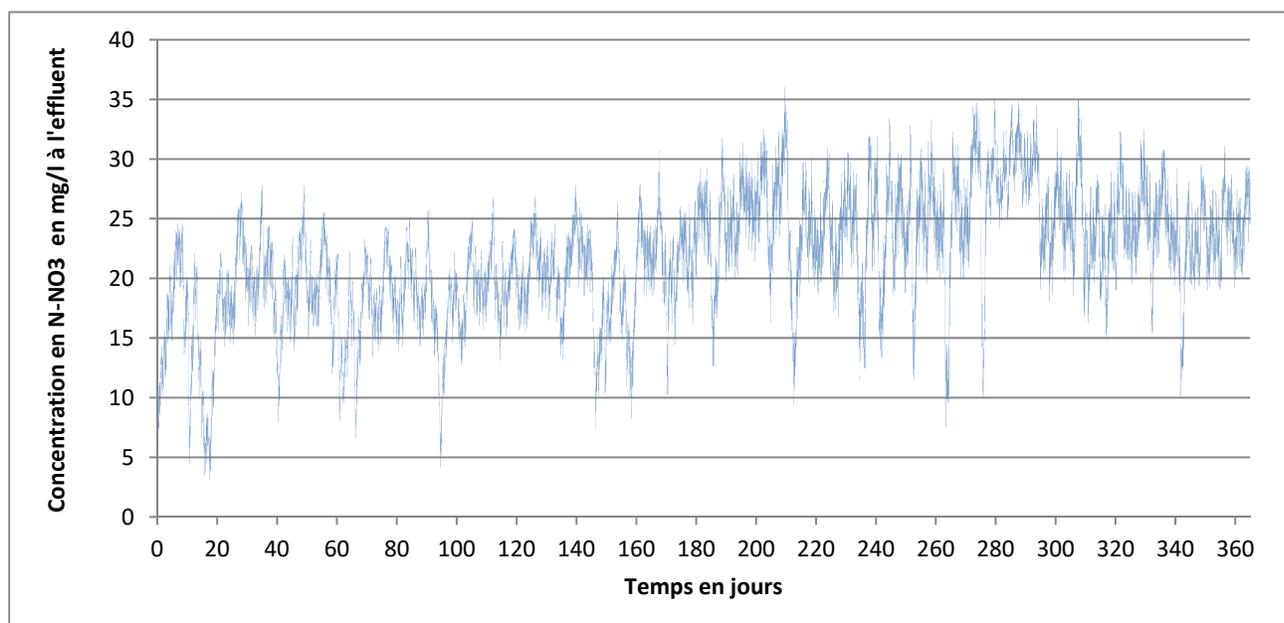
D'après ces courbes, on peut constater que c'est la configuration 3h d'aération/1h d'anoxie qui donne les concentrations d'azote ammoniacal les plus basses pour les moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles, ce qui est intuitif vu que la nitrification se passe pendant la période aérobie. Cependant, comme on a vu précédemment, cette configuration favorise l'apparition de pics de concentration, et donnera nécessairement lieu à

des concentrations élevées en nitrates. Il convient également de mentionner que la configuration 2h d'aération/2h d'anoxie est la plus défavorable, et donne lieu à des courbes de fréquences cumulées avec deux points d'inflexion.

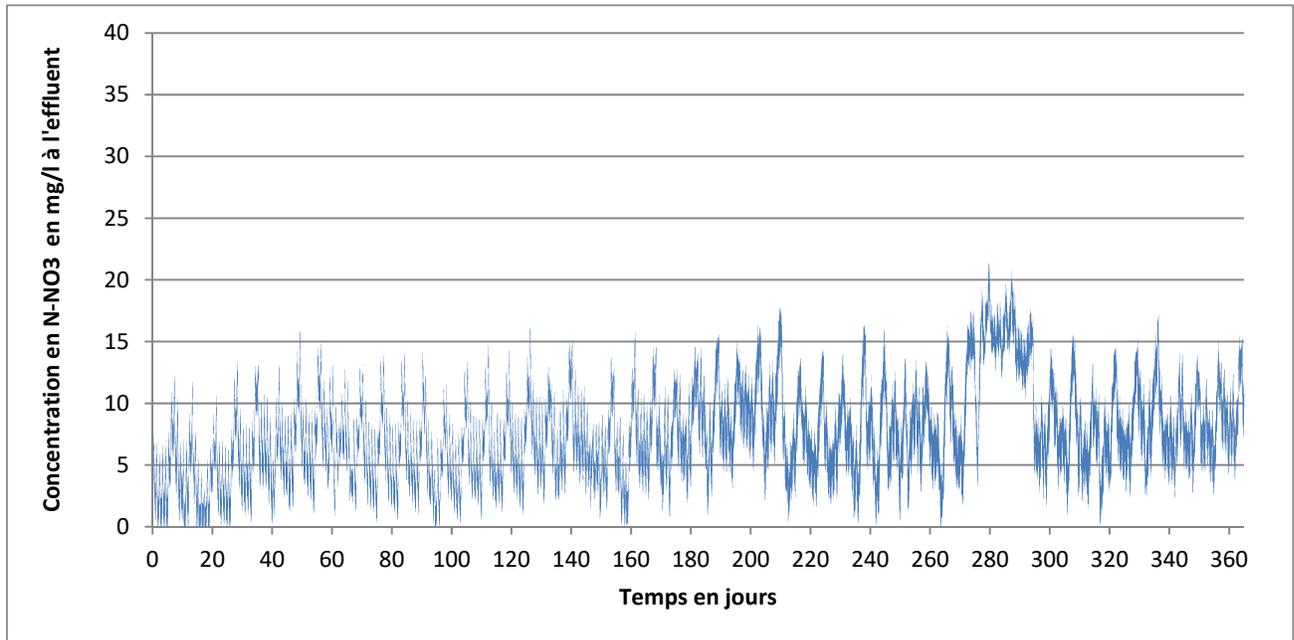
## IV.2 Nitrates

L'évolution de la concentration des nitrates à l'effluent durant une année est représentée dans les figures 18, 19, 20, et 21. Il est à noter que le jour 0 correspond au début du mois d'Octobre.

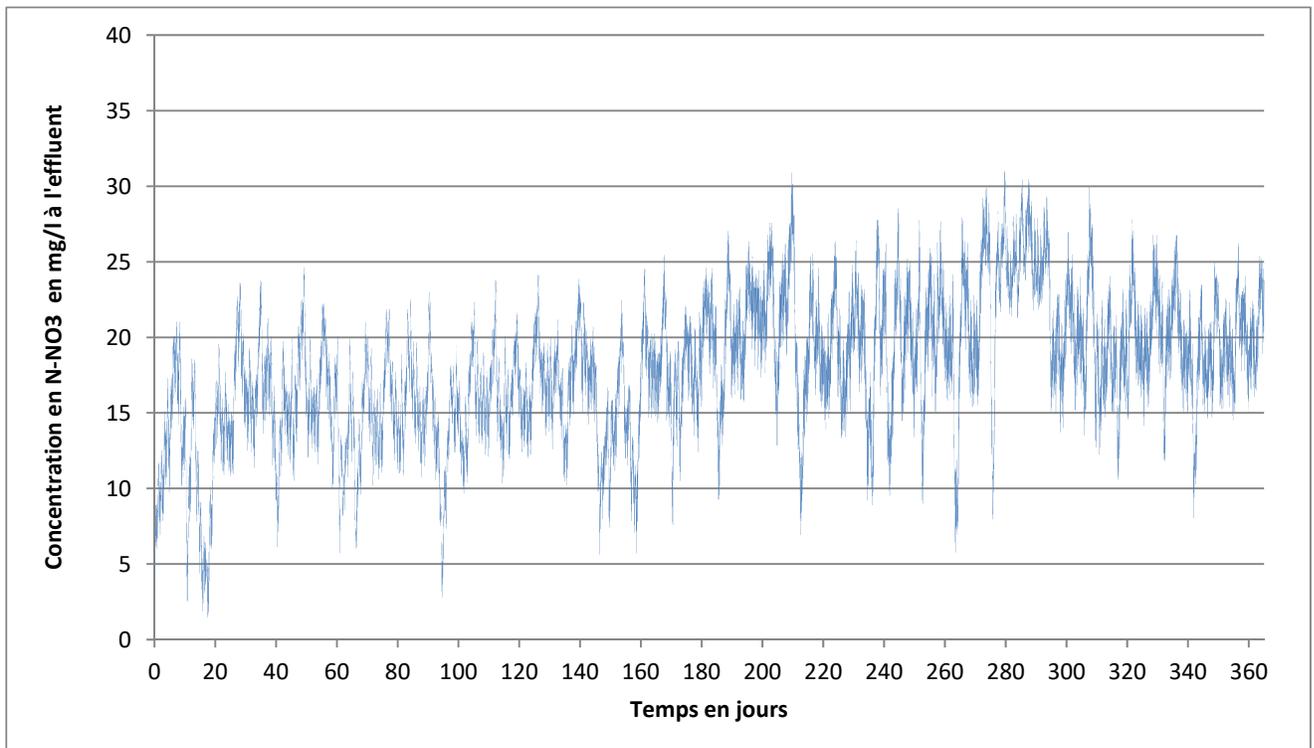
Les configurations : 3 heures d'aération/1 heure d'anoxie, 1h d'aération/1h d'anoxie, 2h d'aération/1h d'anoxie, et 2h d'aération/2h d'anoxie sont représentées dans les figures 18, 19, 20, et 21 respectivement.



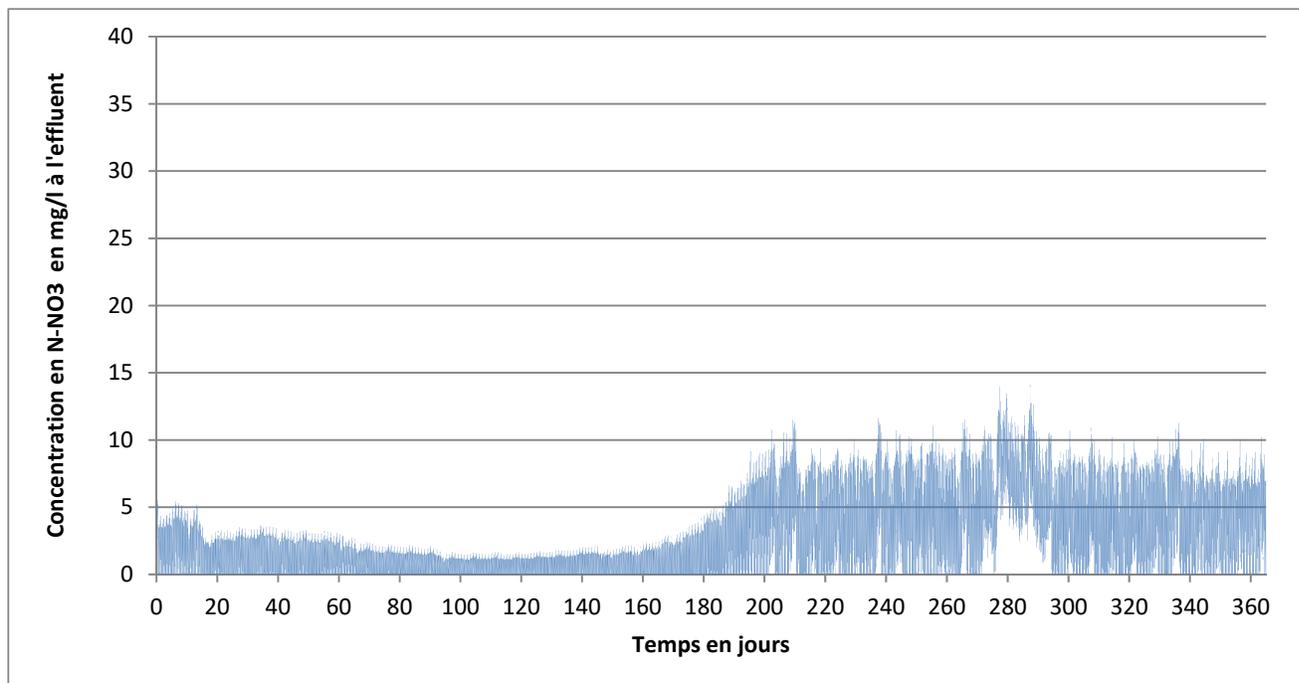
*Figure 18 : Evolution temporelle de la concentration en nitrates de l'effluent pour la configuration 3 heures d'aération/1 heure d'anoxie*



*Figure 19 : Evolution temporelle de la concentration en nitrates de l'effluent pour la configuration 1 heures d'aération/1 heure d'anoxie*

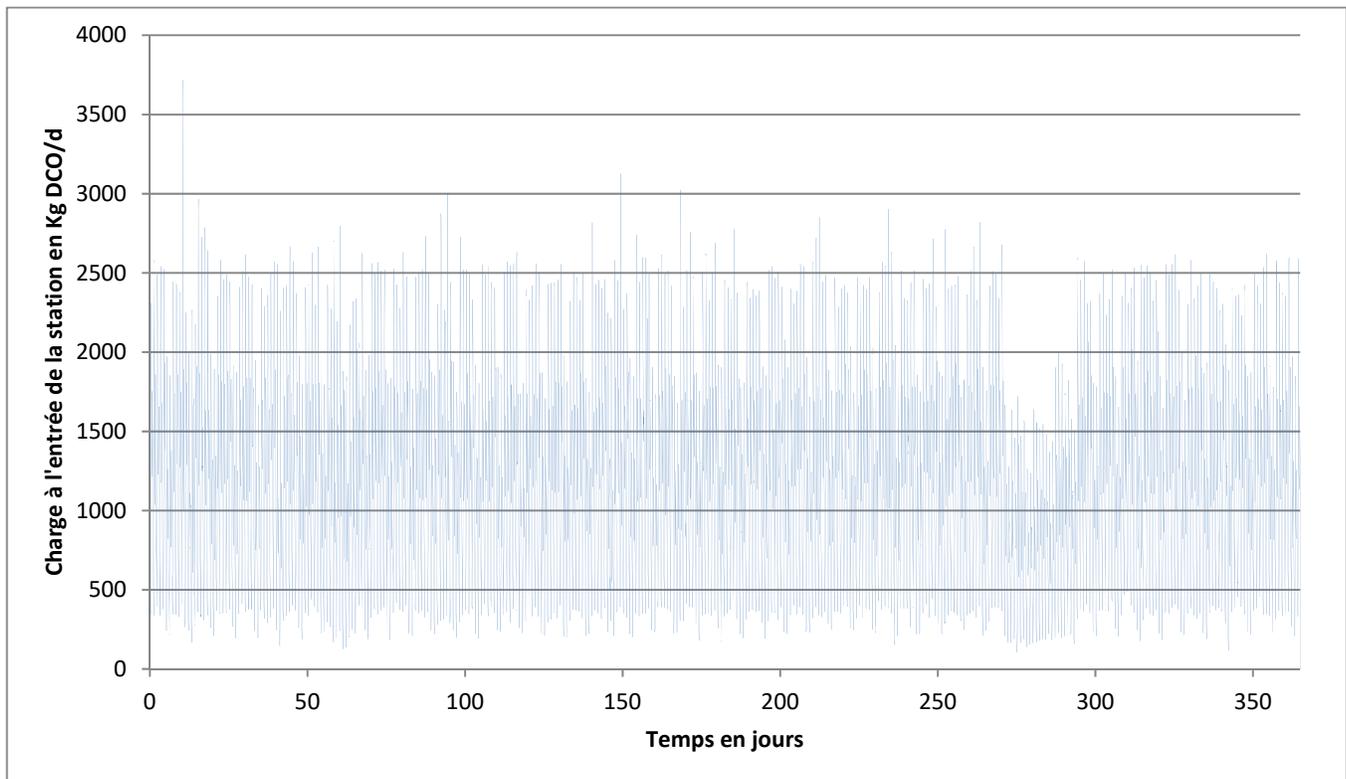


*Figure 20 : Evolution temporelle de la concentration en nitrates de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/1 heure d'anoxie*



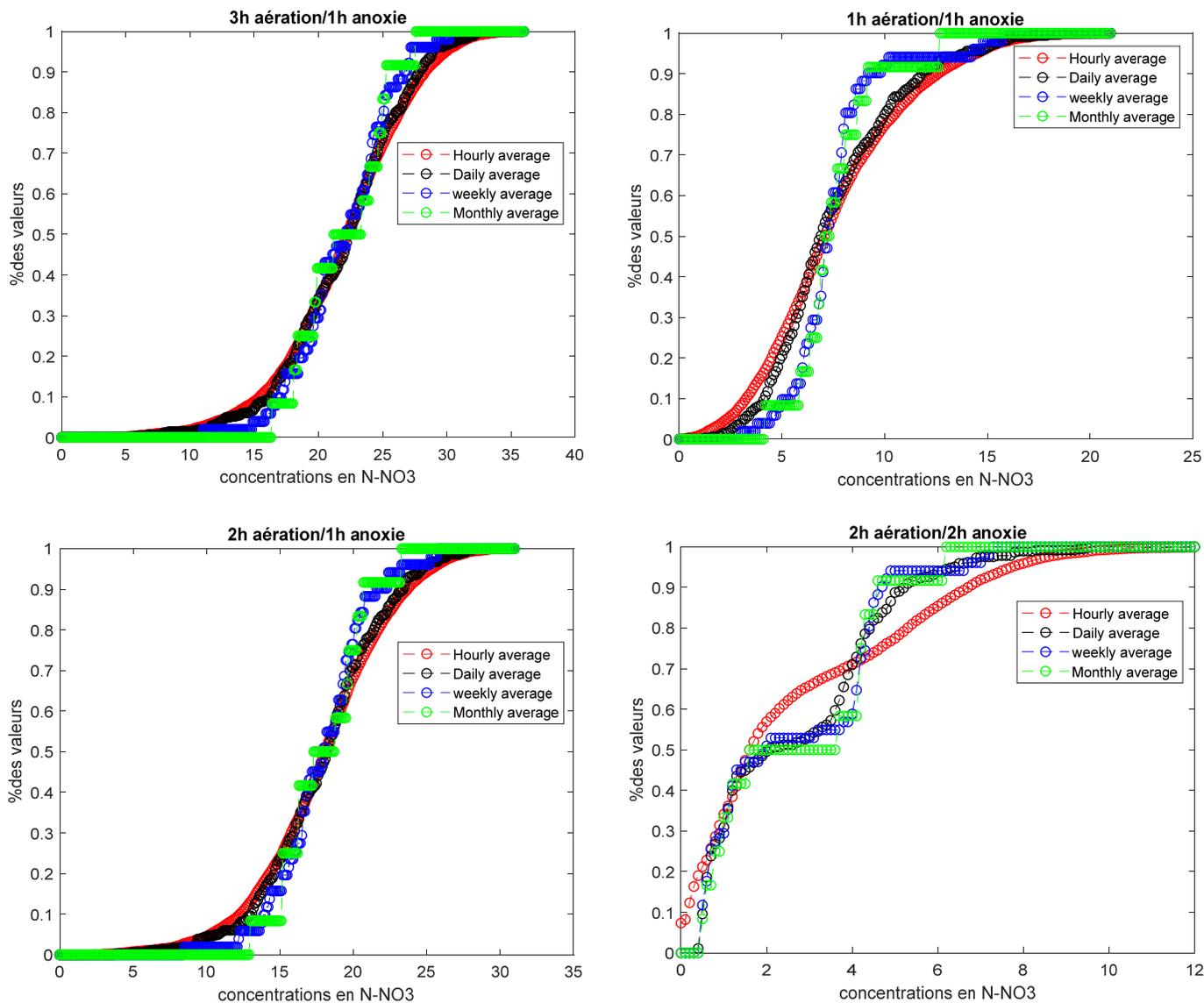
*Figure 21 : Evolution temporelle de la concentration en nitrates de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/2 heure d'anoxie*

D'après ces séries temporelles, on peut constater que, contrairement à la nitrification, la dénitrification ne dépend pas de la température. En plus, et puisque le taux de nitrification est élevé aux alentours du jour 280, plus de nitrates sont produits, ce qui explique les pics de concentrations en nitrates durant cette période. En plus, et d'après la figure 22, on peut remarquer que pendant la période des vacances, et exactement aux alentours du jour 280 la charge journalière en DCO à l'entrée de la station est minimale, ce qui impacte négativement les taux de dénitrification, et explique les pics de concentrations en nitrates durant cette période.



*Figure 22 : Evolution temporelle de la charge journalière en DCO à l'entrée de la station*

En suivant la même démarche faite pour l'azote ammoniacal, on établit les courbes des fréquences cumulées des concentrations moyennes pour chacune des quatre configurations d'aération étudiées (figure 23).

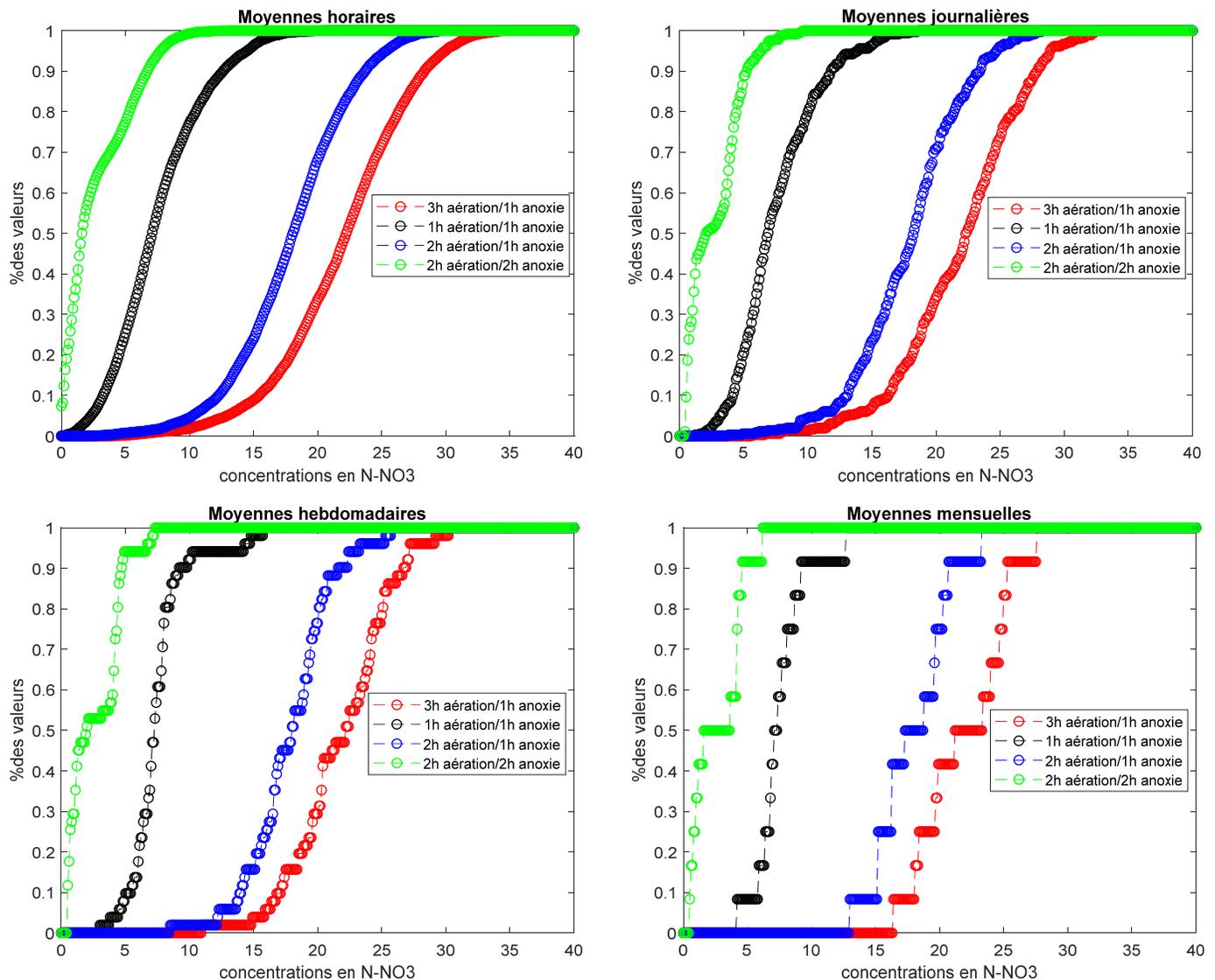


*Figure 23 : Courbes des fréquences cumulées des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles des concentrations des nitrates à l'effluent pour les 4 configurations étudiées*

D'après ces courbes on peut constater qu'il n'y a pas une grande différence entre la distribution statistique des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles des concentrations de nitrates, et que cette distribution suit une loi normale sauf pour la configuration 2h d'aération/2h d'anoxie. Contrairement au cas de l'azote ammoniacal, les moyennes horaires des concentrations de nitrates n'ont pas de pics sporadiques sauf pour la configuration 2h d'aération/2h d'anoxie. En effet, pour cette configuration le maximum

horaire est 13.04 mg N-NO<sub>3</sub>/l, alors que les maximums journalier, hebdomadaire, et mensuel sont respectivement : 9.61, 7.27, et 6.19 mg N-NO<sub>3</sub>/l. Pour la configuration 1h d'aération/1h d'anoxie, le maximum horaire est de 20.7 mg N-NO<sub>3</sub>/l, alors que les maximums journalier, hebdomadaire, mensuels sont : 18.55, 15.79, 12.69 mg N-NO<sub>3</sub>/l respectivement.

Comme c'était le cas pour l'azote ammoniacal et pour illustrer l'effet des différentes configurations d'aération sur les valeurs moyennes de concentrations, on s'est proposé de tracer les graphes de la figure 24.

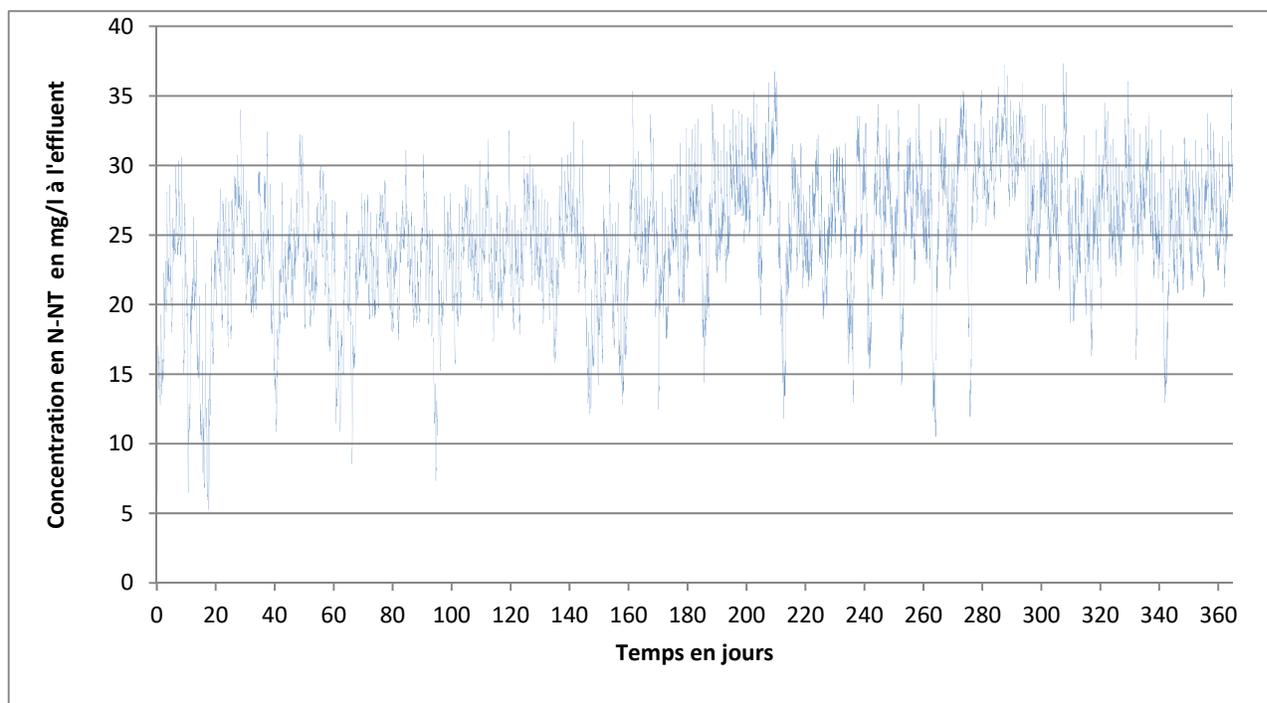


*Figure 24 : Impact des différentes configurations d'aération sur les distributions statistiques des concentrations de nitrates à l'effluent pour les 4 périodes d'agrégation*

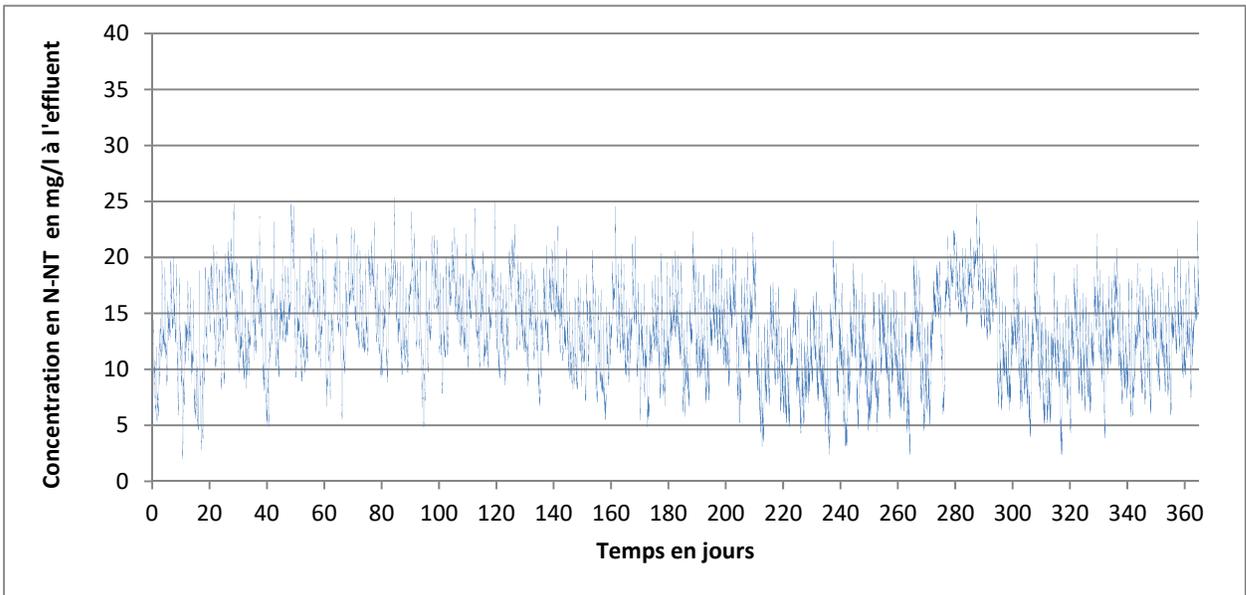
D'après ces courbes, on peut constater que c'est la configuration 2h d'aération/2h d'anoxie, qui donne les concentrations de nitrates les plus basses pour les moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles, ce qui est logique vu que la dénitrification a lieu lors de la phase d'anoxie. Même si la configuration 2h d'aération/2h d'anoxie donne lieu à des pics horaires de concentrations de nitrates, ceci ne constitue pas un danger pour la vie aquatique et la santé humaine puisque les nitrates n'ont pas d'effets toxiques de court terme, et que l'eutrophisation n'est pas impactée par les pics sporadiques.

### IV.3 Azote total :

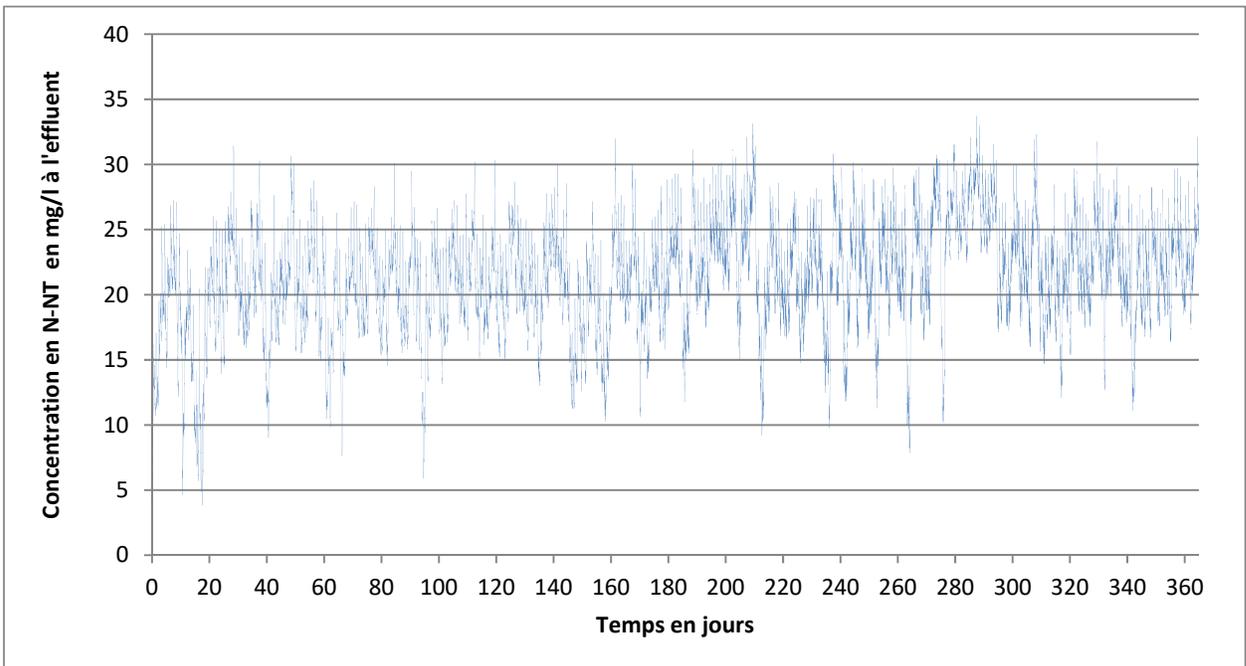
L'évolution de la concentration de l'azote total à l'effluent durant une année est représentée dans les figures 25, 26, 27, et 28. Il est à noter que le jour 0 correspond au début du mois d'Octobre. Les configurations : 3 heures d'aération/1 heure d'anoxie, 1h d'aération/1h d'anoxie, 2h d'aération/1h d'anoxie, et 2h d'aération/2h d'anoxie sont représentées dans les figures 25, 26, 27, et 28 respectivement



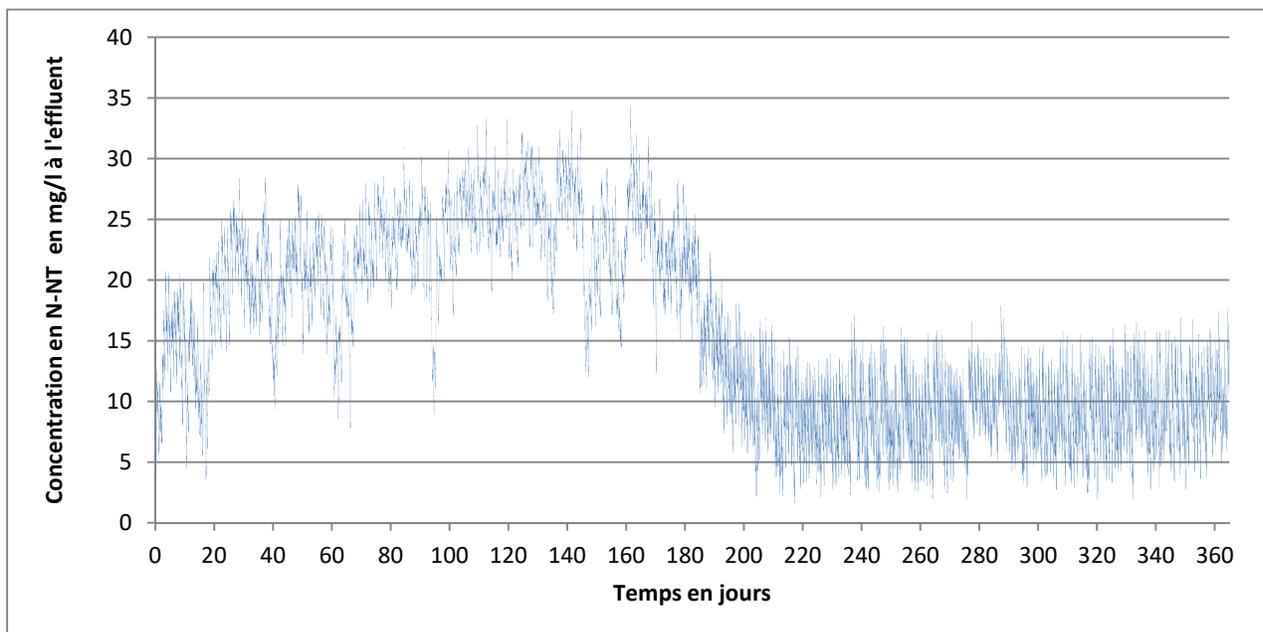
*Figure 25 : Evolution temporelle de la concentration en azote total de l'effluent pour la configuration 3 heures d'aération/1 heure d'anoxie*



*Figure 26 : Evolution temporelle de la concentration en azote total de l'effluent pour la configuration 1 heures d'aération/1 heure d'anoxie*



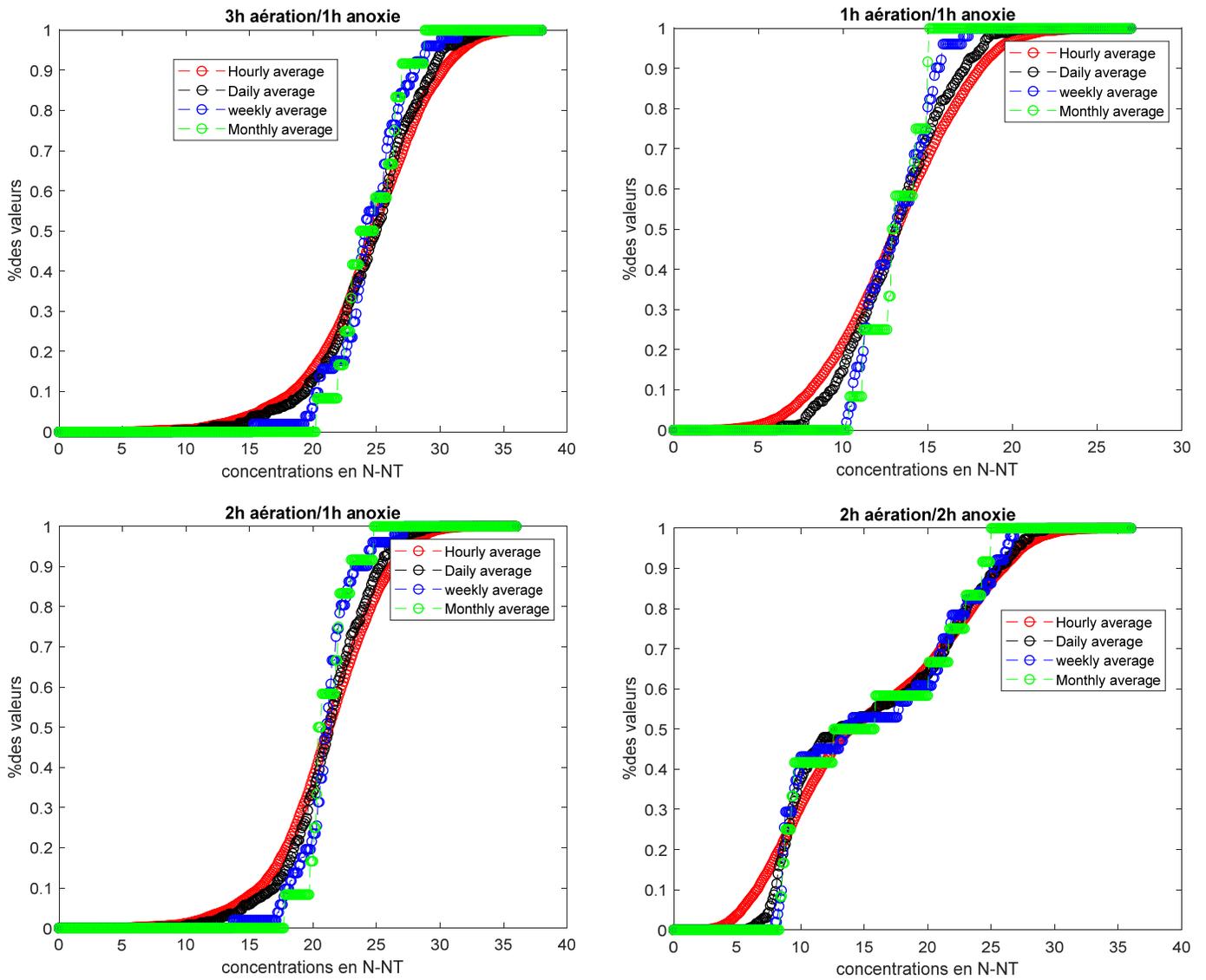
*Figure 27 : Evolution temporelle de la concentration en azote total de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/1 heure d'anoxie*



*Figure 28 : Evolution temporelle de la concentration en azote total de l'effluent pour la configuration 2 heures d'aération/2 heure d'anoxie*

D'après ces séries temporelles, on peut remarquer à première vue que c'est la configuration 1h d'aération/1h d'anoxie qui donne les concentrations les plus basses d'azote total à la sortie. La configuration 2h d'aération/2h d'anoxie donne également des résultats relativement bons surtout pour la période chaude de l'année. Ceci est dû au fait que l'azote ammoniacal atteint le minimum pendant cette période. Pour l'azote total les courbes de fréquences cumulées ont l'allure donnée à la figure 29.

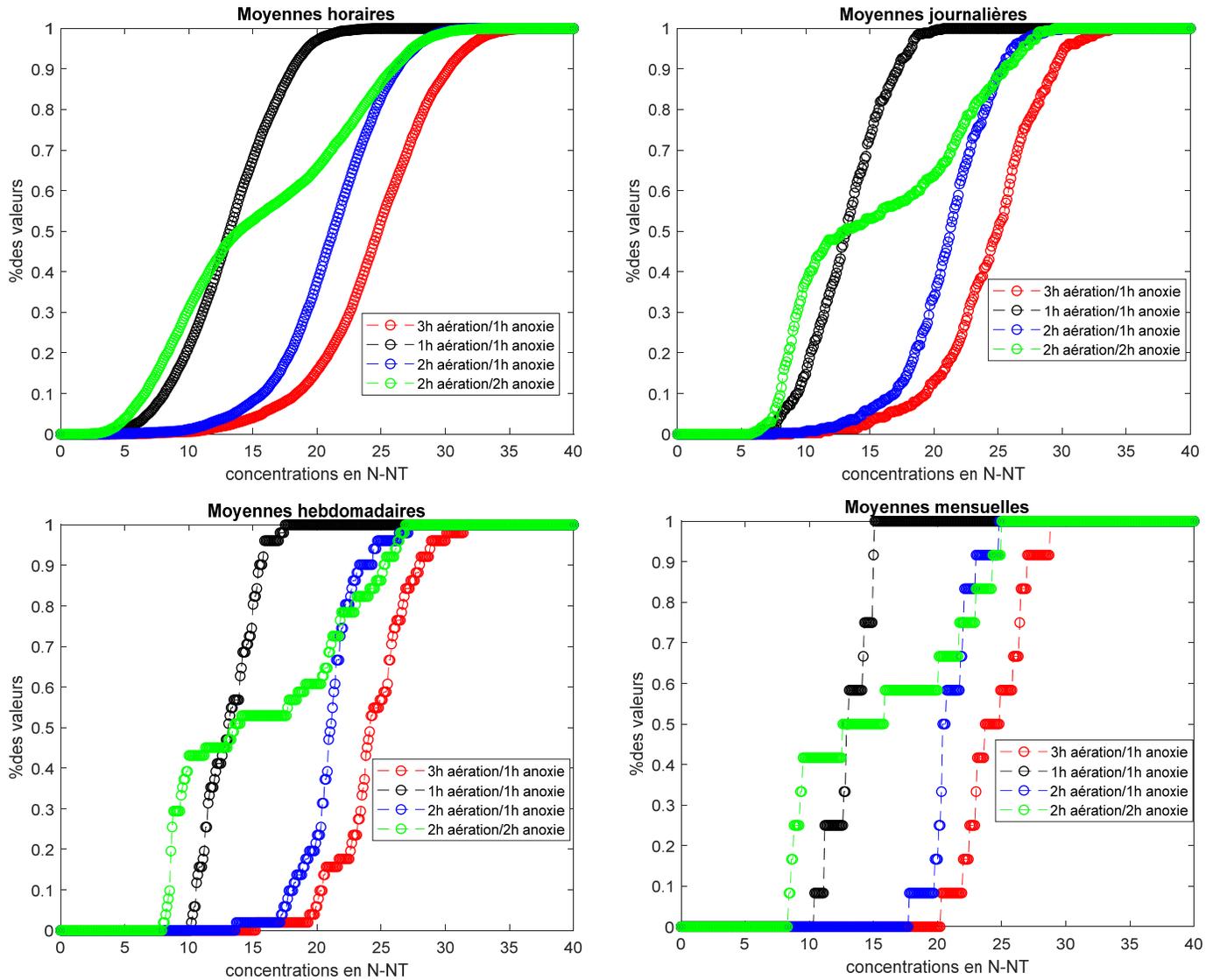
L'interprétation de ces courbes sera la même que pour les courbes des concentrations de nitrates. En effet, la distribution statistique des moyennes ne varie quasiment pas avec la période de calcul de la moyenne. Toutes ces distributions suivent une loi normale sauf pour la configuration d'aération de 2h d'aération/2h d'anoxie. Il convient de mentionner également que ces distributions sont très différentes des distributions statistiques des concentrations de l'azote ammoniacal. Ceci pourrait être expliqué par le fait que pour chaque configuration, les concentrations de nitrates à l'effluent sont en général supérieures aux concentrations de l'azote ammoniacal. Ainsi et puisque l'azote total est égal à la somme des nitrates et de l'azote ammoniacal, la distribution statistique de l'azote ammoniacal ressemble plus à la distribution statistique des nitrates.



*Figure 29 : Courbes des fréquences cumulées des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles des concentrations d'azote total à l'effluent pour les 4 configurations étudiées*

Comme on a fait pour l'azote ammoniacal et les nitrates, les graphes de la figure 30 permettront de comparer entre les configurations d'aération.

A première vue on peut constater que la configuration 1h d'aération/1h d'anoxie donne les concentrations d'azote total les plus basses pour les moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles. Le tableau 6 permet de comparer les maximums et les médianes des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles pour les différentes configurations d'aération.



*Figure 30 : Impact des différentes configurations d'aération sur les distributions statistiques des concentrations d'azote total à l'effluent pour les 4 périodes d'agrégation*

**Tableau 6 : Maximums et médianes des concentrations moyennes d'azote total à l'effluent pour les différentes configurations d'aération et les différentes périodes d'agrégation**

	Valeurs max			
	Moyenne horaire	Moyenne journalière	Moyenne hebdomadaire	Moyenne mensuelle
<b>3h aération/1h anoxie</b>	36.86	33.9	31.47	28.82
<b>1h aération/1h anoxie</b>	<b><u>24.87</u></b>	<b><u>20.7</u></b>	<b><u>17.48</u></b>	<b><u>15.11</u></b>
<b>2h aération/1h anoxie</b>	33.15	30.01	27.22	24.26
<b>2h aération/2h anoxie</b>	33.97	29.44	26.9	24.97
	Médianes			
<b>3h aération/1h anoxie</b>	24.79	24.99	24.21	24.29
<b>1h aération/1h anoxie</b>	<b><u>13.2</u></b>	<b><u>13.22</u></b>	<b><u>13.07</u></b>	<b><u>13.01</u></b>
<b>2h aération/1h anoxie</b>	21.29	21.29	21.08	20.56
<b>2h aération/2h anoxie</b>	13.93	12.97	13.59	14.24

D'après ce tableau, on peut constater que c'est la configuration 1h d'aération/1h d'anoxie qui est la meilleure pour minimiser la concentration d'azote total de l'effluent. En effet, cette configuration permet d'obtenir la valeur minimale des maximums horaires, journaliers, hebdomadaires, et mensuels ; et la valeur minimale des médianes des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles. On a utilisé les maximums au lieu du percentile 99 parce que pour les moyennes hebdomadaires, et mensuelles on n'a pas suffisamment de valeurs pour calculer ce percentile.

## **Conclusions et recommandations :**

La consultation de la littérature sur les nutriments dans les rejets des stations d'épuration des eaux usées municipales nous a permis de conclure que les nutriments peuvent avoir différents effets néfastes sur l'écosystème et la santé humaine. En effet, l'azote et le phosphore peuvent causer le phénomène d'eutrophisation qui se traduit par une croissance excessive des algues et des plantes aquatiques. Ceci peut entraîner l'augmentation de la turbidité de l'eau, l'épuisement de l'oxygène dissous, des fluctuations du pH de l'eau, l'augmentation du taux de mortalité des espèces aquatiques, la prolifération des cyanobactéries, etc... Ces effets ne sont pas instantanés, et dépendent étroitement de plusieurs paramètres tels que : la température, le pH, le régime d'écoulement, la salinité, la matière organique, les caractéristiques de l'étendue d'eau... Les nutriments peuvent également avoir des effets aigus, relatifs à la toxicité de certains composés azotés tels que l'ammoniac  $\text{NH}_3$ , et les nitrites  $\text{NO}_2^-$ .

Plusieurs réglementations ont été mises en œuvre à travers le monde pour contrôler le rejet des nutriments et pour protéger contre leurs effets néfastes. On a vu que certaines de ces réglementations se basent sur les meilleures technologies disponibles pour le traitement, alors que d'autres se basent sur des critères génériques, des limites sur la qualité des effluents dépendamment du milieu récepteur, ou une combinaison de ces critères. On a également vu que les nutriments impactent les milieux récepteurs d'une manière totalement différente de celle des composés toxiques. En effet, et contrairement aux nutriments, les composés toxiques ont des effets à court terme, et les pics sporadiques de leurs concentrations peuvent avoir des effets dramatiques. Cependant, on a vu que certaines réglementations traitent les nutriments comme les composés toxiques en se fiant aux concentrations au lieu des charges, et aux moyennes de court terme au lieu des moyennes saisonnières et annuelles pour mettre en place les limites sur la qualité des effluent. Ceci peut conduire à des réglementations excessivement conservatrices et non spécifiques au milieu récepteur. D'autre part, certaines réglementations mettent en place des limites saisonnières ou annuelles sur l'azote total, pour protéger contre les effets d'eutrophisation, mais oublient que l'azote peut avoir des effets de toxicité aigüe si les conditions de pH sont favorables.

L'objectif de ce travail a été d'illustrer l'impact des périodes d'agrégation pour le calcul des moyennes de concentrations de l'effluent sur la distribution statistique des concentrations moyennes de l'effluent d'une station qui réalise l'élimination de l'azote par

aération intermittente. Pour ce faire, la station a été modélisée sur le logiciel WEST, et des simulations en régime dynamique avec différentes configurations d'aération ont été réalisées. Etant donné que l'azote dans le milieu récepteur peut avoir des effets toxiques et des effets d'eutrophisation, il a été jugé pertinent d'étudier les distributions statistiques de l'azote ammoniacal, des nitrates, et de l'azote total. Ceci a été fait dans le but de pouvoir sortir avec des recommandations pour protéger contre les effets à court terme de l'azote liés à la toxicité de l'ammoniac, et les effets d'eutrophisation. Les moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles ont été étudiées sous différentes configurations d'aération. Ceci a permis de sortir avec les conclusions suivantes :

- En examinant la distribution statistique des concentrations moyennes de sortie de l'azote ammoniacal on a pu constater que les concentrations moyennes horaires connaissent des pics de concentrations, contrairement aux concentrations moyennes journalières, hebdomadaires, et mensuelles. Ceci peut être vu clairement pour la configuration 3h d'aération/1h d'anoxie où le maximum horaire est de 14.12 mg N-NH<sub>4</sub>/l, alors que les maximums journalier, hebdomadaire, et mensuel sont respectivement 6.23, 4.55, et 4 mg N-NH<sub>4</sub>/l. Ceci signifie que le fait de se fier aux moyennes mensuelles ou annuelles uniquement ne permet pas de protéger la vie aquatique et la santé humaine contre les effets de la toxicité aigüe de l'ammoniac. D'autre part, on a constaté que c'est la configuration 1h d'aération/1h d'anoxie qui minimise les pics horaires de concentrations d'ammoniac, pour cette configuration le maximum horaire est de 16.68 mg N-NH<sub>4</sub>/l, alors que les maximums journalier, hebdomadaire, mensuel sont : 12.4, 10.86, 9.13 mg N-NH<sub>4</sub>/l respectivement. Et en dépit du fait que la configuration 3h d'aération/1h d'anoxie donne lieu à des pics horaires de concentrations, c'est cette configuration qui permet de baisser les concentrations d'azote ammoniacal au minimum, ce qui est intuitif vu que la nitrification se passe pendant la phase aérobie.
- En examinant les courbes de fréquences cumulées des nitrates, on a pu constater que, contrairement à l'azote ammoniacal, les moyennes horaires ne représentent pas de grands pics de concentrations, et les courbes des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles sont quasiment confondues, sauf pour la configuration 2h d'aération/2h d'anoxie. Pour la configuration 1h d'aération/1h d'anoxie, le maximum horaire est de 20.7 mg N-NO<sub>3</sub>/l, alors que les maximums journalier,

hebdomadaire, mensuels sont : 18.55, 15.79, 12.69 mg N-NO/l respectivement. Et c'est la configuration 2h d'aération/2h d'anoxie qui donne les concentrations de nitrates les plus basses, ce qui est logique puisque la dénitrification se passe pendant la phase anoxie qui dure 2h. Toutefois, les pics de concentrations de nitrates ne sont pas préoccupants puisque les nitrates ne sont pas toxiques.

- Pour s'assurer de la protection contre l'eutrophisation il a été jugé pertinent d'étudier les concentrations de l'azote total à effluent. La distribution statistique des moyennes horaires, journalières, hebdomadaires, et mensuelles pour l'azote total a été similaire à celle des nitrates. Et c'est la configuration 1h d'aération/1h d'anoxie qui a permis de minimiser les concentrations d'azote total à l'effluent.

Ainsi, pour récapituler, on peut dire que puisque les moyennes horaires de l'azote ammoniacal connaissent des pics de concentrations, et étant donné qu'il peut avoir des effets toxiques aigus sur l'écosystème et la vie aquatique, des limites sur les moyennes horaires ou sur les maximums horaires doivent être imposées pour s'assurer de la protection de la vie aquatique et de la santé humaine. Pour les nitrates et l'azote total, des limites sur les moyennes mensuelles ou bien annuelles seront pertinentes pour protéger contre l'eutrophisation. Cependant il faut voir les caractéristiques du milieu récepteur puisque l'eutrophisation en dépend étroitement. Quant à l'aération, c'est la configuration 1h d'aération/1h d'anoxie qui permet de minimiser les pics horaires des concentrations d'azote ammoniacal, et c'est cette même configuration qui permet d'avoir le minimum d'azote total dans l'effluent. En d'autres termes, c'est cette configuration qui permettra de protéger contre les effets toxiques et les effets d'eutrophisation de l'azote en même temps.

## Références bibliographiques

- Ambulkar, A.R. (2017). Nutrient Pollution and Wastewater Treatment Systems. Repéré à : <https://oxfordre.com/environmentalscience/view/10.1093/acrefore/9780199389414.001.0001/acrefore-9780199389414-e-495>
- Newman, J., Anderson, N.J., Bennion, H., Bowes, M.J., Laurence, C., Dawson, F., Furse, M, Iain, G., Hilton, J., Hughes, R., Johnston, A.M., John, J., S, Luckes., Maitland, P., Don, M., Matthew, O., Taylor, R., Trimmer, M. & Winder, J. (2005). Eutrophication in rivers: an ecological perspective. Repéré à : [https://www.researchgate.net/publication/270647307\\_Eutrophication\\_in\\_rivers\\_an\\_ecological\\_perspective](https://www.researchgate.net/publication/270647307_Eutrophication_in_rivers_an_ecological_perspective)
- Bott, C., Neethling, J.B., Stensel, D., Parker, D., Murthy, S., Pramanik, & A. Clark, D. (2009). What is the limit of technology (LOT)? A rational and quantitative approach. Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference. *Proceedings of the Water Environment Federation*, pp696-709. DOI: 10.2175/193864709793901248
- Chislock, M. F., Doster, E., Zitomer, R. A. & Wilson, A. E. (2013). Eutrophication: Causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. *Nature Education Knowledge* 4(4):10. Récupéré de <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/eutrophication-causes-consequences-and-controls-in-aquatic-102364466> Consulté le 04 Mars 2019.
- Clark, D., Pramanik, A., Neethling, JB., Maere, T & Vanrolleghem, P. A. (2015). Wastewater Treatment Nutrient Regulations: An International Perspective with Focus on Innovation.
- Maere, T., Clouzot, L & Vanrolleghem, P. A. (2015). Nutrient Regulations: A global perspective with implications for the United States. Progress report – workshop discussion starter. Rapport modelEAU, Département de génie civil et de génie des eaux, Université Laval, Québec, QC, Canada.
- COBALI. Algues bleu-vert – Cyanobactéries. Récupéré de <https://www.cobali.org/centre-dinformation/algues-bleu-vert-cyanobacteries/> Consulté le 01 Mars 2019.
- CRE Laurentides. (2007). Le phosphore et l'azote. Récupéré de <https://www.villemontlaurier.qc.ca/storage/app/media/Environnement/fiche-le-phosphore-et-lazote.pdf> Consulté le 01 Mars 2019.
- Eur-lex. (2009). Directive 2000/60/ce du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Récupéré de <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0060:20090625:FR:PDF>  
Consulté le 01 Mars 2019.

- Eur-lex. (2017). Traitement des eaux urbaines résiduaires. Synthèse du document: directive 91/271/CEE – traitement des eaux urbaines résiduaires. Récupéré de <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=LEGISSUM%3A128008> Consulté le 01 Mars 2019.
- Giakoumis, T., & Voulvoulis, N. (2018). The transition of EU water policy towards the Water Framework Directive's integrated river basin management paradigm. *Environmental Management*, 62(5), 819–831.
- Gouvernement British Columbia. (1999). Environmental Management Act, municipal sewage regulation. Récupéré de [http://www.bclaws.ca/civix/document/id/loo83/loo83/30\\_129\\_99](http://www.bclaws.ca/civix/document/id/loo83/loo83/30_129_99) Consulté le 10 Mars 2019.
- Gouvernement du Canada. (2015). Ligne directrice sur le rejet d'ammoniac dans les effluents d'eaux usées : guide. Récupéré de <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-environnemental-loi-canadienne-protection/publications/ligne-directrice-rejet-ammoniac-eaux-usees/guide.html> Consulté le 10 Mars 2019.
- Jacobsen, B. N & T. Warn, T. (1999). Overview and comparison of effluent standards for urban waste water treatment plants in European countries. *European Water Management*, 2(6), pp25-39.
- Journal officiel des Communautés européennes. (1991). Directive du conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires. Récupéré de <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1991:135:0040:0052:fr:PDF> Consulté le 10 Mars 2019.
- Le Centre d'Information sur l'Eau. Qu'est-ce que les eaux usées ?. Récupéré de <https://www.cicau.com/le-metier-de-leau/ressource-en-eau-eau-potable-eaux-usees/quest-ce-que-les-eaux-usees/> Consulté le 01 Mars 2019.
- Le Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2008). Technical Supplement 1: Economic plan supporting the Canada-wide strategy for the management of municipal wastewater effluent. Récupéré de [https://www.ccme.ca/files/Resourcess/municipal\\_wastewater\\_effluent/mwwe\\_techsuppl1\\_economic\\_plan\\_e.pdf](https://www.ccme.ca/files/Resourcess/municipal_wastewater_effluent/mwwe_techsuppl1_economic_plan_e.pdf) Consulté le 10 Mars 2019.

- Le Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2009). Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales. Récupéré de [https://www.ccme.ca/files/Resources/fr\\_water/fr\\_mwwe/cda\\_wide\\_strategy\\_mwwe\\_final\\_f.pdf](https://www.ccme.ca/files/Resources/fr_water/fr_mwwe/cda_wide_strategy_mwwe_final_f.pdf) Consulté le 10 Mars 2019.
- L'encyclopédie aquariophile collaborative. (2011). Intoxication par des composés azotés. Récupéré de [http://wiki.aquatribu.com/Intoxication\\_par\\_des\\_compos%C3%A9s\\_azot%C3%A9s](http://wiki.aquatribu.com/Intoxication_par_des_compos%C3%A9s_azot%C3%A9s) Consulté le 05 Mars 2019.
- National Association of Clean Water Agencies (NACWA), Washington D.C. (2014). Review of USEPA methods for setting water quality-based effluent limits for nutrients. *Brown and Caldwell*. Récupéré de [https://www.nacwa.org/docs/default-source/clean-water-current-pdf/14-mar-16/2014-06-30reviewepatsdfornutrients-\(report\).pdf](https://www.nacwa.org/docs/default-source/clean-water-current-pdf/14-mar-16/2014-06-30reviewepatsdfornutrients-(report).pdf) Consulté le 01 Fevrier 2019.
- Organisme de bassin versant du fleuve Saint-Jean. (2015). Plan directeur de l'eau du bassin versant du fleuve Saint-Jean. Chapitre 2 :Daignostic. pp. 183-219. Récupéré de [http://obvfleuvestjean.com/wp-content/uploads/2016/11/OBVFSJ\\_PDE.pdf](http://obvfleuvestjean.com/wp-content/uploads/2016/11/OBVFSJ_PDE.pdf) Consulté le 05 Mars 2019.
- Réseau lacs sentinelles. (2009). Le potentiel Hydrogène (pH) renseigne sur le degré d'acidité des lacs. Récupéré de <http://www.lacs-sentinelles.org/fr/protocole/ph> Consulté le 05 Mars 2019.
- United States Environmental Protection Agency. (2010). National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) Permit Writers' Manual. CHAPTER 6. Water Quality-Based Effluent Limitations. Récupéré de [https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/pwm\\_2010.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/pwm_2010.pdf) Consulté le 10 Mars 2019.
- United States Environmental Protection Agency. (2018). NPDES Permit Basics. Récupéré de <https://www.epa.gov/npdes/npdes-permit-basics> Consulté le 10 Mars 2019.
- United States Environmental Protection Agency. (2018). Overview of Total Maximum Daily Loads (TMDLs). Récupéré de <https://www.epa.gov/tmdl/overview-total-maximum-daily-loads-tmdls> Consulté le 10 Mars 2019.
- United States Environmental Protection Agency (2018). Overview of Identifying and Restoring Impaired Waters under Section 303(d) of the CWA. Récupéré de <https://www.epa.gov/tmdl/overview-identifying-and-restoring-impaired-waters-under-section-303d-cwa> Consulté le 10 Mars 2019.
- Lessard, P.(2017). Traitement des eaux usées. GEX-7004

- Blais, S. (2002). La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi en 2001. Récupéré de : [http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco\\_aqua/cyanobacteries/articlesb.pdf](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/cyanobacteries/articlesb.pdf)  
Consulté le 05 Mars 2019.
- Metcalf & Eddy. (2003) Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Boston, MA, USA: McGraw-Hill.
- Boiral, O. (2007) Environnement et gestion : de la prévention à la mobilisation, Québec, QC, Canada : Presses de l'Université Laval
- Vanhooren, H., Meirlaen, J., Amerlinck, Y., Claeys, F., Vangheluwe, H. et Vanrolleghem, P. A. (2003) WEST: Modelling biological wastewater treatment. J. Hydroinformatics, 5, 27-50.
- Gernaey K.V., Jeppsson U., Vanrolleghem P.A. and Copp J.B. (2014) Benchmarking of Control Strategies for Wastewater Treatment Plants. IWA Scientific and Technical Report No. 23. IWA Publishing, London, UK.