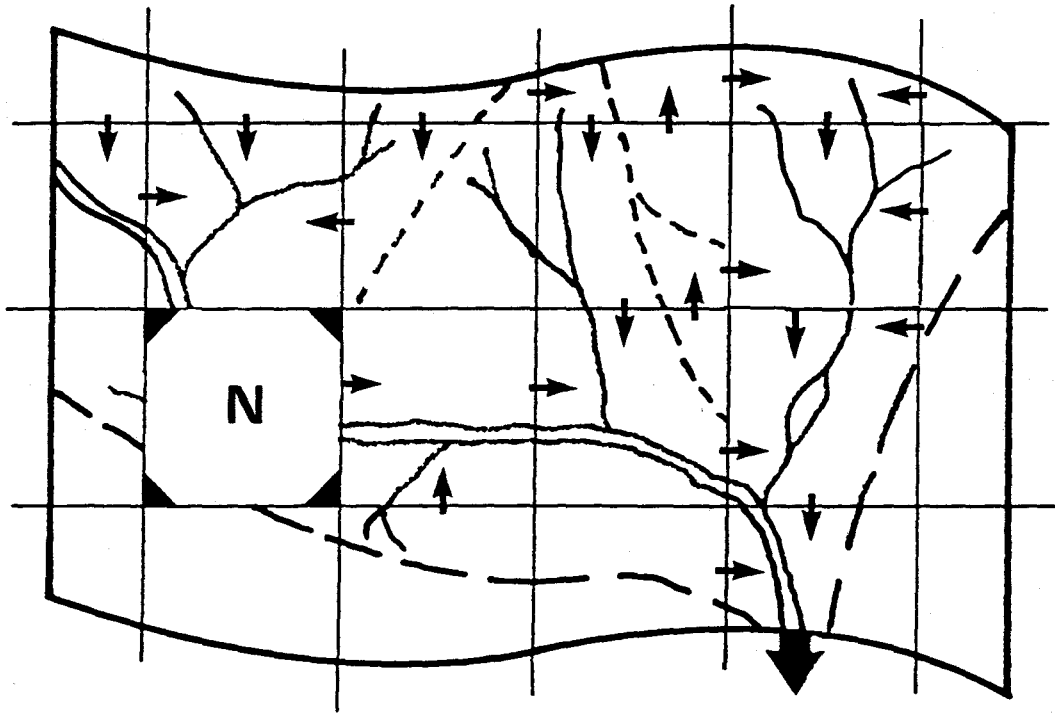


Record Number:
Author, Monographic: Morin, G.//Cluis, D.//Couillard, D.//Jones, H. G.//Gauthier, J. M.
Author Role:
Title, Monographic: Modélisation de l'azote total à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU
Translated Title:
Reprint Status:
Edition:
Author, Subsidiary:
Author Role:
Place of Publication: Québec
Publisher Name: INRS-Eau
Date of Publication: 1985
Original Publication Date: Juillet 1985
Volume Identification:
Extent of Work: 99
Packaging Method: pages incluant un annexe
Series Editor:
Series Editor Role:
Series Title: INRS-Eau, Rapport de recherche
Series Volume ID: 184
Location/URL:
ISBN: 2-89146-182-7
Notes: Rapport annuel 1985-1986
Abstract: Rapport rédigé pour Hydro-Québec
15.00\$
Call Number: R000184
Keywords: rapport/ ok/ dl



**MODÉLISATION DE L'AZOTE TOTAL
À L'AIDE DU MODÈLE
QUANTITÉ-QUALITÉ CEQUEAU.**

INRS-EAU
C.P. 7500
Sainte-Foy (Québec)
G1V 4C7

Rapport scientifique no. 184

par

G. Morin
D. Cluis
D. Couillard
H.G. Jones
J.M. Gauthier

Modélisation de l'azote total
à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU

Juillet 1985

TABLE DES MATIÈRES

	Pages
Introduction	1
Chapitre 1: Revue de littérature sur la modélisation de l'azote total en rivières	
1.1 Principales réactions du cycle de l'azote dans les eaux de surface	6
1.1.1 Nitrification	10
1.1.2 Dénitrification	11
1.1.3 Assimilation biologique de l'azote ammoniacal et des nitrates	14
1.1.4 Autres processus	15
1.2 Modélisation du cycle de l'azote en milieu aquatique	16
1.2.1 Azote organique	17
1.2.2 Nitrites	18
1.2.3 Nitrates	19
1.2.4 Azote ammoniacal	20
1.2.5 Valeurs typiques des coefficients utilisés dans la modélisation du cycle de l'azote	21
1.3 Modèles d'apport en azote	23
Chapitre 2: Intégration d'un modèle d'azote total au modèle hydrologique CEQUEAU	
2.1 Structure de support	34
2.2 Description du modèle d'azote total	36
2.2.1 Bilan en rivière	37
2.2.2 Production	39
2.2.3 Transport	47
Chapitre 3: Ajustement du modèle et résultats	
3.1 Ajustement du modèle	52

TABLE DES MATIÈRES (suite)

	Pages
3.2 Paramètres	52
3.2.1 Constante de correction de la dégradation en fonction de la température (pas d'unité)	53
3.2.2 Coefficient de dégradation à 20°C de l'azote en rivière (1/jour)	53
3.2.3 Coefficient de dégradation à 20°C de l'azote accumulée à la surface du sol (1/jour)	54
3.2.4 Lamé de ruissellement entraînant 63% de la charge d'azote accumulée au sol (mm)	54
3.2.5 Concentration de l'écoulement souterrain (mg/l)	55
3.2.6 Fraction ponctuelle de la production porcine d'azote (pas d'unité)	55
3.3 Données requises au fonctionnement du modèle	56
3.3.1 Concentration initiale en azote total en rivière (mg/l)	56
3.3.2 Taux moyen journalier de déposition atmosphérique sèche (kg N/km ²)	56
3.3.3 Concentrations moyennes mensuelles des précipitations (mg/l N)	57
3.3.4 Charges ponctuelles et diffuses (kg N)	58
3.3.5 Coefficients mensuels de production des charges diffuses	58
3.4 Calibration et résultats	60
3.5 Conclusion	67
Références bibliographiques	71
Annexe A	

LISTE DES FIGURES

	Pages
Figure 1.1 Représentation simplifiée du cycle de l'azote en milieu aquatique	7
Figure 2.1 Effet du paramètre (P63) d'entraînement de la charge accumulée	43
Figure 3.1 Concentrations en azote total calculées (moyenne de trois jours) et mesurées à La Pérade en 1978	68
Figure 3.2 Concentrations en azote total calculées (moyenne de trois jours) et mesurées à La Pérade en 1979	69
Figure 3.3 Concentrations en azote total calculées (moyenne de trois jours) et mesurées à La Pérade en 1980	70

LISTE DES TABLEAUX

		Pages
Tableau 1.1	Valeurs de coefficients utilisés dans les équations de transformation de l'azote en milieu aquatique (Zison <u>et al.</u> , 1978; Krenkel et French, 1982)	22
Tableau 3.1	Concentrations (mg/l N) en azote mesurées dans les précipitations à la station de Forêt Montmorency pour les années, 1981, 1982 et 1983 (MENVIQ, 1984a)	59
Tableau 3.2	Production ponctuelle journalière en azote total de la population humaine sur le bassin de la rivière Sainte-Anne répartie par carreau partiel (CP) (Statistique Canada, 1982a; OPDQ, 1979; MAS, 1978, 1981)	61
Tableau 3.3	Estimations des productions journalières moyennes en azote total des industries sur le bassin de la rivière Sainte-Anne réparties par carreau partiel (CP) (Scott's Industrial Directories, 1980; Couillard, 1974; INRS-Eau - Groupe Système Urbain, 1973)	62
Tableau 3.4	Production en azote total des populations animales sur le bassin de la rivière Sainte-Anne ventilée sur les carreaux entiers (CE) (Statistique Canada, 1982b) ...	63
Tableau 3.5	Moyenne journalière d'azote total provenant des engrais chimiques épandu sur chaque carreau partiel (CE) (Statistique Canada, 1982b)	64
Tableau 3.6	Coefficients mensuels de production des charges diffuses sur le bassin de la rivière Sainte-Anne	65

INTRODUCTION

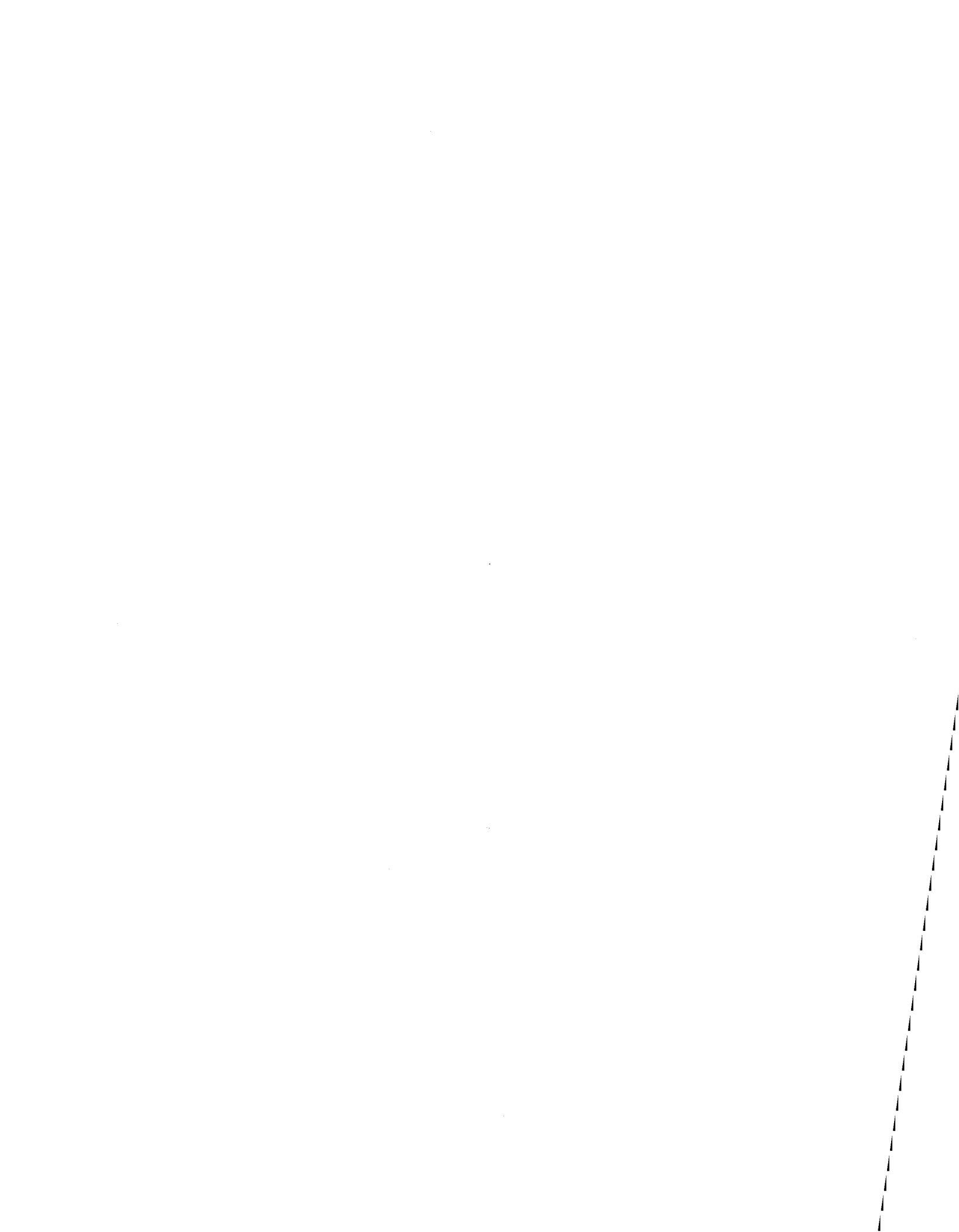
L'azote en milieu aquatique provient de plusieurs sources: des précipitations sèches sous forme d'aérosols et de poussières, de la pluie, de la neige, de l'altération et de la décomposition des roches, des débris organiques d'origine végétale et animale, des excréctions animales et humaines, des rejets municipaux et industriels, des apports reliés à l'agriculture comme le lessivage des engrais, etc.

Plusieurs aspects du cycle de l'azote sont encore imparfaitement compris. L'azote est impliqué dans une multitude de réactions chimiques ou biologiques et ne peut être considéré comme stable et conservatif.

Selon le degré de raffinement recherché dans la définition du cycle de l'azote et en fonction des données disponibles, la modélisation de l'azote en milieu aquatique sera plus ou moins complexe. Dans la plupart des modèles, les réactions de transformation de l'azote sont représentées par des équations différentielles du premier ordre dont les coefficients sont variables en fonction de la température. Les équations ainsi définies sont intégrées dans des bilans de masse.

Outre les modèles relatifs au cycle de l'azote en milieu aquatique, il existe toute une série de modèles d'apport en azote dans lesquels les différentes sources de cet élément sont quantifiées. Ces modèles d'apports sont habituellement définis à l'échelle d'un bassin versant et sont surtout empiriques, compte tenu de la complexité des processus modélisés, de l'imprécision et du manque de données pertinentes, et d'une connaissance insuffisante de phénomènes physiques impliqués.

Après une revue de la littérature scientifique sur le sujet, le présent rapport décrit un modèle d'azote total en rivière permettant d'estimer les concentrations à n'importe quel point d'un cours d'eau. Couplé au modèle hydrologique CEQUEAU, le modèle d'azote total proposé comporte une fonction de production qui quantifie les sources de cet élément sur le bassin versant et une fonction de transport qui représente le cheminement des charges en rivière.



CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE SUR LA MODÉLISATION DE L'AZOTE TOTAL EN RIVIÈRES

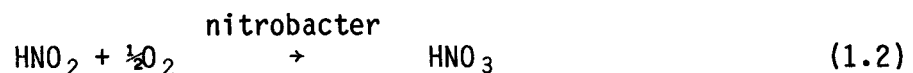
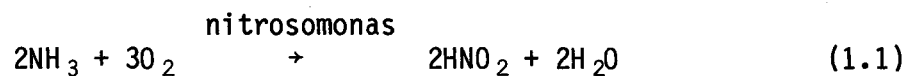
En milieu aquatique naturel, on retrouve l'azote sous forme:

- d'azote ammoniacal (l'ion ammonium NH_4^+ dans la gamme usuelle de pH)
- de nitrates (NO_3^-)
- de nitrites (NO_2^-)
- d'azote organique.

1.1 PRINCIPALES RÉACTIONS DU CYCLE DE L'AZOTE DANS LES EAUX DE SURFACE

Dans les eaux de surface, les principales réactions de transformation de l'azote sont (figure 1.1):

La nitrification (Thomann et al., 1971; Wild et al., 1971; Jaworski et al., 1971; Chen et al., 1972a; Keeney, 1973; Wong-Chong et Loehr, 1975; Shiao, 1976; Pelczar et al., 1977): c'est un procédé biologique d'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrates. Ce sont surtout des bactéries autotrophes qui en sont responsables. Sous conditions anoxiques, la nitrification est inhibée (Thomann et al., 1971; Keeney, 1973). Le pH (Chen et al., 1972a; Wong-Chong et Loehr, 1975) et la température (Jaworski et al., 1971; Keeney, 1973; Chen et al., 1972a) ont aussi une influence sur ce processus. Une représentation des réactions impliquées s'écrit comme suit (Pelczar et al., 1977):



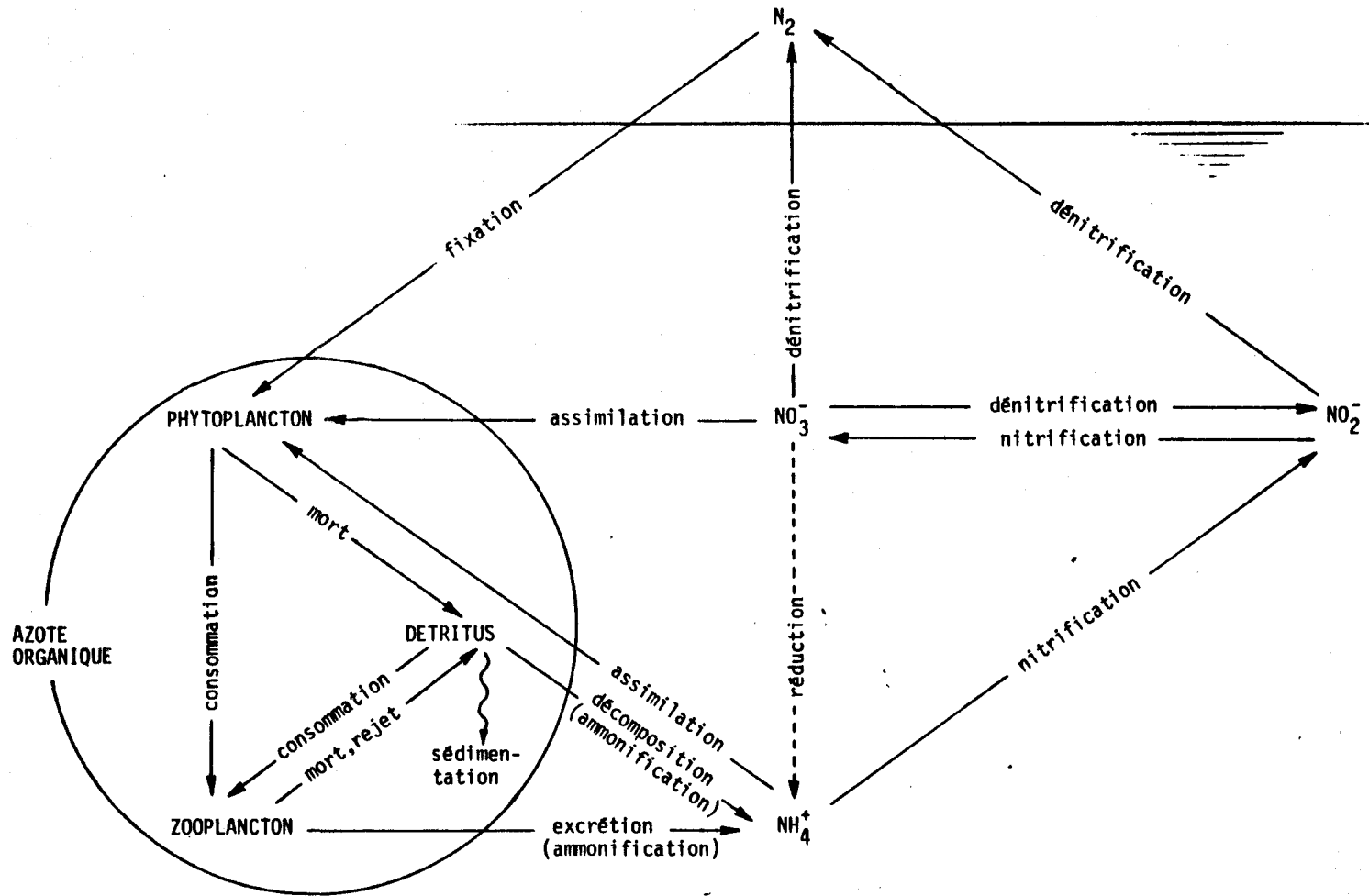
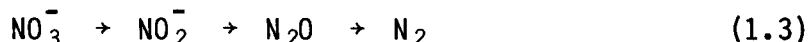
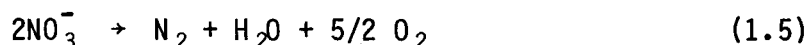


FIGURE 1.1 Représentation simplifiée du cycle de l'azote en milieu aquatique.

La dénitrification (Chen et al., 1972b; Keeney, 1973; Terry et Nelson, 1975; Shiao, 1976; Van Kessel, 1977a; Brezonik, 1977; Sain et al., 1977; Zison et al., 1978; Stewart et al., 1982; Hill, 1983): c'est la conversion par des microorganismes de formes oxydées d'azote comme les nitrites et les nitrates en des formes réduites comme l'oxyde nitreux et, principalement, l'azote moléculaire, dans un milieu anoxique ou peu oxygéné (Shiao, 1976; Brezonik, 1977; Pelczar et al., 1977; Stewart et al., 1982). La réaction mineure de réduction des nitrates en azote ammoniacal est parfois incluse dans la dénitrification (Zison et al., 1978) ou considérée séparément (Pelczar et al., 1977; Stewart et al., 1982). Parmi les facteurs ayant une influence sur la dénitrification, il y a le pH, la température, le type de sources alimentaires disponibles aux microorganismes dénitrifiants (Terry et Nelson, 1975), la concentration en nitrates (Van Kessel, 1977a). La séquence suivante est représentative du processus (Keeney, 1973; Shiao, 1976; Pelczar et al., 1977):



D'autres équations sur la dénitrification sont aussi proposées, comme celles-ci par exemple (Zison et al., 1978):



L'assimilation de l'azote ammoniacal et des nitrates par les organismes vivants (Dugdale et Dugdale, 1965; Brezonik, 1968; Keeney, 1973; McColl,

1974; Bienfang, 1975; Shiao, 1976; Hill, 1981; Sebetich et al., 1984): le phytoplancton et les macrophytes transforment l'azote inorganique en azote organique. L'azote ammoniacal serait assimilé plus facilement que les nitrates (Dugdale et Dugdale, 1965; Brezonik, 1968; McColl, 1974) puisque la réduction de ces derniers requiert une réaction enzymatique supplémentaire (Shiao, 1976).

L'ammonification (Johannes, 1969; Shiao, 1976): à l'opposé de l'assimilation, l'ammonification est la production d'azote ammoniacal à partir d'azote organique. Divers processus relativement complexes sont en cause: décomposition bactérienne, autolyse cellulaire, excrétion d'azote ammoniacal et d'acides-amino par le zooplancton se nourrissant de phytoplancton et de détritus ...

La fixation de l'azote moléculaire (Burris, 1969; Stewart, 1970; Horne et Goldman, 1972; Keeney, 1973; Horne et Carmiggelt, 1975; Shiao, 1976; Sebetich et al., 1984): c'est la transformation de l'azote gazeux en azote ammoniacal puis organique. Le processus est encore mal connu. Dans l'eau, les algues bleues et certaines bactéries anaérobiques peuvent fixer l'azote.

Le cycle de l'azote dans les eaux de surface a surtout été étudié dans les lacs et réservoirs, mais récemment, les rivières ont été l'objet d'un effort de recherche plus soutenu (Manny et Wetzel, 1973; McColl, 1974; Van Kessel, 1977a; Robinson et al., 1978; Chatarpaul et al., 1980; Triska et Oremland, 1981; Hill, 1981, 1983; Sebetich et al., 1984). Si les réactions

de transformation de l'azote mentionnées précédemment sont possibles en milieu aquatique, leur importance reste toutefois à déterminer.

1.1.1 Nitrification

La nitrification peut contribuer à la transformation d'une partie de l'azote ammoniacal en nitrates dans les eaux naturelles lorsque certaines conditions sont rencontrées (Wezernak et Gannon, 1968; Thomann et al., 1971; Shiao, 1976; Zison et al., 1978). Quelques espèces de bactéries seulement sont capables d'amorcer le processus (équations 1.1 et 1.2) et seules *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* ont été étudiées en détail (Pelczar et al., 1977).

La nitrification se ne produit qu'en présence d'oxygène. Théoriquement, selon les équations 1.1 et 1.2, l'oxydation de 1 g d'azote ammoniacal requiert 3.43 g d'oxygène et l'oxydation de 1 g de nitrites requiert 1.14 g d'oxygène. Toutefois, Wezernak et Gannon (1968) citent des études indiquant que la consommation réelle d'oxygène serait légèrement inférieure à la consommation théorique, puisque les bactéries nitrifiantes fixent du dioxyde de carbone. Chen et al. (1972a) croient qu'une concentration minimale de 1 à 2 mg/l d'oxygène dissous est requise pour permettre la nitrification. Keeney (1973) affirme qu'il peut y avoir nitrification à une concentration en oxygène dissous de 0.3 ppm si le taux de diffusion d'oxygène est suffisant.

Le pH et la température ont aussi une influence directe sur la nitrification. Wong-Chong et Loehr (1975) affirment pour leur part que la gamme de pH optimum se situe entre 7.0 et 7.5. Thomann et al. (1971) considèrent que

le processus requiert un environnement alcalin et que la nitrification est inhibée sous un pH de 6.0. En ce qui concerne l'effet de la température, Thomann et al. (1971) ainsi que Jaworski et al. (1971) estiment que les taux de nitrification à 20°C sont plusieurs fois inférieurs à ceux mesurés à 30°C et qu'ils deviennent très faibles sous 10°C. De Leval et Remacle (1976) ont isolé en laboratoire quelques espèces de Nitrobacter récoltées dans une rivière polluée de Belgique. Pour l'espèce sélectionnée dans leur étude, ils ont trouvé que le pH et la température optimums étaient de 7.5 et 23°C respectivement. Ils ont aussi constaté qu'au-dessus de 20 ppm, la concentration en nitrites commence à être toxique pour la bactérie étudiée, la température et le pH étant fixés aux valeurs optimales.

1.1.2 Dénitrification

La dénitrification bactérienne au niveau des sédiments peut contribuer à la diminution des concentrations de nitrates en milieu aquatique (Chen et al., 1972b; Owens et al., 1972; Keeney, 1973; Van Kessel, 1977a; Sain et al., 1977; Chatarpaul et Robinson, 1979; Hill, 1983). Suite à des expériences en laboratoire, Hill (1983) rapporte la disparition quasi-complète en six jours des nitrates surnageant certains échantillons de sédiments. Pendant ce temps, moins de 5% des nitrates sont disparus de solutions placées au-dessus d'autres échantillons de sédiments stérilisés à la formaldéhyde. Les concentrations en nitrates de solutions témoins sans sédiments n'ont pas présenté de variations. Ceci suggère tout au moins que les nitrates ont été consommés par des processus biologiques au niveau des sédiments non stérilisés.

Les taux de dénitrification obtenus en laboratoire ne sont pas nécessairement représentatifs de ceux en rivière, vu l'impossibilité de reproduire parfaitement le milieu naturel (Hill, 1983). Une partie des pertes en nitrates peut être attribuée à leur réduction au niveau d'azote ammoniacal par assimilation ou respiration des microorganismes (Keeney, 1973; Brezonik, 1977, Chen et al., 1979). Ce dernier processus serait toutefois mineur dans les sédiments de rivière (Van Kessel, 1977b; Chatarpaul et Robinson, 1979).

Hill (1983) a fait un bilan de masse pour les nitrates sur deux bassins agricoles de la région de Toronto en Ontario. Le premier bassin draine 1 230 km² d'une plaine sablonneuse située sur la portion amont de la rivière Nottawasaga, produisant un débit moyen annuel de 7.9×10^5 m³/jour. Le second bassin draine 262 km² sur la rivière Duffin Creek, produisant un débit moyen annuel de 2.2×10^5 m³/jour. Hill (1983) estime qu'environ 1% seulement des nitrates transités annuellement sur la portion amont de la rivière Nottawasaga est perdu par dénitrification et autres processus de consommation des nitrates. Dans le cas de la rivière Duffin Creek, de 5 à 6% de l'azote total transité annuellement serait perdu par dénitrification et autres processus. Toutefois, la dénitrification serait relativement plus importante lors de l'étiage estival entre mai et octobre, représentant 13% des apports journaliers en nitrates sur la portion amont de la rivière Nottawasaga et 75% des apports journaliers en nitrates sur la portion aval de la rivière Duffin Creek. Pour ces deux rivières, plus de 80% de l'azote est transité entre novembre et avril alors que la dénitrification et les autres processus de consommation des nitrates sont de faible importance à cause des basses températures et des forts débits. D'après Hill (1983), les différences entre les deux rivières pour ce qui est du taux d'enlèvement des

nitrate résulteraient des caractéristiques de leurs sédiments respectifs. L'activité des bactéries dénitrifiantes serait moins importante dans la rivière Nottawasaga à cause d'un taux de carbone organique insuffisant dans les sédiments et d'une granulométrie plus grossière limitant le nombre de micro-sites anoxiques.

La dénitrification dépend donc de plusieurs facteurs environnementaux. Elle se produit dans un milieu anoxique et moyennement réducteur (Keeney, 1973; National Academy of Sciences, 1978). Elle est ralentie à basses températures (Van Kessel, 1977a) et sous conditions acides (Keeney, 1973). Hill (1983) rapporte qu'en laboratoire, la diminution de la concentration en nitrates au-dessus d'échantillons de sédiments incubés à 2°C, 6°C et 11°C valait respectivement 20%, 35% et 45% de la diminution mesurée au-dessus de sédiments incubés à 20°C après six jours. La dénitrification se produit surtout dans les premiers centimètres superficiels du lit de la rivière (Sain et al., 1977; Van Kessel, 1977a). La nature des sédiments à ce niveau est donc importante. Ainsi, la granulométrie détermine grandement le micro-habitat des bactéries dénitrifiantes. Il existerait, également, une concentration limitative en carbone organique sous laquelle la dénitrification serait ralentie (Hill, 1983). La turbulence, à l'interface eaux sédiments, peut aussi jouer un rôle. Modérée, elle peut favoriser la dénitrification en aidant à la diffusion des nitrates dans les sédiments (Chatarpaul et Robinson, 1979; Chatarpaul et al., 1980). Forte, comme en période de grande crue, elle peut entraîner la réoxygénation et même l'arrachement des sédiments superficiels, ce qui inhibe la dénitrification (Hill, 1983).

1.1.3 Assimilation biologique de l'azote ammoniacal et des nitrates

L'assimilation biologique de l'azote ammoniacal et des nitrates contribue à la purification des cours d'eau (Keeney, 1973; McColl, 1974; Sebetich et al., 1984). Parmi les facteurs ayant une influence directe sur le processus d'assimilation, Keeney (1973) relève les suivants: le type de communauté biologique en présence, les sources d'énergie disponibles, l'activité photosynthétique et la température.

McColl (1974) a étudié l'absorption de l'azote et du phosphore par les algues et les macrophytes sur deux ruisseaux en Nouvelle-Zélande. Il observe que pour un des cours d'eau où la charge en éléments nutritifs est normalement faible, une charge supplémentaire en azote ammoniacal de 20 mg/l N est rapidement absorbée par le lit de sédiments et d'algues filamenteuses. Lors des expériences tentées, presque tout l'azote ammoniacal ajouté a été absorbé à des températures de 7.0 à 7.5°C contre 82% d'enlèvement à des températures de 4.5 à 5.0°C. Une charge supplémentaire en nitrates de 20 mg/l N a pour sa part été peu absorbée, soit 20% d'enlèvement entre 7.0 et 7.5°C. Sur un autre petit cours d'eau très chargé en éléments nutritifs, McColl (1974) trouve que l'assimilation de charges supplémentaires en azote et phosphore est négligeable compte tenu des concentrations déjà présentes.

Dans une étude de la rivière Duffin Creek en Ontario, Hill (1981) suggère qu'environ 20% des pertes journalières en nitrates observées peuvent être attribuées à l'assimilation par les algues benthiques au niveau des lits de gravier. Van Benschoten et Walker (1984) ont appliqué le modèle

QUAL-II à la rivière Winooski qui draine un bassin de 2 560 km² dans les Montagnes Vertes au Vermont. En une section de cette rivière comportant des rapides, ils supposent qu'environ 25% de l'azote ammoniacal et 15% des nitrates transités sont assimilés par les algues. L'assimilation n'est pas considérée en d'autres sections de la rivière.

Sebetich et al. (1984) ont injecté des solutions de nitrates et de phosphates dans la rivière Little Lost Man Creek, un petit cours d'eau drainant un bassin forestier de 9.4 km² dans le nord-ouest de la Californie. Ils ont observé des taux d'enlèvement des nitrates variant entre 25% et 90% des quantités ajoutées, les taux supérieurs étant associés aux concentrations inférieures en nitrates. Sebetich et al. (1984) attribuent la quasi-totalité des pertes en nitrates au processus d'assimilation par les algues. En outre, les variations journalières de la concentration de base en nitrates dans le cours d'eau étudié seraient reliées à l'activité photosynthétique des algues.

1.1.4 Autres processus

D'autres processus, comme l'ammonification ou la fixation de l'azote gazeux, sont peut étudiés dans le cas des rivières et sont probablement de faible importance. Le processus d'ammonification fait surtout partie de descriptions biologiques ou écologiques du cycle global de l'azote dans les lacs (Johannes, 1969; Canale et al., 1976; Shiao, 1976). Parmi les différents mécanismes d'ammonification, Shiao (1976) rapporte les suivants: la décomposition bactérienne de l'azote organique dissous et des débris biologiques, l'autolyse qui serait responsable de 30 à 50% des éléments

nutritifs relâchés par les organismes vivants, le zooplancton se nourrissant de phytoplancton et de détritus et qui pourrait relâcher l'équivalent de son propre contenu en azote et phosphore dans une période de temps variant entre 20 et 200 heures.

En ce qui concerne la fixation de l'azote gazeux, les algues bleues seraient les organismes fixateurs dominants dans les eaux de surface, laissant un rôle mineur aux bactéries (Kuznetsov, 1968; Keeney, 1973). Les lacs eutrophes riches en phosphore seraient particulièrement propices à l'apparition de populations d'algues bleues. Dans les régions tempérées, l'azote gazeux n'est fixé que pendant la période estivale mais il peut l'être toute l'année dans les régions tropicales. L'estimation des quantités fixées est cependant difficile (Keeney, 1973). L'énergie requise à la fixation de l'azote proviendrait de la photosynthèse ou de l'oxydation du carbone organique (Shiao, 1976). En outre, le processus serait inversement relié à la concentration en azote inorganique (Horne et Carmiggelt, 1975). Sebetich et al. (1984) ont noté l'apparition périodique d'algues bleues de l'espèce *Nostoc* fixatrice d'azote, en certains endroits de la rivière Little Lost Man Creek en Californie.

1.2 MODÉLISATION DU CYCLE DE L'AZOTE EN MILIEU AQUATIQUE

Les réactions de transformation de l'azote dans les eaux de surface sont généralement représentées par des réactions du premier ordre ayant des coefficients variables en fonction de la température. Les équations définies pour les modèles sont intégrées dans des bilans de masse pouvant inclure les mécanismes d'advection et de diffusion (Zison et al., 1978).

Selon le degré de raffinement recherché dans la définition du cycle de l'azote et en fonction des données disponibles, les modèles proposés seront plus ou moins complexes. La plupart des modèles ont été développés pour les lacs et réservoirs (ex.: modèles écologiques). Ils considèrent habituellement les quatre formes azotées précédemment identifiées, à savoir: l'azote organique, l'azote ammoniacal, les nitrites et les nitrates.

1.2.1 Azote organique

Les processus suivants peuvent augmenter la concentration d'azote organique dans les milieux aquatiques: la production d'azote organique résultant de l'activité respiratoire du phytoplancton et du zooplancton, l'excrétion par le zooplancton de la partie non-métabolisée du phytoplancton consommé, la mort du phytoplancton et du zooplancton, les apports de sources externes. À l'opposé, l'ammonification, la sédimentation et différents processus de décomposition peuvent diminuer la concentration en azote organique (Thomann et al., 1974; Canale et al., 1976; Zison et al., 1978). Une formulation typique simplifiée du taux de changement de la concentration en azote organique s'écrit comme suit (Zison et al., 1978):

$$\frac{dN_1}{dt} = -K_1 N_1 + M_p P R_{cp} + M_z Z R_{cz} \quad (1.6)$$

où N_1 : concentration en azote organique dans l'eau (mg/l)

P : concentration du phytoplancton (mg C/l)

Z : concentration du zooplancton (mg C/l)

R_{cp} : rapport azote sur carbone du phytoplancton (mg N/mg C)

- R_{CZ} : rapport azote sur carbone du zooplancton (mg N/mg C)
 M_p : taux spécifique de mortalité du phytoplancton (1/jour)
 M_z : taux spécifique de mortalité du zooplancton (1/jour)
 K_1 : coefficient de diminution de l'azote organique (1/jour)

Dans l'équation (1.6), certains chercheurs considéreront des termes additionnels d'apport en azote organique reliés à l'activité respiratoire du phytoplancton et du zooplancton ou à l'assimilation du phytoplancton par le zooplancton. De même, un seul (équation 1.6) ou plusieurs coefficients de diminution de l'azote organique pourront représenter les processus d'ammonification, de sédimentation ou de décomposition (Thomann et al., 1974; Anderson et al., 1976; Canale et al., 1976; Zison et al., 1978).

1.2.2 Nitrites

Les nitrites sont produits par nitrification et consommés par dénitrification ou par transformation en nitrates. Une équation de la forme suivante est utilisée pour représenter ces réactions, mais avec parfois un seul coefficient de consommation des nitrites (Thomann et al., 1971; Zison et al., 1978; Krenkel et French, 1982):

$$\frac{dN_2}{dt} = K_{42}N_2 - K_{23}N_2 - K_D N_2 \quad (1.7)$$

$o\ddot{u}$ N_2 : concentration en nitrites dans l'eau (mg/l)

K_{42} : coefficient de transformation de l'azote ammoniacal en nitrites (1/jour)

K_{23} : coefficient de transformation des nitrites en nitrates (1/jour)

K_D : coefficient de dénitrification (1/jour)

1.2.3 Nitrates

Les nitrates sont produits par l'oxydation biochimique de l'azote ammoniacal. Dans certains modèles, la nitrification n'est représentée qu'en une seule étape, de l'azote ammoniacal aux nitrates (Thomann et al., 1974; Canale et al., 1976). Les nitrates sont consommés par dénitrification et assimilation (photosynthèse) par les algues. Pour ce qui est de l'assimilation, Thomann et al. (1974) ont introduit dans leur modèle un facteur de préférence de l'azote ammoniacal par rapport aux nitrates. Krenkel et French (1982) définissent le taux de changement de la concentration en nitrates dans l'eau comme suit:

$$\frac{dN_3}{dt} = K_{23}N_2 - K_D N_3 - (1 - f)R_{na} G_a A \quad (1.8)$$

où N_3 : concentration en nitrates dans l'eau (mg/l)

N_2 : concentration en nitrites dans l'eau (mg/l)

K_{23} : coefficient de transformation des nitrites en nitrates (1/jour)

K_D : coefficient de dénitrification (1/jour)

f : proportion d'azote ammoniacal dans la somme de l'azote ammoniacal et des nitrates (sans unité)

R_{na} : proportion d'azote dans les algues (sans unité)

G_a : taux spécifique de croissance des algues (1/jour)

A : concentration en algues (mg/l)

1.2.4 Azote ammoniacal

La dénitrification, l'ammonification, divers processus de décomposition de la matière organique et l'activité respiratoire du plancton comptent parmi les sources d'azote ammoniacal dans l'eau. Par contre, la nitrification et l'assimilation par les algues consomment l'azote ammoniacal. Krenkel et French (1982) proposent l'équation suivante:

$$\begin{aligned} \frac{dN_4}{dt} = & \rho_z R_{nz} Z + \rho_a R_{na} A + \rho_b R_{nb} B + K_S R_{ns} S \\ & + K_X R_{nx} X - K_{42} N_2 + 0.5 K_D (N_4 + N_3) \\ & - f R_{na} G_a A \end{aligned} \quad (1.9)$$

où N_4 : concentration en azote ammoniacal dans l'eau (mg/l)

N_3 : concentration en nitrates (mg/l)

N_2 : concentration en nitrites (mg/l)

Z : concentration du zooplancton (mg/l)

A : concentration des algues (mg/l)

B : concentration de la faune benthique (mg/l)

S : concentration en sédiments organiques (mg/l)

X : concentration en détritus organiques (mg/l)

ρ_z : taux spécifique d'activité respiratoire du zooplancton (1/jour)

ρ_a : taux spécifique d'activité respiratoire des algues (1/jour)

ρ_b : taux spécifique d'activité respiratoire de la faune benthique (1/jour)

- R_{nz} : proportion d'azote dans le zooplancton (sans unité)
 R_{na} : proportion d'azote dans les algues (sans unité)
 R_{nb} : proportion d'azote dans la biomasse benthique (sans unité)
 R_{ns} : proportion d'azote dans les sédiments organiques (sans unité)
 R_{nx} : proportion d'azote dans les détritiques organiques (sans unité)
 K_S : coefficient de décomposition des sédiments organiques (1/jour)
 K_X : coefficient de décomposition des détritiques organiques (1/jour)
 $K_{4.2}$: coefficient de transformation de l'azote ammoniacal en nitrites (1/jour)
 K_D : coefficient de dénitrification (1/jour)
 f : proportion d'azote ammoniacal dans la somme de l'azote ammoniacal et des nitrates (sans unité)
 G_a : taux spécifique de croissance des algues (1/jour)

1.2.5 Valeurs typiques des coefficients utilisés dans la modélisation du cycle de l'azote

En faisant une revue de la littérature scientifique, Zison et al. (1978) ainsi que Krenkel et French (1982) ont relevé une série de valeurs proposées par différents chercheurs pour les coefficients utilisés dans leurs modèles sur l'azote. Le tableau 1.1 en donne un résumé.

Les coefficients de transformation de l'azote ainsi que les taux spécifiques d'activité respiratoire sont fonction de la température. Leurs valeurs sont habituellement rapportées à la température de référence de 20°C. L'équation suivante est fréquemment utilisée pour corriger les

TABLEAU 1.1 Valeurs de coefficients utilisés dans les équations de transformation de l'azote en milieu aquatique (Zison et al., 1978; Krenkel et French, 1982).

SYMBOLE	DESCRIPTION	UNITÉ	VALEUR
K_{42}	coefficient de transformation de l'azote ammoniacal en nitrites	1/jour	0.003 - 0.5
K_{23}	coefficient de transformation des nitrites en nitrates	1/jour	0.009 - 10.0
-	coefficient de transformation de l'azote ammoniacal en nitrates	1/jour	0.04 - 0.2
K_D	coefficient de dénitrification	1/jour	0.0 - 1.0
K_X	coefficient de décomposition des détritrus organiques	1/jour	0.001 - 0.4
-	coefficient de sédimentation des détritrus organique	1/jour	0.001 - 0.10
ρ_Z	taux spécifique d'activité respiratoire du zooplancton	1/jour	0.02 - 0.1 (standard) 0.001 - 0.01 (passif)
ρ_a	taux spécifique d'activité respiratoire des algues	1/jour	0.05 - 0.2 (standard) 0.001 - 0.1 (passif)
ρ_b	taux spécifique d'activité respiratoire de la faune benthique	1/jour	0.001 - 0.01 (standard) 0.0001 - 0.001 (passif)
G_a	taux spécifique de croissance des algues	1/jour	1 - 3
R_{nz}	proportion d'azote dans le zooplancton	-	0.07 - 0.09
R_{na}	proportion d'azote dans les algues	-	0.07 - 0.09
R_{nb}	proportion d'azote dans la biomasse benthique	-	0.07 - 0.09
R_{ns}	proportion d'azote dans les sédiments organiques	-	0.05 - 0.09
R_{nx}	proportion d'azote dans les détritrus organiques	-	0.05 - 0.09
R_{CZ}	rapport azote sur carbone du zooplancton	mg N/mg C	0.05 - 0.20
R_{cp}	rapport azote sur carbone du phytoplancton	mg N/mg C	0.05 - 0.20

coefficients de transformation de l'azote en fonction de la température (Zison et al., 1978):

$$K_T = K_{20} \theta^{(T-20)} \quad (1.10)$$

où K_T : coefficient de transformation de l'azote à la température T (1/jour)

K_{20} : coefficient de transformation de l'azote à 20°C (1/jour)

θ : constante empirique

La valeur de la constante θ est légèrement supérieure à l'unité. Ainsi, Thomann et al. (1971) ont attribué une valeur entre 1.02 et 1.10 pour la constante θ dans le cas du coefficient d'oxydation de l'azote ammoniacal, et une valeur de 1.06 dans le cas du coefficient d'oxydation des nitrates. Jaworski et al. (1971) ont pour leur part trouvé la constante θ égale à 1.19 pour le coefficient de nitrification et 1.12 pour le coefficient d'assimilation des nitrates par les algues.

1.3 MODÈLES D'APPORT EN AZOTE

Outre les modèles relatifs au cycle de l'azote en milieu aquatique, il existe toute une série de modèles d'apport de l'azote dans les eaux de surface. Une bonne partie de ceux-ci ont été développés dans le cadre d'études sur les sources diffuses de polluants dans les bassins agricoles. Les modèles proposés ne sont ni entièrement déterministes ni entièrement statistiques et ils ne peuvent être extrapolés qu'avec prudence. Ceci

s'explique par la complexité des processus de transport et de transformation de l'azote à partir de ses différentes sources jusqu'au cours d'eau, par l'imprécision ou le manque de données pertinentes et par une connaissance insuffisante des phénomènes physiques impliqués.

Exemples de modèles

Johnson et Straub (1971) ont développé un modèle d'apport en azote total pour le bassin de New Prague au Minnesota. Ce petit bassin de 60 km², à 80% cultivé, supporte une population humaine de 1 550 habitants et une population animale de 500 vaches laitières. Le modèle considère les apports en azote associés aux sources suivantes: précipitations sèches en aérosols et poussières, pluie, neige, fumier animal, effluents municipaux, effluents industriels, fosses septiques, apports naturels (azote fixé, excréctions animales, débris végétaux, ...), ruissellement global comportant quatre composantes à savoir: ruissellement urbain, ruissellement rural, ruissellement provenant des drains agricoles, eaux souterraines. En estimant les concentrations ou les charges associées à chaque source, Johnson et Straub (1971) obtiennent:

$$\begin{aligned} C &= (2.6 + 0.095P + 0.019N)S_e && \text{aérosols + pluie + neige} \\ &+ 0.3 (12A_l + 7A_b + 2A_p + 0.1A_v) && \text{animaux} \\ &+ 0.31N_u && \text{effluents municipaux} \\ &+ \Sigma I && \text{effluents industriels} \\ &+ 0.25N_r && \text{fosses septiques} \\ &+ 0.0075S_n && \text{sources naturelles} \end{aligned}$$

$$+ aV^b S_b \quad \text{ruissellement global} \quad (1.11)$$

- où C : charge en azote total à l'exutoire du bassin (livres/mois)
- P : lame mensuelle de pluie (pouces)
- N : lame mensuelle de neige (pouces d'eau)
- S_e : superficie d'eau libre sur le bassin (acres)
- A_l : nombre de vaches laitières sur le bassin
- A_b : nombre d'autres bovins
- A_p : nombre de porcs
- A_v : nombre de volailles
- N_u : population humaine urbaine
- N_r : population humaine rurale
- I : charge provenant d'un effluent industriel (livres/mois)
- S_n : superficie de forêt (acres)
- q : lame mensuelle de ruissellement (pouces)
- S_b : superficie du bassin (acres)
- a, b : coefficients mensuels de régression
- V : lame mensuelle de ruissellement de janvier à avril, lame mensuelle de pluie de mai à décembre (pouces)

Johnson et Straub (1971) concluent que leur modèle donne un aperçu des contributions relatives de chaque source d'azote. Il contient toutefois une part de subjectivité et pourrait être raffiné.

McElroy et al. (1975) ont étudié les sources diffuses de pollution sur plusieurs bassins du centre-nord des États-Unis. Ils ont vérifié les rela-

tions possibles et établi des régressions simples et multiples entre, d'une part, les taux de production des différents paramètres de qualité de l'eau sur chaque bassin et, d'autre part, les paramètres suivants:

- (1) proportion de terres cultivées sur le bassin
- (2) proportion de pâturages
- (3) proportion de terres irriguées
- (4) nombre de bovins par mille carré
- (5) nombre de porcs par mille carré
- (6) quantité de fertilisants azotés (tonnes/mille carré)
- (7) quantité de fertilisants phosphorés (tonnes/mille carré)
- (8) pluie (pouces/an)
- (9) classe de pente du sol
- (10) facteur de type de couvert végétal

Plusieurs relations significatives (95%) ont été établies pour les nitrates en utilisant les variables naturelles ou transformées sous leur forme logarithmique. Par exemple:

$$\begin{aligned} \text{NO}_3 &= -1.3 + 114.7(1) - 322.5(3) + 0.3(4) - 0.4(5) \\ &+ 1.1(6) + 1.0(8) + 578.1(10) \end{aligned} \quad (1.12)$$

où NO_3 : charge en nitrates produite sur le bassin (livres/jour/mille carré)

(n) : paramètre numéro n comme défini au paragraphe précédent

Constable (1975) a proposé un modèle hydrologique semblable dans sa structure au modèle hydrologique CEQUEAU (Morin et al., 1975, 1981). Le bassin étudié est divisé en parcelles selon une grille carrée compatible avec les banques de données disponibles sur l'utilisation des terres. L'écoulement des débits entre les sous-éléments se fait de façon à respecter le réseau hydrographique. Le modèle peut simuler certains paramètres de qualité de l'eau: l'oxygène dissous, la demande biochimique en oxygène, les solides en suspension, les orthophosphates et l'azote total. Pour ce dernier paramètre, Constable (1975) s'inspire de l'Environmental Protection Agency (1971) et du Hydrologic Engineering Center (1974) et adopte les équations suivantes:

$$W_n = P_n (1.0 - e^{-4.6q\Delta t})/\Delta t + 0.045W_s \quad (1.13)$$

$$W_s = (0.057 + 1.4q^{1.1})P_s (1.0 - e^{-4.6q\Delta t})/\Delta t \quad (1.14)$$

$$\Delta P_x = (R_x - W_x)\Delta t \quad (1.15)$$

où W_n : taux de lessivage de l'azote sur un sous-élément du bassin versant (livres/h)

W_s : taux de lessivage des solides en suspension (livres/h)

P_n : quantité d'azote présente sur un sous-élément du bassin versant au début de l'intervalle de temps considéré (livres)

P_s : quantité de solides en suspension lessivables présente au début de l'intervalle de temps considéré (livres)

q : taux de ruissellement superficiel (pouces/h)

Δt : intervalle de temps (h)

ΔP_X : quantité d'un polluant X accumulée ou perdue sur un sous-élément du bassin versant pendant l'intervalle de temps considéré (livres)

R_X : taux d'accumulation du polluant X (livres/h)

W_X : taux de lessivage du polluant X (livres/h)

Constable (1975) distingue les zones urbaines et les zones rurales. Dans ce dernier cas, la fraction d'azote contenue dans les solides en suspension lessivés n'est pas considérée. L'équation (1.13) est donc amputée du terme correspondant ($0.045W_s$). Le modèle n'a pu être validé pour sa partie qualité, faute de données.

Aux États-Unis, pendant les années 1972, 1973 et 1974, Omernik (1977) a étudié plus de 900 bassins ne comportant que des sources diffuses en azote et phosphore. Aucune relation claire n'est apparue entre le type géologique du bassin et les quantités d'azote et de phosphore mesurées en rivière. Omernik (1977) a aussi tenté de relier la concentration moyenne annuelle en rivière de ces éléments à différents types d'utilisation des terres. Les utilisations considérées furent les suivantes: forêt, terres en friche, pâturages, cultures, zones urbaines, marécages, autres. En ce qui concerne l'azote total, il existe des relations intéressantes entre les quantités mesurées en rivière et l'utilisation des terres sur le bassin. Ainsi, les concentrations moyennes en rivière sont presque neuf fois plus élevées dans les bassins agricoles que dans les bassins forestiers. De plus, la proportion d'azote inorganique par rapport à l'azote total passe de 18% en

bassin forestier à 80% en bassin agricole. Les relations suivantes sont proposées pour l'est des États-Unis:

$$\text{Log}_{10}(N) = - 0.292 + 0.00932 (\% \text{ agricole} + \% \text{ urbain}) \quad (1.16)$$

$$\text{Log}_{10}(iN) = - 0.890 + 0.0146 (\% \text{ agricole} + \% \text{ urbain}) \quad (1.17)$$

où N : concentration moyenne annuelle en azote total (mg/l)

iN : concentration moyenne annuelle en azote inorganique (mg/l)

Pour les équations 1.16 et 1.17, les coefficients de corrélation valent 0.85 et 0.83 respectivement. Pour Omernik (1977), ce type de relation s'applique mieux à des bassins principalement agricoles et/ou forestiers avec une faible proportion d'autres types d'utilisation des terres.

Cluis et Durocher (1976) ont défini un modèle permettant d'évaluer sur une base annuelle ou saisonnière les quantités d'azote et phosphore transportées en tout point d'un bassin versant. Les débits sont obtenus à partir du modèle hydrologique CEQUEAU (Morin et al., 1975, 1981). Les sources suivantes en éléments nutritifs sont considérées: la population humaine desservie ou non par un égout; la population animale (bovins, porcs, moutons, poulets, chevaux); les terres en culture, fertilisées ou non; les rejets industriels; la pluie, tombant sur l'eau ou sur le sol; les apports des forêts et marécages. Le modèle distingue les apports réels (ponctuels) qui atteignent journalièrement le réseau de drainage et les apports potentiels (diffus) qui n'atteignent que graduellement le réseau de drainage. Les hypothèses suivantes ont été adoptées:

- a) les différentes sources sont additives;
- b) la densité de drainage permet à une source potentielle d'atteindre un cours d'eau à l'intérieur de son carreau partiel d'origine;
- c) une fois en rivière, la charge est transportée vers l'aval avec possibilité de sédimentation, remise en suspension ou en solution, assimilation ou relâchement biologique;
- d) les apports spécifiques sont à peu près constants durant la période considérée;
- e) le bassin est géologiquement homogène;
- f) les données d'utilisation du territoire sont bien représentées par le dernier recensement.

La contribution d'une unité de drainage, comme définie dans le modèle hydrologique, à l'unité de drainage suivante s'écrit alors:

$$L = C_T(R + C_I P)\Delta t \quad (1.18)$$

où L : charge en azote ou phosphore transportée d'une unité de drainage à l'unité suivante

C_T : coefficient de transport des charges en rivière d'une unité de drainage à l'unité suivante, variable selon la saison

C_I : coefficient d'entraînement des charges potentielles vers la rivière à l'intérieur d'une unité de drainage

R : somme des apports réels sur l'unité de drainage considérée

P : somme des apports potentiels sur l'unité de drainage considérée

Δt : intervalle de temps considéré

Le modèle présenté a été appliqué de façon satisfaisante aux bassins des rivières Yamaska et Saint-François, Québec, entre mars 1974 et mars 1975. Sur une base annuelle comme saisonnière, la valeur du coefficient de transport C_T se rapproche de 1.0. Pour sa part, le coefficient d'entraînement C_I vaut environ 0.14 annuellement mais présente des variations saisonnières (0.02 à 0.33), les valeurs les plus élevées étant obtenues au printemps. Cluis et Durocher (1976) estiment que le modèle permet d'évaluer l'origine des charges en rivière ainsi que les conséquences de modifications dans l'utilisation du territoire.

Morange et Salleron (1982) ont établi un bilan annuel des charges en azote sur le bassin de la rivière Moselle en France (6 847 km²) à partir des données disponibles entre 1965 et 1981. Une première partie du bilan concerne les sols agricoles et s'exprime ainsi:

$$\begin{aligned} \text{Charge potentielle excédentaire} = & \\ & \text{apports dus à l'élevage, aux engrais, à la fixation, aux précipitations} \\ & - \text{pertes dues aux récoltes, à la volatilisation, à la dénitrification} \end{aligned} \quad (1.19)$$

Ces quantités sont déduites des banques de données disponibles sur les activités agricoles ou sont estimées. La proportion du potentiel excédentaire arrivant à la rivière est supposée être égale au rapport du volume annuel de débit à l'exutoire du bassin sur le volume annuel de précipitations sur le bassin. Outre les charges associées aux sols agricoles, les

charges provenant des forêts sont également considérées et sont fonction d'un taux moyen de production en azote par unité de surface. La distinction est faite entre les zones forestières naturelles et les zones de coupe. Enfin, les charges associées à d'autres types d'utilisation des sols sont estimées d'après la charge moyenne due à la pluie. Morange et Salleron (1982) reconnaissent l'imprécision de ce type de bilan mais constatent que le 3/4 des apports diffus en azote sur le bassin étudié sont issus des activités agricoles.

CHAPITRE 2

INTÉGRATION D'UN MODÈLE D'AZOTE TOTAL AU MODÈLE HYDROLOGIQUE CEQUEAU

Le modèle d'azote total proposé comporte une fonction de production au niveau du bassin versant et une fonction de transport en rivière. La fonction de production quantifie les différentes sources d'azote alors que la fonction de transport reproduit le cheminement des charges en rivière. Les sources d'azote suivantes sont considérées: les précipitations, les dépôts atmosphériques secs (poussières, débris végétaux, ...), les rejets municipaux et industriels, les fumiers animaux et les engrais chimiques. Les charges produites par ces sources s'ajoutent aux charges inhérentes aux trois formes d'écoulement (ruissellement, écoulement hypodermique, écoulement souterrain). La fonction de production distingue les sources diffuses et les sources ponctuelles. Les charges diffuses qui s'accumulent à la surface du sol ne sont entraînées en rivière que s'il y a du ruissellement superficiel. Elles subissent en outre une dégradation qui est fonction de la température de l'air. Pour leur part, les sources ponctuelles arrivent directement en rivière. La fonction de transport effectue un bilan des charges transitées de l'amont vers l'aval du bassin d'une manière similaire aux débits. Les charges en rivière subissent elles aussi une dégradation, qui est fonction de la température de l'eau.

2.1 STRUCTURE DE SUPPORT

Le modèle hydrologique CEQUEAU (Morin et al., 1981) sert de structure de support pour le modèle d'azote total. Pour l'application du modèle hydrologique, le bassin versant étudié est divisé en parcelles carrées appelées carreaux entiers. Chaque carreau entier est lui-même divisé au besoin en carreaux partiels selon la ligne de partage des eaux des sous-bassins. Sur chaque carreau entier sont reconstitués les trois formes prin-

cipales d'écoulement contribuant au débit des rivières, à savoir: les eaux de ruissellement, les eaux de ruissellement retardé ou hypodermiques, et les eaux provenant de la nappe phréatique. En outre, les eaux de débordement des lacs et marais sont considérées de façon distincte. La lame totale produite sur chaque carreau entier est répartie sur ses carreaux partiels au prorata des superficies. L'eau disponible au transfert est transitée d'un carreau partiel à l'autre de façon à reproduire les débits en rivière et en respectant le réseau hydrographique du bassin versant.

Chaque carreau partiel supporte théoriquement un tronçon de rivière. Ce tronçon est caractérisé par une longueur et une largeur qui sont fixées, ainsi que par une profondeur et une vitesse d'écoulement variables en fonction du débit. Le modèle d'azote se fonde sur l'hypothèse implicite qu'à l'exutoire de chaque carreau partiel, toutes les charges produites en amont ont subi un mélange complet. Ce mélange se produit à l'intérieur de la limite spatiale du carreau partiel pendant le pas de temps journalier. Le modèle est unidimensionnel et calcule la concentration moyenne sur une section donnée.

Les sources diffuses et ponctuelles sont traitées séparément. Les sources diffuses sont supposées être uniformes à l'intérieur de chaque carreau entier. Comme pour le modèle hydrologique, la charge diffuse produite sur un carreau entier est distribuée sur ses carreaux partiels au prorata des superficies. Cette procédure peut être imprécise à un carreau partiel donné mais devient satisfaisante pour plusieurs carreaux partiels. Dépendant de leur nature, les charges d'origine diffuse peuvent subir une transformation avant d'arriver en rivière. Les charges provenant de sources

ponctuelles sont pour leur part identifiées au carreau partiel où elles se produisent et sont ajoutées directement à la charge transitée sur le tronçon.

2.2 DESCRIPTION DU MODÈLE D'AZOTE TOTAL

2.2.1 Bilan en rivière

Le modèle proposé considère l'azote total en rivière, à savoir l'azote sous forme de nitrites, de nitrates, d'azote ammoniacal ou d'azote organique. Comme expliqué au chapitre 1, l'azote n'est pas un élément stable et conservatif dans l'eau. Ainsi, la dénitrification entraîne un flux d'azote de l'eau vers l'atmosphère. De même, l'assimilation de l'azote par la biomasse et son relâchement éventuel modifient les concentrations mesurables. D'autres phénomènes peuvent également affecter le bilan d'azote en rivière (sédimentation, fixation de l'azote atmosphérique par le phytoplancton, etc.). La forme azotée disponible a une influence sur les réactions susceptibles de se produire. La dénitrification par exemple implique les formes oxydées d'azote (nitrites, nitrates). Il semble aussi que l'assimilation de l'azote par la flore aquatique procède généralement plus rapidement dans le cas de l'azote ammoniacal que des nitrates. Une représentation précise du cycle de l'azote peut donc être très complexe en rivière; encore plus à l'échelle d'un bassin versant lorsqu'il faut identifier les sources.

Le modèle d'azote total présenté ici comporte un sous-modèle d'apport dans lequel les charges provenant des différentes sources sont estimées, et

un sous-modèle de transport en rivière. Compte tenu de l'imprécision des données sur les sources, un sous-modèle simple pour le bilan d'azote en rivière est suffisant. Les processus de transformation d'une forme azotée à une autre ne sont donc pas représentés. Le modèle prévoit une dégradation de l'azote total en rivière selon une cinétique du premier ordre:

$$\frac{dN}{dt} = - K_D N \quad (2.1)$$

où N : concentration en azote total dans l'eau (mg/l)

K_D : coefficient de dégradation de l'azote total (1/unité de temps)

t : temps

Le coefficient de dégradation (K_D) représente globalement les puits d'azote total en rivière. Il ressort de la revue de littérature (chapitre 1) que la dénitrification est un puits important d'azote dans les cours d'eau (Brezonik, 1977; Chatarpaul et Robinson, 1979; Hill, 1983). On peut donc supposer que c'est d'abord ce processus qui est représenté par l'équation 2.1 et dans une moindre mesure les autres puits d'azote total (assimilation biologique, sédimentation, etc.).

Un terme d'apport n'a pas été inclus dans la dernière équation. Les sources d'azote total au niveau des tronçons de rivière (fixation de l'azote atmosphérique par les algues, ammonification, ...) sont jugés relativement faibles par rapport aux autres sources sur le bassin. En particulier, la fixation de l'azote atmosphérique dans l'eau sous nos latitudes est limitée

à une courte période en été et aux quelques endroits propices à la croissance d'algues fixatrices (Keeney, 1973).

Le coefficient de dégradation de l'azote total en rivière (K_D , équation 2.1) est corrigé en fonction de la température selon l'équation habituellement citée dans la littérature (Zison et al., 1978). Pour un pas de temps journalier, nous avons:

$$K_D = K_{20} \theta^{(T-20)} \quad (2.2)$$

où K_D : coefficient de dégradation de l'azote total à la température T (1/jour)

K_{20} : coefficient de dégradation à 20°C (1/jour)

θ : constante empirique légèrement supérieure à l'unité

T : température (°C)

Dans la dernière équation, le coefficient de dégradation à 20°C (K_{20}) et la constante empirique (θ) sont des paramètres du modèle d'azote. La température de l'eau est donnée approximativement par la température moyenne journalière de l'air avec une limite inférieure fixée à 0°C. En y incluant la dégradation, le bilan journalier d'azote total au niveau de chaque carreau partiel s'exprime ainsi:

$$N = \frac{CN_{init} + CN_{am} + CN_{loc} R_{cp} + CN_{pon}}{V_{dil}} * e^{-K_D} \quad (2.3)$$

- où N : concentration en azote total à l'exutoire du carreau partiel à la fin du jour simulé (mg/l)
- CN_{init} : charge initiale en azote total sur le tronçon de rivière au début du jour simulé (kg)
- CN_{am} : charge journalière provenant de l'amont (kg)
- CN_{loc} : charge journalière locale associée aux différentes formes d'écoulement sur le carreau entier (kg)
- R_{cp} : rapport de la surface du carreau partiel sur la surface de son carreau entier d'origine
- CN_{pon} : charge journalière ponctuelle sur le carreau partiel (kg)
- V_{dil} : volume de dilution correspondant à la somme des volumes d'eau advectifs sur le carreau partiel plus le volume d'eau déjà présent (milliers de m^3)
- K_D : coefficient de dégradation de l'azote total comme défini par l'équation 2.2 (1/jour)

2.2.2 Production

Par production, on entend l'estimation des charges provenant des sources d'azote sur le bassin versant. La charge associée aux différentes formes d'écoulement sur chaque carreau entier se définit comme suit:

$$CN_{loc} = V_R N_R + V_H N_H + V_S N_S + V_L N_{ppt} \quad (2.4)$$

où CN_{loc} : charge journalière des différentes formes d'écoulement sur le carreau entier (kg)

- V_R : volume journalier d'eau de ruissellement sur le carreau entier (milliers de m^3)
- V_H : volume journalier de l'écoulement hypodermique sur le carreau entier (milliers de m^3)
- V_S : volume journalier de l'écoulement souterrain sur le carreau entier (milliers de m^3)
- V_L : volume journalier d'eau de débordement des lacs et marais sur le carreau entier (milliers de m^3)
- N_R : concentration en azote des eaux de ruissellement (mg/l)
- N_H : concentration en azote de l'écoulement hypodermique (mg/l)
- N_S : concentration en azote de l'écoulement souterrain (mg/l)
- N_{ppt} : concentration moyenne mensuelle en azote des précipitations (mg/l)

Les volumes sont calculés par le modèle hydrologique. La concentration des eaux de débordement des lacs et marais a été supposée égale à celle des précipitations. Pour des bassins versants particuliers où cette hypothèse ne serait plus satisfaisante, cette concentration sera estimée en fonction des phénomènes à modéliser. Dans l'équation 2.4, la concentration de l'écoulement souterrain est un paramètre du modèle d'azote. La concentration de l'écoulement hypodermique est calculée comme étant la moyenne de celle de l'écoulement souterrain et de celle du ruissellement superficiel:

$$N_H = \frac{N_R + N_S}{2} \quad (2.5)$$

où N_H : concentration en azote de l'écoulement hypodermique (mg/l)

N_R : concentration en azote des eaux de ruissellement (mg/l)

N_S : concentration en azote de l'écoulement souterrain (mg/l)

Les eaux de ruissellement, sans distinguer leur origine, sont supposées avoir au moins la concentration des eaux de précipitation. Les eaux provenant de la fonte de neige pourront être considérées de façon distincte lorsque les données disponibles permettront de préciser l'évolution de l'azote total dans le couvert de neige. S'il existe une charge d'azote au sol entraînable par ruissellement, la concentration du ruissellement est augmentée du rapport de la charge entraînée sur le volume de ruissellement:

$$N_R = N_{ppt} + C_{ent}/V_R \quad (2.6)$$

où N_R : concentration en azote des eaux de ruissellement (mg/l)

N_{ppt} : concentration moyenne mensuelle en azote des précipitations (mg/l)

C_{ent} : charge d'azote à la surface du sol entraînée par ruissellement vers la rivière (kg)

V_R : volume journalier d'eau de ruissellement sur le carreau partiel considéré (milliers de m³)

La concentration en azote total des précipitations (N_{ppt}) est la valeur moyenne mesurée ou estimée pour le mois courant. C'est une donnée d'entrée du modèle d'azote total. Le terme correspondant à la charge entraînée (C_{ent}/V_R) n'est considéré que s'il y a effectivement du ruissellement. La

charge d'azote entraînée par ruissellement est évaluée à chaque carreau entier en fonction de la charge accumulée et de la lame de ruissellement:

$$CN_{ent} = (1 - e^{-R/P63}) CN_{sol} \quad (2.7)$$

où CN_{ent} : charge d'azote à la surface du sol entraînée par ruissellement vers la rivière (kg)

CN_{sol} : charge d'azote accumulée à la surface du sol (kg)

R : lame de ruissellement journalière (mm)

P63 : lame de ruissellement entraînant 63% de la charge accumulée (mm)

Dans l'équation 2.7, la lame de ruissellement entraînant 63% de la charge accumulée (P63) est un paramètre du modèle d'azote total. Son effet est illustré à la figure 2.1. À chaque carreau entier, la charge d'azote accumulée à la surface du sol (CN_{sol}) est augmentée quotidiennement des apports des sources diffuses considérées. Celles-ci comprennent les précipitations atmosphériques sèches, les engrais commerciaux et le fumier animal divisé en deux classes selon qu'il est semi-liquide (porcs) ou solide (autres animaux d'élevage). La charge accumulée au sol est décomposée partiellement en fonction de la température de l'air. Nous avons:

$$CN_{sol} = [CN'_{sol} + T_{sec}A + D_{por}P_{por}(1-F_{pon}) + D_{nop}P_{nop} + D_{eng}P_{eng}] * e^{-K_R} \quad (2.8)$$

où CN_{sol} : charge d'azote accumulée à la surface du sol avant entraînement par le ruissellement (kg)

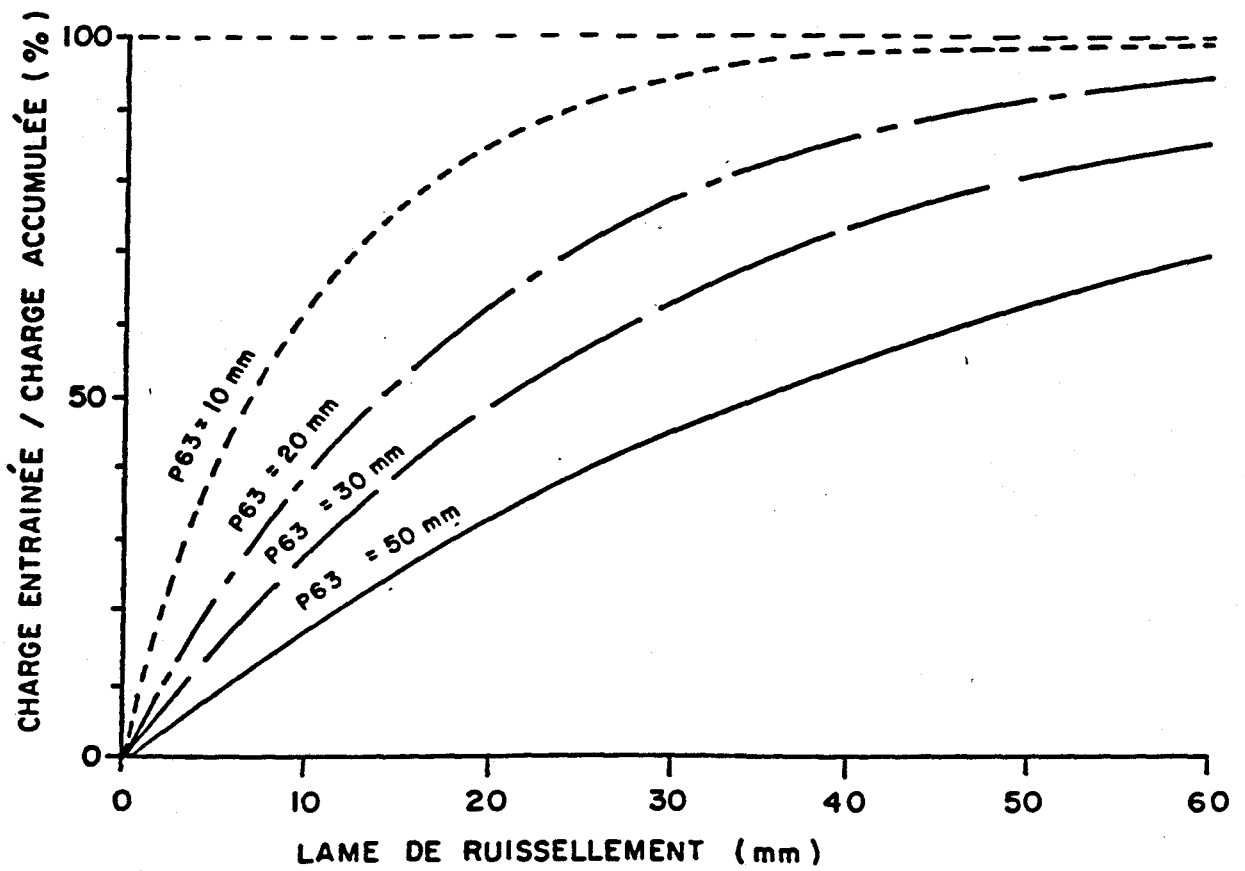


FIGURE 2.1 Effet du paramètre (P63) d'entraînement de la charge accumulée

- CN'_{sol} : charge d'azote à la surface du sol à la fin du jour précédent (kg)
- T_{sec} : taux moyen journalier de dépôts atmosphériques secs d'azote (kg N/km²)
- A : surface du carreau entier (km²)
- D_{por} : coefficient mensuel de production d'azote par les porcs
- P_{por} : production moyenne journalière d'azote par les porcs sur le carreau entier (kg)
- F_{pon} : fraction ponctuelle de la production porcine d'azote
- D_{nop} : coefficient mensuel de production d'azote par les autres animaux d'élevage
- P_{nop} : production moyenne journalière d'azote par les autres animaux d'élevage sur le carreau entier (kg)
- D_{eng} : coefficient mensuel d'application d'azote par les engrais chimiques
- P_{eng} : quantité moyenne journalière d'azote épandue au sol par les engrais chimiques sur le carreau entier (kg)
- K_R : coefficient de dégradation du stock d'azote accumulé à la surface du sol (1/jour)

Le taux moyen journalier de dépôts atmosphériques secs d'azote (T_{sec}) est une donnée d'entrée du modèle d'azote total. Étant donné la rareté d'une telle mesure, cette valeur sera habituellement estimée. Les termes de production (P_{por} , P_{nop} , P_{eng}) sont également des données d'entrée qui sont évaluées au besoin à partir des recensements agricoles. Les coefficients mensuels de production (D_{por} , D_{nop} , D_{eng}) sont déterminés par l'utilisateur

en fonction des pratiques agricoles usuelles sur le bassin versant. Dans le cas des porcs, les fumiers étant semi-liquides, l'utilisateur peut aussi définir la fraction ponctuelle de la production porcine d'azote; c'est-à-dire celle qui arrive directement en rivière. Cette fraction est établie par un paramètre (F_{pon}).

Le stock d'azote à la surface du sol subit une dégradation journalière qui dépend du paramètre de dégradation (K_R). Ce paramètre est corrigé en fonction de la température à l'aide de l'équation 2.2. Toutefois, c'est la température de l'air sans limite inférieure à 0°C qui est utilisée dans ce calcul. Dans la version actuelle du modèle, la constante empirique de correction (θ , équation 2.2) est la même que pour la dégradation en rivière. Si besoin est et si des données sont éventuellement disponibles, une constante distincte pour les stocks d'azote en surface sera définie. Le coefficient de dégradation des stocks en surface (K_R) peut être associé à plusieurs phénomènes dont la dénitrification.

La charge entraînable d'azote au sol (CN_{sol}) est celle calculée à l'aide de l'équation 2.8. La charge restante à la fin d'un pas de temps (CN'_{sol} le jour suivant) est obtenue en soustrayant la charge entraînée (CN_{ent} , équation 2.7) de la charge entraînable:

$$CN'_{sol} = CN_{sol} - CN_{ent} \quad (2.9)$$

où CN'_{sol} : charge restante en azote total au sol à la fin du jour (kg)

CN_{sol} : charge entraînable d'azote au sol pendant le jour considéré (kg)

CN_{ent} : charge entraînée par ruissellement pendant le jour considéré (kg)

Les charges ponctuelles arrivent directement en rivière et s'additionnent à la charge transitée sur chaque carreau partiel. Pour l'azote, les charges ponctuelles considérées sont celles provenant des rejets municipaux, des rejets industriels et de la production porcine ponctuelle d'azote:

$$CN_{pon} = CN_{mun} + CN_{ind} + P_{por} F_{pon} R_{cp} \quad (2.10)$$

où CN_{pon} : charge ponctuelle journalière d'azote total sur un carreau partiel donné (kg)

CN_{mun} : charge moyenne journalière d'azote provenant des rejets municipaux sur le carreau partiel (kg)

CN_{ind} : charge moyenne journalière d'azote provenant des rejets industriels sur le carreau partiel (kg)

P_{por} : production moyenne journalière d'azote par les porcs sur le carreau partiel (kg)

F_{pon} : fraction ponctuelle de la production porcine d'azote

R_{cp} : rapport de la surface du carreau partiel sur la surface de son carreau entier d'origine

La charge municipale (CN_{mun}) est estimée à partir des recensements sur les populations humaines, la charge industrielle à l'aide des répertoires industriels et la charge porcine grâce aux recensements agricoles. La fraction ponctuelle de la production porcine (F_{pon}) est le même paramètre qui a été défini à l'équation 2.8.

2.2.3 Transport

La fonction de transport reproduit le transfert des charges d'azote de l'amont vers l'aval du bassin versant. Sauf pour la dégradation expliquée à la section 2.2.1, ce transfert s'effectue d'une manière similaire aux débits. Au début d'un pas de temps, chaque carreau partiel possède une charge initiale en azote définie comme suit:

$$CN_{init} = N' V'_{cp} \quad (2.11)$$

où CN_{init} : charge initiale en azote total sur un carreau partiel au début du jour simulé (kg)

N' : concentration en azote total sur le carreau partiel à la fin du jour précédent (mg/l)

V'_{cp} : volume d'eau du tronçon de rivière à la fin du jour précédent (milliers de m^3)

Le volume d'eau du tronçon de rivière à la fin du jour précédent (V'_{cp}) est la somme du volume minimal du tronçon plus un volume accumulé qui varie en fonction du débit:

$$V'_{cp} = L W P + V'_{var} \quad (2.12)$$

où V'_{cp} : volume d'eau du tronçon de rivière à la fin du jour précédent (m^3)

L : longueur du tronçon de rivière sur le carreau partiel (m)

W : largeur du tronçon de rivière (m)

P : profondeur minimale du tronçon de rivière (m)

V'_{var} : volume d'eau accumulé à la fin du jour précédent sur le carreau partiel et qui varie en fonction du débit (m^3)

La longueur de chaque tronçon (L) est une donnée d'entrée du modèle couplé quantité-qualité. La largeur (W) et la profondeur minimale (P) sont évaluées par le modèle en fonction de la superficie du bassin versant en amont. L'utilisateur peut corriger au besoin les valeurs estimées. Le volume d'eau accumulée (V'_{var}), fonction du débit, est fourni par le modèle hydrologique.

Comme montré à l'équation 2.3, les quantités suivantes s'ajoutent journalièrement à la charge initiale d'un carreau partiel: la charge produite localement (CN_{loc} , équation 2.4), la charge ponctuelle (CN_{pon} , équation 2.10) et la charge provenant des carreaux partiels en amont:

$$CN_{am} = \sum_{i=1}^n N_i V_i \quad (2.13)$$

où CN_{am} : charge d'azote provenant des carreaux partiels immédiatement en amont (kg)

N_i : concentration en azote total sur le carreau partiel "i" comme calculée pour le jour courant (mg/l)

V_i : volume d'eau provenant du carreau partiel "i" en amont (milliers de m^3)

n : nombre de carreaux partiels immédiatement en amont

Les volumes d'eau transférée d'un carreau partiel à l'autre (V_i) sont ceux calculés par le modèle hydrologique. Le calcul des transferts de charges s'effectue de l'amont vers l'aval du bassin versant.

Sur chaque carreau partiel, la concentration journalière en azote est finalement obtenue en divisant la charge totale d'azote par le volume de dilution correspondant, tout en considérant la dégradation en rivière (équation 2.3). Le volume de dilution (V_{dil}) est fourni par le modèle hydrologique:

$$V_{dil} = V'_{cp} + V_{am} + V_{loc} \quad (2.14)$$

où V_{dil} : volume de dilution sur chaque carreau partiel (m^3)

V'_{cp} : volume d'eau du tronçon de rivière à la fin du jour précédent comme défini à l'équation 2.12 (m^3)

V_{am} : volume d'eau provenant des carreaux partiels immédiatement en amont pendant le jour considéré (m^3)

V_{loc} : volume d'eau produit localement sur le carreau partiel par les différentes formes d'écoulement pendant le jour considéré (m^3)

CHAPITRE 3

AJUSTEMENT DU MODÈLE ET RÉSULTATS

Les banques de données physiographiques et météorologiques préparées dans le cadre de la présente étude sur le bassin de la rivière Sainte-Anne de La Pérade sont décrites dans le rapport sur la modélisation de la température de l'eau à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU (Morin et al., 1983).

3.1 AJUSTEMENT DU MODÈLE

L'ajustement du modèle d'azote total nécessite premièrement la calibration du modèle hydrologique CEQUEAU (Morin et al., 1981) de façon à reproduire le mieux possible les débits observés. Par la suite, les paramètres relatifs à la production et à la dégradation de l'azote sont ajustés.

Dans les simulations présentées, nous avons utilisé les concentrations en azote total mesurées à La Pérade en 1978, 1979 et 1980 par le ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ, non daté).

3.2 PARAMÈTRES

Le modèle d'azote total comporte six paramètres qui ont été décrits brièvement au chapitre 2. C'est à l'aide de ces paramètres qu'il est possible d'ajuster les concentrations calculées en fonction des concentrations mesurées.

3.2.1 Constante de correction de la dégradation en fonction de la température (pas d'unité)

Cette constante (θ) intervient dans l'équation de correction de la dégradation de l'azote en fonction de la température (équation 2.2). Dans la version actuelle du modèle, elle est utilisée dans le calcul de la dégradation de l'azote en rivière et de la dégradation de l'azote à la surface du sol. Compte tenu de l'absence de données sur les stocks d'azote accumulés à la surface du sol, la constante de correction ne peut être ajustée que d'après les concentrations d'azote mesurées en rivière. Sa valeur est légèrement supérieure à 1.0 (voir section 1.25). Plus elle est élevée, plus la dégradation hivernale est faible par rapport à la dégradation estivale. Dans nos essais sur la rivière Sainte-Anne, ce paramètre a été fixé à des valeurs variant de 1.05 à 1.15.

3.2.2 Coefficient de dégradation à 20°C de l'azote en rivière (1/jour)

Comme expliqué au chapitre 2, la dégradation de l'azote total en rivière est modélisée par une cinétique du 1er ordre. Le coefficient de dégradation correspondant (K_D , équations 2.1 et 2.3) représente plusieurs phénomènes dont la dénitrification. L'évaluation de ce coefficient devrait être facilitée par la disponibilité de mesures de concentrations d'azote en plusieurs points du bassin versant étudié. Dans la littérature, les valeurs proposées pour le coefficient de dénitrification varient dans une gamme assez large allant de 0.0 à 1.0 par jour. Dans nos simulations, les valeurs du coefficient de dégradation de l'azote en rivière ont varié entre 0.05 et 0.25 par jour.

3.2.3 Coefficient de dégradation à 20°C de l'azote accumulée à la surface du sol (1/jour)

Ce coefficient (K_R) est associé à la dégradation de la charge d'azote accumulée à la surface du sol (équation 2.8). Il intègre plusieurs phénomènes. Dans le cas de l'épandage du fumier par exemple, il appert que l'azote ammoniacal disparaît par volatilisation en quelques jours tout au plus, dès que la température de l'air dépasse 0°C (MAPAQ, 1982). La température mais aussi la vitesse du vent, le degré d'humidité de l'air et le taux d'épandage ont une influence sur ce phénomène. Les chiffres fournis laissent supposer que le coefficient de dégradation de l'azote au sol est plus fort que celui en rivière. Nous avons fait varier ce paramètre de 0.5 à 3.0.

3.2.4 Lame de ruissellement entraînant 63% de la charge d'azote accumulée au sol (mm)

L'azote qui s'accumule à la surface du sol peut être entraîné vers la rivière par ruissellement. Dans le modèle, cet entraînement dépend d'une fonction exponentielle empirique. La lame entraînant 63% de la charge accumulée (P63, équation 2.7) détermine la forme de la fonction exponentielle (voir figure 2.1). L'ajustement de ce paramètre devrait être facilité par la disponibilité de nombreuses mesures de concentrations d'azote en rivière, en particulier lors de crues subites. Dans nos essais, ce paramètre a été fixé à des valeurs variant de 1 à 100 mm.

3.2.5 Concentration de l'écoulement souterrain (mg/l)

La concentration moyenne annuelle en azote total de l'écoulement souterrain est un paramètre du modèle. Son influence est plus importante lors de l'étiage hivernal alors que l'écoulement souterrain contribue de façon importante au débit des cours d'eau et que la dégradation est relativement faible. À titre d'indication, une trentaine d'analyses d'eaux souterraines effectuées de 1975 à 1979 sur la rive nord du Saint-Laurent entre Montréal et Québec ont montré des concentrations en azote total allant de 0.06 à 8.5 mg/l. Les moyennes géométriques pour deux régions géologiques recoupant le bassin de la rivière Sainte-Anne valaient 0.5 et 1.3 mg/l respectivement. Les analyses ont mis en évidence l'influence des apports agricoles et des rejets domestiques sur les concentrations mesurées (Simard et DesRosiers, 1979). Dans nos simulations, la concentration de l'écoulement souterrain a été fixée entre 0.4 et 0.8 mg/l.

3.2.6 Fraction ponctuelle de la production porcine d'azote (pas d'unité)

Le fumier produit par les porcs est presque liquide puisqu'aucune litière n'y est ajoutée. Il est habituellement emmagasiné dans des fosses. Sur des bassins où il y a de nombreuses porcheries, ces fosses peuvent être considérées en partie comme des sources ponctuelles d'azote. La fraction ponctuelle de la production porcine d'azote (F_{pon} , équation 2.8) est un estimé de la proportion d'azote produit par les porcs arrivant directement en rivière. Sur le bassin de la rivière Sainte-Anne, la charge porcine d'azote est relativement faible et ce paramètre n'a qu'une faible importance. Sa valeur a été fixée à 0.10.

3.3 DONNÉES REQUISES AU FONCTIONNEMENT DU MODÈLE

3.3.1 Concentration initiale en azote total en rivière (mg/l)

Afin d'initialiser les stocks d'azote en rivière, l'utilisateur doit préciser la concentration moyenne approximative d'azote total en rivière pour l'ensemble du bassin versant au premier jour simulé.

3.3.2 Taux moyen journalier de déposition atmosphérique sèche (kg N/km²)

Les dépôts atmosphériques secs sous forme d'aérosols, de poussières ou de débris végétaux constituent une source d'azote qui s'ajoutent à la charge accumulée à la surface du sol. Le taux moyen journalier de déposition atmosphérique sèche est une donnée d'entrée du modèle d'azote total (T_{sec} , équation 2.8). Il n'y a pas de mesures disponibles pour le bassin de la rivière Sainte-Anne. Toutefois, deux études effectuées dans le nord-est des États-Unis indiquent que la déposition sèche d'azote total représente environ 10% en moyenne des apports par précipitation liquide (Moore et Nuckols, 1984; Swank, 1984). À défaut d'autres données, ce même ratio sera utilisé pour le bassin de la Sainte-Anne. Le taux moyen annuel d'apport en azote par précipitation liquide est de 8 kg N/ha à la station d'échantillonnage de Forêt Montmorency pour les années 1981, 1982 et 1983 (MENVIQ, 1984a). Si le taux de déposition sèche représente 10% de cette valeur, cela équivaut à 0.2 kg N/km²/jour.

3.3.3 Concentrations moyennes mensuelles des précipitations (mg/l N)

Les précipitations constituent une source importante d'azote en rivière en particulier pour des bassins peu exploités (Moore et Nuckols, 1984). Pour quantifier cette source, l'utilisateur doit préciser la concentration moyenne mensuelle en azote total des précipitations pour chacun des mois de la période simulée (N_{ppt} , équation 2.6). Depuis 1981, le ministère de l'Environnement du Québec a mis en place un réseau d'échantillonnage des précipitations. Les données disponibles peuvent être utilisées dans le modèle d'azote total.

Deux stations d'échantillonnage sont situées à proximité du bassin de la rivière Sainte-Anne, à savoir celle de Sainte-Catherine et celle de Forêt Montmorency (MENVIQ, 1984a). Nous nous sommes servis des données de la station de Forêt Montmorency, réputée plus fiable que l'autre (MENVIQ, 1984b). Toutefois, comme les données ne couvrent pas la période de nos simulations (1978-1980), nous avons utilisé les concentrations moyennes inter-annuelles des précipitations établies pour les années 1981, 1982 et 1983. Cette procédure est évidemment peu précise et constitue une source d'erreur dans nos simulations.

Les concentrations en azote total des précipitations mesurées à la station de Forêt Montmorency apparaissent au tableau 3.1. Ces concentrations ont été reconstituées à partir des concentrations en NO_x et NH_4 . Pour les années 1981, 1982 et 1983, il n'y a pas de cycle inter-annuel apparent.

3.3.4 Charges ponctuelles et diffuses (kg N)

Les charges ponctuelles doivent être identifiées au carreau partiel où elles se produisent et les charges diffuses à leur carreau entier d'origine. À cette fin, les charges estimées à partir des données de recensements municipaux ou d'autres inventaires sont réparties sur les carreaux appropriés à l'aide de matrices de ventilation. Les matrices de ventilation utilisées pour le bassin de la rivière Sainte-Anne sont présentées à l'annexe A (voir tableaux A-1, A-2 et A-3).

Les charges ponctuelles considérées comprennent la charge produite par la population humaine desservie par un égout (CN_{mun} , équation 2.10) et la charge associée aux rejets industriels (CN_{ind} , équation 2.10). Pour sa part, la production porcine ponctuelle est une proportion de la production porcine totale (P_{por} , équation 2.10). Les charges diffuses incluent la production d'azote par les porcs (P_{por} , équation 2.8), la production des autres animaux (P_{nop} , équation 2.8) et les engrais chimiques (P_{eng} , équation 2.8). Pour le bassin de la rivière Sainte-Anne, les données sur les charges ponctuelles et diffuses sont présentées aux tableaux 3.2 à 3.5.

3.3.5 Coefficients mensuels de production des charges diffuses

Le taux d'accumulation au sol des charges diffuses d'azote provenant des animaux et des engrais chimiques varie considérablement durant l'année. Ainsi, il y a de fortes applications de fumiers et d'engrais chimiques sur

TABLEAU 3.1 Concentrations (mg/l N) en azote mesurées dans les précipitations à la station de Forêt Montmorency pour les années 1981, 1982 et 1983 (MENVIQ, 1984a).

	NO _x *			NH ₄			TOTAL			
	81	82	83	81	82	83	81	82	83	moyenne
janvier	-	0.26	0.26	-	0.03	0.08	-	0.29	0.34	0.32
février	-	0.29	0.28	-	0.04	0.08	-	0.33	0.36	0.35
mars	-	0.52	0.08	-	0.18	0.02	-	0.70	0.10	0.40
avril	-	0.46	0.15	-	0.26	0.09	-	0.72	0.24	0.48
mai	-	0.38	0.31	-	0.36	0.22	-	0.74	0.53	0.64
juin	-	0.28	0.29	-	0.24	0.46	-	0.52	0.75	0.64
juillet	-	0.21	0.24	-	0.20	0.28	-	0.41	0.52	0.47
août	-	0.24	0.42	-	0.21	0.52	-	0.45	0.94	0.70
septembre	0.24	0.23	0.23	0.22	0.37	0.30	0.46	0.60	0.53	0.53
octobre	0.33	0.38	0.28	0.11	0.34	0.20	0.44	0.72	0.48	0.55
novembre	0.29	0.65	0.18	0.05	0.26	0.08	0.34	0.91	0.26	0.50
décembre	0.27	0.39	0.20	0.06	0.14	0.02	0.33	0.53	0.22	0.36

* NO₃+NO₂

les terres agricoles au printemps et en automne alors qu'elles sont nulles en hiver. Afin de mieux définir les charges d'azote provenant des porcs, des autres animaux et des engrais chimiques, les productions moyennes journalières de ces sources sont multipliées par des coefficients mensuels de production (D_{por} , D_{nop} , D_{eng} , équation 2.8). Ces coefficients sont établis en fonction des pratiques agricoles qui prévalent sur le bassin étudié. La somme des 12 coefficients mensuels de production doit être égale ou inférieure à 12.0. Une somme inférieure à 12.0 indique une dégradation partielle de la charge produite avant son épandage à la surface du sol. Les fumiers animaux entreposés sont sujets à une telle dégradation. Pour le bassin de la rivière Sainte-Anne, compte tenu des informations disponibles (MAPAQ, 1977, 1980a, 1980b, 1982, 1983, 1984), les coefficients de production choisis sont montrés au tableau 3.6.

3.4 CALIBRATION ET RÉSULTATS

Le modèle a été calibré en utilisant les concentrations en azote total mesurées à La Pérade de 1978 à 1980 (MENVIQ, non daté). L'estimation des paramètres a été faite par essais et erreurs, c'est-à-dire qu'après une première simulation, les valeurs des paramètres sont modifiées pour la simulation suivante et les résultats sont comparés. Ce processus se répète jusqu'à l'obtention de résultats satisfaisants, à savoir des valeurs calculées comparables aux valeurs mesurées. Afin de contourner le problème d'initialisation des stocks d'azote accumulés au sol (et des stocks de neige dans le modèle hydrologique), il est préférable de débiter la simulation 1 an avant le début des valeurs mesurées.

TABLEAU 3.2 Production ponctuelle journalière en azote total de la population humaine sur le bassin de la rivière Sainte-Anne répartie par carreau partiel (CP) (Statistique Canada, 1982a; OPDQ, 1979; MAS, 1978, 1981).

RÉFÉRENCES		LIEU	POPULATION DESSERVIE PAR UN ÉGOUT	PRODUCTION* (kg N/jour)
CP	IJ			
1	12 11 A	La Pérade - village	1 039	
		Ste-Anne-de-la-Pérade - paroisse	1 218	
		TOTAL	2 257	
2	11 11 A	St-Prosper-de-Champlain - paroisse	454	6
3	12 12 A	St-Casimir - village	1 042	
		St-Casimir - paroisse	-	
		St-Casimir-est - village	362	
		St-Thuribe - paroisse	226	
TOTAL	1 630	23		
6	13 12 A	St-Alban - village	673	
		St-Alban - paroisse	-	
		TOTAL	673	
7	11 13 A	St-Ubalde sd	281	4
16	14 13 A	Ste-Christine - paroisse	94	1
18	14 14 B	St-Léonard-de-Portneuf sd	191	3
27	15 14 A	St-Raymond - ville	3 551	
		St-Raymond - paroisse	942	
		TOTAL	4 493	

* production unitaire en azote total utilisée: 0.014 kg/jour/personne (Cluis et Durocher, 1976)

TABLEAU 3.3 Estimations des productions journalières moyennes en azote total des industries sur le bassin de la rivière Sainte-Anne réparties par carreau partiel (CP) (Scott's Industrial Directories, 1980; Couillard, 1974; INRS-Eau - Groupe Système Urbain, 1973).

RÉFÉRENCES		LIEU	INDUSTRIE	EMPLOYÉS	CONSOMMATION D'EAU* (l/jour/employé)	CONC. DE L'EFFLUENT* (mg/l)	PRODUCTION (kg N/jour)
CP	IJ						
1	12 11 A	Ste-Anne-de-la-Pérade	laiterie	83	3 593	53	16
			bonbons	2	1 109	~ 0	~ 0
			boulangerie	4	1 001	~ 0	~ 0
			margarine	28	3 593	10	1
			confection vêtements	45	1 360	~ 0	~ 0
			moulée	2	-	~ 0	~ 0
			produits métal	10	-	~ 0	~ 0
			Total: 17				
3	12 12 A	St-Casimir	équipement scierie	20	-	~ 0	~ 0
			tuyaux béton	4	-	~ 0	~ 0
			planage bois	3	-	~ 0	~ 0
			contre-plaqué	67	-	~ 0	~ 0
			moulée	13	-	~ 0	~ 0
Total: ~ 0							
6	13 12 A	St-Alban	beurre	7	3 593	53	1
			bois brut	15	-	~ 0	~ 0
			bois sciage	6	-	~ 0	~ 0
			équipements hydrauliques	7	-	~ 0	~ 0
Total: 1							
7	11 13 A	St-Ubalde	boulangerie	13	1 001	~ 0	~ 0
			confection vêtements	60	1 360	~ 0	~ 0
			bois construction	12	-	~ 0	~ 0
			bois sciage	15	-	~ 0	~ 0
Total: ~ 0							
16	14 13 A	Ste-Christine	charbon bois	11	-	~ 0	~ 0
18	14 14 B	St-Léonard-de-Portneuf	portes chassis	2	-	~ 0	~ 0
			démarrateurs générateurs	4	-	~ 0	~ 0
			charpentes bois	3	-	~ 0	~ 0
			bois construction	12	-	~ 0	~ 0
Total: ~ 0							
27	15 14 A	St-Raymond	charbon bois	10	-	~ 0	~ 0
			charbon bois	12	-	~ 0	~ 0
			fromagerie	4	3 593	53	1
			imprimerie	6	68	~ 0	~ 0
			imprimerie	1	68	~ 0	~ 0
			planage bois	30	-	~ 0	~ 0
			papier journal	150	11 050	~ 0	~ 0
			bois sciage	40	-	~ 0	~ 0
			laiterie	50	3 593	53	10
			gants	20	-	~ 0	~ 0
			sciure bois, savon	3	500	35	~ 0
			armoires bois	6	-	~ 0	~ 0
			meubles et bois	200	-	~ 0	~ 0
			bois sciage	50	-	~ 0	~ 0
			béton, gravier	100	-	~ 0	~ 0
traitement bois	12	-	~ 0	~ 0			
Total: 11							

* valeurs estimées

TABEAU 3.4 Production en azote total des populations animales sur le bassin de la rivière Sainte-Anne ventilée sur les carreaux entiers (CE)
(Statistique Canada, 1982b).

RÉFÉRENCES		POPULATION ESTIMÉE				PRODUCTION* (kg N/jour)	
CE	IJ	PORCS	BOVINS	CHEVAUX	POULETS	PORCS	AUTRES
1	12 11	-	1 518	20	200	-	287
2	11 11	-	501	24	31	-	98
3	12 12	50	3 600	21	334	2	677
4	11 12	717	1 635	48	190	22	314
5	12 13	26	2 054	12	181	1	386
6	13 12	-	1 366	6	148	-	257
7	11 13	597	1 518	17	169	19	286
8	12 14	-	951	9	90	-	179
9	13 13	516	1 457	9	177	16	274
10	11 14	-	140	2	11	-	27
11	12 15	-	-	-	-	-	-
12	13 14	1 153	217	6	21	36	41
13	14 13	577	122	4	18	18	23
14	14 14	791	394	9	1 351	25	78
15	15 13	-	-	-	-	-	-
16	13 15	-	648	10	20	-	123
17	14 15	10	309	5	6 697	-	72
18	15 14	8	155	2	5 357	-	40
19	13 16	5	92	1	3 348	-	24
20	15 15	14	257	4	9 375	-	67
21	14 16	8	147	2	5 357	-	39
22	15 16	11	202	3	7 366	-	53
23	16 15	4	73	1	2 679	-	19
24	16 16	3	55	1	2 009	-	14
25	15 17	-	-	-	-	-	-
26	16 17	-	-	-	-	-	-
27	17 16	-	-	-	-	-	-
28	14 17	6	110	2	4 018	-	29
29		-	-	-	-	-	-
à							
43							

* productions unitaires en azote total utilisées: 0.031 kg/jour par porc; 0.187 kg/jour par bovin; 0.159 kg/jour par cheval; 0.002 kg/jour par poulet (Cluis et Durocher, 1976)

TABLEAU 3.5 Moyenne journalière d'azote total provenant des engrais chimiques épandus sur chaque carreau partiel (CE) (Statistique Canada, 1982b).

RÉFÉRENCES		QUANTITÉ ANNELLE D'ENGRAIS ÉPANDUS (tonnes)	MOYENNE JOURNALIÈRE D'AZOTE ÉPANDU* (kg N/jour)
CE	IJ		
1	12 11	301	124
2	11 11	87	36
3	12 12	466	192
4	11 12	386	159
5	12 13	764	314
6	13 12	292	120
7	11 13	873	359
8	12 14	312	128
9	13 13	487	200
10	11 14	97	40
11	12 15	-	-
12	13 14	172	71
13	14 13	71	29
14	14 14	117	48
15	15 13	-	-
16	13 15	251	103
17	14 15	58	24
18	15 14	18	7
19	13 16	18	7
20	15 15	55	23
21	14 16	18	7
22	15 16	55	23
23	16 15	18	7
24	16 16	18	7
25	15 17	-	-
26	16 17	-	-
27	17 16	-	-
28	14 17	18	7
29		-	-
à			
43			

* en supposant un contenu moyen de 15% d'azote total dans les engrais chimiques

TABLEAU 3.6 Coefficients mensuels de production des charges diffuses sur le bassin de la rivière Sainte-Anne.

SOURCE	MOIS											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
porcs	0	0	0	0	2	1	0	0	1	1	0	0
autres animaux	0	0	0	0	2	2	1	1	1	1	0	0
engrais	0	0	0	1	6	4	0	0	1	0	0	0

Les valeurs des paramètres utilisés pour les simulations d'azote total sur la rivière Sainte-Anne sont les suivantes:

constante de correction de la dégradation selon la température	1.05
coefficient de dégradation à 20°C de l'azote en rivière	0.06/jour
coefficient de dégradation à 20°C de l'azote accumulé au sol	3.0/jour
lame de ruissellement entraînant 63% de la charge au sol	10 mm
concentration de l'écoulement souterrain	0.75 mg/l N
fraction ponctuelle de la production porcine d'azote	0.10

Les résultats des simulations à La Pérade pour les années 1978, 1979 et 1980 apparaissent aux figures 3.1, 3.2 et 3.3 respectivement. Ces premiers résultats montrent que le modèle permet de reconstituer l'allure générale des concentrations d'azote total observées. Dans sa forme actuelle et avec les données d'entrée utilisées, le modèle semble toutefois surestimer les concentrations en automne, plus particulièrement en septembre et octobre. Les quelques concentrations mesurées présentent une variabilité relativement élevée et une comparaison satisfaisante des valeurs observées et calculées nécessiterait un plus grand nombre d'observations. Pour les simulations présentées, il faut noter que les charges provenant des sources diffuses et ponctuelles d'azote sont des valeurs moyennes et que leur variation temporelle n'est pas introduite. De plus, les apports des précipitations sèches et liquides sont estimés, puisqu'aucune mesure n'est disponible dans la période d'application du modèle.

3.5 CONCLUSION

Le modèle d'azote total proposé permet de reconstituer l'allure générale des concentrations observées à La Pérade sur la rivière Sainte-Anne. Afin de vérifier si les variations à court terme des concentrations sont bien simulées, un plus grand nombre d'observations serait toutefois nécessaire. Le modèle considère à la fois la production sur le bassin versant et le transport de l'azote en rivière et permet de calculer les concentrations à n'importe quel point de la rivière. La qualité des résultats dépend toutefois de l'identification et de la quantification précise des sources dans le temps et dans l'espace. Compte tenu de la nature des sources d'azote, du peu de données disponibles et de la complexité des phénomènes impliqués, certaines hypothèses simplificatrices sont nécessaires pour l'évaluation des charges diffuses et ponctuelles, pour la modélisation et l'entraînement et de la dégradation des charges, et pour l'évaluation des concentrations des différentes formes d'écoulement considérées. Les sous-modèles de production et de transport des charges d'azote pourront être améliorées par l'acquisition de données et de connaissances nouvelles sur les divers phénomènes de transport et de transformation de l'azote, depuis ses sources jusqu'à la rivière. Le modèle devra être appliqué sur plusieurs bassins versants présentant des conditions d'exploitation différentes afin de vérifier son adéquation et sa transposabilité.

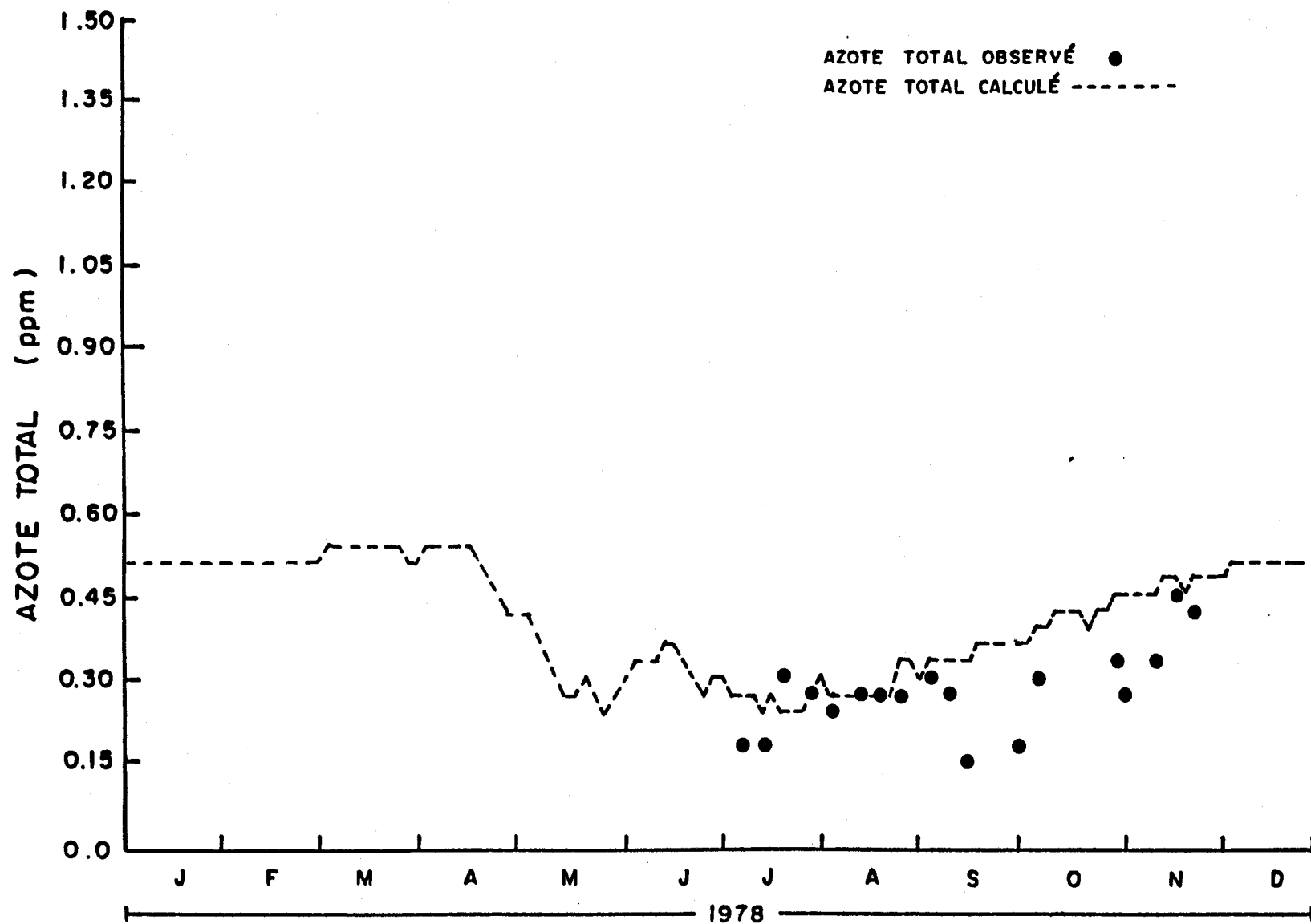


FIGURE 3.1 Concentrations en azote total calculées (moyenne de trois jours) et mesurées à La Pérade en 1978

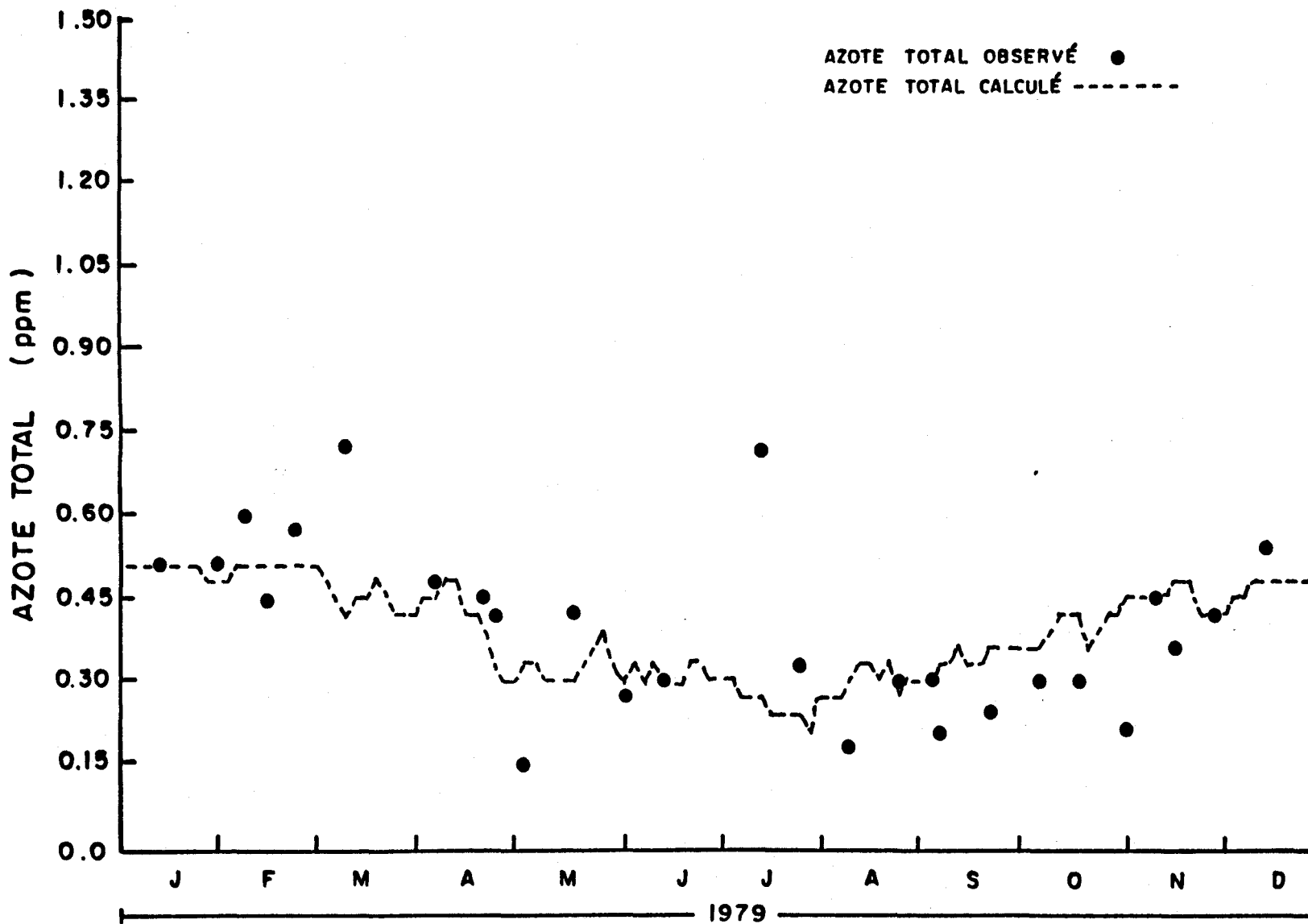


FIGURE 3.2 Concentrations en azote total calculées (moyenne de trois jours) et mesurées à La Pérade en 1979

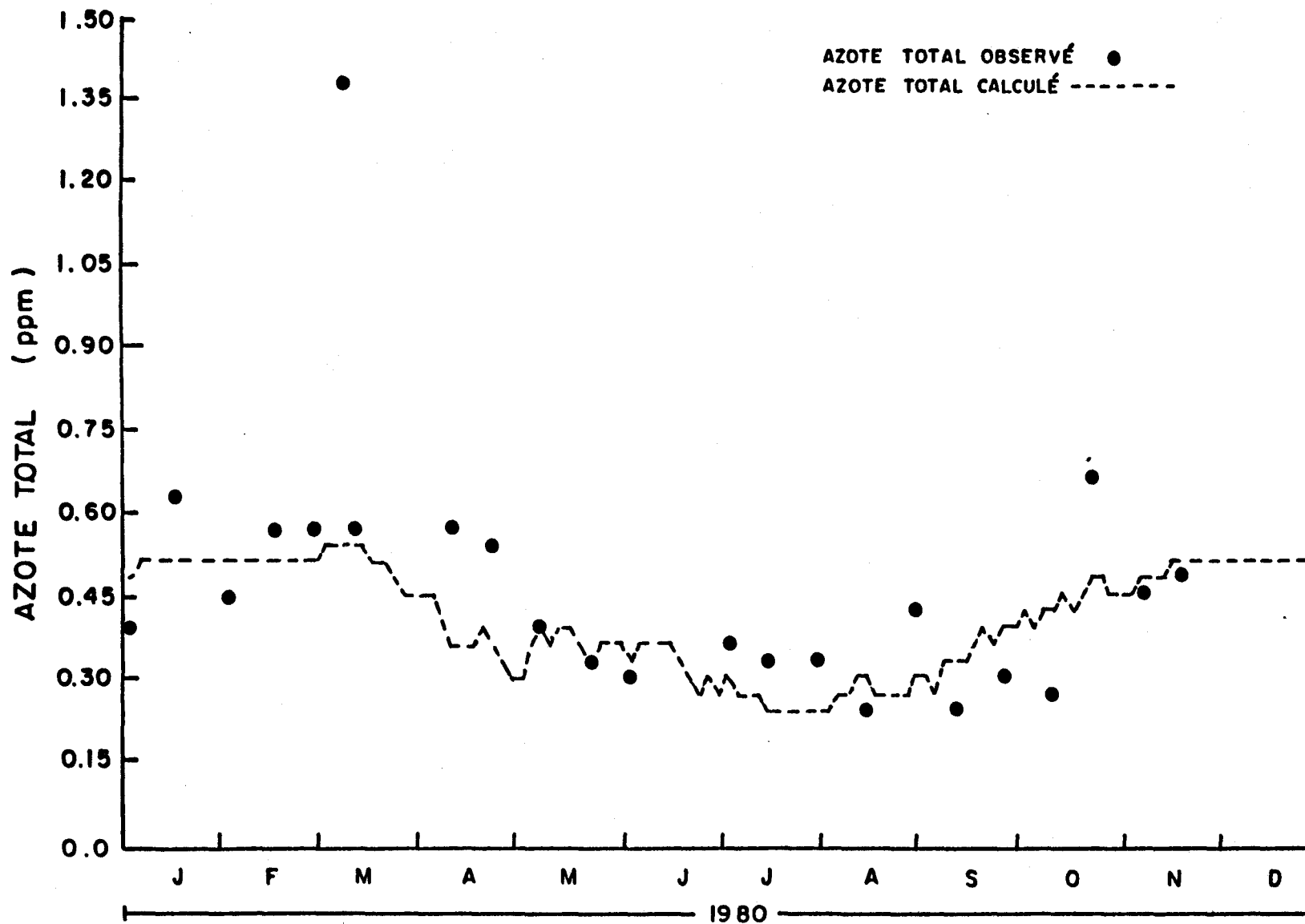


FIGURE 3.3 Concentrations en azote total calculées (moyenne de trois jours) et mesurées à La Pérade en 1980

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANDERSON, D.R., DRACUP, J.A., FOGARTY, T.J. and WILLIS, R. (1976). Water quality modeling of deep reservoirs. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48(1): 134-146.
- BIENFANG, P.K. (1975). Steady state analysis of nitrate-ammonium assimilation by phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 20(3): 402-410.
- BREZONIK, P.L. (1968). The dynamics of the nitrogen cycle in natural waters. Ph.D. Thesis, University of Wisconsin, Madison.
- BREZONIK, P.L. (1977). Denitrification in natural waters. *Prog. Water Technol.*, 8: 373-392.
- BURRIS, R.H. (1969). Progress in the biochemistry of nitrogen fixation. *Proc. Roy. Soc. B.*, 172: 339-354.
- CANALE, R.P., DePALMA, L.M. and VOGEL, A.H. (1976). A plankton-based food web model for lake Michigan. In: *Mathematical modeling of biochemical processes in aquatic ecosystems*. R.P. Canale (ed). Ann Arbor Science Press.
- CHATARPAUL, L. and ROBINSON, J.B. (1979). Nitrogen transformations in stream sediments: N studies. In: *Methodology for biomass determinations and microbial activities in sediments*. Litchfield, C.D. and P.L. Seyfried (eds). Publ. ASTM STP673, Philadelphia.

- CHATARPAUL, L., ROBINSON, J.B. and KAUSHIK, N.K. (1980). Effects of tubificid worms on denitrification and nitrification in stream sediment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 656-663.
- CHEN, R.L., KEENEY, D.R. and KONRAD, J.G. (1972a). Nitrification in sediments of selected Wisconsin lakes. *J. Environ. Qual.*, 1: 151-154.
- CHEN, R.L., KEENEY, D.R., GRAETZ, D.A. and HOLDING, A.J. (1972b). Denitrification and nitrate reduction in Wisconsin lake sediments. *J. Environ. Qual.*, 1: 158-162.
- CHEN, R.L., KEENEY, D.R. and SIKORA, L.J. (1979). Effects of hypolimnetic aeration on nitrogen transformations in simulated lake sediment-water systems. *J. Environ. Qual.*, 8: 429-433.
- CLUIS, D. et DUROCHER, H. (1976). Étude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Volume 3: Secteur du modèle d'apports. INRS-Eau, rapport scientifique no 53. 105 p.
- COUILLARD, D. (1974). Compilation de certains rejets industriels: bilan des polluants. Rapport scientifique no 47, INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec). 246 p.
- CONSTABLE, T.W. (1975). A distributed quantity-quality runoff model for assessing potential impacts of alternative land use configurations.

Technical report no 75-1. Water resources group, Dept. of civil engineering, University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 207 p.

DE LEVAL, J. and REMACLE, J. (1976). The influence of environmental factors on nitrification. In: Environmental biogeochemistry: Volume 1: Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and selenium cycles. J.O. Nriagu (ed). Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich. 423 p.

DUGDALE, V.A. and DUGDALE, R.C. (1965). Nitrogen metabolism in lakes: III: Trace studies of the assimilation of inorganic nitrogen sources. Limnol. Oceanogr., 10: 53-57.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1971). Storm water management model. Vol I-IV. U.S. Government Printing Office.

HILL, A.R. (1981). Nitrate-nitrogen flux and utilization in a stream ecosystem during low summer flows. Can. Geog., 25: 225-239.

HILL, A.R. (1983). Nitrate-nitrogen mass balances for two Ontario rivers. In: Dynamics of lotic ecosystems. T.D. Fontaine and S.M. Bartell (eds). Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan. pp. 457-477.

HORNE, A.J. and CARMIGGELT, C.J.W. (1975). Algal nitrogen fixation in California streams: seasonal cycles. Freshwat. Biol., 5: 461-470.

- HORNE, A.J. and GOLDMAN, C.R. (1972). Nitrogen fixation in Clear lake, California. I. Seasonal variations and the role of heterocysts. *Limnol. Oceanogr.*, 17: 678-692.
- HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER. (1974). Urban storm water runoff "STORM". U.S. Army Corps of Engineers, Davis, California.
- INRS-EAU: GROUPE SYSTÈME URBAIN. (1973). Systèmes urbains de distribution d'eau. Étude du système et de la demande. Rapport scientifique no 12, INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec). 49 p.
- JAWORSKI, N.A., LEAR, D.W. and VILLA, O. (1971). Nutrient management in the Potomac estuary. Technical report 45. Chesapeake technical support laboratory, Middle Atlantic region, Water quality office, Environmental protection agency. 64 p.
- JOHANNES, R.E. (1969). Nutrient regeneration in lakes and oceans. In: *Advances in microbiology of the sea*. Droop, M.R. and E.J.F. Wood (eds). Academic Press, New York. pp. 203-212.
- JOHNSON, J.D. and STRAUB, C.P. (1971). Development of a mathematical model to predict the role of surface runoff and groundwater flow in overfertilization of surface waters. Bulletin no 35. Water resources research center, University of Minnesota, Minneapolis, Minnesota. 176 p.

- KEENEY, D.R. (1973). The nitrogen cycle in sediment-water systems. *J. Environ. Qual.*, 2: 15-29.
- KRENKEL, P.A. and FRENCH, R.H. (1982). State-of-the-art of modeling surface water impoundments. *Water Sci. Tech.*, 14: 241-261.
- KUZNETSOV, S.I. (1968). Recent studies on the role of micro-organisms in the cycling of substances in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 13: 211-224.
- MANNY, B.A. and WETZEL, R.G. (1973). Diurnal changes in dissolved organic and inorganic carbon and nitrogen in a hardwater stream. *Freshwat. Biol.*, 3: 31-43.
- McCOLL, R.H.S. (1974). Self-purification of small freshwater streams: phosphate, nitrate, and ammonia removal. *N.Z. J. Marine Freshwat. Res.*, 8(2): 375-388.
- McELROY, A.D., CHIU, F.Y. and ALETI, A. (1975). Analysis of nonpoint-source pollutants in the Missouri basin region. EPA-600/5-75-004. Office of research and development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 163 p.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION (MAPAQ). (1977). Céréales. Conseil des productions végétales du Québec. Adgex 110/20. 35 p.

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION (MAPAQ).
(1980a). Grilles de fertilisation. Éditeur officiel du Québec,
Service des impressions en régie. 60 p.

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION (MAPAQ).
(1980b). Herbages. Conseil des productions végétales du Québec.
Adgex 111/20. 21 p.

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION (MAPAQ).
(1982). Fumiers: rapport du colloque sur les fumiers. Conseil des
productions végétales du Québec. Adgex 538. 83 p.

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION (MAPAQ).
(1983). Pommes de terre. Conseil des productions végétales du Québec.
Adgex 161/20. 39 p.

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE, DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION (MAPAQ).
(1984). Maïs-culture. Conseil des productions végétales du Québec.
Adgex 111/20. 21 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (MENVIQ). (non daté). Banque de
données de la qualité du milieu aquatique. Service de la qualité des
eaux. N.P.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (MENVIQ). (1984a). Réseau
d'échantillonnage des précipitations du Québec: Sommaire des données
de la qualité des eaux de précipitations 1981-1982-1983. Direction

générale des inventaires et de la recherche, Service de la qualité des eaux. Publ. PA-11. 163 p.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (MENVIQ). (1984b). Réseau d'échantillonnage des précipitations du Québec: analyse et évaluation des sites d'échantillonnage. Direction générale des inventaires et de la recherche, Service de la qualité des eaux. Publ. PA-12. 77 p.

MINISTÈRE DES APPROVISIONNEMENTS ET SERVICES (MAS). (1978). Inventaire national des équipements en eau des municipalités du Canada 1977. Publ. Cat. no EM44-10/1977. 339 p.

MINISTÈRE DES APPROVISIONNEMENTS ET SERVICES (MAS). (1981). Inventaire national des équipements en eau des municipalités du Canada 1981. Publ. Cat. no EN44-10/81. 389 p.

MOORE, I.D. and NUCKOLS, J.R. (1984). Relationships between atmospheric nitrogen deposition and the stream nitrogen profile. J. Hydrol., 74: 81-103.

MORANGE, H. et SALLERON, J.L. (1982). Étude des apports d'azote et de phosphore dans les rivières du bassin de la Moselle. Agence de l'eau Rhin-Meuse, Moulins-les-Metz, France. 140 p.

MORIN, G., CHARBONNEAU, R. et GIRARD, G. (1975). Utilisation du modèle hydrophysiographique CEQUEAU pour l'exploitation des réservoirs artificiels. International symposium and workshops on the application of

mathematical models in hydrology and water resources systems. IASH, Bratislava, 8-13 septembre 1975. Vol. 115, pp. 176-184.

MORIN, G., CLUIS, D., COUILLARD, D., JONES, H.G. et GAUTHIER, J.M. (1983). Modélisation de la température de l'eau à l'aide du modèle quantité-qualité CEQUEAU. INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec), rapport scientifique no 153. 98 p.

MORIN, G., FORTIN, J.P., LARDEAU, J.P., SOCHANSKA, W. et PAQUETTE, S. (1981). Modèle CEQUEAU: manuel d'utilisation. INRS-Eau, rapport scientifique no 93. 449 p.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. (1978). Nitrates: an environmental assessment. Washington, D.C.

OFFICE DE PLANIFICATION ET DE DÉVELOPPEMENT DU QUÉBEC (OPDQ). (1979). Banque de données statistiques par bassin géographique. Éditeur officiel du Québec. 252 p.

OMERNIK, J.M. (1977). Nonpoint source - Stream nutrient level relationships: a nationwide study. EPA-600/3-77-105. Corvallis environmental research laboratory, Office of research and development, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon. 150 p. + maps.

OWENS, M., GARLAND, J.H.N., HART, I.C. and WOOD, G. (1972). Nutrient budgets in rivers. Symp. Zool. Soc. London, 29: 21-40.

- PELCZAR, M.J., REID, R.D. and CHAN, E.C.S. (1977). Microbiology. 4th ed. McGraw-Hill. 952 p.
- ROBINSON, J.B., KAUSHIK, N.K. and CHATARPAUL, L. (1978). Nitrogen transport and transformation in Canagagigue Creek. International Joint Commission, Windsor, Ontario.
- SAIN, P., ROBINSON, J.B., STAMMERS, W.N., KAUSHIK, N.K. and WHITELEY, H.R. (1977). A laboratory study of the role of stream sediment in nitrogen loss from water. J. Environ. Qual., 6: 274-278.
- SCOTT'S INDUSTRIAL DIRECTORIES. (1980). Répertoire industriel du Québec. 10e éd. P.M.
- SEBETICH, M.J., KENNEDY, V.C., ZAND, S.M., AVANZINO, R.J. and ZELLWEGER, G.W. (1984). Dynamics of added nitrate and phosphate compared in a northern California woodland stream. Water Resour. Bull., 20(1): 93-101.
- SHIAO, M.-C. (1976). Mathematical modeling of water quality dynamics in a deep reservoir ecosystem. Ph.D. Thesis. University of Tennessee, Knoxville. 309 p.
- SIMARD, G. et DES ROSIERS, R. (1979). Qualité des eaux souterraines du Québec. Ministère des Richesses naturelles du Québec, Service des eaux souterraines. Publ. H.G.-13. 160 p.

- STATISTIQUE CANADA. (1982a). Recensement du Canada de 1981 - Population - Répartition géographique - Québec. Ministère des Approvisionnements et Services Canada. Publ. Cat. no 93-905, vol. 2, série provinciale, P.M.
- STATISTIQUE CANADA. (1982b). Recensement du Canada de 1981 - Agriculture - Données municipales de la banque CANSIM. Ministère des Approvisionnements et Services Canada, Service d'aide aux utilisateurs, Montréal.
- STEWART, W.D.P. (1970). Algal fixation of atmospheric nitrogen. *Plant soil*, 32: 555-588.
- STEWART, W.D.P., PRESTON, T., PETERSON, H.G. and CHRISTOFI, N. (1982). Nitrogen cycling in eutrophic freshwaters. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.*, 296: 491-509.
- SWANK, W.T. (1984). Atmospheric contributions to forest nutrient cycling. *Water Resour. Bull.*, 20(3): 313-321.
- TERRY, R.E. and NELSON, D.W. (1975). Factors influencing nitrate transformation in sediments. *J. Environ. Qual.*, 4: 549-554.
- THOMANN, R.B., DI TORO, D.M. and O'CONNOR, D.J. (1974). Preliminary model of Potomac estuary phytoplankton. *J. Environ. Engng Div., ASCE*, 100(EE3): 699-715.

- THOMANN, R.V., O'CONNOR, D.J. and DI TORO, D.M. (1971). Effect of nitrification on the dissolved oxygen of streams and estuaries. In: Mathematical modeling of natural systems. Environ. Eng. Sci. Prog., Manhattan College, Bronx, New York. 380 p.
- TRISKA, F.J. and OREMLAND, R.S. (1981). Denitrification associated with periphyton communities. Appl. Environ. Microbiol., 42: 745-748.
- VAN BENSCHOTEN, J.V. and WALKER, W.W. (1984). Calibration and application of QUAL-II to the lower Winooski river. Water Resour. Bull., 20(1): 109-117.
- VAN KESSEL, J.F. (1977a). Factors affecting the denitrification rate in two water-sediment systems. Water Res., 11: 259-267.
- VAN KESSEL, J.F. (1977b). The immobilization of nitrogen in water-sediment systems by denitrifying bacteria as a result of nitrate respiration. Prog. Water Technol., 8: 155-160.
- WEZERNAK, C.T. and GANNON, J.J. (1968). Evaluation of nitrification in streams. J. Sanit. Engng Div., ASCE, 94(SA5): 883-895.
- WILD, H.E., SAWYER, C.N. and McMANHON, J.C. (1971). Factors affecting nitrification kinetics. J. Water Pollut. Control Fed., 43(9): 1845-1854.

WONG-CHONG, G.W. and LOEHR, R.C. (1975). The kinetics of microbial nitrification. Water Res., 9: 1099-1106.

ZISON, S.W., MILLS, W.B., DEIMER, D. and CHEN, C.W. (1978). Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling. EPA-600/3-78-105. Environmental research laboratory, Office of research and development, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. 317 p.

ANNEXE A

Municipalités du bassin de la rivière Sainte-Anne
et matrices de ventilation des données

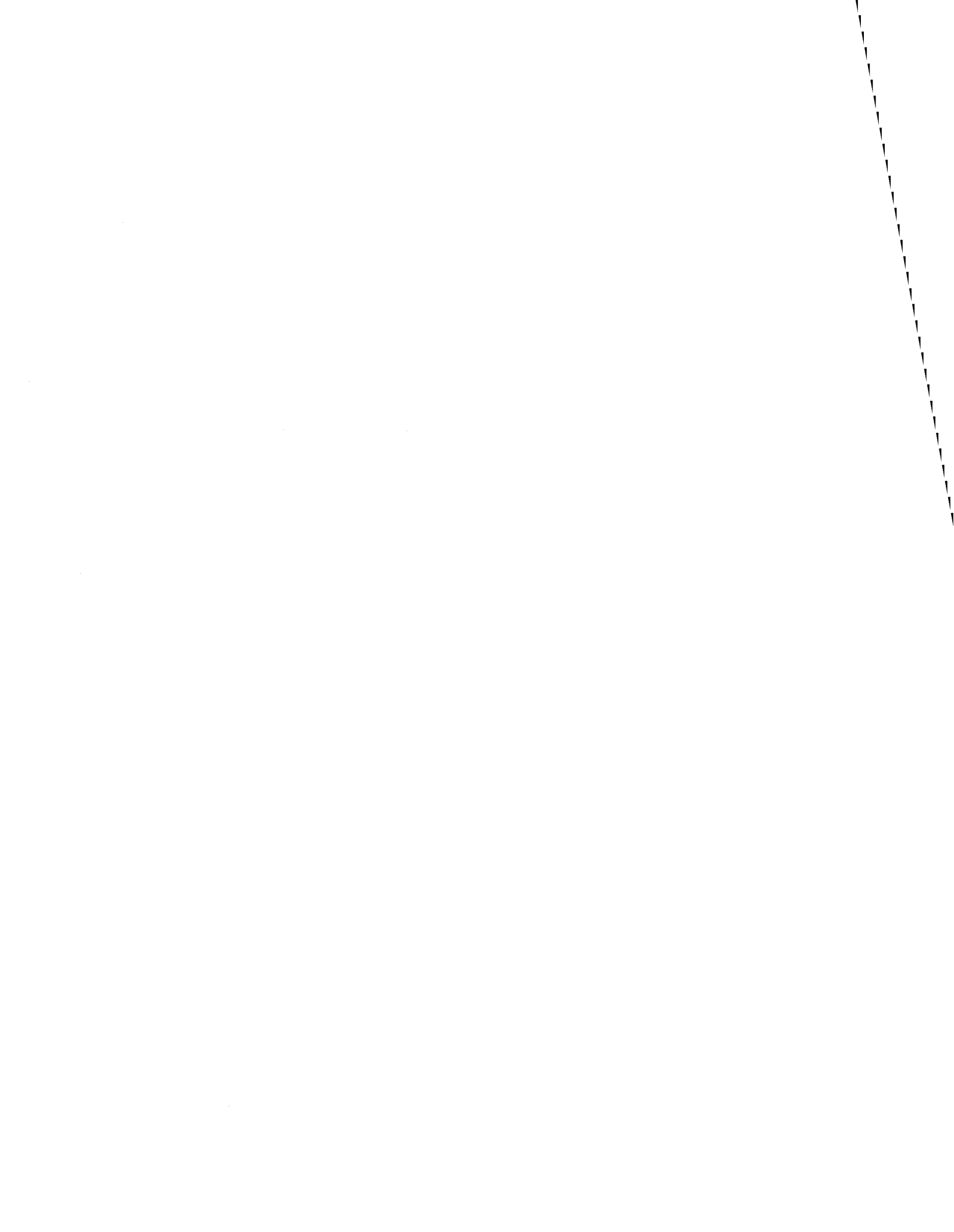


Tableau A-1: Liste des municipalités incluses totalement ou en partie dans le bassin de la rivière Sainte-Anne (Statistique Canada, 1982b)

NUMÉRO	NOM	% INCLUSION
1	Notre-Dame-de-Portneuf	100
2	St-Gilbert	40
3	St-Casimir	95
4	St-Thuribe	100
5	St-Alban	100
6	Ste-Christine	100
7	St-Léonard-de-Portneuf	100
8	St-Raymond	70
9	Notre-Dame-de-Montauban	25
10	St-Ubalde	100
11	Ste-Anne-de-La-Pérade	55
12	St-Prosper	50
13	St-Adelphe	35

Tableau A-2: Proportion en pourcentage de la superficie des municipalités du bassin incluses dans chaque carreau entier (CE)
(Statistique Canada, 1982b)

municipa- lité ¹			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
CE ² NO	I	J													
	1	12	11			10								30	5
2	11	11												15	
3	12	12			55	65							15	5	
4	11	12										5	10	25	20
5	12	13				35	30					25			
6	13	12		15	30		15								
7	11	13										45			15
8	12	14	25				10				20	10			
9	13	13		20			45	15							
10	11	14									5	5			
12	13	14	65					40	5						
13	14	13		5				20							
14	14	14						25	40						
16	13	15	10						40			10			
17	14	15							15	10					
18	15	14								5					
19	13	16								5					
20	15	15								15					
21	14	16								5					
22	15	16								15					
23	16	15								5					
24	16	16								5					
28	14	17								5					

(1) Voir la liste des municipalités au tableau A-1

(2) Les carreaux entiers (CE) non cités couvrent des territoires non recensés

Tableau A-3: Proportion en pourcentage de la superficie des municipalités du bassin incluses dans chaque carreau partiel (CP) (Statistique Canada, 1982b)

municipa- lité ¹			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
CP ² NO	I	J													
	1	12	11A			10								30	5
2	11	11A												15	
3	12	12A			55	65							15	5	
4	11	12A										5	10	25	20
5	12	13A				35	30					25			
6	13	12A			30		15								
7	11	13A										45			15
8	12	14C									15	10			
9	13	12C		15											
10	13	13A					35								
11	11	14A									5	5			
13	13	13C		20			5	10							
14	13	13D					5	5							
15	13	14B						20							
16	14	13A		5				20							
17	13	14A	65					20	5						
18	14	14B						25	35						
20	12	14A	25				10				5				
21	13	15A	10						40			10			
22	14	15A							15						
25	13	16A								5					
27	15	14A								5					
28	14	14A							5						
29	15	15A								10					
30	14	15B								10					
32	15	15C								5					
33	14	16B								5					
34	15	16A								10					
35	16	15A								5					
38	15	16D								5					
39	16	16A								5					
45	14	17A								5					

(1) Voir la liste des municipalités au tableau A-1

(2) Les carreaux partiels (CP) non-cités couvrent des territoires non recensés