

UNIVERSITE DE LIMOGES

Faculté des Sciences et Techniques

Ecole Doctorale Science Technologie et Santé

Laboratoire : Groupement de Recherche Eau Sol Environnement – EA 4330

Année : 2010

N° -200

THESE

Pour obtenir le grade de DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LIMOGES

Discipline : Chimie et microbiologie de l'eau

METHODOLOGIE ET RESULTATS DU DIAGNOSTIC DE L'EUTROPHISATION DU LAC NOKOUE (BENIN)

Présentée et soutenue le 19 juillet 2010 par

Daouda MAMA

Directeurs de thèse : Michel BAUDU & Véronique DELUCHAT

Jury

Rapporteurs

M. Bruno TASSIN, Directeur de Recherche, UMR MAP 102, Marne la Vallée

M. Gilles HUSSON, HDR, Université Paris-Descartes

Examineurs

M. James BOWEN, Professeur, Université de Charlotte, USA

M. Guy MATEJKA, Professeur, GRESE, Université de Limoges

M. Michel BAUDU, Professeur, GRESE, Université de Limoges

Mme Véronique DELUCHAT, MdC, GRESE, Université de Limoges

Invité

M. Bernard PARINET, HDR, Université de Poitiers

TABLE DES MATIERES

TABLE DES MATIERES	iii
INTRODUCTION	1
CH 1 – ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE	4
1 Eutrophisation	4
1.1 Phases de l'eutrophisation dans un plan d'eau	5
1.2 Problématique des macrophytes	7
1.3 Problématique de la jacinthe d'eau	9
1.3.1 Conséquences de la prolifération des jacinthes	10
1.3.2 Modes de gestion curatifs	11
2 Facteurs de contrôle de l'eutrophisation	11
2.1 Les nutriments	11
2.1.1 Azote	12
2.1.2 Phosphore	13
2.1.3 Matière organique	14
2.2 Climat et hydrologie	14
2.3 Géologie et topographie du bassin versant	16
2.4 Facteurs humains	16
2.5 Facteurs liés au plan d'eau	17
2.6 Les actions à l'échelle du bassin versant	18
3 Outils informatiques et gestion des plans d'eau	20
3.1 Les bases de la modélisation	20
3.1.1 Fondements théoriques	20
3.1.2 Généralités sur les modèles : définition et classification	23
3.2 Modélisation de la qualité des eaux en zone estuaire et nécessité de couplage des modèles	23
3.2.1 Modèle hydrodynamique	23
3.2.2 Modèle de qualité de l'eau	26
3.3 Etude de la modélisation de l'eutrophisation	27
3.4 Choix du modèle	28

CH 2 – DESCRIPTION DU MILIEU D’ETUDE	30
1 Site d’étude	30
1.1 Généralités	30
1.2 Zone d’étude : Situation géographique	30
2 Le bassin versant	31
2.1 Le fleuve Ouémé	31
2.2 Bilan des entrants	33
2.3 Géologie du bassin versant	35
3 Bathymétrie du lac	35
4 Climat	36
4.1 Pluviométrie	36
4.2 Vent	37
4.3 Température de l’air	38
4.4 Evaporation et évapotranspiration	38
5 Flore et faune	40
5.1 La flore	40
5.2 Faune	41
6 Activités anthropiques	42
6.1 La Sô	42
6.2 Nokoué rural	43
6.3 Nokoué Urbain	44
6.4 Le chenal de Cotonou	45
7 Occupation du sol	46
8 Conclusion	49
CH 3 – MATERIELS ET METHODES	51
1 Choix des points de mesure	51
1.1 Echantillonnage	52
1.2 Technique de prélèvement des eaux	53
1.3 Prélèvements et conditionnement des sédiments	54
2 Paramètres suivis	54
2.1 Analyses des eaux	54
2.1.1 Paramètres physico-chimiques	54
2.1.2 Paramètres chimiques	55

2.1.2.1 Matière organique	55
2.1.2.2 Chlorophylle <i>a</i>	55
2.1.2.3 Azote	55
2.1.2.4 Phosphore	56
2.2 Analyse des sédiments	57
2.2.1 Teneur en matière organique	57
2.2.2 Détermination de l'alcalinité des sédiments	57
2.2.3 Teneur en azote	58
2.2.4. Détermination du phosphore total et de son fractionnement	58
3 Mesure des débits par ADCP	59
4 Bathymétrie	60
5 Estimation des flux des polluants	60
5.1 Effluents domestiques rejetés directement	60
5.2 Rejets urbains	61
5.3 Apport du fleuve Ouémé et de la rivière Sô	62
5.4 Décomposition des acadjas	62
5.5 Décomposition des jacinthes d'eau	63
6 Modèle : choix des mailles	64
6.1 Modèle de grille pour la modélisation du système	64
CH 4 – RESULTATS CONCERNANT LA CARACTERISATION DU SYSTEME	67
1- Bilan hydrologique du système	67
1.1 Résultats des mesures de débit en hautes eaux	67
1.2 Analyse du comportement hydrologique du système fleuve-lac	67
2 Résultats dans la colonne d'eau	73
2.1 Paramètres physico – chimiques	73
2.1.1 Salinité	73
2.1.2 Profondeur au disque de Secchi	76
2.1.3 pH	77
2.1.4 Oxygène dissous	79
2.2 Matière organique et Biomasse	80
2.2.1 DBO ₅	80
2.2.2 Chlorophylle <i>a</i>	81

2.2.3 Variabilité saisonnière concernant la biomasse	82
2.3 Paramètres chimiques	84
2.3.1 L'azote	84
2.3.2 Phosphore	88
3 Caractéristiques physico – chimique des sédiments	91
3.1 Granulométrie des sédiments	91
3.2 pH (eau) et pH (KCl)	92
3.3 Alcalinité et matière organique	93
3.4 Composition des sédiments en azote	96
3.5 Composition des sédiments en phosphore	97
3.5.1 Phosphore total	97
3.5.2 Le Phosphore et son fractionnement dans les sédiments	97
4 Biomasse dans le système : colonisation par les jacinthes d'eau	101
5 Conclusion	102
CH5 MODELISATION	104
1- Mise en œuvre de la modélisation sur le lac Nokoué	104
1.1 Modèle hydrodynamique	104
1.1.1 Choix des entrées et des paramètres de diffusion	105
1.1.2 Le maillage	105
1.1.3 Calibration du modèle	107
2 Modèle de qualité des eaux	108
2.1 Choix des entrées : coefficients d'échange, paramètres pris en compte	108
2.2 Détermination de l'ensemble des charges entrantes	109
3 Modélisation hydrodynamique du système	110
3.1 Calage par la hauteur d'eau dans le système	110
3.2 Le vent : test de sensibilité du modèle	111
3.3 Calage par la salinité	112
3.3.1 Hydrodynamique du lac Nokoué (EFDC)	112
3.3.2 Résultats du calage du modèle sur la salinité	113
3.4 Conclusion validation du modèle	115
4 Modélisation de la qualité des eaux	115
4.1 Evolution des concentrations en nutriments	115
4.2 Croissance des jacinthes d'eau	120

4.3 Scénarios testés	123
4.3.1 Justification des scénarios	123
4.3.2 Variation de l'indice de croissance de la jacinthe d'eau	124
4.3.3 Sensibilité de l'indice de croissance (SIi)	126
4.3.4 Réduction des apports et indices de croissance (SIi et SIn)	128
4.3.5 Résultats des scénarios de réduction de croissance des jacinthes d'eau	130
5 Conclusion	136
CONCLUSION GENERALE	138
BIBLIOGRAPHIE	142
ANNEXES	151

SIGLES ET ACCRONYMES

ABE : Agence Béninoise pour l'Environnement

ASECNA : Agence de Sécurité et de Navigation Aérienne

DGEau : Direction Générale de l'Eau

SONEB : Société Nationale des Eaux du Bénin

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DBO : Demande Biochimique en Oxygène

NTK : Azote Total Kjeldahl

Chla : Chlorophylle *a*

TMDLs : Total Maximum Daily Loads

LISTE DES TABLEAUX

		Page
Tableau 1	Classification de l'état trophique selon l'étude de l'OCDE (1982).	4
Tableau 2	Evapotranspiration potentielle (ETP) à Cotonou (valeurs moyennes sur la période 1953 à 2004, données ASECNA)	40
Tableau 3	Evolution des occupations autour de la rivière Sô tributaire du lac Nokoué	43
Tableau 4	Domaine de mesure – Fiabilité des méthodes utilisées	56
Tableau 5	Débits d'entrée des tributaires Sô et Ouémé dans le lac Nokoué	62
Tableau 6	Estimation des charges apportées par les Acadjas dans le lac Nokoué.	63
Tableau 7	Estimation des charges apportées par la dégradation des jacinthes d'eau dans le lac Nokoué.	64
Tableau 8	Résultats des mesures de débits en Octobre 2007	68
Tableau 9	Estimation des débits à l'entrée du lac Nokoué	72
Tableau 10	Résultats des mesures de la DBO dans le lac Nokoué	81
Tableau 11	Caractérisation physique des sédiments (granulométrie effectuée sans calcination des échantillons)	92
Tableau 12	Evolution du titre hydrotimétrique (TH) des stations du lac Nokoué	100
Tableau 13	Principaux coefficients cinétiques utilisés dans WASP (manuel de d'utilisation de WASP, 2005)	109

Tableau 14	Récapitulatif des moyennes des paramètres de contrôle et état de productivité des plantes aquatiques (macrophyte et algues), valeurs mesurées sur le terrain et simulées.	117
Tableau 15	Répartition des apports moyens de nutriments des principales sources identifiées	123
Tableau 16	Résultats de suivi de la salinité et probabilité de présence des macrophytes)	127

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 1	Schéma simplifié du fonctionnement d'un écosystème lacustre	5
Figure 2	Schématisation des 4 étapes de manifestation de l'eutrophisation (Ramade, 1981)	2
Figure 3	Schéma de développement des plantes aquatiques en zone côtière (Funen City Council, Danemark 1991).	7
Figure 4	Peuplement végétal de <i>Nymphaea lotus</i> (<i>Nymphaeacées</i>) macrophytes enracinées, dans la retenue d'eau de l'Okpara (sous – bassin du fleuve Ouémé au Bénin	8
Figure 5	Plantes de <i>Ceratophyllum demerson</i> (<i>Ceratophylacées</i>) macrophytes flottantes, dans la retenue d'eau de l'Okpara (sous – bassin du fleuve Ouémé au Bénin	8
Figure 6	Photo de <i>Eichornia crassipes</i> , macrophytes flottantes, dans le lac Nokoué (photo réalisée par Sinsin, 2000)	9
Figure 7	Schéma conceptuel de mise en relation mathématique d'élément de volume d'eau.	21
Figure 8	Situation géographique du site d'étude : le lac Nokoué, lac estuaire au Sud du Bénin en Afrique de l'Ouest	31
Figure 9	Situation du bassin du fleuve Ouémé qui alimente le lac Nokoué	32

Figure 10	Positionnement des points d'évaluation des entrants devant être renseignés pour caractériser le système : les flèches vertes représentent les points où des mesures de débit par ADCP peuvent être effectués	34
Figure 11	Représentation de la bathymétrie du lac Nokoué	36
Figure 12	Evolution des hauteurs de pluie à Cotonou en 2006 et 2007 (source des données ASECNA Cotonou)	37
Figure 13	Températures moyennes, minima et maxima à Cotonou de 1985 à 2004	38
Figure 14	Humidités relatives moyennes, minima et maxima à Cotonou de 1985 à 2004	39
Figure 15	Variation de l'évaporation à Cotonou de 1985 à 2004	39
Figure 16	Richesse spécifique au sein des ressources aquatiques (source : Sinsin et Owolabi, 2000)	41
Figure 17	Piège à poisson traditionnel « Acadja » envahi par des <i>Eichornia crassipes</i> (Photo réalisée par Mama, Décembre 2005)	43
Figure 18	Vue d'un piège traditionnel à crevettes au Sud du lac Nokoué	44
Figure 19	Carte de positionnement des débouchés des collecteurs et caniveaux au Sud du lac Nokoué	45
Figure 20	Carte d'occupation du sol du plan d'eau par les « acadjas » en période d'étiage	47
Figure 21	Carte d'occupation du sol du lac Nokoué en période de hautes eaux	47
Figure 22	Mise en relief de l'occupation des macrophytes dans le lac Nokoué	48

Figure 23	Positionnement des points de mesure sur le lac Nokoué	53
Figure 24	Positionnement des centres des cellules	65
Figure 25	Schéma hydrologique du fonctionnement (tributaires, lac et lagunes) de la zone deltaïque en période de hautes eaux	70
Figure 26	Schéma hydrologique du fonctionnement (tributaires, lac et lagunes) de la zone deltaïque en saison sèche	71
Figure 27	Evolution de la salinité moyenne annuelle selon les points de prélèvement	73
Figure 28	Evolution comparée de la salinité moyenne du fond et de la de la surface des stations suivi	74
Figure 29	Evolution comparée de la salinité en surface et au fond du lac selon la période de prélèvement (S5 et S6) : point les plus proches du chenal	74
Figure 30	Evolution comparée de la salinité en surface et au fond du lac selon la période de prélèvement (S1 et S7 : point situés dans les zones les plus anthropisés	75
Figure 31	Evolution comparée de la salinité en surface et au fond du lac selon la période de prélèvement (S3 et S4)	75
Figure 32	Evolution saisonnière de la salinité sur le lac Nokoué	75

Figure 33	Evolution de la des valeurs moyennes de la profondeur au disque de Secchi en 2006 selon les stations	76
Figure 34	Evolution saisonnière de la profondeur au disque de Secchi (Février 2006 à Mai 2007)	77
Figure 35	Evolution du pH moyen en 2006 dans le bassin de l'Ouémé	78
Figure 36	Evolution de la moyenne du pH en 2006 selon les stations	78
Figure 37	Evolution comparée des valeurs moyennes du pH de l'eau de surface et de l'eau de fond du lac Nokoué en 2007	79
Figure 38	Evolution des valeurs moyennes d'oxygène dissous (2006 – 2007), selon les stations.	79
Figure 39	Evolution dans le temps de l'oxygène dissous du lac Nokoué	80
Figure 40	Evolution des taux moyens obtenus entre Mai et Novembre 2007 de chlorophylle a et de l'écart type pour les prélèvements en surface	81
Figure 41	Evolution des taux moyens de chlorophylle a pour le prélèvement du fond des plans d'eau et de l'écart type	82
Figure 42	Evolution comparée de la chlorophylle <i>a</i> dans les prélèvements effectués en surface des plans d'eau	83

Figure 43	Evolution comparée de de chlorophylle a dans les prélèvements effectués au fond du plan d'eau	83
Figure 44a	Evolution comparée des moyennes d'azote NTK selon l'emplacement sur le bassin de l'Ouémé en période de basses eaux (3 campagnes réalisées en Février, Août et Décembre de l'année 2006).	84
Figure 44b	Evolution comparée des concentrations moyennes de NTK selon les points de prélèvement sur le lac Nokoué (10 mois : février à Décembre 2006).	85
Figure 45	Evolution comparée de Ntot des eaux de surface et du fond des stations observés	86
Figure 46	Evolution des concentrations en ammonium selon les points de prélèvement du lac Nokoué.	86
Figure 47	Evolution des concentrations de nitrate selon les points de prélèvement du lac Nokoué.	87
Figure 48a	Evolution comparée des moyennes du phosphore total en 2006 selon les points sur le bassin de l'Ouémé	88
Figure 48b	Evolution comparée des moyennes annuelle en 2006 du phosphore total selon les points de prélèvement sur le lac Nokoué	88

Figure 49	Evolution du pH selon les stations et les niveaux de prélèvement	89
Figure 50	Evolution des concentrations en phosphate selon les points de prélèvement du lac Nokoué.	90
Figure 51	Evolution comparée des moyennes mensuelles d'azote NTK selon les points de prélèvement du lac Nokoué	91
Figure 52	Evolution du pH eau et du pHKCl dans les sédiments du lac Nokoué	92
Figure 53	Evolution du taux de carbonate et de matière organique au point S1 (Ganvié),2007	93
Figure 54	Evolution du taux de carbonate et de matière organique au point S2 (Sô - Ava), 2007	94
Figure 55	Evolution du taux de carbonate et de matière organique au point S5 (Zone centrale du lac), 2007	95
Figure 56	Evolution du taux de carbonate et de matière organique au point S7 (Embarcadère Calavi), 2007	95
Figure 57	Evolution des concentrations en azote dans les sédiments de Juin à Décembre 2007.	96
Figure 58	Evolution des teneurs en Phosphore dans les sédiments de mai à novembre 2007.	97
Figure 59	Fractionnement du phosphore des sédiments du point S1 (Ganvié)	98
Figure 60	Fractionnement du phosphore des sédiments du point S2 (Sô - Ava)	98
Figure 61	Fractionnement du phosphore des sédiments du point S5 (Zone centrale du lac)	99
Figure 62	Fractionnement du phosphore des sédiments du point S7 (Embarcadère Calavi)	99

Figure 63	Maillage du système avec 2 couches verticales. Le nombre total de cellules de maillage horizontal est de 74 pour le lac (2couches), 7 en zone marécageuse (1 couche) et 28 en mer (2 couches).	107
Figure 64	Evolution comparée du marnage prédit et des hauteurs d'eau à Sô – Ava	111
Figure 65	Résultat de l'ajustement du calage de la salinité au niveau du chenal de Cotonou	113
Figure 66	Evolution comparée de la salinité simulée et de la salinité observée à Ganvié (S1)	114
Figure 67	Evolution comparée de la salinité simulée et de la salinité observée au centre du lac (S5).	114
Figure 68	Evolution comparée du phosphore total simulé et observé à Ganvié (S1)	116
Figure 69	Prédiction des variations de la concentration de l'azote total (a) et du phosphore total (b) dans 5 stations	119
Figure 70	Définition des zones faisant l'objet de calcul d'indice de croissance de la jacinthe d'eau	122
Figure 71	Evolution de la production primaire (biomasse) simulée en fonction du taux de présence des « acadjas »	124
Figure 72	Cartographie de l'indice de croissance des jacinthes d'eau en saison sèche	125
Figure 73	Cartographie de l'indice de croissance des jacinthes d'eau en période de hautes eaux	126
Figure 74 (a, b, c, d)	Courbes de variation temporelle des indices spécifiques de croissance (basé sur la température, la salinité, les nutriments et intégré suivant les différentes zones du site (simulation réalisé par Negusse, 2009)	129
Figure 75	Sensibilité moyenne des indice de croissance basée sur les nutriments et intégrés en 2007 pour la zone de Ganvié (S1)	130

Figure 76	Sensibilité moyenne des indices de croissance basée sur les nutriments et intégrés en période optimale de croissance des jacinthes d'eau pour la zone de Ganvié (S1)	131
Figure 77	Sensibilité moyenne des indices de croissance basée sur les nutriments et intégrés en période optimale de croissance des jacinthes d'eau pour la zone du chenal de Cotonou (Sc_2)	131
Figure 78	Sensibilité moyenne des indices de croissance basée sur les nutriments et intégrés en 2007 pour la zone du chenal de Cotonou (Sc_2)	132
Figure 79	Sensibilité moyenne des indices de croissance basée sur les nutriments et intégrés en période optimale de croissance des jacinthes d'eau pour la zone Sud –Est du lac Nokoué (Sc_3)	132
Figure 80	Sensibilité moyenne des indices de croissance basée sur les nutriments et intégrés en 2007 pour la zone Sud – Est du lac Nokoué (Sc_3)	133
Figure 81	Sensibilité moyenne des indices de croissance basée sur les nutriments et intégrés en période optimale de croissance des jacinthes d'eau pour la zone Nord du lac Nokoué (Sc_4)	133
Figure 82	Sensibilité moyenne des indices de croissance basée sur les nutriments et intégrés en 2007 pour la zone Nord du lac Nokoué (Sc_4)	134

REMERCIEMENTS

Au Seigneur Tout Puissant qui m'a guidé tout au long de mes travaux et qui me fortifie à tout instant et en tout lieu, je dis merci et glorifie son nom.

Cette thèse n'aurait vu le jour sans le concours de certaines personnes qui de près ou de loin ont su apporter au moment propice leurs contributions. Je ne pourrai pas les citer toutes. Toutefois qu'il me soit permis de nommer :

Le Professeur Michel BAUDU, Directeur du laboratoire GRESE, Directeur de thèse, à qui je dois l'initiation de ce projet, pour m'avoir fait confiance et soutenu sans relâche tout le long de cette thèse.

Madame Véronique DELUCHAT, Maître de Conférence à l'Université de Limoge et co - encadreur, qui a suivi avec rigueur l'évolution de cette thèse, merci pour toutes les marques de sympathie sans cesse renouvelées. Ton engagement personnel a été déterminant pour la poursuite de ce travail pendant les périodes de fortes démotivations.

Le professeur James BOWEN de l'Université de Charlotte au USA, qui a cru en ce projet et a su me consacrer le temps nécessaire pour l'avancement de mes travaux malgré les difficultés de rencontre liée à la distance qui nous sépare. Son sens aigu d'analyse, son pragmatisme et sa grande expérience des modèles informatisés de même que ses suggestions ont enrichi mes travaux.

Les Professeur Guy MATEJKA de l'Université de Limoges et Mansour MOUDACHIROU de l'Université d'Abomey – Calavi, qui m'ont encouragé et facilité l'initiation de cette thèse.

L'Agence Universitaire de la Francophonie pour son soutien financier.

Monsieur Solomon NEGUSSE, qui a su assister le professeur BOWEN dans le calage et le test de scénarios pour son aide très appréciable

Les rapporteurs, Bruno TASSIN et Gilles HUSSON qui malgré leurs emploi du temps chargés, ont minutieusement lu et relevé les imperfections tout en proposant des améliorations à apporter.

Monsieur Bernard PARINET de l'Université de Poitiers qui était au début de mes travaux de recherche de DEA sur l'eutrophisation des lacs de Yamoussoukro en Côte d'Ivoire en 1995.

Les professeurs Benjamin YAO de l'INP – HB de Yamoussoukro et Gnon BABA de l'université de Lomé au Togo pour leur participation active au programme soutenu par l'AUF et qui a abouti à cette thèse.

Les honorables membres du Jury, pour l'honneur qu'ils m'ont fait de juger ce travail malgré leurs occupations, encore une fois merci beaucoup

Les professeurs Norbert AWANOU et Brice SINSIN, respectivement Recteur de et Vice – Recteur de l'Université d'Abomey - Calavi, pour m'avoir soutenu dans la phase de finalisation de cette thèse.

L'Université de Wageningen et la NUFFIC au Pays – Bas pour leur soutien.

Le professeur Dominique SONHOULOUE, responsable pédagogique de l'Ecole Doctorale Chimie été Application de l'Université d'Abomey – Calavi.

Les membres du laboratoire LSEE/GRESE de l'Université de Limoges et principalement François, Gilles, Jean François, Eric, Anne – Hélène, Christiane, Lourdes qui m'ont facilité l'intégration dans le laboratoire, dès mon arrivée en 2006,

Les collègues doctorants : Paul, Suad, Abdalah et Prisca pour l'ambiance conviviale qu'ils ont su entretenir.

Les collègues du Département de Chimie de la Faculté des Sciences et Techniques et du Programme de Formation en Eau (PROfEAU) de l'Université d'Abomey – Calavi.

Ma chère épouse Aoulath Edwige L., mes fils Halick, Kalid et ma fille Shahidath pour leurs soutiens. Mes parents, notamment toute la famille ZATO, Monsieur Abou ISSA et ma mère Alimatou née EMBARCA, pour leur soutien.

Les familles Martin AINA, et Evariste KOUTCHONI, ANTONY et BAUDU pour toutes les attentions qu'ils m'ont témoigné.

Je voudrais par ce travail honorer la mémoire de mon feu Père, Zatto MAMA KOURIE, qui par sa rigueur et son attachement à la dignité a su nous laisser un exemple, de même que mon fils Ziad MAMA très tôt disparu au cours de la finalisation de cette thèse, Paix à leurs âmes !
Trouvez tous ici l'expression de ma profonde et sincère gratitude.

INTRODUCTION

L'eutrophisation des eaux de surface est devenue aujourd'hui un problème d'environnement d'ampleur et généralisé. La prolifération des plantes aquatiques (algues, cyanobactéries et macrophytes) s'est amplifiée ces dernières décennies avec l'utilisation accrue de fertilisants chimiques en agriculture et par le développement de l'élevage intensif. Les effluents industriels et les eaux usées domestiques favorisent également le phénomène en zones urbaines et industrielles. Les principaux paramètres indicateurs de l'état trophique sont les composés azotés, phosphorés et carbonés, mais de nombreux facteurs physico-chimiques tels que la température, le pH, la teneur en oxygène dissous doivent également être considérés.

L'eutrophisation réduit considérablement les possibilités d'utilisation des eaux.

Les grands lacs estuariers comme le lac Nokoué au Bénin subissent une forte pression démographique liée à leur situation en zones humides. En Afrique et principalement au Bénin, de multiples activités anthropiques sont exercées sur ces plans d'eau sans que l'on puisse clairement responsabiliser les différents acteurs par une politique d'aménagement claire. La dynamique hydrologique des plans d'eau, souvent complexe, est couplée à un manque criant de données quantitatives tant au niveau des tributaires que des différents émissaires d'eaux grises. Dans les lacs, les apports massifs de nutriments liés à ces multiples activités ont provoqué très souvent l'eutrophisation, caractérisée par la prolifération de la jacinthe d'eau (Ogutu – Ohwayo et *al.*, 1997).

La prolifération des macrophytes est la principale problématique associée à l'eutrophisation en zone tropicale et principalement en Afrique, à l'opposé des zones tempérées où les cyanobactéries occupent une place de choix (Hill & Coetzee, 2008). Au Bénin, le projet de lutte contre les Végétaux Aquatiques Envahissants (VAE) a englouti d'importantes ressources financières sans succès au niveau du Ministère de l'Agriculture de l'Élevage et de la Pêche. Plusieurs techniques de lutte comme l'enlèvement manuel et mécanique, l'application des herbicides, la lutte biologique et plus récemment la gestion intégrée sont utilisées (Jones, 2001). La jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*), introduite pour la première fois en Afrique (Égypte et Afrique du Sud) à la fin des années 1800 (Center et *al.*, 2002), apparaît aujourd'hui

comme le végétal aquatique envahissant de grande préoccupation principalement en Afrique où elle a envahi les ruisseaux, les rivières, les lacs naturels et artificiels (Hill & Coetzee, 2008).

- La croissance de la jacinthe d'eau atteint souvent des proportions d'infestation alarmante imputable à l'eutrophisation surtout dans les lacs peu profonds dont les bassins versants sont soumis à de multiples activités humaines (Feuchtmayr *et al.*, 2009). La prolifération sur toute l'année en eau douce eutrophe a été constatée au niveau des lacs artificiels de Yamoussoukro en Afrique de l'Ouest (Parinet *et al.*, 2004). Les nutriments azote et phosphore sont considérés comme indicateurs de niveau trophique, susceptibles de favoriser l'apparition des macrophytes et surtout des jacinthes d'eau. La croissance des jacinthes d'eau est souvent rythmée par les variations saisonnières et les différents facteurs environnementaux (Hadj *et al.*, 2007). En zone estuaire, la salinité, même à de faibles niveaux, a un effet préjudiciable sur la croissance de la jacinthe d'eau.

La salinité, la température et les nutriments sont considérés comme des facteurs qui gouvernent la croissance des jacinthes d'eau en zone estuaire (Wilson *et al.*, 2001).

En raison de la non connaissance du niveau trophique du lac, de l'existence de multiples activités menées aussi bien sur les bassins versants que sur les abords du lac Nokoué, du manque d'informations sur son hydrodynamique et sur la qualité des eaux (lac et tributaires), du manque de données de quantité et de qualité (entrée et sorties du lac) et surtout en raison d'un mélange complexe d'influence de vents et marées qui gouvernent la circulation de l'eau ainsi que les grandes variations saisonnières de débit des tributaires (Ouémé et Sô), les concentrations d'éléments nutritifs ainsi que les niveaux de salinité dans le lac Nokoué montrent une forte variabilité spatiale et temporelle. Une approche systématique d'étude du lac devient nécessaire. C'est pour répondre à cette exigence que le présent travail trouve sa justification. Le but de ce travail est de contribuer à combler le déficit de connaissance (hydrodynamique et qualité) du système lacustre par un suivi analytique des paramètres de qualité des eaux et des sédiments et de développer une modélisation visant à identifier les paramètres contrôlant le développement des jacinthes d'eau. La modélisation doit ensuite permettre d'identifier les sources de nutriments ayant un impact le plus significatif sur la croissance des jacinthes d'eau.

INTRODUCTION

Le travail se structure autour de 5 chapitres :

Le premier chapitre fait le point bibliographique sur la problématique de l'eutrophisation et du contrôle du développement des jacinthes d'eau principalement en zone estuaire et tropicale.

Le second chapitre présente les matériels et les méthodes utilisées aussi bien au plan analytique qu'au niveau de la modélisation.

Le troisième chapitre présente le milieu d'étude, en considérant en particulier les éléments permettant d'identifier le niveau trophique du système lacustre.

Le quatrième chapitre est consacré aux différents résultats et permet de présenter et discuter les résultats analytiques et les résultats de la modélisation.

Enfin, la discussion des scénarios nous permettra de conclure sur des propositions de solutions envisageables.

Etude bibliographique

Ce chapitre présente la problématique de l'eutrophisation, ses causes et conséquences directes ou indirectes sur la qualité des eaux de surface, en se focalisant sur la problématique des jacinthes d'eau. Dans une deuxième section, les facteurs de contrôle qui gouvernent la prolifération des plantes sont présentés ; les modes de gestion sont discutés en s'intéressant aux travaux menés spécifiquement en zone tropicale estuaire, comme le lac Nokoué. La troisième section du chapitre présente les principaux modèles (hydrodynamiques et de qualité l'eau) et donne une description détaillée des modèles mis en œuvre dans les zones estuaires.

1- Eutrophisation

L'eutrophisation des eaux est l'un des problèmes environnementaux majeurs du monde contemporain. Les effets visibles sont le développement planctonique; la prolifération des algues et des macrophytes. Le programme coopératif international de surveillance des eaux douces de l'OCDE (1982) a fixé des valeurs limites pour les concentrations en phosphore et en chlorophylle *a* (Tableau 1). Ces seuils permettent de déterminer l'état trophique de nombreux lacs tempérés.

Tableau 1. Classification de l'état trophique selon l'étude de l'OCDE (1982). PL = taux moyen de phosphore total, Chl moyen = taux moyen de chlorophylle a; Chlmax = taux maximum de chlorophylle a.

Classes des états trophiques	indices de l'état trophique (mg/m ³)		
	P _L	Chl _{moyen}	Chl _{max}
Ultra-oligotrophe	< 4.0	<1.0	<2.5
Oligotrophe	<10.0	<2.5	<8.0
Mesotrophe	10-30	2.5-8.0	8.0 – 25
Eutrophique	35-100	8-25	25 -75
Hypereutrophe	>100	>25	>75

Ce mécanisme de classification à multiples paramètres, reste cependant difficile à mettre en œuvre en zone tropicale (Parinet et *al.*, 2004) ; l'utilisation de 4 paramètres simples (pH, conductivité, absorbance à 250 nm et indice permanganate) pourrait être suffisante pour estimer l'état trophique d'un système. Les paramètres proposés n'ont été testés que dans les lacs alimentés en eau douce et

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

restent à être éprouvés en zone estuaire comme le lac Nokoué. L'évaluation du niveau trophique des lacs, aussi bien en zone tempérée qu'en zone tropicale, prend appui sur les apports nutritifs mais aussi sur les facteurs environnementaux comme la profondeur et la morphologie des systèmes aquatiques (Moss *et al.*, 2005 ; Hadj *et al.*, 2008).

1.1 Phases de l'eutrophisation dans un plan d'eau

Les plans d'eau constituent des milieux où se développe une chaîne de vie aquatique très complexe, qui comprend des multitudes d'organismes dépendant de l'équilibre de l'écosystème.

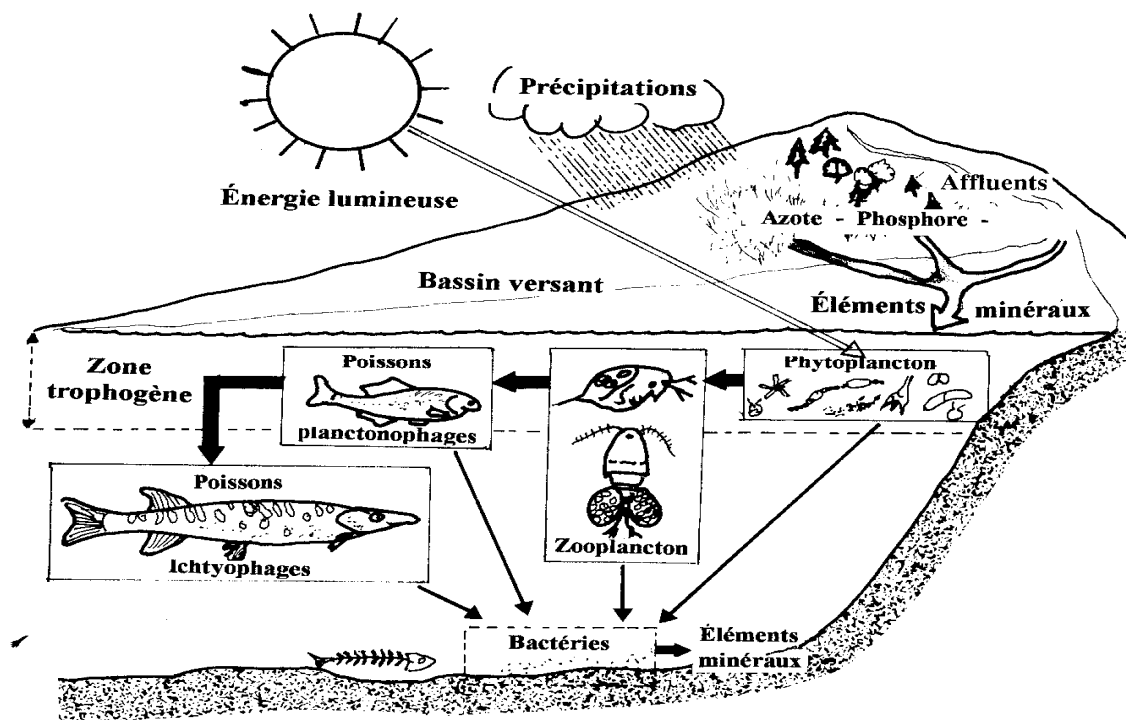


Figure 1: Schéma simplifié du fonctionnement d'un écosystème lacustre

Selon Ramade (1981), les principales phases de l'eutrophisation des eaux peuvent être schématisées comme suit :

- Pollution croissante,
- Prolifération des algues,
- Décomposition anaérobie,
- Dégradation extrême du milieu avec une simplification des espèces présentes.

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

On remarque que la première étape n'est pas forcément négative pour le milieu, car celui-ci s'enrichit au niveau de chaque maillon de la chaîne trophique. La seconde étape, par contre, voit une grande partie de la faune disparaître au profit d'organismes dits inférieurs.

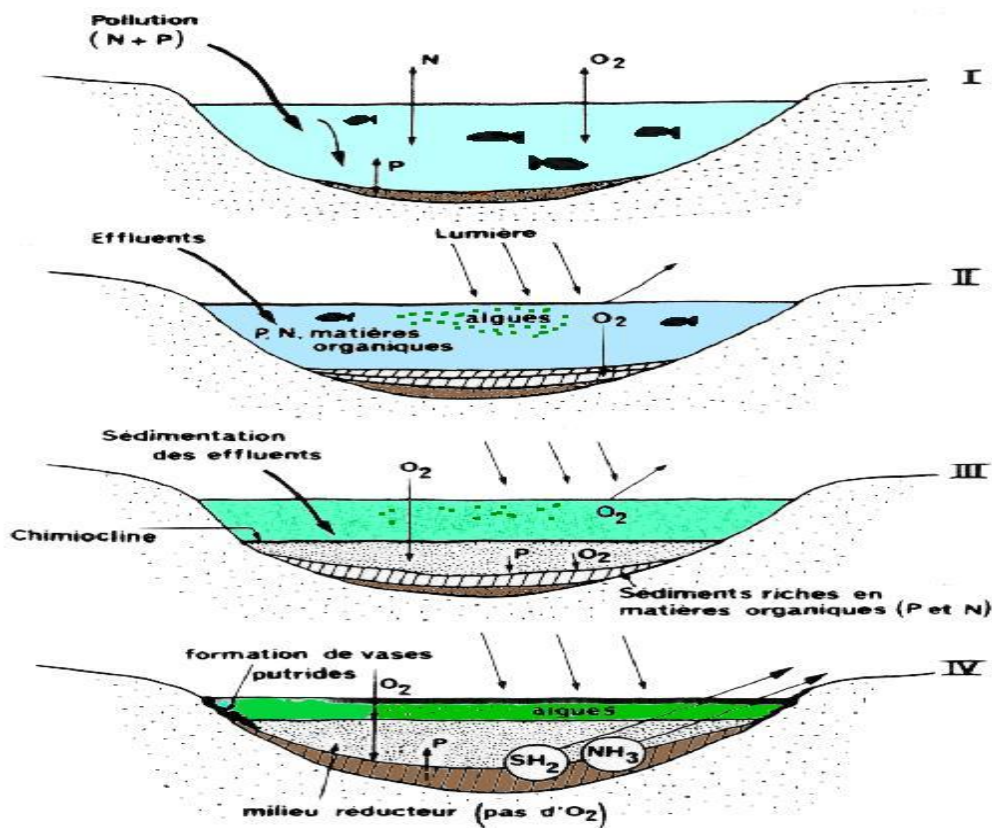


Figure 2: Schématisation des 4 étapes de manifestation de l'eutrophisation (Ramade, 1981)

Le rythme de développement des différentes phases dépend de l'environnement du lac : occupation des bassins versants, flux et nature des polluants, luminosité, hydrologie et hydrodynamique, morphométrie, etc.

Le développement excessif de macrophytes ou d'espèces phytoplanctoniques dans les milieux eutrophes conduit à une réduction de la transparence, qui va alors limiter l'activité photosynthétique. Par ailleurs, cette réduction de la transparence à moins de 1 mètre peut limiter les activités de baignade car cela s'accompagne d'une augmentation des risques de noyade.

En cas de prolifération d'espèces phytoplanctoniques, l'activité photosynthétique est alors très forte, ce qui induit des variations importantes de la concentration en oxygène dissous et du pH dans les systèmes aquatiques à l'échelle de la journée : en période diurne le pH peut dépasser 10 et en période nocturne le milieu peut être totalement anaérobie, ce qui peut porter atteinte à la vie piscicole.

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

La décomposition de la biomasse phytoplanctonique ou des macrophytes conduit également à une consommation importante de la concentration en oxygène dissous et peut entraîner une anaérobie dans les systèmes aquatiques, ce qui s'accompagne généralement du développement d'odeurs nauséabondes et de mortalité piscicole.

Enfin, dans le cas du développement de cyanobactéries, des risques sanitaires liés à la présence des cyanotoxines sont à craindre. De plus certaines cyanobactéries produisent également des composés malodorants qui génèrent des nuisances olfactives aux abords des plans d'eau infestés.

1.2. Problématique des macrophytes

Les disfonctionnements écologiques aboutissant à la prolifération des macrophytes sont imputés à l'état d'hyper-eutrophisation des plans d'eau (Coetzee & Hill, 2008). Les macrophytes représentent un problème sanitaire préoccupant dans les zones tropicales, en favorisant le développement des moustiques, responsables du paludisme (Hill & Coetzee 2008 ; Ogutu–Ohwayo *et al.*, 1997). Les systèmes de classification de l'état trophique aident à maîtriser la cause de la prolifération des macrophytes, mais la maîtrise du fonctionnement spécifique des macrophytes et leur infestation, doit s'analyser par une approche systématique (Wilson *et al.*, 2005).

La prolifération des macrophytes concerne les végétaux flottants et les végétaux fixés (enracinés), qui peuvent être émergés ou immergés. Le développement des macrophytes commence généralement aux abords des plans d'eau suite à des apports en nutriments (azote, phosphore) et en matière organique. La figure ci-dessous (figure 3) illustre le développement des macrophytes en zone côtière.

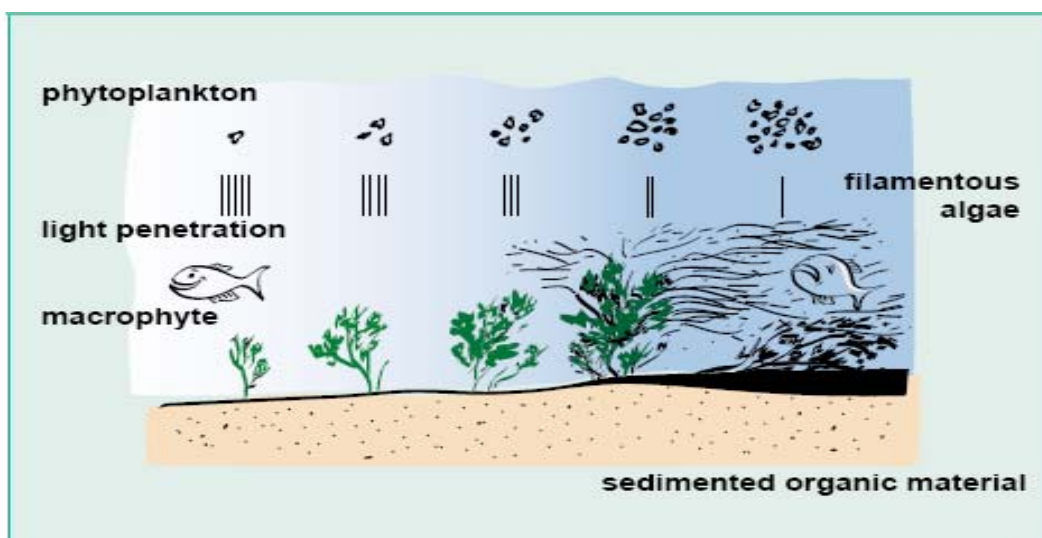


Figure 3 : Schéma de développement des plantes aquatiques en zone côtière (Funen City Council, Danemark 1991).

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

En zone tropicale les macrophytes fréquemment rencontrés dans les plans d'eau sont les macrophytes enracinés comme les salades d'eau douce et les macrophytes flottants comme la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) (figures 4 et 5). La prolifération des macrophytes, outre la fertilisation des plans d'eau, dépend également d'autres facteurs climatiques et morphologiques. En zone tropicale, la prolifération des macrophytes est plus favorable qu'en zone tempérée car la température est toujours favorable. Les végétaux aquatiques envahissants sont devenus des éléments de grande préoccupation pour les gestionnaires des plans d'eau.

Les figures 4, 5 et 6 ci-dessous illustrent la présence des macrophytes dans les plans d'eau au Bénin.



Figure 4: Peuplement végétal de *Nymphaea lotus* (*Nymphaeacées*) macrophytes enracinées, dans la retenue d'eau de l'Okpara (sous-bassin du fleuve Ouémé au Bénin, photo réalisée par Azokpota, 2004)

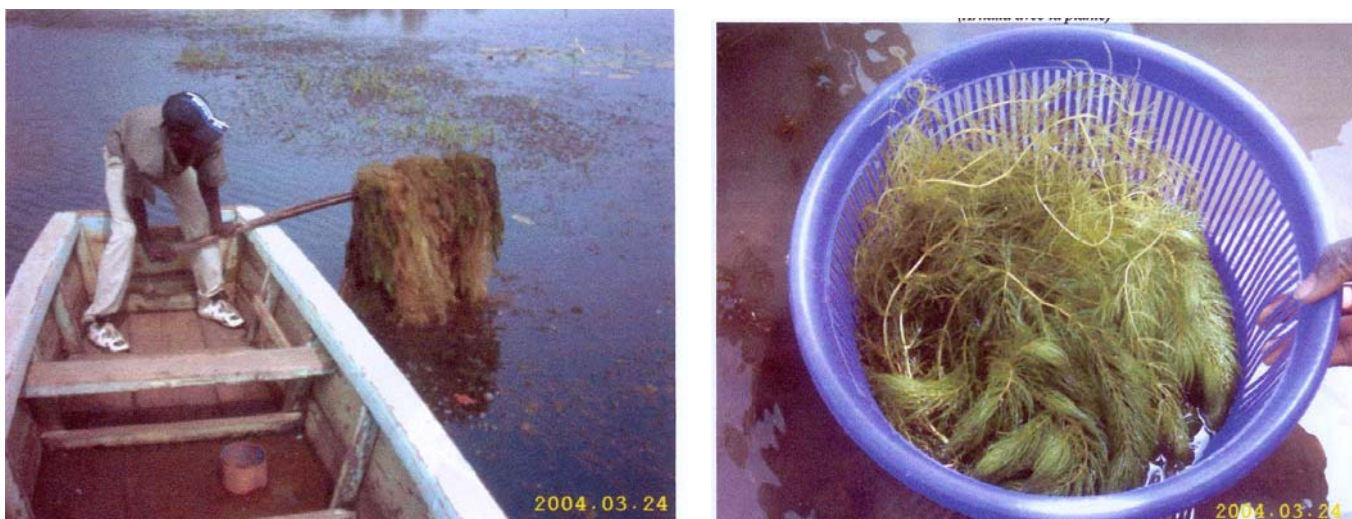


Figure 5: Plantes de *Ceratophyllum demersonii* (*Ceratophyllacées*) macrophytes flottantes, dans la retenue d'eau de l'Okpara (sous-bassin du fleuve Ouémé au Bénin, photo réalisée par Azokpota, 2004)

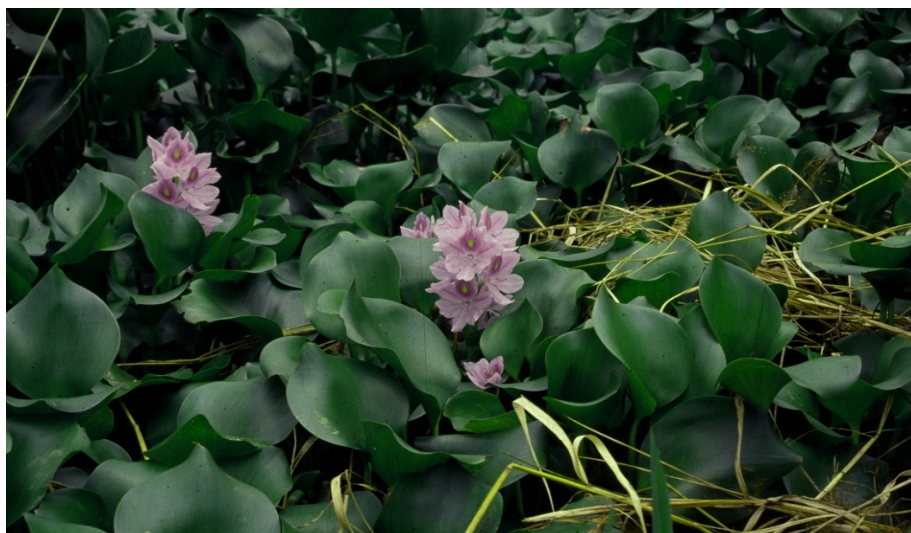


Figure 6 : Photo de *Eichornia crassipes*, macrophytes flottantes, dans le lac Nokoué (photo réalisée par Sinsin, 2000)

Les macrophytes, en couvrant la surface du plan d'eau, réduisent fortement la transparence de l'eau et bloquent la photosynthèse des plantes inférieures, ce qui va induire une anoxie du milieu. La décomposition de la biomasse (macrophytes), apporte au plan d'eau de la matière organique qui va entraîner l'augmentation de la consommation d'oxygène et rendre le milieu réducteur. On assiste alors à la réduction des nitrates en nitrites, puis à celle des sulfates en sulfures (H_2S), toxiques et sources de mauvaises odeurs.

1.3 Problématique des jacinthes d'eau

Végétal flottant de la famille des Pontédériacées, la jacinthe d'eau infeste la plupart des plans d'eau en Afrique (Coetzee & Hill, 2008). Introduite en Afrique (Egypte et Afrique du Sud) depuis le 19^{ème} siècle à partir de l'Amérique du Sud, la jacinthe d'eau se développe dans des proportions alarmantes, ce qui est imputable à l'eutrophisation, surtout dans les lacs peu profonds dont les bassins versants sont soumis aux pressions anthropiques. La prolifération sur toute l'année en eau douce eutrophe a été constatée au niveau des lacs artificiels de Yamousoukro en Afrique de l'Ouest (Parinet *et al.*, 2004). La croissance des jacinthes d'eau est souvent rythmée par les variations saisonnières et différents facteurs environnementaux (Hadj *et al.*, 2008). La température optimale de croissance est de 30°C, la densité algale pouvant représenter un poids frais de 70kg/m²/j. Les nutriments, azote et phosphore principalement, sont considérés comme indicateurs de niveau trophique susceptibles de favoriser l'apparition des macrophytes et surtout des jacinthes d'eau. En zone estuaire, la salinité peut inhiber la croissance des jacinthes d'eau, un seuil limite de 7g/L de NaCl a été observé (Wilson *et al.*, 2005).

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Une étude réalisée par De Casabianca & Laugier (1995) sur l'effet de la salinité dans la production de la jacinthe d'eau a montré que :

- la production a diminué de manière drastique avec une augmentation de la salinité de 2,1 à 2,9 g/L,
- la croissance de la jacinthe est stoppée à plus de 6 g/L de salinité
- la mortalité totale de la plante a eu lieu pour des salinités supérieures à 8g/L.

1.3.1 Conséquences de la prolifération des jacinthes

La prolifération des plantes aquatiques, surtout celle de la jacinthe d'eau, est à l'origine de la formation d'un écran en surface des eaux qui empêche l'oxygénation du milieu. De plus leur décomposition induit une augmentation de la quantité de matière organique dans le milieu dont la dégradation favorise l'anoxie. La production de sulfure et de nitrite (toxiques) inhibe le développement d'autres producteurs primaires et des poissons à grande sensibilité. Ceci peut provoquer un déséquilibre de la chaîne trophique (production/ consommation) d'un plan d'eau et entraîner des conséquences écologiques importantes.

La dégradation de la biomasse végétale conduit également à un enrichissement du milieu en nutriments, par minéralisation de la matière organique. Les conditions anaérobies dans le fond du plan d'eau, conduisent généralement au relargage de nutriments par les sédiments, ce qui va ensuite entretenir le phénomène d'eutrophisation.

La prolifération des jacinthes d'eau, par l'encombrement qu'elles créent dans les systèmes aquatiques, rend difficile le captage des eaux. De plus, la navigation devient difficile, ce qui limite les activités de transports des usagers. Au Bénin sur le lac Nokoué, l'accès aux villages lacustres comme Ganvié, devient difficile et limite les activités touristiques. Les jacinthes d'eau dans ces villages lacustres et celles qui sont au niveau des quartiers qui bordent le lac, deviennent les habitats idéaux pour les moustiques responsables du paludisme.

L'augmentation des teneurs en fer et en manganèse au fond des réservoirs et leur relargage dans la colonne d'eau constituent des nuisances au niveau de la ressource en eau destinée à la consommation humaine. La mauvaise décantation post coagulation/floculation, le colmatage des filtres, la demande élevée en chlore, les mauvais goûts et odeurs et la qualité microbiologique médiocre de l'eau sont autant de problèmes rencontrés dans les filières de potabilisation des eaux eutrophes. L'utilisation des eaux des lacs eutrophes (cas des zones à socle comme le Nord du Bénin), nécessite donc des traitements poussés de potabilisation ce qui augmente le coût de production et aggrave les difficultés pour l'accès à l'eau potable de la population la plus pauvre.

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

La jacinthe d'eau favorise la décantation des matières en suspension tout en consommant des nutriments. Elle peut être utilisée avantageusement en amont pour épurer les eaux usées, mais la gestion de la dégradation des plantes mortes, reste un souci. Toutefois, le couplage de la gestion des eaux usées avec la réalisation de composts pour la fertilisation agricole est une voie de valorisation.

1.3.2 Modes de gestion curatifs

Pour faire face aux différents problèmes posés par la prolifération des jacinthes d'eau, plusieurs méthodes de lutte ont été appliquées (Hill & Coetzee, 2008). Il s'agit notamment de :

- l'utilisation d'herbicides et de fongicides qui ont des impacts environnementaux néfastes sur l'écosystème et la santé humaine (Julien *et al.*, 1999) ;
- l'enlèvement manuel et mécanique qui reste assez coûteux et à refaire chaque année ;
- la lutte biologique, mettant en œuvre l'utilisation d'insectes tels que *Eccritotarsus catarinensi*, connaît certes de grands succès, mais est limitée par la disparition des prédateurs avant le prochain cycle de croissance des jacinthes d'eau (Center *et al.*, 2002) ;
- la méthode intégrée (combinaison des différentes remédiations) est difficile à organiser et à financer.

Outres ces techniques de remédiation, le contrôle des sources de nutriment est utilisé pour des actions préventives. La mise en œuvre de telles stratégies nécessite la maîtrise des différents facteurs de contrôle de la cause de la prolifération des jacinthes. Ce contrôle passe par la maîtrise des nutriments responsables du phénomène. Aussi, la prédiction de la croissance des jacinthes d'eau à partir des teneurs en nutriments peut être une voie de contrôle du développement des jacinthes d'eau (Wilson *et al.*, 2001).

2. Facteurs de contrôle de l'eutrophisation

Pour limiter le phénomène d'eutrophisation, il est nécessaire de connaître les différents facteurs de contrôle de l'eutrophisation.

2.1. Les nutriments

Les nutriments (ou éléments nutritifs) sont nécessaires au métabolisme des végétaux, organismes autotrophes capables de transformer la matière minérale en matière organique. Si la croissance des végétaux n'est pas limitée par un autre élément (lumière par exemple), un accroissement de la quantité de nutriments apportée dans le milieu pourra leur permettre de se développer davantage.

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Ainsi en milieu aquatique, l'augmentation des apports de matière organique et surtout d'azote et/ou de phosphore est souvent tenue pour responsable des phénomènes de proliférations des plantes aquatiques. Le phosphore est souvent considéré comme facteur limitant en eau douce (Smith *et al.*, 1999), cependant le rôle de l'azote ne doit pas être sous-estimé. Après avoir touché les lacs puis les rivières, l'eutrophisation engendrée par l'augmentation des apports terrigènes de sels nutritifs azotés et phosphorés a atteint de nombreux estuaires dans le monde, et même de vastes zones côtières peu profondes. Selon cet auteur, la difficulté d'établir aussi bien le temps de résidence que la nature du facteur limitant (azote, phosphore ou lumière) rend peu fiable l'utilisation des abaques statistiques pourtant si efficaces dans la gestion de l'eutrophisation des lacs tout en mettant en relief l'intérêt des modèles numériques dynamiques en zone marine.

Dès lors, lorsque l'on s'intéresse à ces phénomènes, il est primordial d'établir un bilan des nutriments dans le biotope en prenant en compte, si possible, l'évolution au cours du temps des différents paramètres impliqués dans ces processus.

Ces nutriments ont trois origines : les apports directs par les précipitations tombant sur le plan d'eau ; les apports par les cours d'eau en provenance des bassins versants et les apports provenant de rejets anthropiques directs dans le plan d'eau.

2.1.1. Azote

L'azote apporté au milieu provient de trois sources principales.

- **Rejets domestiques** : l'azote est presque en totalité sous la forme d'azote organique (urée, acide urique, créatinine) et d'azote ammoniacal (N-NH_4^+). L'urée et les acides aminés s'hydrolysent rapidement pour donner de l'ammonium. De ce fait, selon le temps de séjour dans le réseau d'assainissement, l'azote organique sera plus ou moins ammonifié. Aussi bien que l'on considère le rejet de 13 à 15g d'azote (NTK) par habitant et par jour soit composé pour 2/3 de formes organiques (Aminot *et al.*, 1990), la proportion moyenne des deux composants du NTK obtenue sur six eaux résiduaires urbaines s'établit à 70% de NH_4^+ et 30% de N organique, les composés oxydés ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) n'atteignant pas 1%.
- **Rejets industriels** : selon l'activité industrielle, les concentrations d'azote dans le rejet sont très variables. Les industries les moins polluantes, telles que la fabrication de pâte à papier produisent des concentrations de 5 à 20mg/L de NTK. Pour les industries les plus polluantes, le rejet présente des concentrations beaucoup plus élevées (fabriques d'engrais: 1500 à 5000 mg/L).
- **Rejets diffus issus du lessivage des sols enrichis en engrais azotés** : les apports d'azote d'origine agricole dus aux eaux de surface varient de façon considérable d'une région à une autre,

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

en relation avec la pédologie, l'hydrographie, le climat, les pratiques culturales, la nature des récoltes et la plus ou moins bonne maîtrise des agriculteurs de l'emploi des divers engrais.

Selon la nature des apports fertilisants et la granulométrie du sol, on constate que les engrais représentent un surcroît de 10 à 50% des pertes naturelles (maximum pour des sols à faible fraction fine). Cet apport se fait presque uniquement sous la forme la plus mobile, c'est-à-dire l'azote nitrique ($-\text{NO}_3^-$).

L'ampleur et la hiérarchie des apports d'azote aux eaux de surface sont donc fonction de l'importance relative de l'urbanisation (rejets domestiques), de l'industrialisation (rejets industriels) et de l'intensification de l'agriculture (rejets issus du lessivage des sols) de la région considérée.

2.1.2. Phosphore

On distingue deux formes principales du phosphore :

- **les phosphates** (sous forme HPO_4^{2-} ou H_2PO_4^- dans les eaux naturelles) correspondent à la fraction de phosphore qui se trouve sous forme minérale dissoute,
- **le phosphore total (PT)** résulte de l'analyse d'eaux non filtrées. Cette fraction rassemble le phosphore organique et minéral, dissous et particulaire.

La majorité des apports de phosphore provient de sources ponctuelles : rejets urbains ou industriels, déjections animales provenant d'élevages traditionnels ou industriels. Les rejets domestiques sont moins importants que dans le cas de l'azote : on considère qu'un habitant produit journalièrement entre 3 et 4 g de phosphore total (PT) dont une moitié provient des excréta et l'autre de l'utilisation de produits détergents à base de polyphosphates. Le fait que les apports diffus de cet élément par lessivage des sols soient minoritaires s'explique par la faible solubilité du phosphore présent dans les sols et particulièrement des formes minérales constituées, par des phosphates de fer et d'aluminium. La majeure partie du phosphore appliqué comme engrais ou restitué par la décomposition de la matière organique est rapidement convertie en forme insoluble. Pour cette raison, on rencontre fréquemment dans les sols des concentrations de phosphore dissous inférieures à 0,01mg/L. Il apparaît que le phosphore provenant d'apports diffus parvient aux cours d'eau principalement sous forme particulaire et par ruissellement de surface. Quelles que soient ses origines (entraînement à partir des sols agricoles du bassin versant, rejets industriels ou apports domestiques), le phosphore se retrouve dans les eaux de surface et dans les sédiments sous plusieurs formes : organiques (phospholipides, phosphoprotéines,...) et minérales (phosphates et polyphosphates), plus ou moins complexées. Les relations du phosphore avec les sédiments des cours d'eau et avec les sols régissent la plus grosse part des apports dans les eaux superficielles. La granulométrie des sédiments doit être prise en compte. En effet, l'essentiel du pouvoir adsorbant est

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

dû aux particules les plus fines ($<50\mu\text{m}$) qui peuvent être remises en suspension lors de variations de débit d'une rivière ou de remaniement des sols par érosion naturelle, défrichage ou terrassement. Le remaniement du sédiment entraîne des phénomènes de désorption du phosphore mais également le transfert de phosphore soluble de l'eau interstitielle dans la colonne d'eau (Matejka *et al.*, 1992).

2.1.3. Matière organique

Les apports importants de matière organique peuvent être une source de perturbation dans un écosystème aquatique avec une consommation de l'oxygène dissous lors de la décomposition de la matière organique. L'origine de l'excès de ces apports peut être endogène (forte production primaire), la désoxygénation des eaux se manifestera alors en profondeur, où le phytoplancton sédimente et où la lumière est insuffisante pour que la production primaire contribue à la réoxygénation des eaux. Une augmentation importante de la mortalité de la faune la plus sensible est alors observée (Pouriot & Meybeck, 1995).

A plus longue échéance, un apport exogène accru de nutriments et de matière organique non dégradée, associé aux matières particulaires qui sédimentent, comblent progressivement la « cuvette » des plans d'eau. Le processus d'envasement des plans d'eau, à l'origine naturel (à l'échelle des temps géologiques), connaît une accélération par l'apport d'éléments nutritifs au niveau des bassins versants. Ainsi, la dégradation de la qualité de l'eau apparaît parfois dès la mise en eau de certains réservoirs selon le type et la densité des activités humaines sur le bassin versant (Pouriot & Meibek, 1995 ; Tymen, 1997).

2.2. Climat et hydrologie

Le climat influence la productivité des lacs en agissant sur l'apport annuel d'eau et d'énergie, sur l'hydrologie du bassin versant et sur le taux de renouvellement de l'eau, ainsi que sur le transport des nutriments et sédiments vers le plan d'eau (Moss *et al.*, 2005). Le climat détermine entre autres la température de l'eau, la durée de la période de croissance végétale, la direction et la force du vent, la pluviométrie et la stratification thermique du plan d'eau. La disponibilité en énergie solaire est un facteur important du contrôle de la productivité phytoplanctonique.

Ainsi, l'augmentation de température dans les systèmes aquatiques liée au réchauffement climatique peut accélérer le développement des microorganismes et conduire à une majoration de l'eutrophisation : les blooms algaux sont observés sur des périodes de temps plus longues. Par ailleurs, cette augmentation de la température peut induire une augmentation de l'évaporation et

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

conduire alors à un accroissement des concentrations en nutriments dans les eaux, ce qui favorisera également l'eutrophisation.

Feuchmayr *et al.* (2009) ont mis en évidence dans leurs conditions opératoires en mésocosmes, qu'une augmentation de température (entre 21 et 25°C) conjointe à une augmentation de la concentration phosphore dissous, liée au relargage des sédiments, favorise spécifiquement le développement des macrophytes flottants, au détriment du phytoplancton.

Le climat influence l'hydrologie des bassins versants. En effet les quantités de nutriments transportés du bassin versant vers le plan d'eau sont proportionnelles à l'abondance des précipitations. Le transport des sédiments et nutriments associés ne s'accroît pas indéfiniment avec les précipitations. Le ruissellement des eaux, responsable de l'érosion des sols et du transport des particules vers le plan d'eau, s'amplifie avec les précipitations, mais ces dernières favorisent également le développement d'une végétation qui préserve le sol de l'érosion. La végétation est généralement inexistante dans les régions qui reçoivent moins de 120mm d'eau par an, mais les précipitations y sont insuffisantes pour engendrer une érosion notable et entraîner les sédiments. Environ 300mm d'eau par an suffisent à raviner la terre, mais ne permettent pas la formation d'une couverture végétale, dense et continue. En conséquence, l'érosion est en général maximale entre ces deux valeurs. Une hauteur de précipitations supérieure à 750 mm/an suffit à l'installation d'une couverture végétale capable de freiner l'érosion (Ogutu-Ohwayo *et al.*, 1997). La pluviométrie au Bénin est en moyenne au-delà de 1000mm. Le bassin versant des tributaires d'eau douce (Ouémé et Sô) et le lac Nokoué échappent donc à ce phénomène. La littérature indique que le calendrier des précipitations est aussi un facteur d'influence des apports de nutriments liés à l'érosion. Les maxima d'apport de nutriments coïncident généralement avec les périodes de pluviométrie élevée (printemps en zone tempérée). Dans les lacs tropicaux ou subtropicaux, la période de productivité maximale se situe généralement deux à trois mois après la saison des pluies (période pendant laquelle les apports en matériaux exogènes sont plus importants). Dans la partie centrale et Nord du Bénin où se pratique les feux de brousse en saison sèche (Novembre, Décembre Janvier), les premières pluies (Février, Mars Avril), sont vecteurs des éléments minéraux issus de ces feux de brousse vers les plans d'eau via les ruisseaux, marigots et rivières. Il importe cependant de tenir compte des pratiques de mise en valeur des terres. En effet, les labours peuvent donner lieu à un apport supplémentaire de matériaux exogènes lorsqu'ils laissent les sols exposés à l'action de la pluie. Les lacs et les réservoirs reçoivent alors des apports considérables de sédiments et autres matériaux en saison de pluie. En outre, le calendrier des pluies, la nature des activités agricoles en fonction de ce calendrier des précipitations, jouent un rôle majeur dans le transfert des nutriments vers les systèmes aquatiques.

2.3 Géologie et topographie du bassin versant

Le lac et son bassin versant forment une unité de base de l'écosystème, puisque les fractions terrestres et aquatiques du bassin hydrographique sont intimement reliées par le déplacement de matériaux, des terres vers l'eau. La composition chimique de l'eau d'un lac dépend donc de la composition géologique du bassin versant, de sa dimension et de sa topographie. Le contenu minéral des eaux douces varie considérablement en fonction des caractéristiques climatiques et géochimiques. En général, les roches éruptives contiennent de 0,07 à 0,13% de phosphore (sous forme d'apatite). Le pourcentage de phosphore est plus élevé dans les roches volcaniques proprement dites mais ce sont les roches sédimentaires qui sont les plus riches en phosphore (Cözar *et al.*, 2007). Au niveau du fleuve Ouémé, principal tributaire du lac Nokoué, les pentes à l'entrée de la zone deltaïque sont très faibles et favorisent une sédimentation qui a généré autour du lac, la formation d'une grande carrière de sable lagunaire en exploitation actuellement après la fermeture des carrières de sable marin, ce qui amplifie l'érosion côtière à Cotonou. Pour un bassin versant exempt d'activités humaines, la quantité de nutriments fournis au plan d'eau par les précipitations, le sol et la végétation est souvent inversement proportionnelle au volume du lac (Schindler, 1971). Pour les bassins similaires présentant les mêmes caractéristiques générales (rapport superficie du bassin versant / volume du lac, etc), les teneurs en éléments nutritifs dépendront surtout de la fertilité du sol du bassin versant.

2.4 Facteurs humains

Les stations d'épuration des eaux usées et les autres sources ponctuelles du bassin versant sont les sources principales de nutriments (Edmondson, 1970 ; Moss *et al.*, 2005). Alors que la structure géologique et la géographie physique du bassin versant déterminent généralement les caractéristiques physico-chimiques des eaux, la perturbation et la modification du bassin versant par l'homme peuvent engendrer un transfert de nutriments vers le plan d'eau bien plus important que celui dû aux facteurs naturels.

Des changements de techniques de mise en valeur des terres et l'utilisation d'engrais peuvent modifier considérablement la charge nutritive des eaux de ruissellement, comme le montre l'étude sur la relation de cause à effet entre les pratiques d'exploitation des terres et la qualité de l'eau, menée par le Canada et les Etats-Unis dans le bassin des grands lacs américains. Dans les régions tropicales, les travaux de Thornton & Nduku (1982) sur le lac Mcllwaine, au Zimbabwe, illustrent les effets des sources agricoles diffuses et des sources municipales ponctuelles sur la qualité des eaux. Pour les sources diffuses, d'autres facteurs que le type d'occupation des sols interviennent dans l'apport en nutriments. Parmi ces facteurs, on peut citer les cycles des éléments nutritifs et les

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

processus hydrologiques dans le bassin versant. Le faible enrichissement des rivières de forêt est dû en partie au cycle très rapide des éléments biogènes de l'écosystème forestier. Lorsque ce dernier est intact, une grande partie de l'azote inorganique est utilisée par la végétation. La déforestation perturbe ce processus de recyclage et cause une accélération de la perte d'ions du bassin versant vers le lac (Moss, 2007). Les activités qui dégradent le bassin versant peuvent causer une augmentation de la température du sol, une diminution de la rétention de l'eau par le sol, et une accélération de la minéralisation de l'azote à un moment où son assimilation par la végétation est compromise. Cet azote minéralisé se retrouve dans les rivières et les eaux souterraines (Vitousek *et al.*, 1979).

Les feux de brousse pratiqués dans le bassin du fleuve Ouémé, constituent également une autre source d'apport de nutriments dans le lac Nokoué.

Les effets combinés de la déforestation et des pertes engendrées par les activités agricoles peuvent causer un enrichissement des rivières qui vont alimenter les lacs et lagunes en aval.

2.5 Facteurs liés au plan d'eau

Bien que les causes principales d'une eutrophisation accélérée demeurent le plus souvent externes au plan d'eau, les caractéristiques de ce dernier peuvent en accentuer ou en atténuer les effets. La productivité globale du plan d'eau n'est pas uniquement fonction des apports externes et des concentrations internes ; la distribution, la disponibilité ou l'assimilation des nutriments sont des facteurs qui interviennent indirectement. Le recyclage interne des substances nutritives à travers le réseau microbien (phytoplancton, zooplancton etc...), le relargage à partir des sédiments de nutriments, de même que les propriétés spécifiques au bassin versant lacustre (morphologie et hydrodynamique), régulent le phénomène d'eutrophisation.

La profondeur moyenne d'un plan d'eau peut influencer considérablement les effets de l'accroissement de la charge nutritive d'un lac ou d'un réservoir. La teneur en oxygène de l'hypolimnion durant les périodes de stratification thermique dépend en grande partie de la profondeur moyenne de l'hypolimnion. La production d'une même biomasse de phytoplancton dans la couche euphotique demandera une consommation en oxygène par unité de volume de l'hypolimnion bien plus importante dans les plans d'eau où l'hypolimnion est profond. La consommation d'oxygène par décomposition bactérienne dans l'hypolimnion (R_H ; exprimée en $g\ O_2/m^3 /jour$) peut généralement être estimée de la manière suivante :

$$R_H = L_H/Z_H$$

L_H = charge de matière organique facilement dégradée (phytoplancton en décomposition en $g/m^2/jour$; Z_H = profondeur moyenne de l'hypolimnion (m) ;

2.6. Les actions à l'échelle du bassin versant : Réduction des charges de phosphore à la source

Sur un bassin versant, les processus actifs, leurs importances et leurs interactions dépendent d'un ensemble de facteurs qui contrôlent leur variabilité spatio-temporelle. Parmi ces facteurs, les variables d'entrée et les variables d'état vont conditionner pour une grande part la réponse du système. Toutefois, il faut ajouter à ces facteurs, les caractéristiques physiques du bassin versant qui comprennent l'occupation du sol, le type de sol, la géologie et la topographie. On peut ainsi tenter de définir des unités de milieu présentant une homogénéité relative en terme de propriétés hydrologiques. Les caractéristiques physiques tout comme les variables d'état permettent de décrire le système. Le contrôle efficace de l'eutrophisation des lacs et réservoirs dépend de la maîtrise des apports en nutriments et notamment du phosphore qui est généralement le principal facteur limitant du développement algal en eau douce (surtout en zone tempérée). En zone tropicale, l'azote peut le devenir (Ryding & Rast, 1994). Cependant, Ado *et al.*, (2000) ont montré à partir de l'étude d'un système lacustre de Yamoussoukro en Côte d'Ivoire (zone tropicale), que le phosphore est le facteur limitant.

La réduction des charges de phosphore à la source consiste à éliminer le phosphore par précipitation chimique au cours des traitements d'épuration des eaux usées. Les phosphates issus des rejets domestiques peuvent être éliminés par précipitation chimique à l'aide de sels de fer, d'aluminium ou de chaux. Selon les doses de réactifs utilisées, ce procédé peut réduire la concentration de phosphore dans les effluents à moins de 1mg/L. Cependant, les rendements réels de ces traitements sont très disparates (Tymen, 1997).

Les lessives ou autres détergents peuvent contenir des phosphates et constituent alors une source de phosphore important dans les eaux usées domestiques. Au Bénin il n'y a pas de réglementation relative aux lessives phosphatées et l'heure n'est pas encore à l'interdiction des phosphates dans les détergents comme en Europe. Cependant, si les concentrations en phosphates sont réglementées, c'est une source importante de phosphore qui est éliminée de certains bassins versants. Il faut s'assurer néanmoins que les produits de substitution soient inoffensifs pour l'environnement.

L'amélioration des pratiques agricoles et la mise aux normes des centres d'élevage est une troisième voie de réduction de la quantité de phosphore dans les hydrosystèmes « à la source ». En effet, les activités agricoles constituent autre source importante de phosphore. Les effluents d'élevage et les produits fertilisants peuvent se retrouver en quantité non négligeable dans le milieu naturel. Pour éviter que cela ne se produise, il faut optimiser la collecte de ces effluents et s'assurer d'un bon

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

dimensionnement des ouvrages de stockage (Tymen, 1997). L'usage des fertilisants doit être raisonné afin de réduire au maximum leur lessivage par les pluies.

Le contrôle de l'occupation des sols peut également permettre de réduire la charge de phosphore à un système aquatique. Lorsqu'un réservoir est utilisé pour la production d'eau potable, il se doit d'être muni de périmètre de protection réglementant les activités sur le bassin versant afin de maîtriser d'éventuels flux polluants. Autour de la retenue ou du lac, certaines activités comme l'épandage de fumier ou de lisier, l'utilisation de produits phytosanitaires et d'engrais minéraux, la pratique de certaines cultures comme le maïs, sont strictement réglementées voire interdites dans certains pays industrialisés. En général, il est préconisé la mise en herbe de terres à proximité immédiate du plan d'eau ou sur les terres présentant des risques importants de ruissellement.

Le traitement des eaux usées permet également de réduire les apports de phosphore dans les eaux. Trois techniques peuvent être envisagées : la création de pré – barrage, le traitement des eaux des tributaires ou la canalisation / déviation des eaux usées.

L'objectif premier des pré – barrages est de prévenir l'envasement rapide du réservoir principal par simple réduction de la vitesse d'écoulement et sédimentation de particules dont celles liées au phosphore. Les apports s'accumulent ainsi au fond du bassin et y demeurent piégés tant que la teneur en oxygène est suffisante. Les caractéristiques du pré – barrage doivent prendre en compte les paramètres optimaux de la photosynthèse (intensité lumineuse, température, etc) mais aussi les teneurs en phosphore des eaux alimentant le bassin qui ne doivent pas être supérieures à 0,5 mg/L pour une assimilation optimale par les algues (Ryding & Rast, 1994).

Les traitements physico-chimiques des eaux tributaires en amont du plan d'eau peuvent se faire par la mise en place d'une station de déphosphatation en utilisant les ions ferrique Fe^{3+} ou Al^{3+} comme agent de précipitation, suivi d'une décantation.

Il est possible de collecter les eaux usées riches en nutriments par des canalisations et les dévier vers le réseau d'assainissement collectif, puis vers une station d'épuration. Cependant, pour la réhabilitation d'un système aquatique, il est recommandé de dévier effectivement les rejets, bruts ou traités en aval du système à protéger. Cette technique ne déplace pas forcément le problème vers l'aval, car les enjeux ne sont pas les mêmes au niveau d'un cours d'eau ou d'un plan d'eau. L'eutrophisation sera moins marquée dans un cours d'eau avec une hydrodynamique favorable à l'auto-épuration.

3. Outils informatiques et gestion des plans d'eau

La multiplicité des facteurs intervenant dans le phénomène d'eutrophisation (facteurs naturels, humains ou internes au plan d'eau) implique une approche systématique pour cerner le problème et offrir des éléments d'orientation pour la gestion des systèmes aquatiques et la planification des opérations à mettre en place pour retrouver des milieux non eutrophes. Les modèles mathématiques et l'informatique offrent aujourd'hui d'énormes possibilités pour parvenir à un contrôle intégré des plans d'eau eutrophes.

La complexité du système, étant donné le nombre importants de facteurs influençant la qualité des eaux, rend extrêmement difficile sa description et l'identification des sources majeures de pollution. La connaissance de l'ensemble des entrants dans le système est nécessaire à la définition d'une planification des actions à mener pour avoir une amélioration de la qualité du milieu.

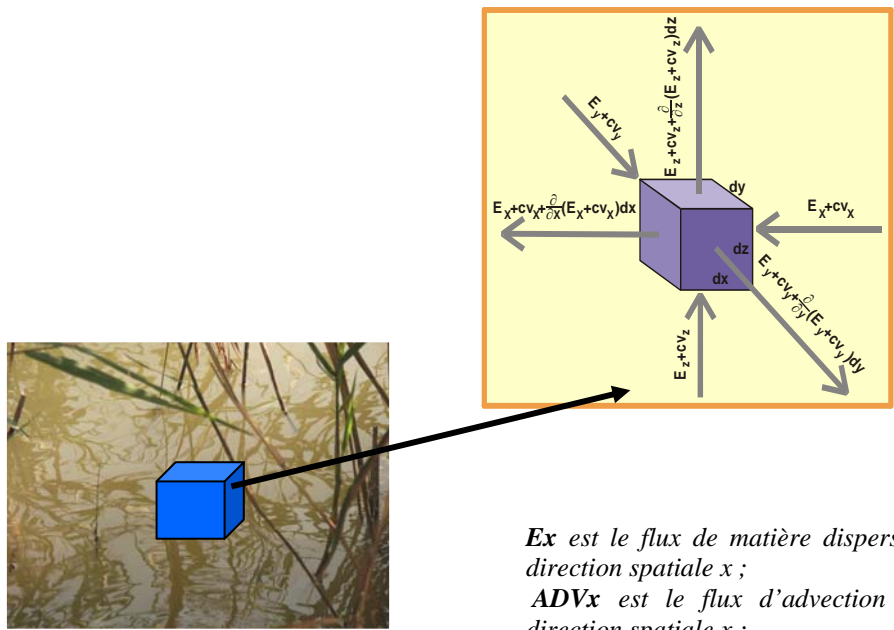
Une gestion optimale de l'ensemble des données (nature, flux de pollution...) sera possible par leur traitement informatique. Ces données pourront alors ensuite alimenter des modèles informatiques de la qualité des eaux, mettant en relation ces sources de pollution avec la qualité physico-chimique des eaux. Une fois ces modèles validés à partir des données de qualité des eaux observées sur le terrain, ces modèles peuvent ensuite être utilisés pour identifier les sources de contrôle de la qualité des eaux du système étudié.

Ainsi, l'utilisation d'outils informatiques semble maintenant incontournable pour une gestion efficace des milieux aquatiques.

3.1 Les bases de la modélisation

3.1.1 Fondements théoriques

La théorie de base sur le transport et la transformation de masse, tient compte de la continuité et de la conservation de la matière. Les principaux processus de transport dérivés du modèle général de qualité de l'eau sont illustrés par la figure 7.



Apport diffus $E_x = D_x \frac{dC}{dx} ; [ML^{-2}T^{-1}]$

Apport local $ADV_x = C v_x ; [ML^{-2}T^{-1}]$

E_x est le flux de matière dispersif dans la direction spatiale x ;
 ADV_x est le flux d'advection dans la direction spatiale x ;
 C est la concentration, la quantité de masse du constituant dans l'unité de volume d'eau ;
 D_x est le coefficient de dispersion dans la direction de la coordonnée spatiale x ;
 v_x est le composant de la vitesse d'écoulement dans des directions spatiales x

Figure 7 : Schéma conceptuel de mise en relation mathématique d'élément de volume d'eau (d'après Jolánkai, 1992).

Suivant l'équation de base (Jolánkai, 1979 et Jolánkai, 1992) l'élément de volume d'eau considéré est un cube de dimensions dx , dy et dz . La qualité de l'eau dans cet élément dépend de la masse d'une substance polluante considérée à un instant t donné. La variation de concentration de cette substance correspond à la différence entre la masse qui coule (flux de masse) en considérant également les effets des sources internes et les transformations éventuelles de la substance.

Le mécanisme du transfert de masse à l'intérieur et à l'extérieur de cet élément de volume d'eau inclut souvent la masse transportée par l'écoulement, suivant les directions avec les composantes v_x , v_y , et v_z du vecteur de vitesse d'écoulement. Ce processus est désigné par le terme de transfert de masse par advection. Le transfert de la masse correspondant au flux de masse, peut être calculé dans la direction x comme $C \cdot v_x \cdot d_y \cdot d_z$, où C est la concentration de la substance dans l'eau.

L'autre moyen de transfert de masse est connu sous le nom de dispersion ou de transport dispersif. La dispersion est un terme utilisé pour définir l'effet combiné de la diffusion moléculaire et de la diffusion turbulente. Ces deux derniers processus sont provoqués par le mouvement d'agitation induit par le mouvement de la molécule (diffusion moléculaire), et par la pulsation de la vitesse d'écoulement autour de sa valeur moyenne, provoquée par la turbulence (appelée la diffusion turbulente).

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Le transfert de masse dispersif (E_x, E_y, E_z) a la dimension de la masse par temps par section ($T^{-1} L^{-2}$ de M) et est habituellement exprimé par la loi de Fick qui stipule que le transport de la substance dans une direction de l'espace est proportionnel au gradient de la concentration de cette substance dans cette direction, le facteur de proportionnalité étant le coefficient de dispersion.

Les limites de transport de masse sont dérivées du modèle de base. Les équations décrivent le transport dispersif et advectif d'une substance polluante dans la direction x dans un élément de volume d'eau. La première limite est la loi de Fick qui déclare que le transport dispersif de la substance dans une direction de l'espace est proportionnel au gradient de la concentration de cette substance dans cette direction, le facteur de proportionnalité étant le coefficient de dispersion.

$$E_x = D_x \frac{dC}{dx} ; \quad [M \quad L^{-2} \quad T^{-1}] \quad (1)$$

$$ADV_x = C v_x ; \quad [M \quad L^{-2} \quad T^{-1}]$$

E_x est le flux de matière dispersif dans la direction spatiale x

ADV_x est le flux de masse d'advection dans la direction spatiale x

C est la concentration, la masse du constituant de qualité par unité de volume d'eau;

D_x est le coefficient de dispersion dans la direction de la coordonnée spatiale x (en superficie par unité de temps) ;

v_x est le composant de la vitesse d'écoulement dans des directions spatiales x

L'équation différentielle (2) ci-dessous prend en compte ces différents facteurs caractéristiques du transport de la matière polluante dans les cours d'eau.

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} dx dy dz = & [(v_x C) + E_x] dy dz + [(v_y C) + E_y] dx dz + [(v_z C) + E_z] dx dy \\ & - \left\{ (v_x C) + E_x + \frac{\partial}{\partial x} [(v_x C) + E_x] dx \right\} dy dz - \\ & - \left\{ (v_y C) + E_y + \frac{\partial}{\partial y} [(v_y C) + E_y] dy \right\} dx dy - \\ & - \left\{ (v_z C) + E_z + \frac{\partial}{\partial z} [(v_z C) + E_z] dz \right\} dy dx \end{aligned} \quad (2)$$

C est la concentration, la masse du constituant de qualité par unité de volume d'eau;

E_x, E_y, E_z sont les flux de matière dispersés dans les directions spatiales $x, y, et z,$

v_x, v_y, v_z sont les composants de la vitesse d'écoulement dans des directions spatiales $x, y, et z,$

dx, dy, dz sont les dimensions de l'élément de volume considéré.

3.1.2 Généralité sur les modèles : définitions et classification

3.1.2.1. Modèles déterministes, modèles stochastiques

Un modèle est dit stochastique si certaines des grandeurs impliquées sont des variables aléatoires représentées par une fonction de distribution de probabilité. Si aucune de ces grandeurs n'est considérée comme aléatoire, le modèle est déterministe. La grande majorité des modèles hydrologiques (SWAT EPIC, EFDC, etc) sont de type déterministe.

3.1.2.2. Modèles empiriques, statistiques, conceptuels, à base physique

Le modèle est dit empirique quand il ne s'intéresse pas à la structure interne d'un système, mais il utilise des relations directes entre les entrées et les sorties. Ce principe est proche du contrôle de rendement d'une station par suivi de paramètres à l'entrée et à la sortie sans se préoccuper de ce qui se passe à l'intérieur de la station. Les modèles statistiques tentent d'évaluer un comportement observé en utilisant une fonction de distribution. Ce sont des modèles inductifs, qui utilisent les observations pour déterminer la loi adéquate. Un modèle hydrologique conceptuel essaie de reproduire la réponse d'un bassin versant en remplaçant la réalité par une idéalisation simplifiée.

3.2. Modélisation de la qualité des eaux en zone estuaire et nécessité de couplage des modèles

En zone estuaire, l'hydrodynamique et la qualité de l'eau sont indissociables pour mieux comprendre les proliférations des jacinthes d'eau. Aussi est-il important de passer en revue la question des modèles hydrodynamiques et de la qualité des eaux dans une perspective de justification des choix à opérer pour le contrôle des jacinthes d'eau sur le Nokoué. Sur cette base, cette partie aborde les perspectives historiques du développement des modèles hydrodynamiques et des modèles de qualité et passe en revue le nombre d'études de modélisations hydrodynamiques et de qualité de l'eau de nature similaire à celle du lac Nokoué. La démarche qui a présidé au choix des modèles hydrodynamiques et de qualité de l'eau, et surtout pour servir de base au système d'analyse fondée sur les indices de probabilité de croissance de la jacinthe d'eau est présentée ci-après.

3.2.1. Le modèle hydrodynamique

Le mouvement de l'eau dans un système géophysique est souvent complexe à cause de l'irrégularité de la topographie, de la complexité des conditions limites mais aussi de la non linéarité du

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

processus. La résolution analytique des équations de mouvement est ainsi rendue impossible. Les progrès et la disponibilité des systèmes informatiques ont cependant aidé au développement des modèles hydrodynamiques qui utilisent la méthode numérique pour résoudre les équations de mouvement pour des systèmes comme les rivières, les lacs estuaires et les océans. Les modèles hydrodynamiques résolvent les équations de Navier-Stokes qui simplifient la prise en compte des systèmes hydrostatiques verticaux pour lesquels les échelles de longueur horizontale sont du même ordre que celles de profondeurs verticales.

Le calcul du débit à l'aide des modèles numériques effectue la discrétisation de l'ensemble des équations de mouvement continu dans l'espace et dans le temps. Cette procédure, régie par la méthode numérique, est utilisée pour un modèle spécifique. Deux catégories d'approche sont communes aux modèles hydrodynamiques: l'approche de grilles structurées, et l'approche des grilles non structurées (y compris des éléments finis et les méthodes de volumes finis). Les méthodes numériques définissent le domaine en le séparant en plusieurs composantes au moyen d'un processus de discrétisation, qui produit un modèle en réseau. Les modèles à grilles structurées utilisent les cellules quadrilatères qui limitent la souplesse de la grille dans la résolution de la complexité du rivage, mais se caractérisent par leur simplicité et l'efficacité des algorithmes. Les modèles à grilles non structurées ont beaucoup plus de souplesse dans leurs gammes variables de résolution en utilisant des éléments triangulaires, mais ont tendance à mettre plus de temps de fonctionnement et sont plus sensibles aux erreurs numériques. Ces deux méthodes numériques ont été appliquées aux systèmes de calcul à haute performance, permettant la simulation à haute résolution des régions côtières complexes (Hamrick, 1992).

Les modèles hydrodynamiques sont des outils importants dans l'étude de la qualité de l'eau. Ils sont appliqués à de nombreux problèmes écologiques en utilisant la gamme de configurations et de contraintes du modèle. Par exemple, ces modèles peuvent être utilisés de manière efficace pour les systèmes à deux dimensions ou dans une application complète en trois dimensions (3D) en considérant les valeurs moyennes des profondeurs. Certaines de leurs applications comme les flux de sédimentation, l'eutrophisation et la pollution au mercure par couplage avec des modèles de qualité comme WASP, concernent les études écologiques des estuaires. Les variables océanographiques qui sont fournies par ces modèles sont utilisées pour prédire des paramètres comme la température et la salinité, paramètres qui ont une incidence sur le système (faune et flore). En outre, les modèles hydrodynamiques peuvent être couplés aux modèles de qualité de l'eau pour fournir les variables de l'écoulement de l'eau (courants, niveau de l'eau), qui sont nécessaires pour prévoir le transport et le devenir des contaminants.

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Au cours de la dernière décennie, des couplages des modèles hydrodynamiques du domaine public ont été développés. Les cas de couplage et principalement ceux qui ont été largement appliqués à l'étude des milieux estuaires sont décrits ici. Le modèle hydrodynamique «Environmental Fluid Dynamics Code: EFDC » a été développé à l'Institut des Sciences marines en Virginie (Hamrick, 1992). EFDC est mis à jour par TetraTech Inc. et est actuellement pris en charge par l'Agence de Protection Environnementale des Etats Unis (US Environmental Protection Agency). Il est capable de simuler l'hydrodynamique dans les rivières, les lacs, les réservoirs, les systèmes de zones humides, des estuaires, des océans et des zones côtières. Le modèle EFDC permet de résoudre les équations en trois dimensions de l'hydrostatique verticale des surfaces libres et des turbulences moyennes de mouvements d'un fluide de densité variable. La solution technique utilisée est la définition des différents volumes finis par une discrétisation spatiale échelonnée des cellules. Le modèle dit de fermeture qui néglige la turbulence d'ordre 2 et d'ordre 1/2 de Mellor et Yamada (1982) est utilisé. Ce modèle de fermeture de turbulence concerne la viscosité de diffusion verticale, l'intensité de la turbulence, l'ampleur et la longueur de turbulence, le nombre de Richardson. EFDC peut également simuler la température et la salinité à travers son couplage dynamique de transport de chaleur et l'équation eulérienne de transport de masse.

L'autre modèle hydrodynamique utilisé en zone côtière est de type « équation primitive tridimensionnelle » : Princeton Numérical Ocean Model (POM) qui a été développé par Blumberg et Mellor (1987). Comme EFDC, POM utilise les grilles curvilignes ou horizontales orthogonales dans un échelonnement et d'une grille verticale du système de coordonnées sigma qui prend en charge la variabilité de la topographie du fond et du déplacement de la surface libre (Blumberg et Mellor, 1987).

La différenciation externe des variations temporelles et des profondeurs moyennes est explicitée alors que la différenciation interne de variation temporelle verticale reste implicite. L'utilisation de cette différenciation implicite dans la formulation verticale permet l'utilisation de fines couches verticales sans tenir compte des contraintes de stabilité. Toutefois, compte tenu de la nature explicite de la solution en mode externe, il est difficile de simuler les flux dans les zones estuaires avec des modèles tels que POM (Chau & Jiang, 2001), moins efficaces que les modèles récents qui utilisent des modèles semi-explicites comme EFDC. POM est devenu l'un des modèles phares dans le monde pour l'étude de la circulation dans les estuaires (Oey *et al.*, 1985). Il a été validé pour les données de terrain dans de nombreux estuaires et les régions côtières des océans.

CH3D-WES est un autre modèle hydrodynamique de trois dimensions à variation temporelle, dérivé d'une version antérieure du modèle de l'Université de Floride (Sheng & Lick, 1979) et utilisé par le corps de l'armée américaine (Chapman *et al.*, 1996). Il peut simuler les flux dans les lacs et

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

les estuaires. La solution technique utilisée est basée sur le mode implicite, suivant des programmes échelonnés de grilles finies. Un système de second ordre de différentiation est utilisé pour résoudre les termes de convection, et un autre de troisième ordre (plus rapide) est utilisé pour résoudre les termes d'advection. Le modèle de clôture des moments de turbulence du second ordre est utilisé. Le modèle vertical porte sur la viscosité, la diffusivité des intensités des turbulences, l'ampleur et la longueur des turbulences et le nombre de Richardson. WES-CH3D simule également la salinité et la température.

3.2.2. Modèle de qualité de l'eau

QUAL2E est un modèle d'état d'équilibre des flux et de la qualité de l'eau, utilisé pour simuler la qualité de l'eau et l'hydrodynamique des systèmes mixés, où l'advection et la diffusion sont dominantes dans la direction principale du mouvement (Brown & Barnwell, 1987). En raison de cette hypothèse, le modèle est adapté pour les rivières qui sont homogènes à la fois verticalement et latéralement (Bowen & Hieronymus, 2003). Bien que QUAL2E puisse être utilisé seulement durant les périodes où le débit et les charges ne varient pas, il est dynamique en fonction de la température et les variations diurnes de la biomasse algale. En plus de l'équilibre des flux et la qualité des eaux des algorithmes, il résout l'équation de bilan thermique pour la prédiction de la température. QUAL2E a été appliqué à la modélisation de la qualité de l'eau dans de nombreuses parties du monde, par exemple en Caroline du Nord (Little & Williams, 1992), au Ghana (Larmie et Vanouplines, 1989) ou en Espagne (Cubillo *et al.*, 1992).

CE-QUAL-ICM est un modèle dynamique de l'eutrophisation à trois dimensions (Cercio & Cole, 1995) qui utilise une méthode numérique de volumes finis pour résoudre les équations de transport de masse et de la cinétique de la qualité de l'eau. Il ne permet pas d'accéder aux paramètres hydrodynamiques comme le débit. Le volume et les coefficients de diffusion doivent être interprétés dans le modèle à partir de sources externes. Le modèle hydrodynamique tridimensionnel CH3D-WES a été généralement utilisé pour fournir le flux variables de CE-QUAL-ICM. Même si le modèle a été initialement développé pour étudier l'eutrophisation dans la baie de Chesapeake, il a ensuite été appliqué à la qualité des eaux d'autres systèmes avant d'être généralisé. Certaines de ces études ont été appliquées à Los Angeles, Long Beach Harbors, New Jersey et en Floride à Harbors baie. CE-QUAL-ICM est distribué et appuyé par USACE WES. Le logiciel de modélisation est actuellement disponible pour le grand public sur le site de l'agence américaine EPA pour les utilisations en ingénierie.

Le modèle « Water Analyse Simulation Program » (WASP) est un autre modèle de qualité de l'eau en trois dimensions du domaine public soutenu par « Environmental Protection Agency (EPA) ». Il

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

a d'abord été développé par Di Toro *et al.* en 1983 et a été renforcé au cours des deux dernières décennies. L'actuelle version WASP7.2 a été publiée en 2006 par EPA. WASP est structuré pour faciliter le remplacement des sous-programmes cinétiques pour réaliser des modèles spécifiques selon les problèmes à résoudre. Sur la base de l'approche de modélisation du compartiment « par boîte » flexible, WASP peut être appliqué aux problèmes de qualité de l'eau dans les ruisseaux (Ambrose *et al.*, 1993), les lacs, les rivières, les estuaires et les eaux côtières. Il est capable de réaliser la simulation dynamique en cas de variation temporelle hydrodynamique et dans les conditions de changement de charges. WASP est composé de deux grande parties : les programmes DYNHYD5 et WASP7, qui peuvent être exécutés en même temps ou séparément. Le programme de l'hydrodynamique, DYNHYD5, simule le mouvement de l'eau tandis que le programme de la qualité de l'eau, WASP6, simule le mouvement et l'interaction des polluants dans l'eau. WASP peut aussi être relié à d'autres modèles hydrodynamiques tels que EFDC, grâce à l'utilisation d'un lien de fichier ASCII qui lui assure les transferts des débits, du niveau d'eau et de la dispersion des données qui sont requises par le modèle de la qualité de l'eau. WASP est largement utilisé dans le développement de Total Maximum Daily Loads (TMDLs), outils d'évaluation des charges polluantes utilisés aux USA par les professionnels chargés de la gestion des eaux usées et des déchets.

3.3. Etude de la modélisation de l'eutrophisation

La croissance des jacinthes d'eau est favorisée en eau douce eutrophe (Chadwick & Obeid, 1966). Cette croissance est fonction de la concentration en nutriment et de la luminosité. Le niveau de concentration des nutriments dans les eaux eutrophes, dépend des conditions de circulation de l'eau et des interactions eau - sédiment. Les modèles de qualité de l'eau abordés dans le cadre de l'étude de l'eutrophisation, se sont plus adressés à la progression de ses effets de détérioration qu'à son contrôle. Cette approche a certes permis de mieux connaître les différents problèmes, mais n'éclaire pas les différents acteurs sur leurs responsabilités individuelles et collectives. Les conséquences et les causes de la dégradation de la qualité de l'eau, étant étroitement liées, le contrôle de la prolifération de la jacinthe d'eau, passe par la maîtrise de la cause de l'eutrophisation. L'objectif de la modélisation de l'eutrophisation du plan d'eau infesté par les jacinthes d'eau, est donc de permettre une discrétisation des sources de cette eutrophisation.

3.4 Choix du modèle

Le modèle doit permettre de répondre à de multiples problèmes, relatifs à la qualité de l'eau. Il devra en particulier apporter des réponses aux questions suivantes :

- ▶ Quelles sont les contributions relatives de diverses sources de polluants ?
- ▶ Quelles sont les distributions spatiales et temporelles des polluants ciblés sous divers scénarios de gestion ?
- ▶ Quelle est la trajectoire et le temps probable d'atténuation du polluant nécessaire au rétablissement selon les divers scénarios de gestion ?

Les difficultés de mise œuvre d'un modèle sont en partie attribuées à la disponibilité et à la fiabilité des données de terrain. Dans le contexte de pays en développement, le choix du modèle doit tenir compte de ces exigences de disponibilité de données et des preuves de l'efficacité du modèle. Il importe également de prendre des options précises afin que la mise en œuvre du modèle contribue à l'approfondissement des connaissances du plan d'eau étudié. Aussi, le modèle choisi devra t'il être basé sur l'eutrophisation et permettre de discrétiser les sources polluantes en tenant compte de l'influence de la mer. Le comportement hydrodynamique du lac sous l'influence des eaux de mer et des eaux douces des tributaires du lac est un objectif également retenu.

Le modèle « Water Quality Analysis Simulation Program (WASP7) » aide les utilisateurs à interpréter et à prévoir des réponses à des problèmes de qualité de l'eau ayant pour origine des phénomènes naturels ou anthropiques et ceci dans le cadre d'opérations de contrôle et de gestion de cette pollution (Di Toro *et al.*, 1983 ; Ambrose *et al.*, 1988).

Les processus évoluant dans le temps, comme l'advection, la dispersion, les transformations et l'échange diffus de matière au niveau des zones frontières, sont représentés dans le modèle. WASP peut également être associé aux modèles hydrodynamiques et de transport de sédiments comme Environmental Fluid Dynamic Code (EFDC), pour fournir une description des écoulements, des vitesses de profondeurs, des variations de la température, de la salinité et des flux de sédiment. Le modèle WASP a été utilisé pour étudier l'impact des apports nutritifs sur la qualité de l'eau de la baie de Tampa en Floride (USA). Le modèle a permis d'évaluer les processus gouvernant les différents apports et les impacts à longs termes pour une grande surface en utilisant les prévisions des marnages moyens. Canu *et al.* (2003) ont créé un modèle général de qualité en associant à WASP un modèle hydrodynamique pour décrire la lagune de Venise. Le modèle obtenu (VELFEEM) a été utilisé dans un premier temps pour évaluer les impacts des fermetures périodiques du canal sur la qualité des eaux. Le modèle mathématique WASP 6.0 a été employé par Nikolaidis *et al.* (2009) pour simuler l'hydrodynamique, la dynamique nutritive et l'évolution de phytoplancton dans le golfe de Thermaikos en Grèce. Des données de salinité ont été employées

CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

pour calibrer les variables hydrodynamiques du modèle. Le modèle est apparu parfaitement sensible à la variation de salinité et de concentrations en éléments nutritifs. Les récentes utilisations de ce modèle ont donné la preuve de son efficacité et de sa flexibilité pour une adaptation à divers types de plan d'eau complexes comme les lacs estuariers.

Aussi, pour atteindre les objectifs de ce travail et au regard de la revue bibliographique qui vient d'être faite, WASP a été choisi pour cette étude. Ce choix a été facilité par la disponibilité du modèle dans le domaine public, mais aussi en raison de l'intérêt qu'a apporté le Professeur Bowen de l'Université de Charlotte aux USA à cette étude, en acceptant de s'y impliquer. WASP sera couplé au modèle hydrodynamique « Environmental Fluid Dynamic Code (EFDC) » pour être mis en œuvre sur le lac Nokoué au Bénin. L'analyse du contrôle de la prolifération des jacinthes d'eau basée sur les indices de probabilité de croissance utilisera les résultats de sortie de WASP.

Chapitre 2 DESCRIPTION DU MILIEU D'ETUDE

1 Site d'étude

1.1 Généralités

Les principales caractéristiques du site d'étude sont présentées dans cette partie. La collecte des données a été délicate et le protocole utilisé a été le suivant :

- identification des centres de documentation susceptibles de disposer des données sur le site (ASECNA, Port de Cotonou, Direction Générale de l'Eau, Agence Béninoise pour l'Environnement);

- revue bibliographie des travaux effectués sur le lac Nokoué (mémoires et thèses de l'Université d'Abomey – Calavi) ;

- collecte et traitement des données ;

- visites de terrain (aux alentours et sur le plan d'eau) à l'aide d'une barque motorisée.

Les données collectées ont été recoupées et synthétisées. Le principal tributaire du lac, le fleuve Ouémé, traverse plusieurs types de reliefs ; il est apparu important de rappeler une description sommaire du bassin de ce fleuve. La description physique du plan d'eau, la climatologie, l'occupation du bassin versant et les activités sur le lac sont présentées ci-après.

1.2 Zone d'étude : Situation géographique

La République du Bénin est un pays d'Afrique occidentale ; large au Nord de 325 km, il ne s'étend que sur 125 km à la côte, sa superficie est de 114722 km².

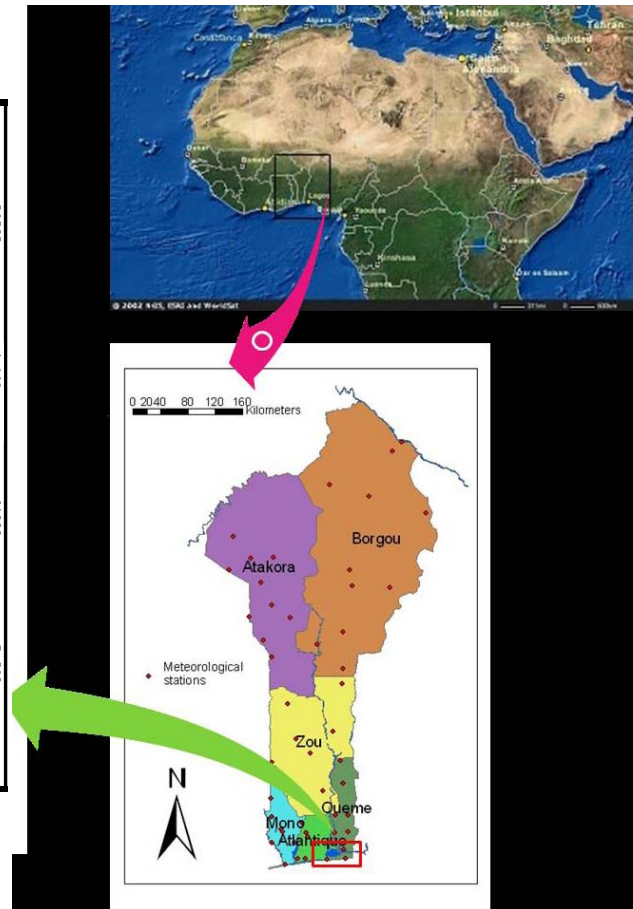
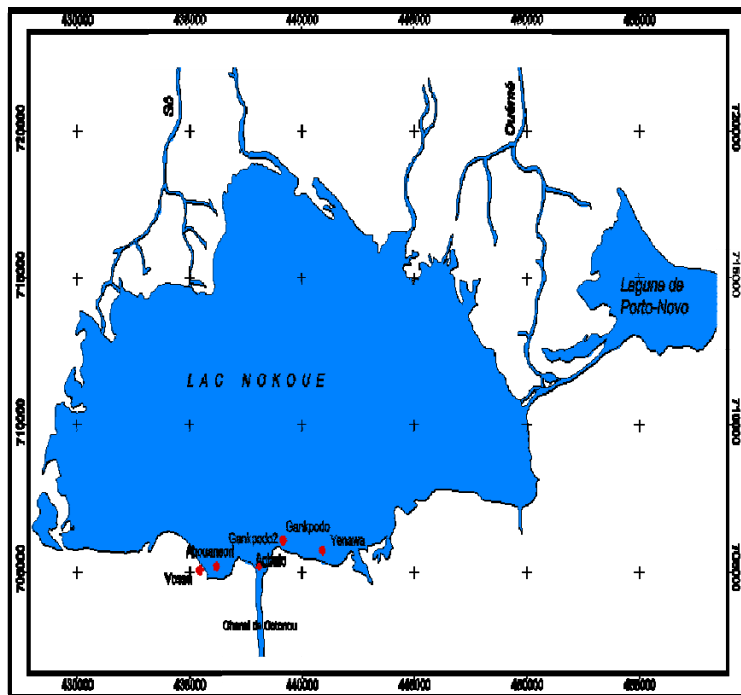


Figure 8 : Situation géographique du site d'étude : Le lac Nokoué, lac estuaire au Sud du Bénin en Afrique de l'Ouest

Le principal tributaire en eau douce du lac est le fleuve Ouémé dont le bassin occupe plus de la moitié du territoire (voir carte du bassin de l'Ouémé à la figure 9 ci - dessous). La superficie du plan d'eau est d'environ 150 km² et sa profondeur moyenne est 1,5 m.

2. Le bassin versant

2.1. Le fleuve Ouémé

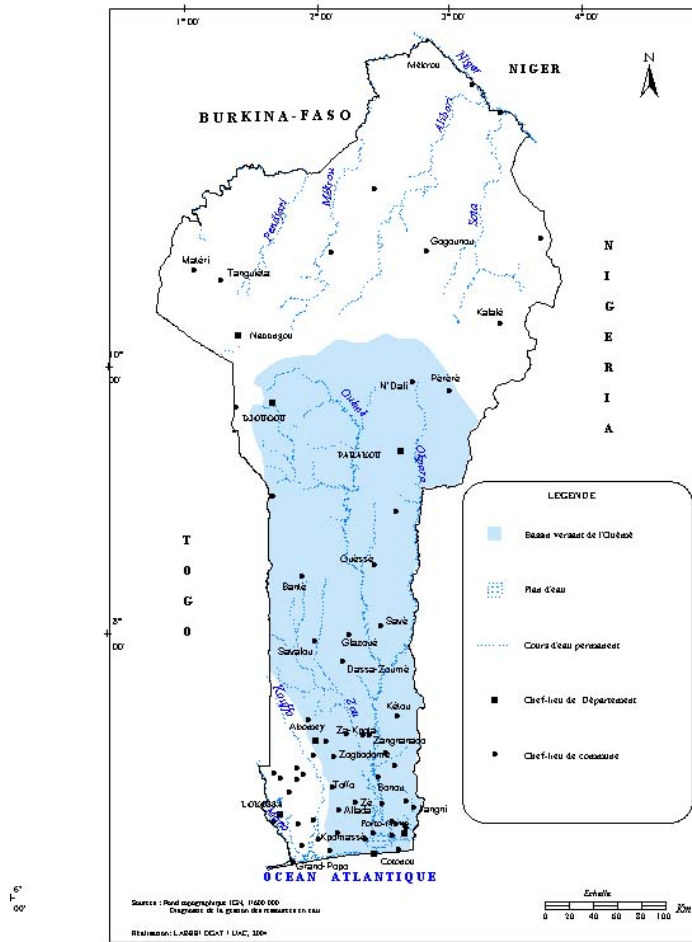


Figure 1: Carte des bassins hydrographiques du Bénin

Figure 9 : Situation du bassin du fleuve Ouémé qui alimente le lac Nokoué

Le fleuve Ouémé d'une longueur de 523 km couvre un bassin de 46 500 km². Il prend sa source au Nord du pays dans le département de la Donga. Le bassin du fleuve Ouémé couvre la grande partie du pays. Il présente de ce fait toutes les grandes unités de relief et de géologie du pays.

Le fleuve Ouémé prend sa source au Nord du pays, à 550 m d'altitude. Ses deux principaux affluents sont l'Okpara, sur la rive gauche dans le socle cristallin, et le Zou dont la confluence avec le fleuve est sur la rive droite, dans le bassin sédimentaire. Le vaste domaine d'alluvionnement, parfois déjà considéré comme zone deltaïque, commence à 90 km (7°N), au Nord du lac Nokoué et couvre près de 9 000 km² (Colombani et al., 1972). Le delta proprement dit commence au Sud de Hêtin-Sota, où la plaine deltaïque atteint 24 km de large. Dans le delta, la crue de la Sô commence en Août, atteint son maximum en Octobre avec un écoulement moyen de 40 m³/s. Les débordements de l'Ouémé à Adjohoun commencent en Juillet, et parfois en Août. Le débit maximal moyen s'observe toujours en Septembre (550 m³/s à Adjohoun, 580 m³/s à Hêtin-Sota).

L'Ouémé Supérieur comprend:

- le réseau rive gauche situé à l'est de l'axe Nord-Sud constitué par les vallées de l'Alpouro puis de l'Ouémé ;

CHAPITRE 2 : DESCRIPTION DU MILIEU D'ETUDE

- le réseau Nord-Ouest, sur les flancs des reliefs de l'Atacora et d'Aledjo ;
- le bassin du Zou.

Parmi les affluents les plus importants, citons d'amont en aval:

- l'Alpouro : 2010 km² pour une longueur de 86 km,
- le Yérou Maro : 2590 km² pour une longueur de 120 km,
- la Biffa : 1990 km² pour une longueur de 78 km,
- l'Okpara : plus de 10000 km² pour une longueur de 362 km.

Il est caractérisé par deux saisons totalement distinctes : une saison sèche de Novembre à Avril et une saison pluvieuse de Mai à Octobre avec les fortes pluies en Juillet – Août. C'est également une zone caractérisée par l'harmattan (vent venant du Sahel, de sens NSW) qui coïncide avec les activités traditionnelles de feux de brousse (à la recherche du petit gibier) dont les effets favorisent l'érosion des sols. L'Ouémé supérieur présente également les plus grandes surfaces agricoles du pays (coton, vivriers et plantes à tubercule).

Après sa confluence avec le Zou, l'Ouémé entaille profondément les formations du Continental Terminal : cette partie du fleuve est dénommée l'Ouémé inférieur. La pente de la rivière devient alors extrêmement faible (5 m de dénivelée sur 85 km) et la vallée de l'Ouémé se présente alors comme une large zone inondable où le système hydrographique est très complexe. Une rivière, la Sô en rive droite, a un cours parallèle à l'Ouémé avec lequel elle est reliée par différents bras tantôt défluent, tantôt affluents : la Zounga, l'Agbagbe, l'Ouovu et la Zouvi. C'est cet ensemble qui forme le delta de l'Ouémé. La Sô et l'Ouémé se jettent dans le lac Nokoué respectivement aux environs de Ganvié et à l'Ouest de Porto-Novo.

2.2 Bilan des entrants

Le lac Nokoué possède plusieurs tributaires dont les principaux sont : le fleuve Ouémé ; la rivière Sô ; les eaux usées provenant de Calavi, les collecteurs d'eau pluviale et le chenal de Cotonou par lequel arrive l'eau de mer. Le schéma ci – dessous met en relief ces entrants du lac Nokoué. Au plan quantitatif, seule la station de Bonou a été régulièrement suivie depuis 1958. La station de Sô – Ava a été suivie seulement de 1969 à 1976. Pour les autres entrants, on note une absence totale de mesure de débit.

Au niveau de la qualité des eaux, le constat est également caractérisé par l'absence de données historiques aussi bien au niveau des tributaires que du lac. L'influence très marquée des saisons sur la prolifération des jacinthes d'eau, le régime hydraulique et la qualité des eaux invite donc à envisager le comblement de ce déficit d'information. La figure ci – dessous met en relief le positionnement des principaux entrants pour lesquels des données sont manquantes.

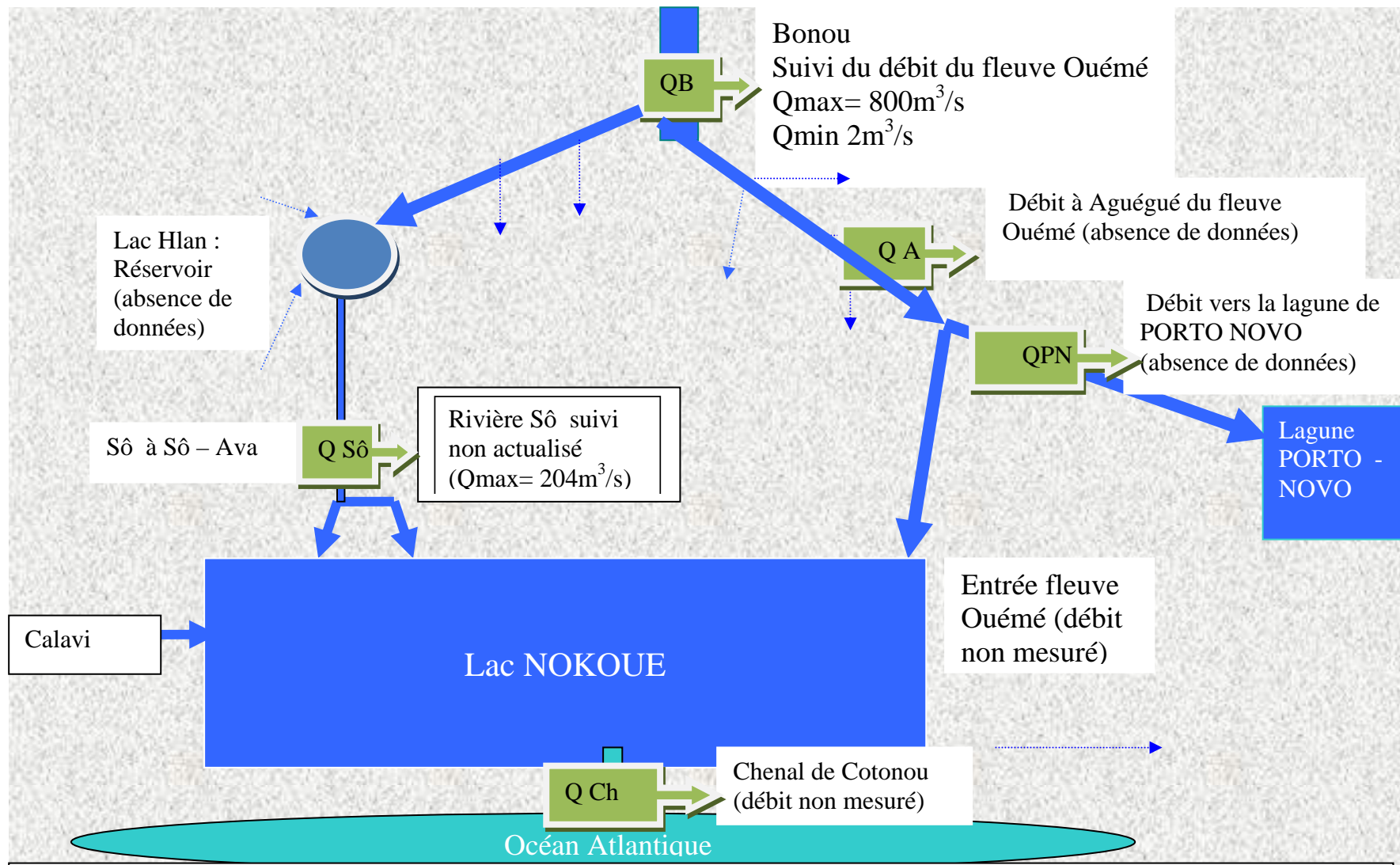


Figure 10 : Positionnement des points d'évaluation des entrants devant être renseignés pour caractériser le système. Les flèches vertes représentent les points où de mesures de débit par ADCP peuvent être effectuées.

CHAPITRE 2 : DESCRIPTION DU MILIEU D'ETUDE

Les mesures de débits solides (particules pouvant subir une sédimentation) dans le fleuve Ouémé remontent à 1965-1966. Elles sont nombreuses, mais ne donnent qu'une évaluation du débit solide annuel compte tenu des techniques de mesure utilisées. Le transport solide total, à hauteur de Sagon (à l'entrée du bassin sédimentaire), est de l'ordre de 1 à 2 millions de tonnes/an.

Le Zou qui débouche dans le fleuve, amène 20 000 à 40 000 tonnes/an. Les variations d'une année à l'autre sont certainement fortes en fonction de la pluviométrie. Une partie des sédiments se déposent dans la plaine deltaïque et dans les lagunes, notamment au niveau des cônes d'alluvionnement ; le reste aboutira dans l'Océan Atlantique, après le transit dans le lac Nokoué et la lagune de Porto-Novo.

2.3 Géologie du bassin versant

La nature géologique des terrains de la zone d'étude comporte trois ensembles du Nord au Sud (Maliki, 1993).

Un premier ensemble couvrant la zone du plateau représenté par du sable argilo- limoneux rouge à jaune, appelé « terre de barre ». La mise en place de sable se serait faite sous un climat équatorial ancien, où la moyenne des précipitations est de 1400mm ; ce qui aurait favorisé le processus de fertilisation, cette formation est d'âge pléistocène continental.

Un deuxième ensemble correspondant aux sables jaunes et ocres des cordons internes; ces sables seraient de la terre de barre érodée, reprise par les agents littoraux, avec élimination de la fraction argilo-silteuse.

Un troisième ensemble représenté par les sables blancs ou bruns et des sables gris des cordons médians ; ils sont issus des dernières oscillations marines de la période post-holocène (Oyede, 1991). La zone d'étude présente ainsi superficiellement des unités géologiques appartenant toutes au quaternaire.

3 Bathymétrie du lac

La profondeur moyenne du lac est de 1,5m. La profondeur est inférieure à 1m sur 20% de la surface du plan d'eau. La zone la plus profonde (8m) se situe au niveau de l'entrée du chenal.

La bathymétrie du lac Nokoué (figure 28) montre des valeurs caractéristiques des lacs peu profonds.

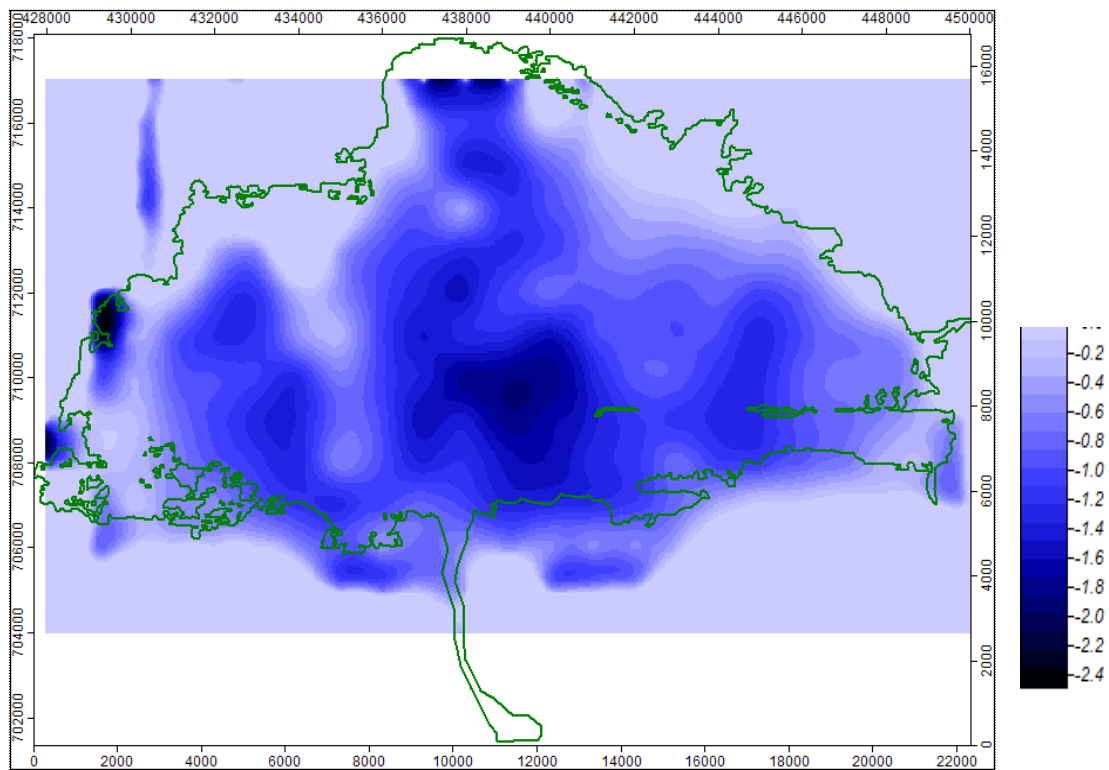


Figure 11: Représentation de la bathymétrie du lac Nokoué

Les études antérieures menées dans les années 80, montrent que la profondeur est inférieure à 3 mètres (Colleuil *et al.*, 1984) et se présente comme suit :

- à 2,8m sur 28,5 km² ;
- 1 à 2m sur 104 km² ;
- moins de 1m sur 30 km².

Une diminution de l'ordre de 0,6m de la profondeur maximale a été observée sur environ 20 années (0,03 m/an environ). La forte utilisation des pièges à poissons « Acadjas » et les apports sédimentaires liés à l'hydrodynamique du lac constituent les principales causes de cette tendance au comblement du lac. Cependant, l'eutrophisation concourt également au comblement du lac.

4 Climat

4.1 Pluviométrie

A Cotonou, la pluviométrie moyenne annuelle sur 40 ans (1945 - 1995) est de 1309 mm.

L'évolution de la pluviométrie pendant la période d'étude est donnée par la figure 11 ci – dessous.

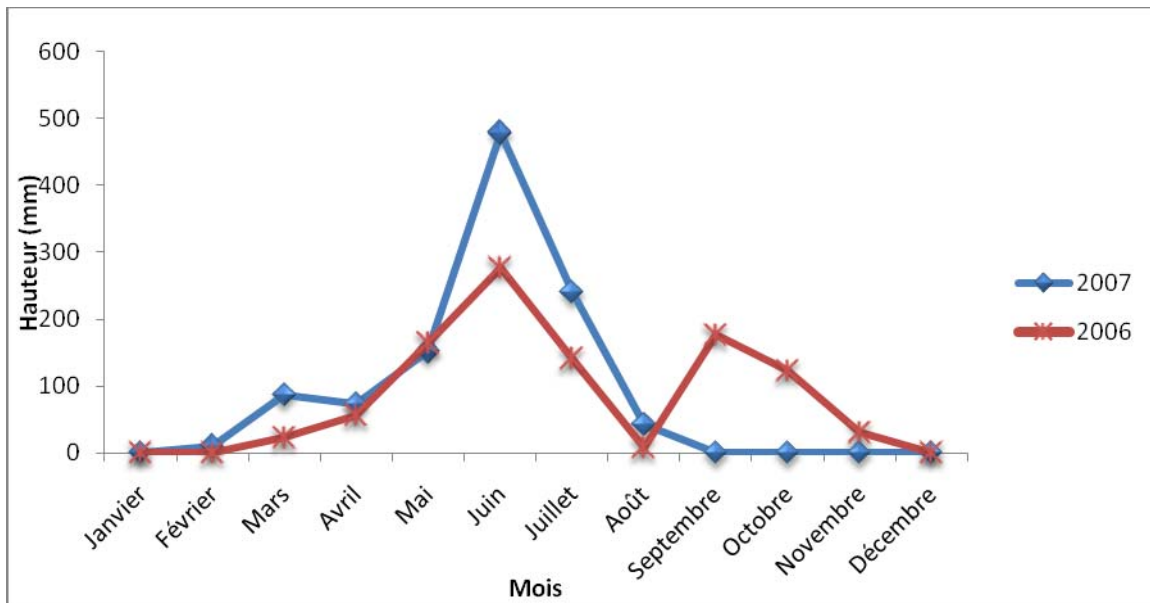


Figure 12 : Evolution des hauteurs de pluie à Cotonou en 2006 et 2007 (source des données : ASECNA Cotonou)

4.2 Vents

Dans la zone littorale, existent plusieurs types de vents : les flux régionaux liés aux champs de pression (à l'échelle globale) et les vents locaux. Les statistiques actuelles présentent des lacunes. Si elles couvrent une période assez longue (depuis 1952), elles restent limitées à la seule station de Cotonou. Les vents qui prédominent sur le littoral de Cotonou par leur fréquence sont :

- SW (64%) : la répartition mensuelle indique des fréquences très fortes en Février, Mars, Avril, Mai, Juin, Octobre et Novembre. La vitesse moyenne est de 4,4m/s avec les valeurs maximales en juillet - août (5,6 et 5,4m/s).
- WSW (16,07%) : les fréquences les plus élevées sont relevées en juillet, août et septembre avec une vitesse moyenne de 6m/s. Les fortes vitesses sont notées entre juillet et octobre (6,3 à 6,6 m/s).
- SSW (14,40%) : les fréquences mensuelles les plus élevées sont relevées en Janvier, Mars, Novembre et Décembre, avec une vitesse moyenne de 3,6 m/s.

Sur les lagunes, les vents sont responsables des vagues, qui engendrent une dissymétrie entre de niveau entre les rives. On observe que les vasières sont toujours localisées dans le Sud et

le sud-ouest du lac Nokoué ainsi que dans la lagune de Porto-Novo, tandis que sur les rives nord - orientales, battues par les vagues, s'accumule généralement du sable propre.

4.3 Température de l'air

Selon les données recueillies à la station de Cotonou-Aéroport, les écarts thermiques annuels oscillent entre 2 et 6°C avec une température moyenne annuelle de 27°C.

A l'échelle saisonnière, la température reste élevée en saison sèche (27,7°C en moyenne) et légèrement plus faible en saison pluvieuse (26,5°C). Les mois de Février, Mars et Avril, les plus chauds, connaissent des amplitudes relativement fortes : nuits fraîches (23 - 24° C) suivies de journées ensoleillées et chaudes (31 - 33°C). En Juillet et Août, la chute de température est sensible (25 °C en journée). Les variations thermiques sur la côte sont liées à la durée de l'insolation et à l'influence maritime. La période la plus fraîche (juillet - août) correspond en mer, à la remontée d'eaux froides (upwellings) venant du Sud et qui rafraîchissent la région côtière.

Les températures les plus élevées se situent de Décembre à Avril et les plus basses de Mai à Octobre (figure 12).

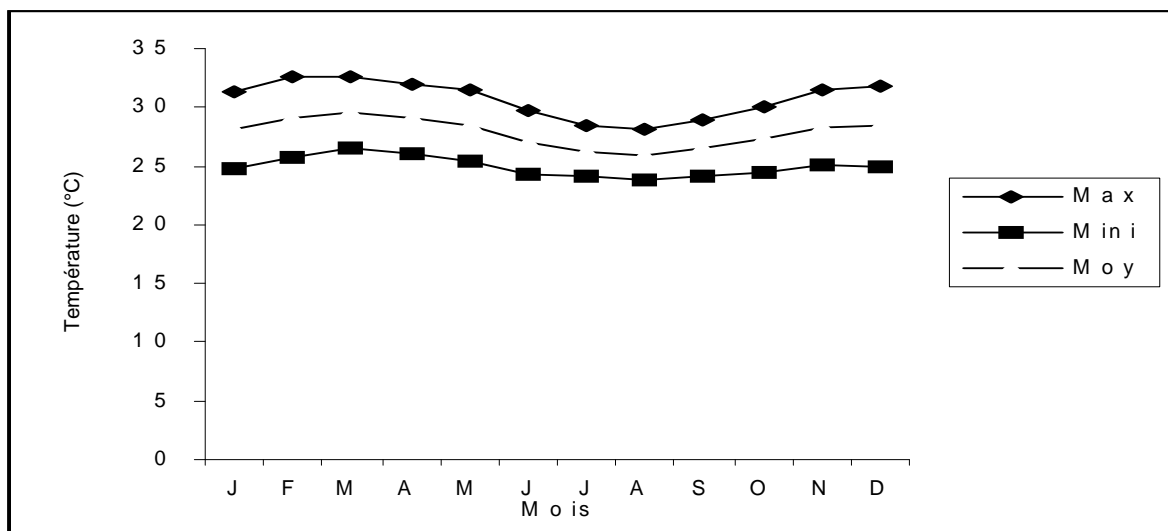


Figure 13: Températures moyennes, minima et maxima à Cotonou de 1985 à 2004

4.4 Evaporation et évapotranspiration

L'humidité et la température jouent un rôle important dans les phénomènes d'évaporation et d'évapotranspiration.

L'humidité relative est comprise entre 60 et 90% en moyenne. Elle varie de façon inverse par rapport à la température (figure 13).

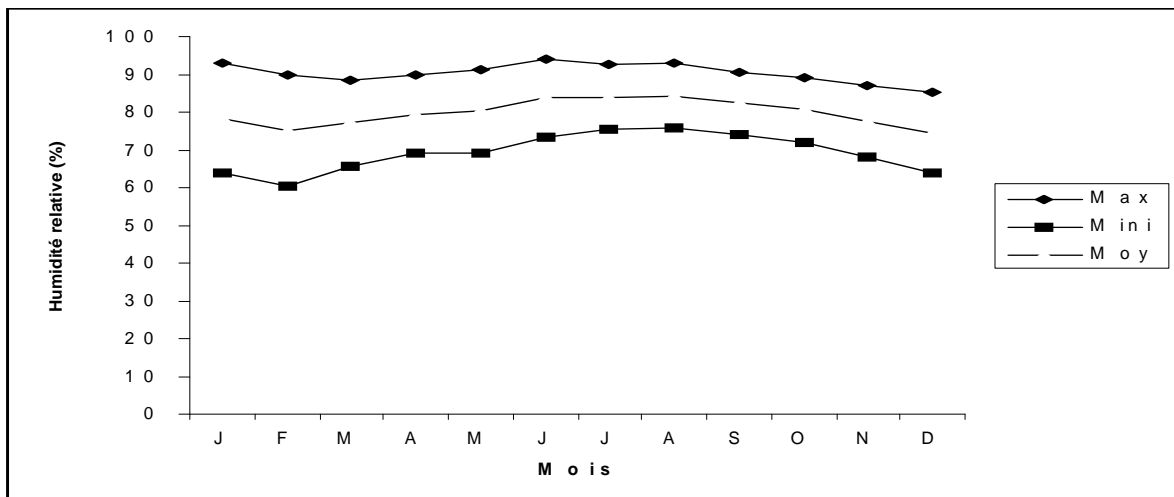


Figure 14: Humidités relatives moyennes, minima et maxima à Cotonou de 1985 à 2004

Contrairement à l'humidité, l'évaporation augmente au cours de la saison sèche. Elle atteint un maximum de 180 mm en mars et un minimum de 120 mm en août (figure 14).

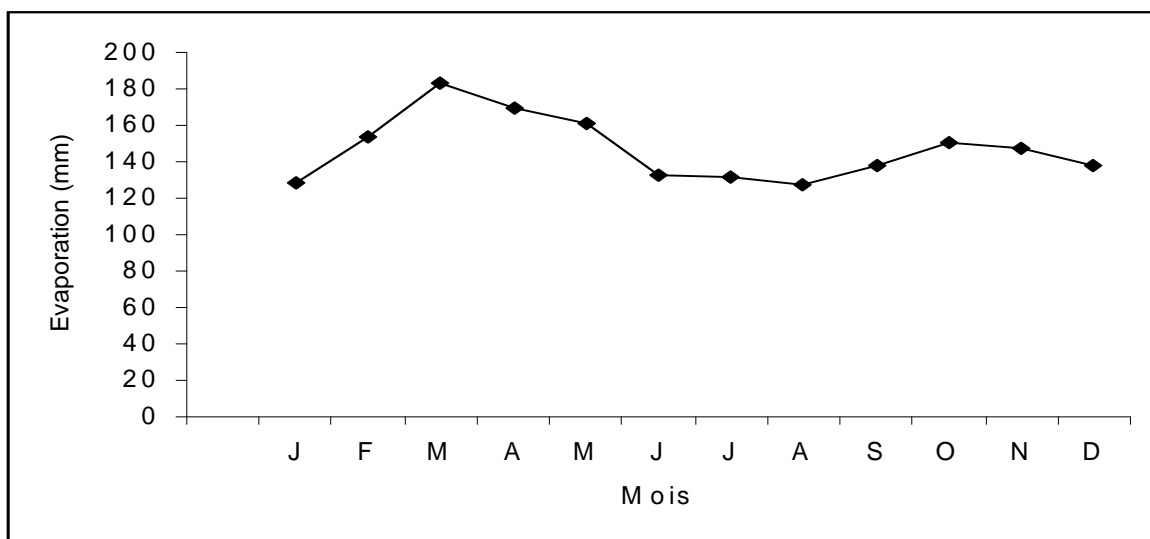


Figure 15 : Variation de l'évaporation à Cotonou de 1985 à 2004

L'évapotranspiration est le transfert de l'eau de la terre vers l'atmosphère par évaporation des eaux de surface et du sol et par transpiration de la végétation. L'évapotranspiration potentielle (ETP) correspond à la quantité d'eau nécessaire à la transpiration non ralentie d'un tapis végétal couvrant entièrement le sol et alimenté régulièrement en eau. L'évapotranspiration potentielle varie comme la température avec des valeurs faibles en saison de pluie et de fortes valeurs en saison sèche tableau 2.

Tableau 2: Evapotranspiration potentielle (ETP) à Cotonou (valeurs moyennes sur la période 1953 à 2004, données ASECNA).

Période	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Valeur moyenne (mm)	130	134	142	164	158	149	122	127	128	130	140	141
Ecart type (mm)	8	8	14	12	10	8	7	9	9	9	8	7

La moyenne inter-annuelle de l'ETP est de 1670 mm à Cotonou et le taux d'évaporation durant l'année varie entre 4 et 6 mm/jour. L'ETP est donc supérieure à la pluviométrie à Cotonou (1309mm /an). L'ETP est maximale pendant la saison sèche (avril). Ainsi, il y a un fort déficit des précipitations de décembre à mars-avril pour une ETP sensiblement constante. Selon Gwenaël *et al.* (2009), au Canada, les changements climatiques agissent sur l'ETP avec des effets sur les débits d'étiage et une diminution du ruissellement total (débit à l'exutoire). L'ETP reste le paramètre efficace de suivi des effets du changement climatique.

Le cycle hydrologique, au travers de la répartition géographique des humidités de surfaces continentales, semble jouer un rôle déterminant sur la possibilité de détecter le réchauffement climatique en zone tempérée (Planton *et al.*, 2005).

5 Flore et faune

5.1 La flore

Selon Texier *et al.* (1980), la flore du lac Nokoué est classée en deux groupes : les espèces des zones périodiquement inondées et les espèces des zones inondées.

Les espèces des zones périodiquement inondées sont classées en deux sous groupes :

- Celles qui supportent les changements de salinité ; dans le lac Nokoué les principales sont *Paspalum vaginatum*, *Cyperus articuleniuis* et *Phragmites australis*.
- Celles qui ne se développent qu'en eau douce, *Eichornia crassipes*, *Crotalaria retusa*, *Penisetum palystachion* et *Pista stratiotes*.

La diversité des espèces varie d'un plan d'eau à un autre, la richesse varie d'un groupe taxonomique à un autre (figure 15). On ne saurait apprécier la diversité du plancton dans le temps du fait que les travaux d'inventaires n'ont démarré que récemment. Les cours intérieurs du Bénin abritent un total de 131 espèces et les plans d'eau saumâtres 95 espèces différentes.

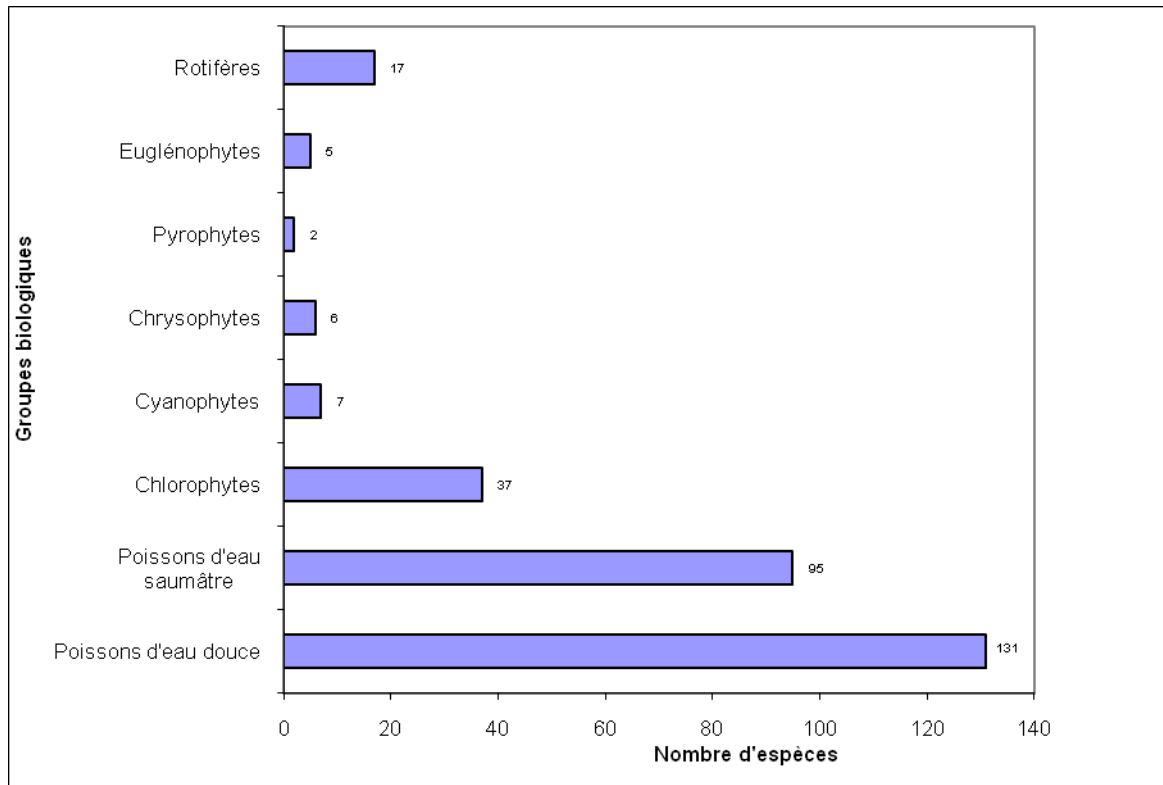


Figure 16: Richesse spécifique au sein des ressources aquatiques (Source : Sinsin et Owolabi, 2000).

5.2 Faune

La faune domestique est composée de bovins, porcins, ovins et de volailles généralement en divagation.

La faune aquatique comprend : les mollusques (huîtres, taret), les crustacés (crabes, crevettes, etc..) et les poissons qui constituent la faune ichtyologique. La faune ichtyologique est extrêmement abondante et variée. En effet, les inventaires réalisés au niveau du lac entre 2000 et 2001 révèlent la présence de 51 espèces de poissons réparties en trois grandes familles : espèces marines, espèces d'eau douce et espèce lagunaires.

L'intrusion saline, très importante en saison sèche, favorise la prolifération des taret (*Taredos petiti* et *Bankia bagidaensis*) qui contribuent à la destruction rapide des branchages d'acadjas.

Les crevettes sont très exploitées avec 700 tonnes produites par la société CRUSTAMER de Cotonou avec un chiffre d'affaire de 1,5 milliards de francs CFA (plus de 2,25 millions d'euros) en 2001. Mais pour des raisons de salubrité, les activités de cette société ont dû être

suspendues pour répondre à la norme européenne de Bonnes Pratiques Hygiéniques (BPH). Les milieux humides sont d'un intérêt particulier, notamment par leur forte biodiversité et le rôle qu'ils jouent pour l'écosystème aquatique (oiseaux migrateurs, produits halieutiques, etc). Cette reconnaissance de l'intérêt des zones humides est confirmée par l'inscription du système lagunaire du Sud Bénin sur la liste des sites de la convention « RAMSAR » par la communauté internationale. La question de la qualité des eaux du lac Nokoué présente donc un intérêt économique.

6 Activités anthropiques

Il s'agit de faire ressortir ici l'ensemble des conditions biophysiques, chimiques et biologiques, ainsi que les facteurs sociaux qui régissent la vie des populations du site. Le lac joue ici plusieurs fonctions qui, de manière directe ou indirecte, influencent son environnement. La population qui habite sur le lac ou aux abords du lac est estimée à plus de 75 000 habitants. Cette population vit essentiellement de la pêche, mais depuis plus d'une vingtaine d'années, les contrebandiers de produits pétroliers, circulent sur le plan d'eau. Dans cette description, nous avons tenu compte des différentes activités qui sont menées sur le lac ou aux alentours du lac pour mettre en évidence leurs impacts potentiels. Ainsi la pratique de la pêche et l'utilisation des pièges à poisson traditionnels (Acadjas), le commerce et le transport des produits pétroliers de même que l'occupation des espaces (habitats) et le niveau d'assainissement sont les principaux facteurs analysés.

6.1 La Sô

Les activités autour de la rivière Sô connaissent une augmentation importante d'année en année. Les prairies sont de plus en plus occupées par les populations. Le tableau 3 synthétise ces observations et l'augmentation de l'agglomération de 77% ainsi que de la surface cultivée engendre une augmentation considérable des flux d'azote et de phosphore en 20 ans.

Tableau 3: Evolution des occupations autour de la rivière Sô tributaire du lac Nokoué

Type de formation	Variation Superficie en ha en 20 ans	% Variation sur 20 ans
Agglomération	202	+77
Forêt galerie	-1	-1,6
Mosaïque de cultures et jachères	1132	+110
Mangroves	- 1300	-19
Mosaïque de cultures et jachères à palmier	-3	-4
Plan d'eau (lac + chenaux)	370	4
Prairie	-400	-15

6.2 Nokoué rural

Les activités décrites au niveau du delta sont également menées ici avec beaucoup plus d'ampleur. Dans le village de Ganvié, les habitations sont montées sur pilotis au-dessus du plan d'eau, sans aucun système d'assainissement. Les pièges à poisson « Acadjas » occupent près de 40% de la surface du lac



Figure 17: Piège à poisson traditionnel « Acadjas » envahi par des *Eichornia crassipes* (Photo réalisée par Mama, Décembre 2005).

En dehors de la pratique accrue des « Acadjas », les produits pétroliers transportés par des barques à partir du Nigéria, transitent par cette zone. L'embarcadère de Calavi, constitue un

véritable marché en gros de ces produits. Cette partie du lac Nokoué, abrite également l'essentiel des pièges à poisson du lac et reçoit des tonnes de branchages chaque année. La population de pêcheurs ne fait que croître alors qu'on assiste à un appauvrissement en ressources halieutiques dans cette zone. Des conflits sont permanents autour de l'occupation des plans d'eau pour la réalisation des « Acadjas ». Les interdictions par le pouvoir public de cette pratique et de la contrebande des produits pétroliers ne sont pas observées sur le terrain.

6.3 Nokoué Urbain

Cette partie concerne la zone Sud du lac, bordée par les quartiers de Cotonou. Les activités restent les mêmes qu'en zone rurale avec moins d'ampleur. Il y a beaucoup plus de pièges à crevettes (moins encombrants et plus élaborés que les « Acadjas »).



Figure 18: Vue d'un piège traditionnel à crevettes au Sud du lac Nokoué

Le lac Nokoué, dans cette partie, reçoit les eaux des collecteurs d'eau des quartiers de Cotonou aussi bien dans sa partie Ouest que dans sa partie Est. Les caniveaux couverts et les collecteurs à ciel ouvert rejettent leurs eaux directement dans le lac.

Le projet d'assainissement des villes de Cotonou et de Porto-Novo avait prévu en 1998 la construction de 70 km de collecteurs d'eau à Cotonou. Ce système devrait drainer

théoriquement une superficie de 2837 ha et un volume annuel d'eaux de ruissellement évalué à 14,3 millions m³ dont 10,5 millions m³ seraient déversés dans le lac Nokoué par l'intermédiaire de 6 exutoires.

Les quatre principaux débouchés des collecteurs d'eau à ciel ouvert et des caniveaux couverts dans le lac sont illustrés sur la figure 18.

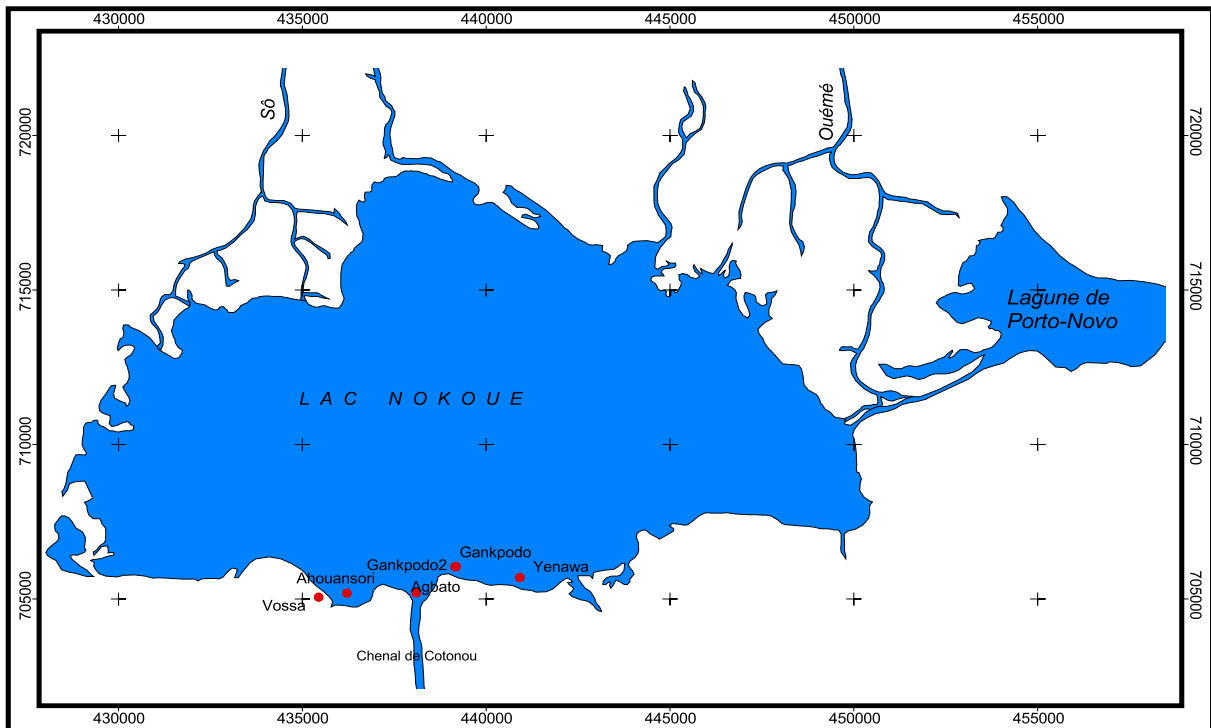


Figure 19: Carte de positionnement des débouchés des collecteurs et caniveaux au Sud du lac Nokoué

Dans ces canaux, la population riveraine jette quotidiennement les déchets liquides. Aux abords du lac, on observe des tas d'immondices ou des dépotoirs sauvages dont la matière est entraînée dans le lac à l'occasion des pluies. Ces différentes pressions anthropiques, apportent des polluants de toutes sortes et contribuent à la détérioration de la qualité de l'eau. Le lac, à partir de ce niveau, communique avec l'océan atlantique par le chenal de Cotonou.

6.4 Chenal de Cotonou

D'une longueur de 4,5 km et d'une largeur moyenne de 300 m, le chenal de Cotonou est un couloir de 5 à 10 m de profondeur qui relie le lac à l'océan Atlantique. C'est la zone dont les abords sont le plus urbanisés.

CHAPITRE 2 : DESCRIPTION DU MILIEU D'ETUDE

Dans le chenal de Cotonou et le long de celui-ci, sont déversés quotidiennement des déchets solides provenant des ménages et surtout du marché de Dantokpa. En outre, d'autres rejets urbains et industriels dans le chenal sont observés :

- Rejets urbains du collecteur d'eaux pluviales d'Akpakpa-Centre ;
- Rejets d'eaux usées de la société CRUSTAMER de Cotonou ;
- Rejets urbains du collecteur d'eaux pluviales du nouveau pont ;
- Rejets urbains du collecteur d'eaux pluviales de Midombo ;
- Rejets urbains du collecteur d'eaux pluviales de Hlacomey ;
- Rejets urbains du collecteur d'eaux pluviales de Jéricho ;
- Rejets urbains du collecteur d'eaux pluviales du marché Dantokpa ;
- Rejets urbains du collecteur d'eaux pluviales du Collège d'Enseignement Général de Dantokpa ;
- Rejets d'eaux usées de la maternité Lagune de Cotonou.

7 Occupation des sols

La dynamique d'occupation des sols autour et sur le lac Nokoué est donnée par les figures qui montrent la diminution des aires occupées par les mangroves au détriment des agglomérations.

La prolifération de *Eichornia crassipes* est importante autour des pièges à poissons dénommés « Acadjas ». En 1996 on dénombrait près de 9100 « acadjas » sur une superficie de 6 000 ha soit près de 40% de la superficie du lac à l'étiage.

L'exploitation des images satellitaires de 2006 et des photographies aériennes ont permis de réaliser la carte d'occupation du plan d'eau par les Acadjas.

CHAPITRE 2 : DESCRIPTION DU MILIEU D'ETUDE

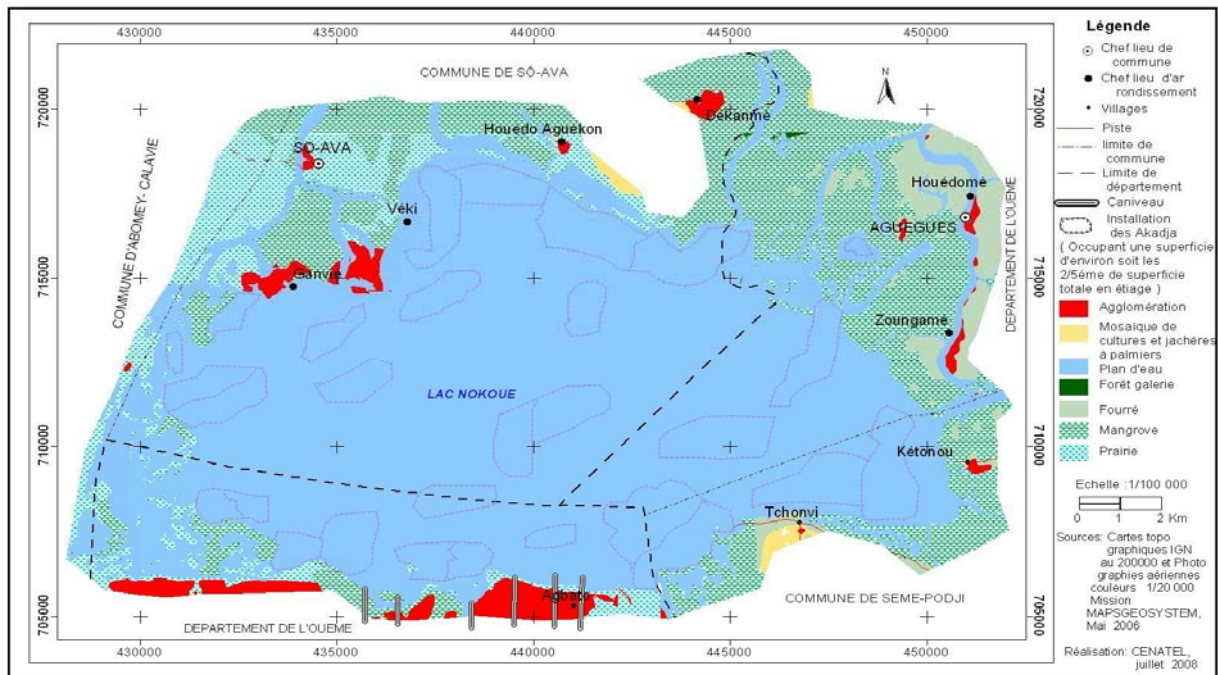


Figure N°..... :CARTE D'OCCUPATION DU SOL (Y COMPRIS LES AKADJA) DU LAC NOKOUE ET SES ALENTOURS EN MAI 2006 (période d'étiage)

Figure 20: Carte d'occupation du sol et du plan d'eau par les «acadjas» en période d'étiage.

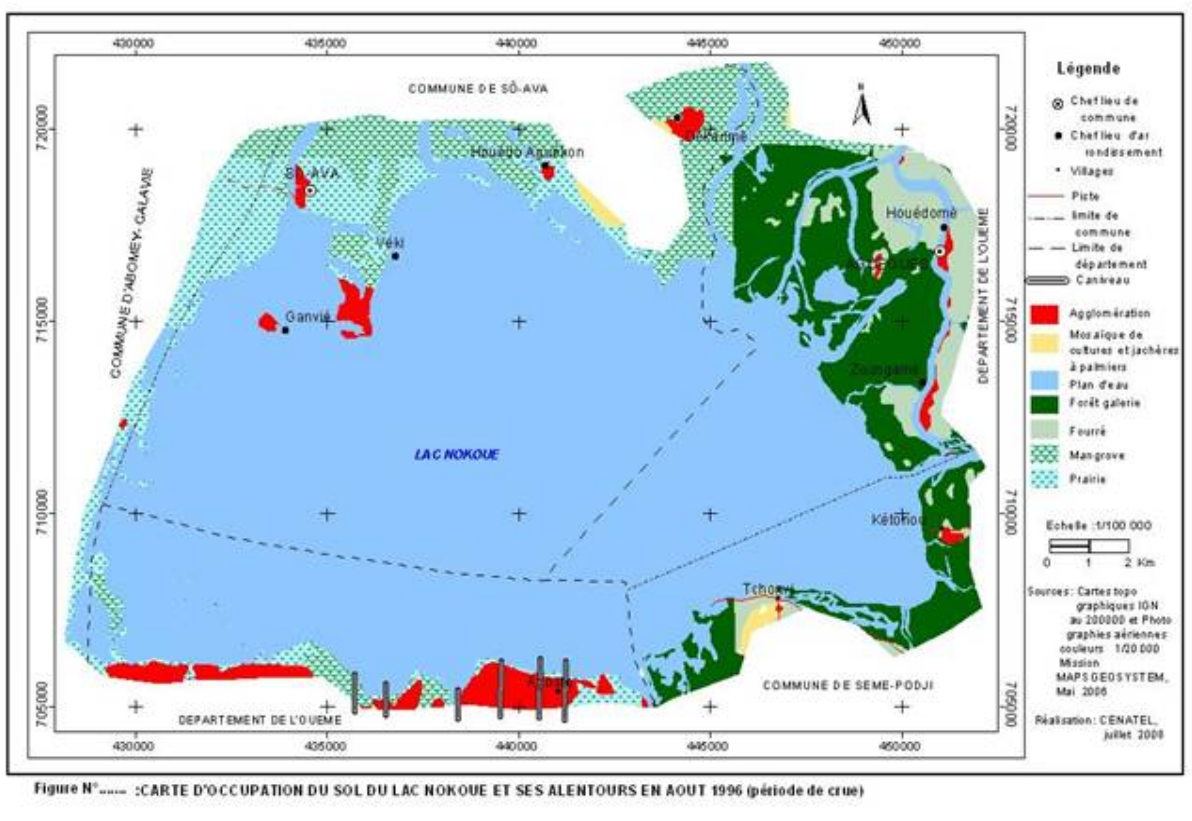


Figure N°..... :CARTE D'OCCUPATION DU SOL DU LAC NOKOUE ET SES ALENTOURS EN AOUT 1996 (période de crue)

Figure 21 : Carte d'occupation du sol et du lac Nokoué en période de hautes eaux

CHAPITRE 2 : DESCRIPTION DU MILIEU D'ETUDE

Les principales plantes utilisées pour la réalisation des « Acadjas » sur le lac Nokoué sont les suivantes : *Dialium guineensis*; *Elerers guineensis*, *Uvaria charnae*, *Acasia auriculiformis*, *Lecaniodiscus supanivides*; *Psidium guayava*; *Senna siamea*; *Eucalyptus carusdulensis*; *Albizia adianthifolia* et *zygia*; *Dichapetalium madagascariense* et *Var madagascariense*.

➤ Répartition des Acadjas sur le lac

Sur le lac Nokoué, la densité moyenne d'acadjas par ha et par an est de 2500 fagots. Les espaces occupés ont évolué dans le temps : 245 ha en 1959, 148 ha en 1970 et 312 ha en 1981. L'espace occupé en 2007 est estimé à 6000 ha, soit une multiplication par 19 de la superficie d'implantation des acadjas en moins de 30 ans (1981 à 2007). La taille et la densité des branchages varient en fonction des saisons et de la zone de provenance (environ 14 kg/fagot selon Aglinglo, 1998). La masse des branchages a varié dans le temps : 30 kg/fagot en 1960 et 20kg/fagot en 1971 (Welcomme, 1971).

➤ Occupation du lac

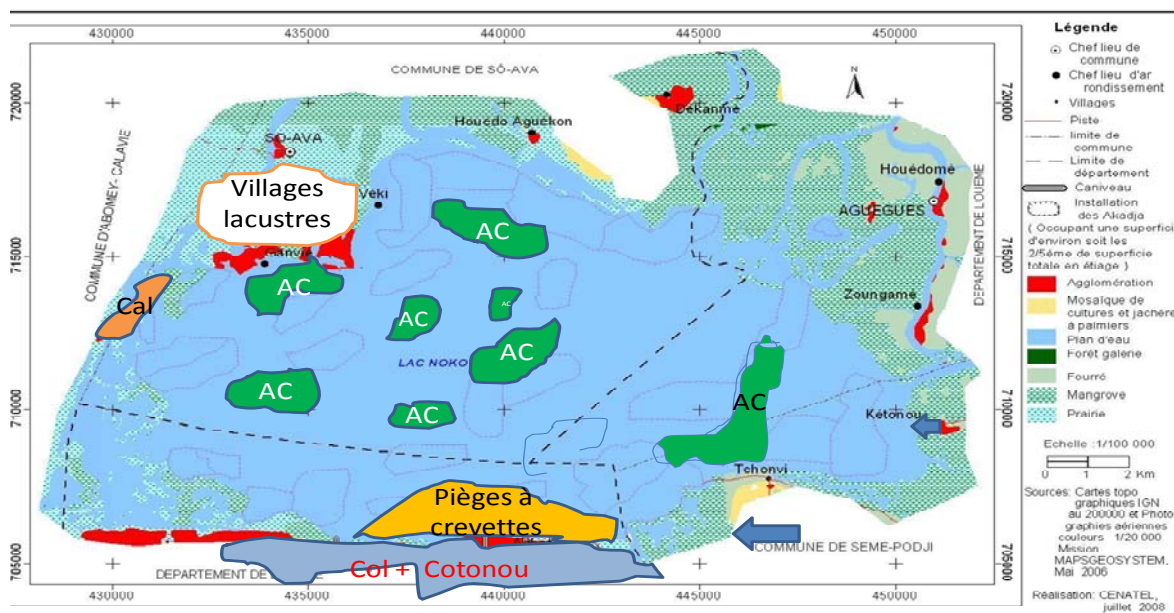


Figure 22 : Mise en relief de l'occupation des macrophytes dans le lac Nokoué¹

Le plan d'eau en proie à la prolifération des jacinthes d'eau est caractérisé par une forte pression anthropique comme le montre la figure ci – dessus. La dynamique de l'occupation du

¹ AC = Acadja

lac Nokoué illustre la forte concentration conjointe des acadjas et des jacinthes d'eau dans la partie ouest du lac.

Il n'existe pas de synthèse concernant l'estimation des charges polluantes associées à ces entrants, qui ont des conséquences majeures sur le fonctionnement du lac Nokoué. L'estimation de ces charges a ainsi été réalisée dans le cadre de ce travail.

La superficie du lac augmente en moyenne de 2666 ha entre les périodes d'étiage et de hautes eaux, soit une variation de 15,5% avec l'hypothèse que cette dynamique reste pratiquement semblable d'une année à l'autre sauf dans les cas exceptionnels de phénomène d'inondation pour les années à forte pluviosité.

8 Conclusion

La description des différentes zones du lac et du chenal, montre que le niveau d'assainissement et les fortes pressions anthropiques, sont susceptibles d'induire des disfonctionnements écologiques : dépassement des capacités auto épuratoires du plan d'eau, dépôt des polluants dans les sédiments et bioaccumulation de ces polluants au niveau des organismes aquatiques. A cause du contact entre le chenal de Cotonou et le lac Nokoué, les nombreux déchets déversés dans ce chenal sont entraînés vers le lac, surtout en période d'étiage.

L'analyse des sources multiples de pollution (eaux usées domestiques véhiculées par le collecteur d'eaux pluviales, eaux des tributaires...), révèle que ces sources sont plus concentrées au sud-ouest (commune de Cotonou) et au nord-ouest (commune de So Ava) du lac Nokoué.

Le lac est en fait caractérisé par les interactions continentales et marines dues à des apports d'eau salée de l'océan Atlantique et d'eau douce du fleuve Ouémé et de la rivière Sô, ces apports étant très variables entre les saisons. La majeure partie de ses rives est marécageuse.

Les eaux issues des précipitations sur le bassin supérieur (Nord) et bassin moyen (centre) du Bénin en Août, sont immédiatement évacuées vers le Sud. Ceci explique les crues rapides du fleuve Ouémé et de la rivière Sô, qui forment avec le lac Nokoué et la région deltaïque une superficie passant de 17 182 ha (étiage) à 19 847 ha (période de hautes eaux. Toutes ces

CHAPITRE 2 : DESCRIPTION DU MILIEU D'ETUDE

sources apportent des matières organiques, des nutriments et des résidus de produits phytosanitaires (pesticides), mais également des polluants issus des déchets solides ménagers et du déversement accidentel des produits pétroliers.

Au final, le site d'étude se caractérise par une pluviométrie annuelle de 1300mm, une température moyenne de 27, 7°C, avec un vent dominant SW. L'ETP, comme la température, varie très peu à Cotonou, mais présente des valeurs importantes avec une valeur maximale en Avril. Le lac Nokoué présente de faibles profondeurs et est donc sensible à la vitesse du vent.

La dynamique sédimentologique est un facteur favorisant le comblement de ce lac dont l'écosystème varié, très riche en produits halieutiques, subit une forte pression anthropique liée tant à la présence des villages lacustres sans système d'assainissement, qu'à la pratique des pièges à poisson « acadjas » en passant par le trafic d'hydrocarbure en provenance du Nigéria. Il joue également le rôle de réceptacle pour les déchets solides ménagers des quartiers riverains de Cotonou et de Calavi. L'augmentation de la superficie occupée par le plan d'eau en période de hautes eau favorise les inondations cycliques que connaît la ville de Cotonou en Août et Septembre.

Chapitre 3 MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le lac est très vaste, il occupe plus de 150 km² en saison sèche. Ainsi, étant donné les moyens humains et financiers disponibles, une étude précise sur l'ensemble du système n'était pas réalisable. La zone la plus anthropisée se trouve du côté Ouest du lac : embarcadère de Calavi, Nord de Cotonou, village lacustre de Ganvié et Sotchanhoué. La thématique d'étude concerne les perturbations des activités associées au développement des jacinthes d'eau. Le développement de jacinthes d'eau est le plus marqué dans les zones soumises à la fois à l'influence des rejets domestiques et aux activités de pêche avec les « Acadjas ». Pour cerner cet aspect, il a été nécessaire de tenir compte de l'occupation du plan d'eau par les acadjas et les jacinthes d'eau (voir chapitre 2). Le déficit de données de caractérisation du plan d'eau (hydrodynamique et qualité) a nécessité la réalisation des mesures ponctuelles de débits et le suivi sur une période de 2 ans des paramètres de qualité. L'estimation des charges a également nécessité des informations complémentaires et des hypothèses de calcul. Pour satisfaire à ce besoin de données, nous avons adopté une méthodologie axée sur la collecte et le traitement des données disponibles, le comblement du déficit par des mesures de paramètres soit in situ soit en laboratoire en tenant compte du type de modèle retenu. Les échantillons d'eau et de sédiment ont été ainsi prélevés et analysés à l'aide de matériels qui sont décrits dans ce chapitre. Les difficultés rencontrées sur le terrain concernent aussi la forte présence des eaux usées diffuses transportées vers le lac et difficiles à quantifier.

1 Choix des points de mesure

Pour mener cette activité, nous avons procéder par étapes:

- Faire le point sur les méthodes et matériels d'analyse des paramètres de qualité au niveau du laboratoire ;
- Faire le point des données de qualité de l'eau disponibles;

Etablir et mettre en place une méthodologie d'évaluation des entrants pour faire face au déficit éventuel de données. Le niveau et la nature des données historiques disponibles sur le terrain influencent largement la réalisation de la modélisation. Dans le cadre de ce travail, ce facteur a été déterminant pour le choix et la planification des différentes étapes de la modélisation :

- Modèle hydrodynamique : EFDC
- Modèle de Qualité WASP

- Approche de mise en synergie des modèles EFDC et WASP pour l'évaluation des indices de probabilité de croissance des jacinthes d'eau

1.1 Echantillonnage

Le choix des points d'échantillonnage a été effectué afin d'avoir des informations plus précises sur le secteur du lac le plus anthropisé. Par ailleurs, il était important de pouvoir réaliser la campagne de suivi, effectuée en barque, en une journée. Ainsi 7 points de prélèvement ont été définis.

- Deux points S1 et S2 encadrent le village lacustre de Ganvié, mais par la suite, seul le point S1 a été considéré. L'objectif de ce prélèvement est d'avoir une estimation de l'impact du village lacustre de Ganvié sur le lac.
- Le point S3, situé à Sô – Ava (station de suivi des hauteurs d'eau) renseigne sur la qualité de l'eau de la rivière Sô.
- Le point S4 est situé à l'entrée du village Sôtchanhoué en partant de la branche de la seconde branche de la Sô. Il permet d'apprécier l'influence des eaux du fleuve Ouémé (marécages de la zone deltaïque).
- Le point S5, situé pratiquement au centre du lac, permet d'apprécier la dynamique de mélange des eaux du lac. Les jacinthes sont assez peu présentes dans ce secteur, de même que dans la partie Est du lac.
- Le point S6, situé à l'entrée du chenal de Cotonou, permet de suivre l'effet conjugué des collecteurs de Cotonou, des apports du côté Ouest du lac et de l'océan.
- Le point S7, correspond à une zone d'arrivée d'eaux usées d'une partie de la ville de Calavi.

Ces sept points ont été suivis sur une période de deux ans (Décembre 2005 à Décembre 2007) avec une fréquence de prélèvement mensuelle prévue initialement. La réalisation des prélèvements sur ces 7 stations prenait une journée. La zone Ouest, qui abrite les villages lacustres, concentre l'essentiel des macrophytes et des « acadjas », a été ainsi priorisée par ce choix de points qui prend également en compte les principales entrées des eaux douces et des eaux saumâtres.

Outre ces points d'échantillonnage dans le lac, des prélèvements ponctuels en 2006 ont été effectués sur certains sous-bassins du fleuve Ouémé (Djougou, Parakou) et au niveau du delta de l'Ouémé (Bonou, Aguégoué et Adjohoun). Une campagne a été effectuée en 2007 à Bonou.

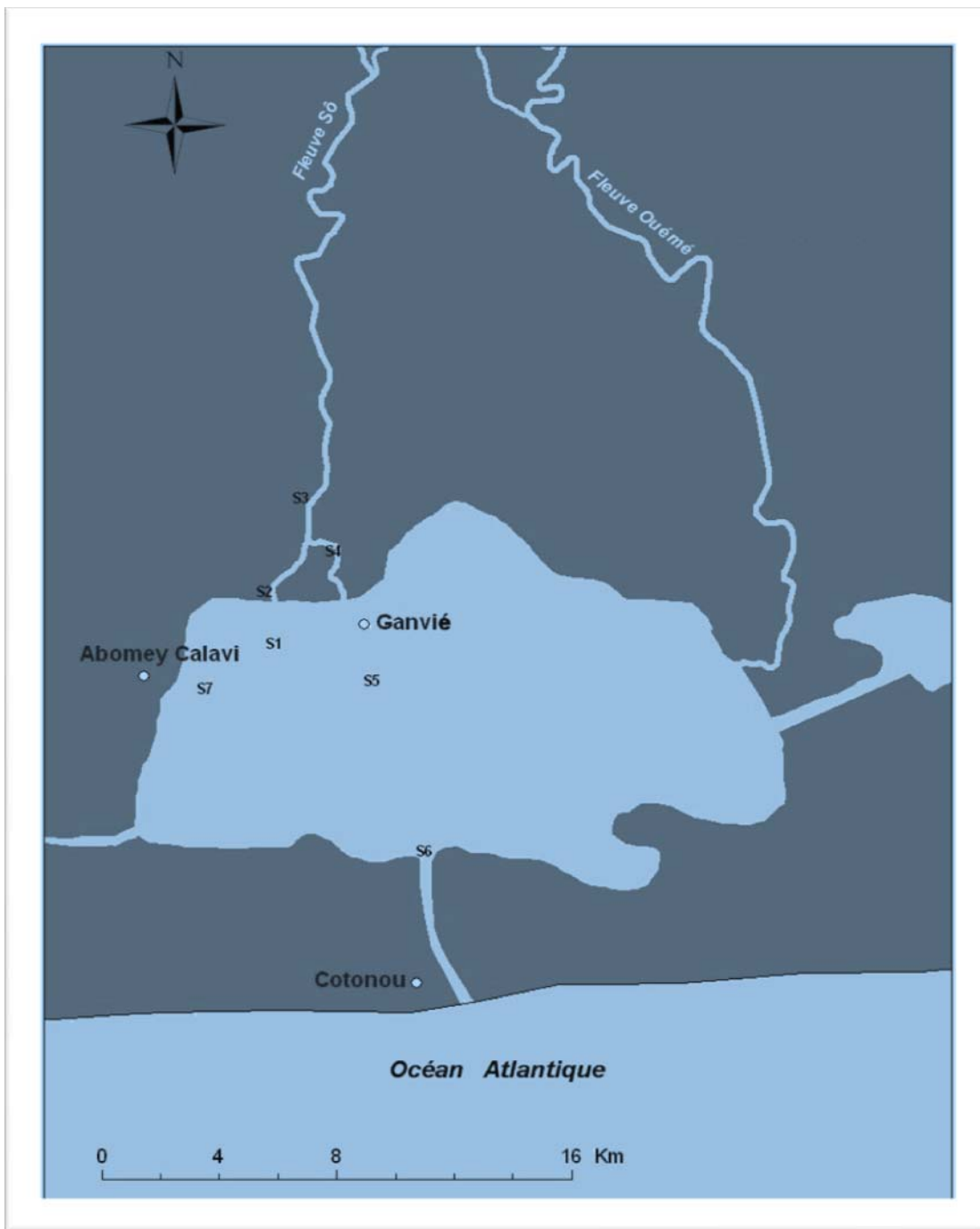


Figure 23: Positionnement des points de mesure sur le lac Nokoué

1.2 Technique de prélèvement des eaux

Dans le cadre de la surveillance des eaux du lac, les prélèvements sont effectués en barque, en eaux calmes, à quelques cm sous la surface (20 cm). Mais à partir de 2007 les prélèvements ont été effectués à deux niveaux : en surface et au fond. Le suivi mensuel a été réalisé de Décembre 2005 à Décembre 2007. Les échantillons étaient collectés à l'aide d'un préleveur conçu localement et

CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES

comportant un lest pour suivre et prélever à la profondeur requise. Des bouteilles en plastique de 1,5 litre étaient remplies après 3 rinçages avec l'eau à prélever. Pour tous les nouveaux prélèvements, la bouteille est rincée à l'eau distillée. Parallèlement, un bécher en verre de 250 mL était utilisé pour prélever l'eau pour les mesures in situ. Le bécher était également rincé 3 fois avec l'eau à analyser avant d'opérer les mesures et rincé avec de l'eau distillée avant tout nouvel échantillonnage.

1.3 Prélèvements et conditionnement des sédiments

Les sédiments ont été prélevés au point S1 (Ganvié), au point S3 (entrée du fleuve la Sô à Sô – Ava), au point S5 (zone centrale du lac) et au point S6 (jonction entre le lac et le chenal). Deux séries de prélèvements ont été effectuées : une en saison sèche et la seconde en période de hautes eaux. La faible variabilité des caractéristiques des sédiments comparée à celles de la colonne d'eau justifie ce nombre réduit de prélèvement de sédiments. Le suivi des caractéristiques des sédiments vise à mieux comprendre la dynamique du relargage des nutriments (principalement le phosphore) afin de prendre éventuellement en compte ce paramètre dans le modèle.

Le séchage à haute température (100°C) des échantillons, induit une modification importante de leurs caractéristiques et n'est par conséquent pas adaptée à cette étude (Bordas, 1998). Ainsi, les échantillons étaient séchés à l'air libre au laboratoire (Bordas, 1998). Dans le cadre de cette étude, les sédiments étaient tamisés à 2 mm, comme le préconise la norme AFNOR des sols X31-101 (AFNOR, 1994).

2 Paramètres suivis

2.1 Analyses des eaux

Pour cerner l'état de la qualité de cette eau, nous nous sommes intéressés essentiellement aux paramètres associés à l'eutrophisation (Ryding & Rast, 1994). Ces paramètres sont le pH, la transparence mesurée au disque de Secchi, la conductivité/salinité, la concentration en oxygène dissous (ou le % de saturation), les composés azotés (NH_4^+ , NO_3^- , NTK), les composés phosphorés (phosphate et phosphore total), la matière organique (Oxydabilité/ DBO_5) et la chlorophylle a.

2.1.1 Paramètres physico-chimiques

Le pH était mesuré in situ à l'aide d'un capteur multi paramètres PC HORIBA WATER QUALITY CHECKER U – 10.

CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES

La conductivité et la concentration en oxygène dissous étaient également mesurées in situ à l'aide d'un capteur multi paramètres PC HORIBA WATER QUALITY CHECKER U – 10.

La profondeur au disque de Secchi a été déterminée à l'aide d'un disque métallique lesté, attaché à une corde graduée. La profondeur est mesurée lorsque le disque devient non perceptible. Les mesures réalisées 3 fois au niveau de chaque station de prélèvement permettent d'avoir une valeur moyenne qui est retenue comme valeur de la profondeur au disque de Secchi.

2.1.2 Paramètres chimiques

2.1.2.1 Matière organique

La mesure de la Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours (DBO_5) était réalisée à l'aide d'un système Oxytop, conçu pour la détermination de la DBO_5 par mesure de la dépression associée à la consommation d'oxygène pour la dégradation biologique aérobie de la pollution carbonée. La limite de détection par ce système est de 5 mg/L et l'incertitude de 10% dans la gamme de concentration mesurée.

Par ailleurs, étant données les fortes teneurs en chlorure observées dans les eaux du lac au cours de certaines périodes, la DCO et l'oxydabilité au permanganate n'étaient pas des paramètres adaptés pour évaluer la pollution carbonée dans ce système.

2.1.2.2 Chlorophylle *a*

La chlorophylle *a* était mesurée selon la norme AFNOR NFT 90 – 117 Décembre 1999. L'échantillon d'eau filtrée sur une membrane en acétate de cellulose de pore 0,45 μ m, permet d'isoler et de concentrer le phytoplancton, ensuite le filtre est placé dans de l'acétone à 90%, puis centrifugé. La mesure de l'absorbance du surnageant est réalisée à 665 et 750 nm. La mesure est effectuée le plus tôt possible après le prélèvement, la filtration est effectuée dans les 12 heures qui suivent le prélèvement.

2.1.2.3 Azote

L'azote Kjeldahl a été déterminé selon la norme AFNOR NFT 90 – 110. La minéralisation des matières azotées organiques en ions ammonium (NH_4^+), est réalisée en milieu acide sulfurique, l'ajout de K_2SO_4 permet d'accroître la température d'ébullition afin d'optimiser la minéralisation et en présence de catalyseur (sélénium). La limite de détection est de 2mg N/L.

CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES

Les concentrations en nitrate et en ion ammonium ont été déterminées à l'aide de Kits MERCK et HACH. Les mesures spectrométriques ont été effectuées soit à l'aide du spectrophotomètre MERCK Spectroquant NOVA ou du spectrophotomètre HACH LANGE DR 2800. Le tableau 5 présente les limites de détection des méthodes de mesures utilisées.

2.1.2.4 Phosphore

Les orthophosphates et le phosphore total sont dosés par spectrométrie en détectant le complexe phosphomolybdique de couleur bleu, selon la norme NFT 90 – 023.

La détermination du phosphore total se fait en 2 étapes :

- digestion et oxydation de toutes les formes de phosphore avec le persulfate de sodium en milieu acide à chaud (120°C) ;

- réaction de l'ion orthophosphate obtenu à la fin de la digestion avec l'ion molybdate et l'ion antimoine pour former un complexe phosphomolybdate. Ce dernier est réduit avec l'acide ascorbique en milieu acide pour provoquer l'apparition du bleu de molybdène dont l'absorbance à 700 ou 880 nm est proportionnelle à la concentration en ions orthophosphates présents dans l'échantillon.

Tableau 4 : Domaine de mesure – Fiabilité des méthodes utilisées.

PARAMETRE	REFERENCE METHODE	DOMAINE DE MESURE	FIABILITE DE LA METHODE
Ammonium	Spectroquant Merck 1.14752.0001	0,010 – 3,00 mg/L de N-NH ₄ ⁺	±0,06 mg/L de N-NH ₄
Nitrate	Spectroquant Merck 1.14773.0001	0,2 – 20,0 mg/L de N-NO ₃ ⁻	±0,5 mg/L de N-NO ₃ ⁻
Phosphore et phosphore total	Spectroquant Merck 1.14543.0001	0,05- 5,00 mg/L de P-PO ₄ ³⁻	±0,05 mg/L P-PO ₄ ³⁻
Azote Kjeldahl	AFNOR NFT 90 – 110		2 mg N/L
Azote total	Spectroquant Merck 1.00613.0001	0,5-15,0 mg/L de N	±0,3 mg/L

2.2 Analyse des sédiments

2.2.1 Teneur en matière organique

Deux méthodes ont été mises en œuvre pour la détermination de la teneur en matière organique dans les sédiments : la perte au feu à 550°C et la méthode chimique au Bichromate de potassium de Walkley-Black (Jackson *et al.*, 1984 ; Van Hullebusch, 2002).

La perte au feu représente une estimation de la matière organique volatile ainsi que des carbonates dissociables sous forme de CO₂. Elle est réalisée par calcination de l'échantillon à 550°C ±10°C pendant 16 heures. La teneur en humidité de l'échantillon est obtenue par séchage jusqu'à un poids constant à une température de 105 ± 2° C (AFNOR X31-102, AFNOR 1994).

La méthode de Walkley-Black (Jackson *et al.*, 1984) consiste à oxyder la matière organique par un excès de bichromate de potassium (1M) en milieu acide (H₂SO₄). Le bichromate n'ayant pas réagi avec la matière organique est réduit par un excès de fer (II) et dosé en retour par du bichromate (1M). Pour ce protocole on considère que 77% du carbone organique est oxydé et que 1 ml de bichromate (1M) correspondant à 3 mg de carbone organique, ce qui permet de calculer la teneur en carbone organique contenu dans les sédiments (en % de masse de sédiment) selon la formule :

$$C_{\text{org.}} = \frac{(X + (10 - Y)) * 0,003 * 100 * 100}{77 * m}$$

m : masse de sédiment (g),

X : volume de bichromate 1 M (ml),

Y : volume de sel de Mohr lors de son étalonnage avec K₂Cr₂O₇ 1M (ml).

La matière organique naturelle contenant approximativement 58% de carbone organique (Jackson *et al.*, 1984), la teneur en matière organique est calculée suivant la formule suivante :

$$\mathbf{M.O} = \frac{C_{\text{org.}} * 100}{58}$$

Cette méthode est très proche dans son principe de la norme AFNOR X31-109 de dosage du carbone organique (AFNOR, 1994), et elle est utilisée pour la détermination de la teneur en matière organique dans les sédiments et les sols.

2.2.2 Détermination de l'alcalinité des sédiments.

L'alcalinité correspond aux taux de carbonate et d'hydrogénocarbonate contenus dans les sédiments. Elle est déterminée suivant le protocole de Rauret *et al.* (1988) par dosage en retour d'un excès d'acide chlorhydrique (20 ml ; 10⁻³ M) par une solution de soude (10⁻³ M).

L'alcalinité est déterminée par le pourcentage de carbonate par rapport à la masse de sédiments.

$$\% \text{CO}_3^{2-} = \frac{(20 - X) * 0,001 * 60 * 100}{100 * 2 * m}$$

m : masse de sédiment (g),

X : volume de NaOH à l'équivalence (ml) ,

2.2.3 Teneur en azote

L'azote a été déterminé selon la norme AFNOR NFT 90 – 110, comme pour le dosage dans les échantillons d'eau.

2.2.4. Détermination du phosphore total et de son fractionnement

La teneur en phosphore est déterminée par minéralisation au persulfate de potassium en milieu acide (H₂SO₄) à 120° C pendant 2 heures (Gächter & Meyer, 1993). Le phosphore est dosé suivant la même méthode que dans l'eau (par spectrophotométrie). Cependant, dans la majorité des cas, ce type d'analyse ne donne que peu d'information sur la mobilité de cet élément dans les sédiments ni sur sa biodisponibilité. Pour ce faire, l'extraction séquentielle du phosphore est effectuée selon le protocole de Rydin & Welch (1998), modifié d'après Hielajes & Lijklema (1980) et Psenner (1984). Ce protocole a été choisi parce qu'il permet d'évaluer la quantité de phosphore lié aux hydroxydes d'aluminium à la différence des autres protocoles recensés dans la littérature (Van Hullebusch, 2002).

Ce mode d'extraction permet de séparer :

- ✓ La phase échangeable ou phosphore labile (P labile) : 1M NH₄Cl à pH 7 pendant 2*2 heures
- ✓ La phase liée aux hydroxydes de fer et de manganèse (Fe-P) : 0,11M Na₂S₂O₄ / 0,11M NaHCO₃ pendant 1 heures
- ✓ La phase liée aux hydroxydes d'aluminium et à la matière organique est obtenue en plaçant l'échantillon en milieu NaOH (0,1M) pendant 16 heures. La digestion de cet extrait en présence de persulfate en milieu acide, est réalisée selon le protocole de (Gächter *et al.*, 1992). Elle permet de déterminer la teneur en phosphore liée aux hydroxydes d'aluminium et celui lié à la matière organique pédogène ou biogène. En faisant la différence entre la valeur déterminée avant et après digestion, on obtient la quantité de phosphore liée à la matière organique (Org/Bact-P).
- ✓ La phase liée au calcium (Ca-P) est obtenue en plaçant l'échantillon dans HCl (0,5M) pendant 16 heures.

CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES

- ✓ La phase résiduelle est déterminée par différence entre la somme des différentes fractions précédentes et la valeur de phosphore total déterminée par le protocole de Gächter & Meyer (1993).

Les extractions ont été doublées ainsi que le dosage du phosphore dans les différentes fractions effectuées par spectrophotométrie d'absorption moléculaire.

3 Mesure des débits par ADCP

La détermination des débits d'entrée au niveau des tributaires en saison sèche et en saison de hautes eaux, doit permettre de combler le déficit d'information au niveau des tributaires, mais également de suivre l'effet des marées. Les mesures des débits ont été effectuées :

- sur le chenal de Cotonou en Avril 2007 (étiage) :
 - à l'entrée du lac dans le chenal (Ladji) ;
 - au niveau de la direction des pêches ;
 - et au niveau de la baie (entrée du chenal dans la mer);

Ces mesures effectuées au niveau du chenal visait à mieux suivre la dynamique des marées et des courants de fond dans cette zone relativement plus profonde.

- au point S3 à Sô – Ava (rivière Sô) pour vérifier le débit d'entrée de la rivière Sô et le comparer aux valeurs historiques obtenues en ce point.

- à Tochè (entrée du fleuve Ouémé dans le lac Nokoué)
 - Au niveau de l'arrivée de l'eau provenant de Bonou (Aguégué) ;
 - Au niveau de la sortie vers la lagune de Porto – Novo (voir figure 10 du chapitre 2)

Le choix de ces points visait à connaître ce qui arrive à Tochè en provenance de Bonou et ce qui partait de Tochè vers la Lagune de Porto – Novo, afin d'en déduire par différence, ce qui vas dans le lac car de façon pratique, il était impossible, en cette période de hautes eaux de mesurer directement le débit entrant dans le Nokoué au niveau de Tochè.

Les mesures de débit et de profondeur ont été effectuées à l'aide d'un appareil à effet Doppler de marque RD Instruments. L'appareil est fixé sur une planche attachée à la barque et plongée dans l'eau. Il est relié à un ordinateur doté du logiciel (Win River Application) qui calcule le débit par intégration du champ de vitesse dans la section.

4 Bathymétrie

Les données brutes de bathymétrie ont été obtenues au Département des sciences de la Terres de la Faculté des Sciences et Techniques en 2005. Le traitement de ces données a permis une présentation cartographique d'illustration spatiale de cette bathymétrie. L'actualisation de ces données bathymétrie par mesure à l'ADCP avait été envisagée mais pour des raisons de non disponibilité, cela n'a pas été possible.

5 Estimation des flux des polluants

5.1 Effluents domestiques rejetés directement

L'évaluation des apports des différentes sources de nutriments aux eaux de surface est d'une importance cruciale pour la mise en application des mesures de contrôle de la pollution visant à prévenir ou renverser l'eutrophisation. Les analyses fournissent une mesure précise des charges en nutriments mais elles coûtent très cher, prennent beaucoup de temps et ne peuvent pas donner d'informations satisfaisantes en ce qui concerne la contribution des différentes sources. Une approche possible quand il s'agit d'évaluations à grande échelle consiste à faire une estimation théorique par quantification des apports de diverses sources, collecte de données sur l'utilisation des terres, sur la population, sur les activités agricoles et industrielles et application de coefficients appropriés et spécifiques. Cette méthode a été beaucoup utilisée dans les pays développés des régions tempérées, pour lesquels il existe un coefficient approprié. Pour les pays tropicaux il faudrait y introduire certaines modifications et extrapolations.

Pour l'évaluation des flux de pollution sur le lac Nokoué, nous avons utilisé la notion d'équivalent-habitant. L'équivalent - habitant noté EH, est la quantité de pollution engendrée quotidiennement par un habitant. Dans la pratique cela a consisté à définir, pour chaque paramètre (matière oxydable, matière en suspension, matière azotée et la matière phosphorée), la quantité imputable à un habitant. L'établissement de l'EH présente une grande complexité à l'échelle d'un pays. Il faut prendre en compte les diverses situations possibles. Dans les pays en développement, les facteurs d'influence sont nombreux tandis que les données statistiques fiables indispensables à cette évaluation sont quasi inexistantes. Les toilettes sèches sont courantes et les eaux pluviales, vu les pratiques anthropiques, sont généralement chargées en polluants. Ainsi, le concept de ménage a été

CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES

parfois retenu, dans le cadre de ce travail pour l'estimation des charges. Ici un ménage correspond à 5 personnes en moyenne (un homme, une femme et trois enfants). Pour un ménage on a :

- Consommation d'eau = 150 litre/jour
- $DBO_5 = 300\text{g/j}$
- $P = 15\text{g/j}$
- $N = 70\text{g/j}$

La pratique au niveau des professionnels chargés d'évaluer les ouvrages d'assainissement, est de prendre des valeurs usuelles pour les paramètres et de les corriger en fonction de critères locaux. Pour cette étude le concept de ménage a parfois été préféré à l'équivalent – habitant pour tenir compte des spécificités du milieu.

5.2 Rejets urbains

Six collecteurs d'eau pluviale sont présents autour du lac (voir carte de figure 18 du chapitre 2). Les volumes d'eau qu'ils évacuent vers le lac sont estimés à 10,5 millions de m^3 par an . Ces collecteurs d'eau pluviale, généralement transformés en dépotoir par les riverains, sont souvent très chargés en pollution. Faute de moyens, les mesures directes de leurs débits n'ont pas été faites ni une répartition systématique de leur apports annuels.

Pour estimer leur contribution, il leur a été accordé la même importance en répartissant le volume total évacué sur les 6 collecteurs. Par ailleurs, ces collecteurs jouent le rôle de transfert d'une bonne partie des charges de pollutions domestiques des populations riveraines vers le lac Pour l'estimation des charges au niveau des collecteurs, la valeur maximale du débit en saison de pluie a été calculée en divisant par 6 le volume maximum journalier donné par le maître d'ouvrage. En saison sèche où la part de pluie est nulle, les apports sont essentiellement liés aux rejets incontrôlés d'eau usée domestique. Le débit d'eau est calculé à partir du nombre de ménages vivant autour des collecteurs.

Pour l'évaluation des apports de Calavi, la population riveraine a été exprimée en nombre de ménages en la divisant par 5 (un ménage comporte 5 personnes). Le débit est alors calculé en utilisant la formule : $Q = (150 \text{ L/j}) \times N_{\text{mé}}$ avec $N_{\text{mé}}$ = nombre de ménages.

Les collecteurs étant pratiquement de mêmes caractéristiques, les quantités d'eau collectées annuellement selon l'estimation du concepteur, une égale répartition des débits a été faite sur ces collecteurs.

5.3 Apport du fleuve Ouémé et de la rivière Sô

Sur la base des données disponibles à partir de l'état des lieux et en tenant compte du fait que la Sô a deux entrées dans le lac (par Ganvié et par Sotchanhoué) avec une répartition (2/3 et 1/3 respectivement) du débit mesuré à Sô – Ava, sur la base des rapports des sections des lits des 2 entrées de la Sô dans le lac. Les mesures de débits en ces points n'ont pas été faites à cause de la non disponibilité de l'ADCP. Les débits moyens au niveau de la Sô, ainsi que les débits des principaux tributaires sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 5 : Débits d'entrée des tributaires Sô et Ouémé dans le lac Nokoué

Tributaire	Entrée	Saison/ Période	Débit
Fleuve Ouémé	Bonou	Saison sèche	11m ³ /s
		Hautes eaux	338 m ³ /s
	Tochès / lac Nokoué	Saison sèche	7m ³ /s
		Hautes eaux	140 m ³ /s
Rivière Sô	Sô – Ava	Saison sèche	36m ³ /s
		Hautes eaux	204 m ³ /s
	Ganvié	Saison sèche	24m ³ /s
		Hautes eaux	136 m ³ /s
	Sôtchanhoué	Saison sèche	12m ³ /s
		Hautes eaux	68 m ³ /s

Le principal apport d'eau douce est constitué du fleuve Ouémé et de la Sô. Au niveau de Bonou, en saison de hautes eaux, le débit peut atteindre 800m³/s (valeur maximale mesurée) ; il chute jusqu'à 11m³/s en saison sèche. Par contre, pendant la période d'étiage le débit de la Sô chute de façon moins importante selon les valeurs historiques.

5.4 Décomposition des acadjas

En considérant une superficie du plan d'eau occupée par les acadjas de 6000 hectares, la masse d'un fagot avoisine 14 kg et une quantité de fagots de l'ordre de 2500 sont disposés par hectare, la charge annuelle d'acadjas est alors d'environ 210 000 tonnes.

Dans le plan d'eau, on considère que 20 à 25% en masse des branchages subissent la dégradation (Welcomme, 1972), soit 42 000 à 52 500 tonnes d'acadjas.

10% de la fraction dégradée correspondent à la matière sèche (Laleye, 2000), ainsi la masse d'acadjas dégradés dans le plan d'eau est de 4 200 à 5 250 tonnes par an.

CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES

La composition des matières sèches issues de la dégradation des acadjas dans le lac Nokoué est estimée à 50% de carbone ; les rapports C/N et P/N étant respectivement de 200 et 0,08 (DGFRN & GIEC, 1997). La charge de DBO₅ est déduite en tenant compte de la réaction suivante :



Sur la base de ces informations, les estimations des charges de pollution apportées dans le lac Nokoué sont données dans le tableau 6.

Tableau 6 : Estimation des charges apportées par les « acadjas » dans le lac Nokoué

Nutriments	Charge annuelle	Charge journalière
Carbone	2100 à 2650 t	5,7 à 7,3 t
DBO ₅	5600 à 7067 t	15,3 à 19,4 t
Phosphore (P)	0,84 à 1,06 t	2,3 à 2,9 kg
Azote (N)	10,5 à 13,3 t	29 à 36 kg

5.5 Décomposition des jacinthes d'eau

Selon Biernaux (1978), la composition des nutriments dans le tissu végétal des plantes aquatiques se présente comme suit:

- Carbone : 6,5% de la matière sèche
- Azote : 0,7% de la matière sèche
- Phosphore : 0,08% de la matière sèche

Dans les conditions optimales de prolifération des jacinthes d'eau, la densité des jacinthes est de 0,1kg/m² soit 10 t de matières sèches /ha (Wilson *et al.*, 2005). En considérant un pourcentage de matières sèches de 1% dans les jacinthes, la charge de matière sèche associée à leur décomposition pour l'ensemble du plan d'eau est de 600 tonnes (la surface occupée par les jacinthes étant de 6000 ha).

En tenant compte de la composition en éléments nutritifs des jacinthes d'eau, les charges apportées par leur décomposition sont présentées dans le tableau 7.

Tableau 7: Estimation des charges apportées par la dégradation des jacinthes d'eau dans le lac Nokoué

Nutriments	Charge annuelle	Charge journalière
Carbone	39 t	107
DBO ₅	104 t	285 kg
Phosphore	0,48t	1,3kg
Azote	4,2 t	11,5 kg

6 Modèle : choix des mailles

Le modèle hydrodynamique EFDC est un modèle en trois dimensions, qui considère l'équation de mouvement caractéristique d'un fluide de densité variable avec une turbulence moyenne à la surface du plan d'eau et un état hydraulique considéré verticalement comme statique. Le modèle EFDC résout en même temps un nombre arbitraire d'équations eulériennes de transport/transformation des matières dissoutes et en suspension (Hamrick, 1992). Les fichiers de sortie obtenus avec EFDC constituent les variables hydrodynamiques d'entrée pour des modèles de qualité de l'eau comme WASP.

Le choix du nombre de cellule est un compromis entre le nombre minimal nécessaire pour faire fonctionner les algorithmes, l'écart acceptable au niveau des salinités des cellules voisines. Au niveau de la baie, il y a une présence d'eau de mer dont il faut également tenir compte (maillage à l'entrée du grau).

6.1. Modèle de grille pour la modélisation du système

En tenant compte des exigences techniques, des contraintes informatiques et de la recherche d'une transition entre les cellules sans trop d'écart de salinité, il a été retenu 37 cellules de grille horizontale qui représentent le lac. Un nombre de cellule plus faible, correspondant par exemple aux 7 points de stations suivies, créerait une différence importante de salinité entre les cellules et entraînerait le blocage du fonctionnement du modèle. Les marais qui sont inondés pendant la saison des pluies sont représentés par sept cellules. Dans le lac dit « de réseau », où l'on prend en compte la transition d'une cellule à la suivante, la moyenne de la taille des cellules est de 2 km dans la direction Est et de 2,3 km dans la direction nord. Ce maillage a été adopté car il saisit l'ampleur de la variation des mesures de salinité observées tout en conservant la périodicité nécessaire pour les données d'entrée et le temps de calcul ainsi que les besoins en mémoire de stockage acceptables. La résolution de la grille à l'horizontale est relativement fine dans la partie Ouest étant donnée la forte variation spatiale de la salinité.

CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES

L'utilisation de deux couches verticales d'égale épaisseur a été retenue pour examiner les schémas de circulation stratifiée. Un test de sensibilité a été effectué pour confirmer que l'ajout de couches supplémentaires à la verticale ne modifiait pas sensiblement les résultats du modèle hydrodynamique. La profondeur des cellules à l'intérieur du lac, varie de 0,3 m à 2,5 m alors qu'au niveau du chenal de Cotonou ces cellules sont plus profondes allant de 4,5 m à 8,0 m. Pour éviter toute erreur de calcul due à la forte variation des niveaux entre le canal et le lac, les cellules de tailles plus fines sont utilisées dans ce domaine. En moyenne, la taille des cellules dans le canal est de 0,35 km x 1,30 km. Le maillage est étendu dans l'océan, pour spécifier la salinité et la qualité de l'eau au niveau de la côte. L'emplacement de limites de l'eau libre dans le modèle a été déterminé en effectuant un certain nombre d'essais avec divers endroits de cette frontière jusqu'à ce que l'on ait constaté une configuration dans laquelle il n'y a pas de changement significatif entre les sortants et entrants de la salinité maximale. Il existe 30 cellules à l'entrée du chenal de Cotonou au niveau de la baie qui représentent la frontière entre l'eau douce et l'eau de mer caractérisée par les effets des vagues et des marées.

Une autre forme de fichier représentant le modèle de grille est créée à partir de Google Earth en écriture Kml. Le modèle de maillage a été créé en utilisant le logiciel MATLAB. Le modèle de grille a ensuite été superposé sur la grille de bathymétrie couche ESRI ArcMap interface. Le niveau d'élévation de chaque cellule est alors calculé par une moyenne pondérée de la bathymétrie des points qui sont à l'intérieur de chaque cellule. L'ensemble des points de la cellule est représenté par le point central de la cellule (Figure 24).

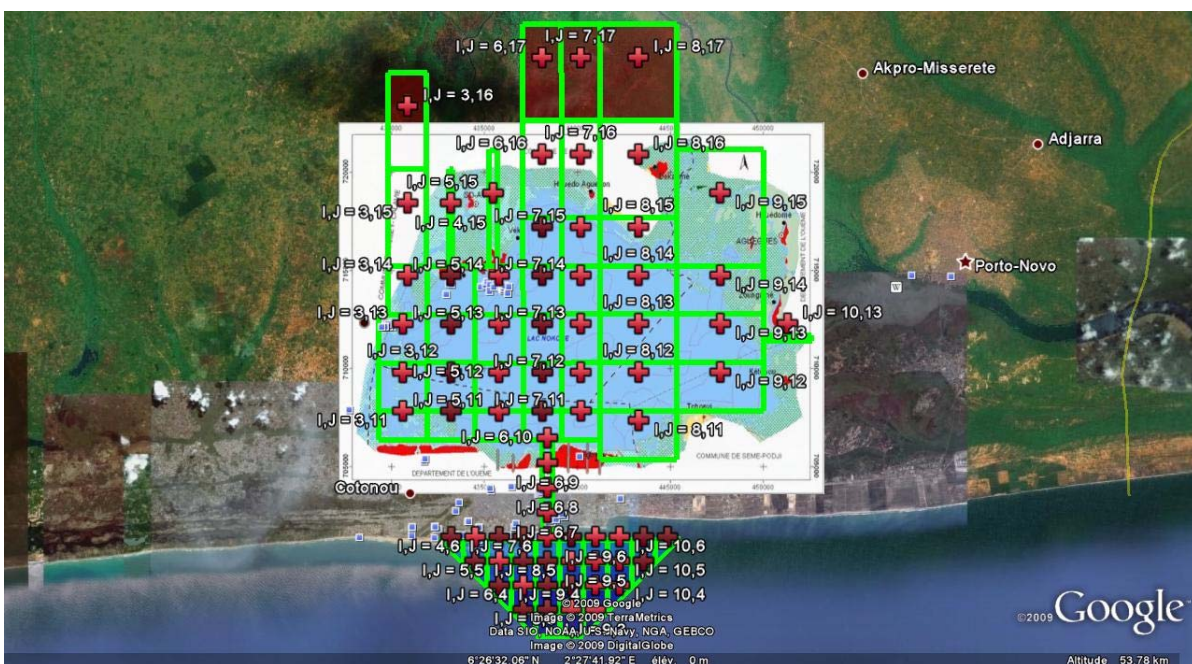


Figure 24 : Positionnement des centres des cellules

CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES

Le mode de séchage et de mouillage a été conçu pour que le marais à sec qui s'inonde soit automatiquement détecté, selon que la profondeur de l'eau est en-dessous ou au-dessus de la profondeur minimale de mouillage. Pour des profondeurs d'eau inférieures à 11 cm la cellule est considérée comme sèche.

Le maillage doit fournir une bonne représentation du plan d'eau, avec un système homogène au niveau de chaque maille ; cependant un maillage trop complexe peut entraîner une simulation trop longue et inefficace. Dans le cas du lac Nokoué la difficulté supplémentaire vient de la variabilité importante de certains paramètres comme la salinité ou le niveau d'eau, dans quelques cellules en passant de la période des hautes eaux à celle d'étiage. L'association au modèle de qualité WASP exclut l'absence totale de lame d'eau dans une cellule et donc la considération de zone marécageuse qui s'assèchent totalement en période d'étiage. Pour cette raison la description du système est réalisée en saison sèche à partir de 130 cellules dont 37 cellules avec 2 couches pour le lac et Nokoué et 28 cellules avec 2 couches pour la mer (hormis la cellule représentant la sorties vers la lagune de Porto – Novo). Les cellules considérées dans EFDC en saison de hautes eaux sont, outre celles retenues pour la période d'étiage, les 7 cellules à couche unique de la zone marécageuse. Par ailleurs, les effets de marée jouent un rôle important dans l'hydrodynamique. Le chenal de Cotonou sert de couloir où s'exercent des pressions hydrauliques entre d'une part les eaux douces et d'autre part les eaux salées. Les mouvements de marée créent des battements périodiques tout au long de la baie qui sert de réceptacle du chenal. Les phénomènes de marée, avec les échanges entre les eaux douces venant du lac et eaux saumâtres venant de la mer ont été pris en compte en étendant le maillage à la baie.

Le nombre de cellules pris en compte est donc de 137 en période de hautes eaux et de 130 en étiage. En période de hautes eaux, toutes les cellules sont prises en compte. En saison sèche, les cellules bleu – foncé sur la carte ne sont pas prises en compte et comporte 74 sur le lac et 56 en mer.

Chapitre 4 RESULTATS CONCERNANT LA CARACTERISATION DU SYSTEME

1 Bilan hydrologique du système

1.1 Résultats des mesures de débit en hautes eaux

L'ambition au départ était de mesurer sur les différentes saisons, les débits des tributaires et d'autres sources ponctuelles (collecteurs et égouts), mais les difficultés d'accessibilité à l'appareil (contraintes administratives, coût des sorties et la non disponibilité des techniciens en charge de l'appareil) nous ont contraints à effectuer des mesures ponctuelles : la première en Avril 2007 s'est effectuée essentiellement au niveau du Chenal de Cotonou, la seconde en Octobre 2007 s'est faite à Sô –Ava, Aguégué, Tochès et Bonou. Ces mesures ont permis d'évaluer la répartition des débits des tributaires Ouémé et Sô et d'en tirer les relations possibles entre l'Ouémé et la Sô.

Le protocole de calcul suivi était le suivant pour le fonctionnement en hautes eaux :

- le débit du fleuve Ouémé au niveau de Bonou (QB) correspond à la somme :
 - o débit de la Sô (Q Sô)
 - o débit des pertes au niveau de la zone deltaïque (QP)
 - o le débit du fleuve Ouémé au niveau de Aguégué (QA)

Il y a une seule inconnue ici, le débit QP qui peut donc être estimé.

- le débit du fleuve Ouémé au niveau de Aguégué (QA) correspond à la somme :
 - o débit entre le fleuve Ouémé et le lac Nokoué (QON)
 - o débit d'alimentation de la lagune de Porto-Novo (QPN),

Il y a une seule inconnue ici, le débit QON qui peut donc être estimé.

Les résultats de ces mesures et estimations sont donnés dans le tableau 8.

Tableau 8 : Résultats de mesures des débits en Octobre 2007

Station	Q mesuré (m ³ /s)	Débit estimé (m ³ /s)	% de répartition estimé
QB : Débit du fleuve Ouémé à Bonou	517		100%
QSô : Sô Ava (fleuve Sô)	146	150 ± 5	30% environ du débit du fleuve Ouémé mesuré à Bonou
QP = Perte diverses de débit (zone deltaïque)		105 ± 5	20% environ du débit du fleuve Ouémé mesuré à Bonou
QA ou QT : Débit Aguégoué (Ouémé avant Tochè)	260	259 ± 2	50% environ du débit du fleuve Ouémé mesuré à Bonou
QPN : Totchè (fleuve Ouémé /lagune de Porto - Novo)	97		20% environ du débit du fleuve Ouémé mesuré à Bonou
QON : Entrée Ouémé lac Nokoué		163 ± 10	30% environ du débit du fleuve Ouémé mesuré à Bonou
QCh = débit dans le chenal de Cotonou (de la lagune vers la mer)	182		

La comparaison de ces résultats et des pourcentages de répartition entre Bonou et Sô–Ava des données historiques (1969 – 1976) montre très peu de différence ($71/265= 27\%$ et $146/518 = 28\%$) arrondi à 30% pour les estimations. Cependant, cette estimation devrait être valable uniquement en période de hautes eaux (Août – Septembre – Octobre), période au cours de laquelle les mesures ont été effectuées. Ces mesures ont donc permis les estimations des débits de perte (QP) et du débit de Ouémé à l’entrée Ouest du lac, qui représentent respectivement 20 et 30% du débit de l’Ouémé au niveau de la station de Bonou.

En ce qui concerne la période d’été où il n’y a pas eu de mesure à l’ADCP au niveau des stations des tributaires d’eau douce, il était impossible d’évaluer les apports. Aussi, nous avons considéré les pourcentages de répartition obtenus en période de hautes eaux comme applicables en saisons sèche. Les données historiques ont été donc utilisées en tenant compte de ces pourcentages de répartition pour obtenir les résultats de la figure 25 et du tableau 10.

CHAPITRE 4 : RESULTATS CONCERNANT LA CARACTERISATION DU SYSTEME

Aucune mesure de débit n'était disponible au niveau du chenal de Cotonou. Des mesures de débit à l'ACP ont donc été également faites à ce niveau en saison sèche et en période de hautes eaux.

1.2 Analyse du comportement hydrologique du système fleuve-lac

Le comportement hydrologique du système fleuve – lacs de la zone deltaïque varie fortement lorsqu'on passe de la période d'étiage à la période de hautes eaux. Les figures 25 et 26 ci-dessous illustrent cette dynamique hydrologique du système.

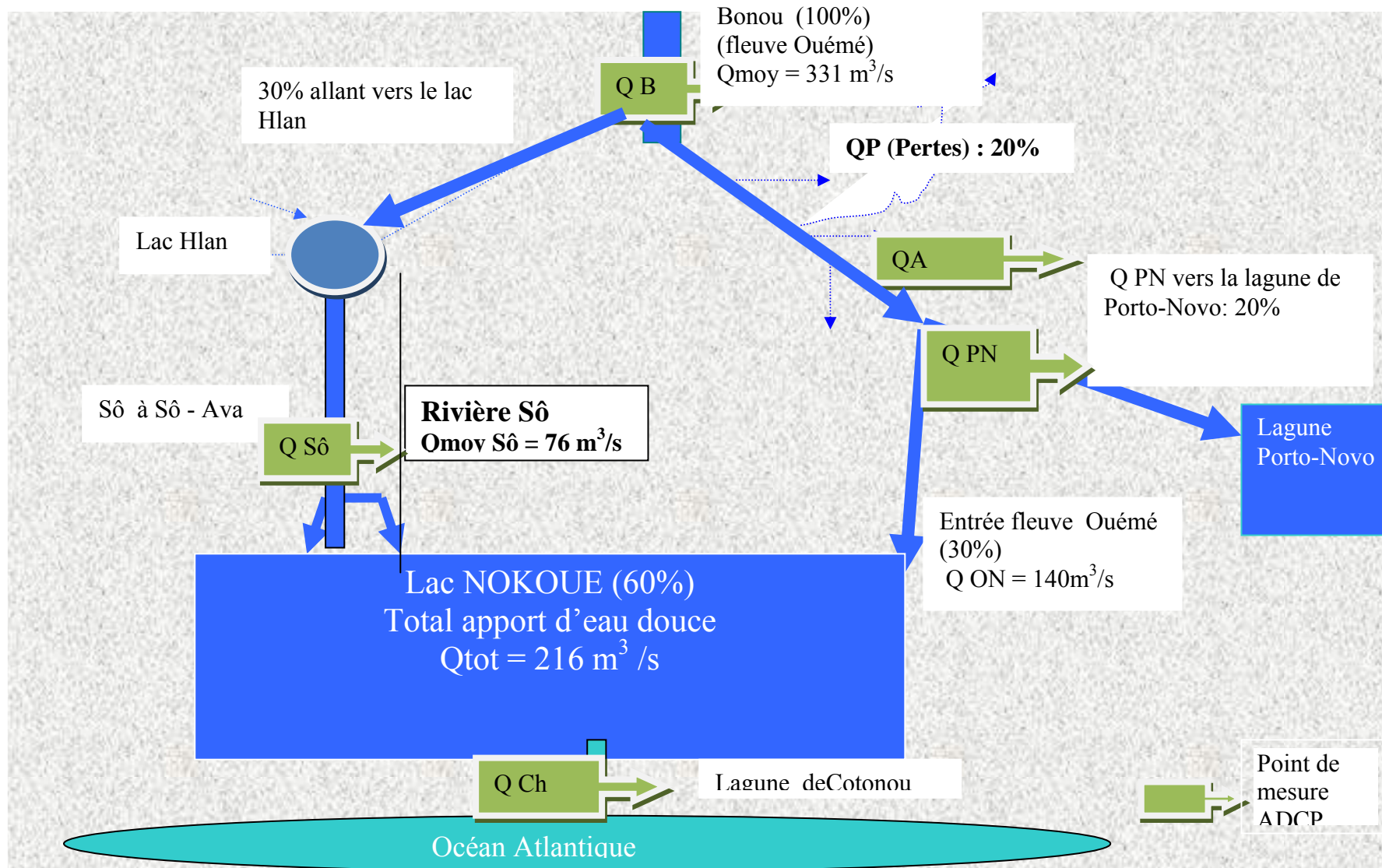


Figure 25: Schéma hydrologique du fonctionnement (tributaires, lac et lagunes) de la zone deltaïque en période de hautes eaux

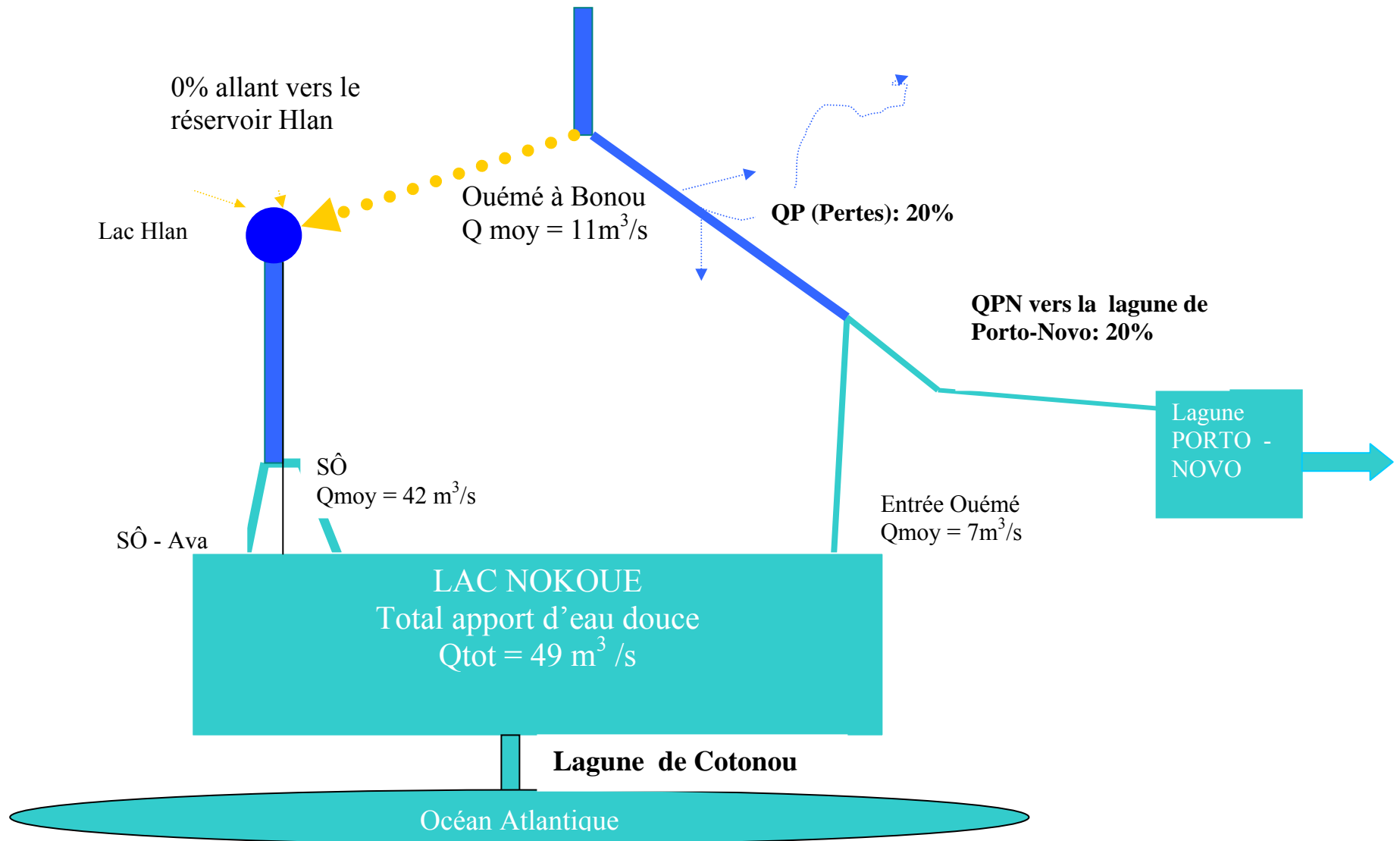


Figure 26: Schéma hydrologique du fonctionnement (tributaires, lac et lagunes) de la zone deltaïque en saison sèche

CHAPITRE 4 : RESULTATS CONCERNANT LA CARACTERISATION DU SYSTEME

Le fonctionnement atypique de la rivière Sô, semble être lié à la présence d'une source au niveau du réservoir Hlan, qui permet d'entretenir un débit relativement important de la Sô en saison sèche. La question mérite d'être approfondie dans un cadre de travail pluridisciplinaire avec les hydrogéologues.

Les pourcentages de répartition sont maintenus en saison sèche en considérant que la Sô ne dépend plus de l'Ouémé et que les débits de pertes sont plus importants avec l'augmentation des valeurs de l'évapotranspiration en cette période de forte chaleur¹. La partie qui passe par le bras mort de l'Ouémé vers la Sô est perdue.

Le tableau 9 donne les résultats des calculs de débits à partir des données historiques.

Tableau 9 : Estimation des débits à l'entrée du lac Nokoué.

Fleuves	Stations	Etiage : Débit minimum moyen observé (m ³ /s)	Hautes eaux : Débit maximum moyen observé (m ³ /s)	Débit moyen annuel (m ³ /s)	Débit moyen (m ³ /s) période de hautes eaux	Débit moyen (m ³ /s) période d'étiage
Ouémé	Bonou	2	805	184	331	11
Sô	Sô – Ava	26	204	53	76	42
Ouémé	Entrée Nokoué	1,2	338	77	140	7
Total Reçu par le lac Nokoué : débit moyen estimé (m ³ /s)					216	49

Pour la période de saison sèche, la rivière Sô est totalement déconnectée du fleuve Ouémé dont le débit d'étiage devient très bas. Le lac Hlan, en amont de la Sô, qui s'est rechargée en période de haute par l'intermédiaire du bras mort de l'Ouémé (et qui semble être également

¹ La perte de 20% retenue est plus faible que ce qui est réellement perdue en saison sèche car l'évapotranspiration en cette période est maximale et le rôle de freinage de vitesse d'écoulement des eaux joué par les acadjas et les cultures pratiquées dans les lits des cours d'eau. De plus cela ne concerne que 7m³ sur 49 (14%) de l'ensemble. En doublant la perte (40%), on a une diminution de 0,5m³ très négligeable.

alimenté par une source souterraine) devenu actif, se transforme en source pour la rivière Sô. Le débit y baisse moins et il apporte ainsi près de 90% des eaux douces du lac Nokoué ; l'apport de l'Ouémé (QON) correspondant à 10% environ. Les valeurs des débits moyens reçus par le lac à partir de ces deux principaux tributaires sont alors de $42\text{m}^3/\text{s}$ pour la Sô et de $7\text{m}^3/\text{s}$ environ pour l'entrée du fleuve Ouémé dans le lac. Ces mêmes répartitions seront considérées dans les différentes estimations pour les données d'entrée du modèle en période d'étiage.

2 Résultats dans la colonne d'eau

2.1 Paramètres physico – chimiques

2.1.1 Salinité

2.1.1.1 Variabilité spatiale

2.1.1.1.1 Résultats en fonction des différents points de suivi

La figure 27 présente la salinité moyenne annuelle au niveau des différents points de prélèvement dans le lac.

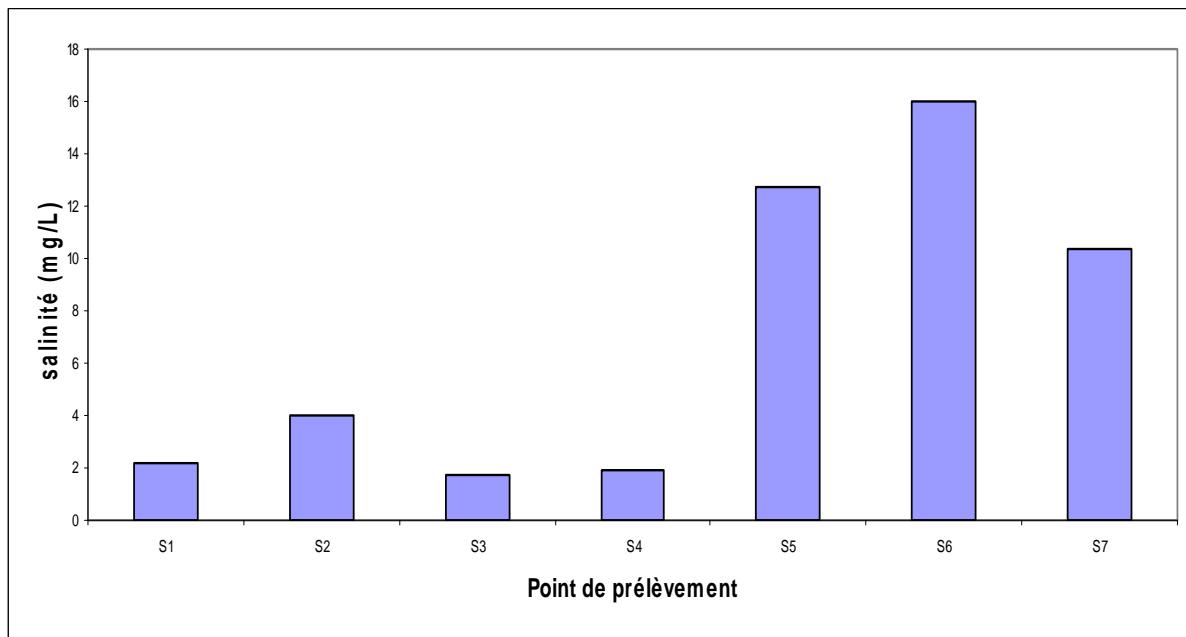


Figure 27: Evolution de la salinité moyenne annuelle selon les points de prélèvement

Les valeurs moyennes de la salinité sont faibles pour les points S1 à S4 au Nord du lac. Les plus fortes valeurs s'observent au niveau de S5, S6 beaucoup plus proches du chenal et de l'océan. La forte salinité observée en S7 est quant à elle associée aux rejets d'eaux usées, qui sont très concentrés dans cette zone.

2.1.1.1.2 Résultats sur la colonne d'eau (surface et fond)

Le suivi en 2007 de la salinité selon les niveaux de prélèvement (surface et fond) a permis d'obtenir les résultats ci – dessous.

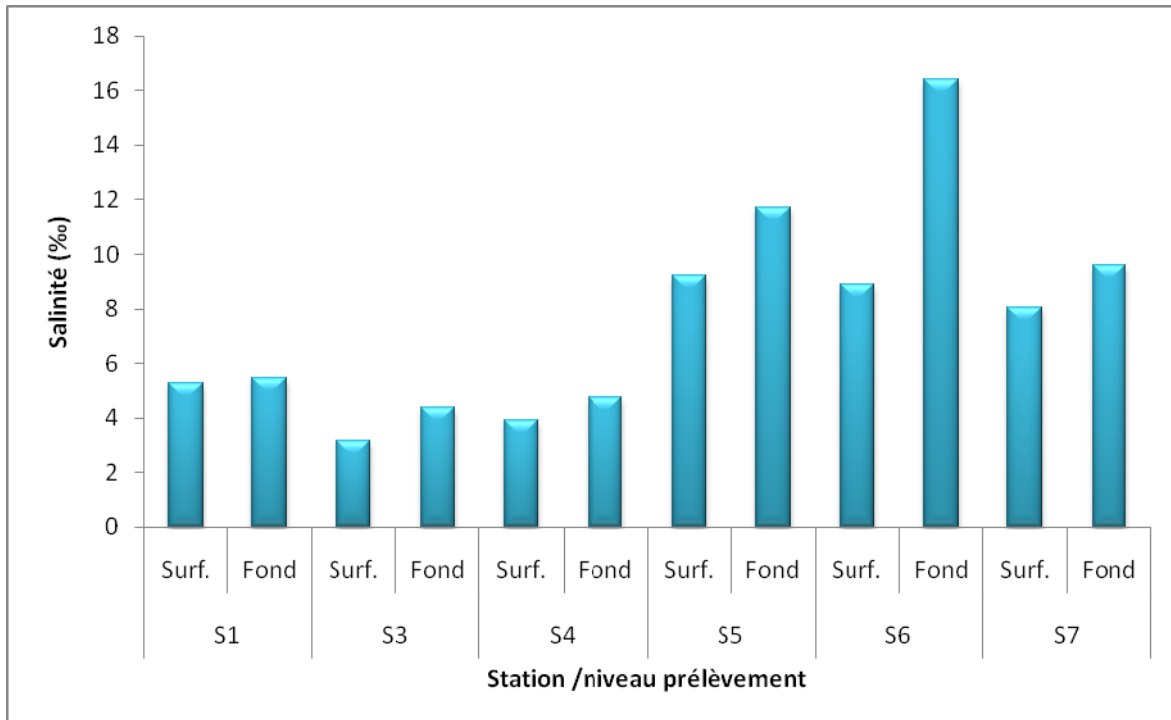


Figure 28 : Evolution comparée de la salinité moyenne du fond et de la surface des stations suivies

Cette figure montre qu'il y a peu de variation de la salinité moyenne en passant de l'eau de surface à l'eau du fond du lac Nokoué, même si pour certaines stations comme S3, S5 et S6 la variation est plus importante. Pour mieux se prononcer quant aux possibilités de stratification, nous analyserons la dynamique dans le temps de la salinité au niveau des différents points.

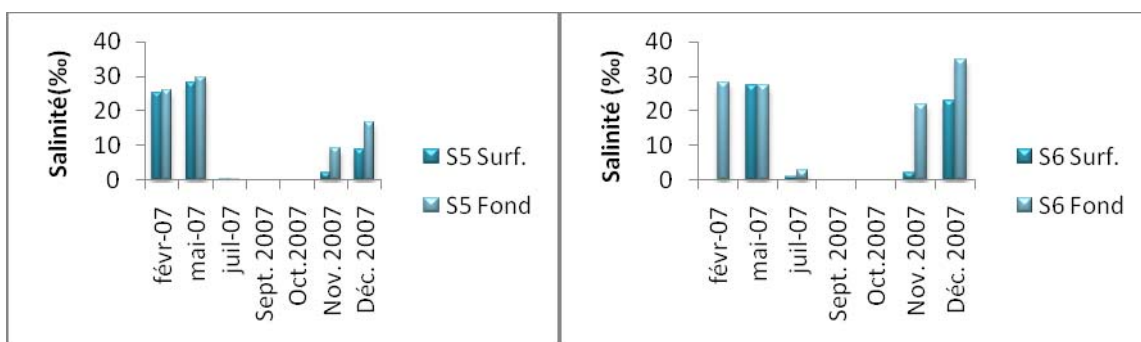


Figure 29: Evolution comparée de la salinité en surface et au fond du lac selon la période de prélèvement (S5 et S6 : points les plus proches du chenal)

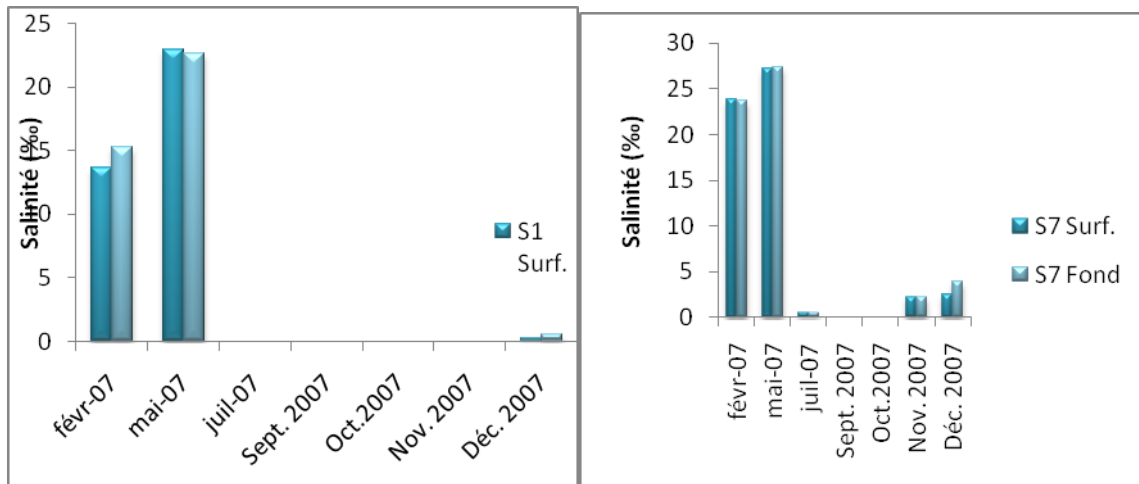


Figure 30 : Evolution comparée de la salinité en surface et au fond du lac selon la période de prélèvement (S1 et S7 : points situés dans les zones les plus anthropisées)

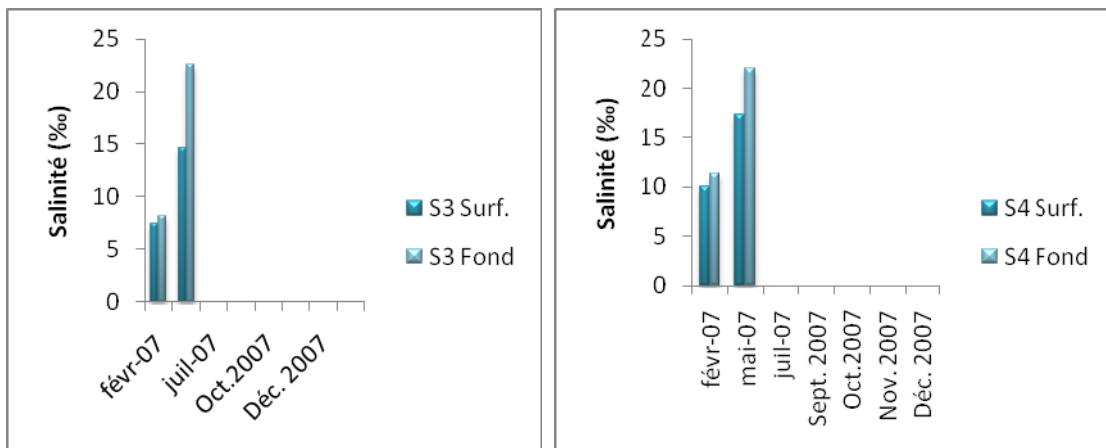


Figure 31 : Evolution comparée de la salinité en surface et au fond du lac selon la période de prélèvement (S3 et S4)

Les résultats (figure 29 à 31) montrent qu'une stratification semble se manifester au niveau des stations S5 et S6 en Octobre et Novembre, et S3 en juillet. L'absence de différence de salinité entre la surface et le fond pour le point S7 confirme que la salinité en ce point est liée à l'apport d'eaux usées.

2.1.1.2 Variabilité saisonnière

La figure 32 représente l'évolution de la salinité du lac Nokoué sur les 2 années 2006 et 2007.

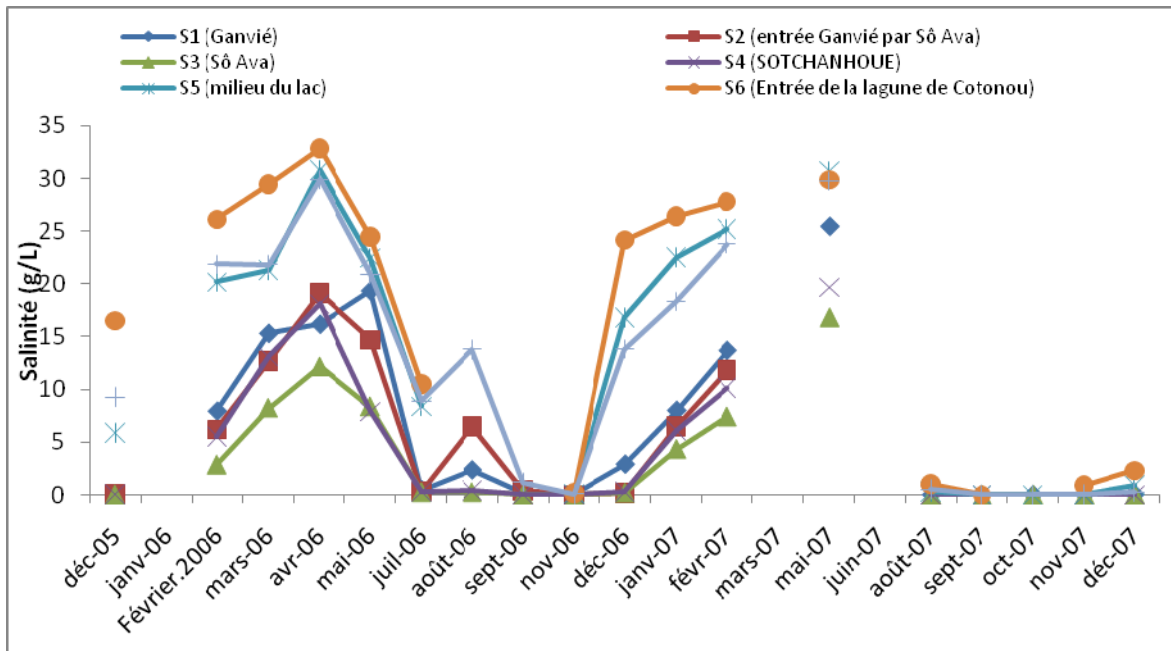


Figure 32 : Evolution saisonnière de la salinité sur le lac Nokoué.

Les eaux du fleuve Ouémé influencent considérablement la dynamique du lac Nokoué. En effet, l'évolution comparée du débit avec la salinité montre que lorsque le débit du fleuve est maximum (d'août à octobre), la salinité baisse considérablement. Inversement, en saison sèche (étiage) des valeurs maximales de conductivité sont atteintes alors que le débit du fleuve avoisine $2\text{m}^3/\text{s}$ à la première station hydrologique en amont du lac : Bonou.

2.1.2 Profondeur au disque de Secchi

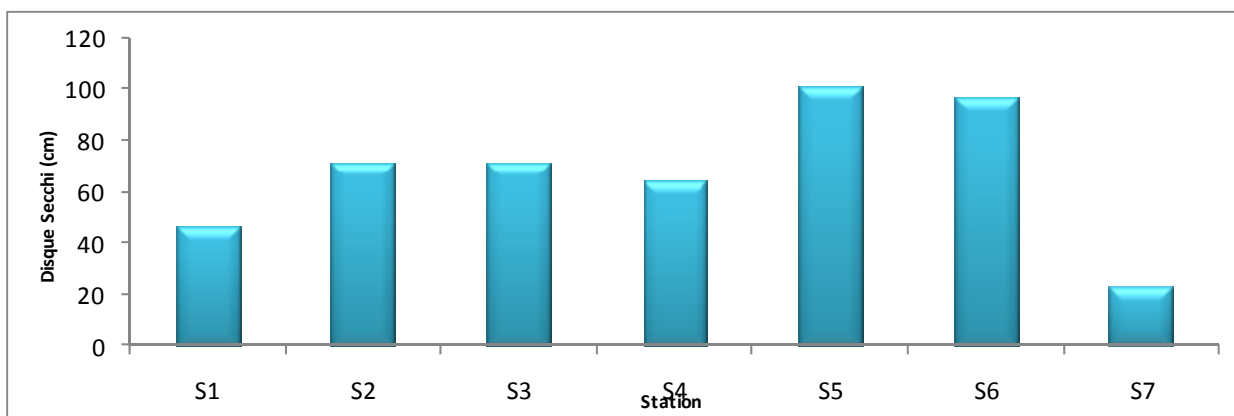


Figure 33 : Evolution des valeurs moyennes de la profondeur au disque de Secchi en 2006 selon les stations

Les valeurs de transparence les plus faibles sont observées aux points S1, S2, S3, S4 et S7. Ce dernier point (embarcadère de Calavi) qui reçoit les eaux usées domestiques, présente la plus faible profondeur au disque de Secchi. Les points S6 et S5 donne les transparences les plus élevées. Ces stations sont les moins soumises aux pressions anthropiques.

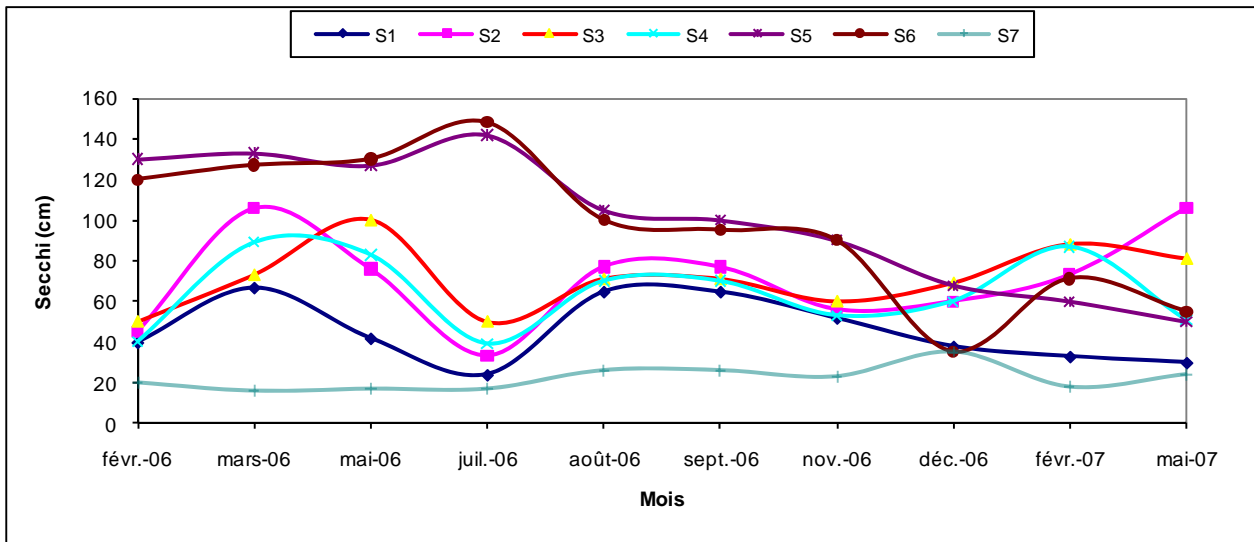


Figure 34 : Evolution saisonnière de la profondeur au disque de Secchi (Février 2006 à Mai 2007)

Du point de vue de la variabilité dans le temps, les plus faibles valeurs sont observées en Février et au mois de Juillet pour les stations à fortes activités anthropiques (S1, S2, S3, S4 et S7). Il est important de rappeler que le mois de Février correspond à la période de décomposition des macrophytes dans le lac et Juillet le mois du début d'apparition et de croissance des jacinthes d'eau. Ce résultat est à rapprocher de celui de l'oxygène dissous qui va suivre. Il est à remarquer que le point S7 présente moins de variabilité dans le temps (l'eau reste trouble tout au long de l'année).

2.1.3 pH

Le pH a été suivi dans quelques réservoirs du bassin du fleuve Ouémé. La figure 36 ci – dessous, donne les valeurs obtenues selon les stations.

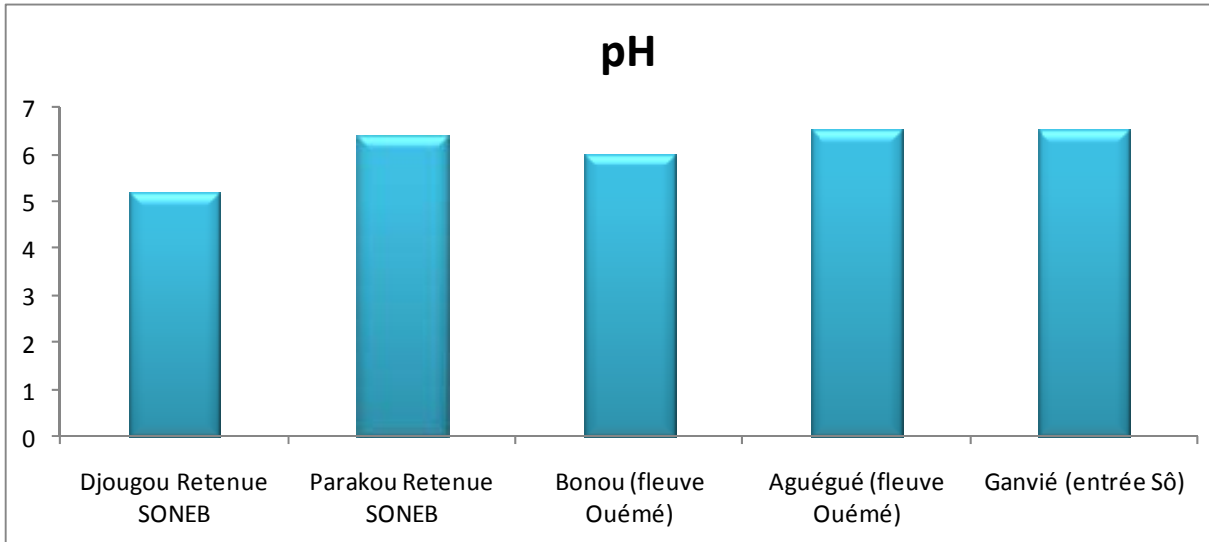


Figure 35 : Evolution du pH moyen en 2006 dans le bassin de l’Ouémé

La figure 35 montre que les eaux du bassin du fleuve Ouémé sont relativement acides (pH voisin de 5,3) dans la partie nord, puis le pH atteint des valeurs proches de la neutralité ($6 < \text{pH} < 7$) de Parakou, jusqu’à son arrivée dans le lac Nokoué.

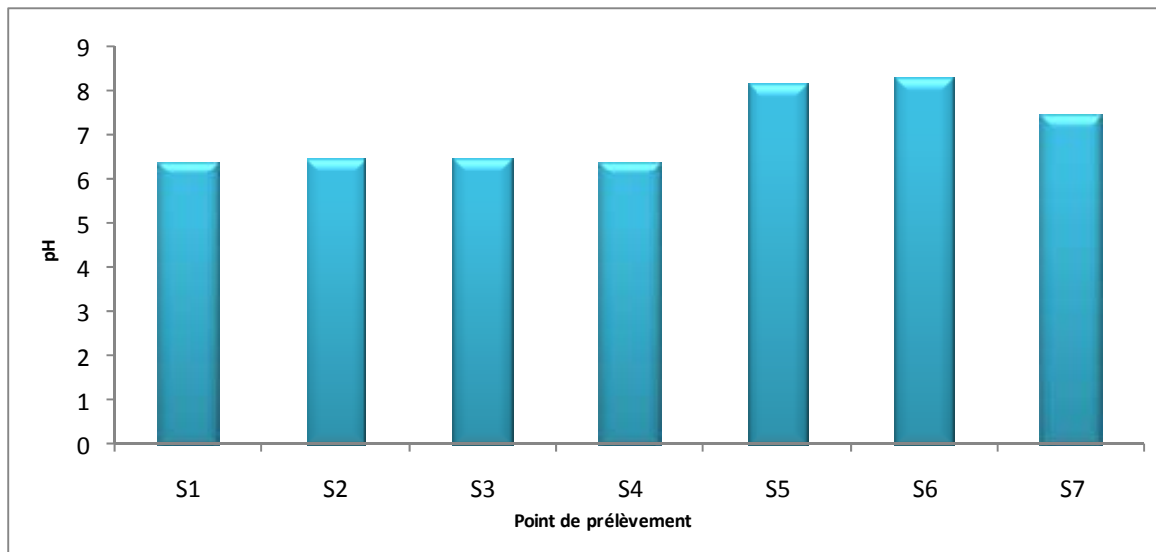


Figure 36 : Evolution de la moyenne du pH en 2006 selon les stations

Au niveau du lac Nokoué (figure 36) le pH des eaux reste légèrement acide ($\approx 6,5$) pour la plupart des points de prélèvement, excepté en S5, S6 et S7. On note une assez faible variabilité de ce paramètre ($< 1,7$ unités pH) au sein du lac Nokoué.

En 2007, un suivi comparé du pH de l’eau de surface et de l’eau du fond, a permis d’obtenir les résultats de la figure 37.

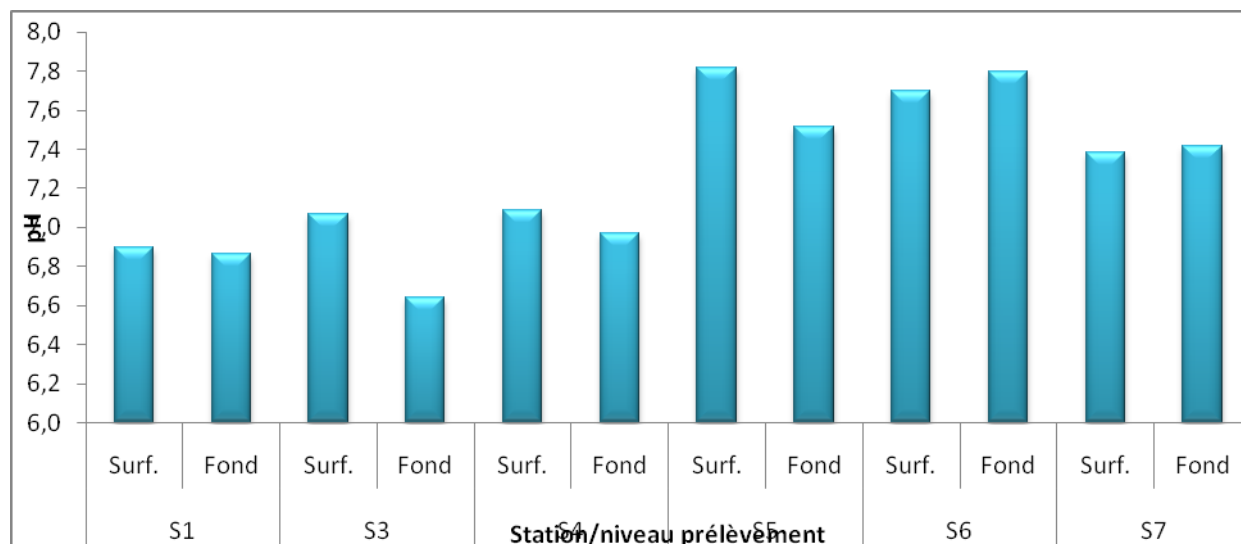


Figure 37: Evolution comparée des valeurs moyennes du pH de l'eau de surface et de l'eau du fond du lac Nokoué en 2007.

Ces résultats montrent qu'il y a très peu de variation du pH en passant de la surface au fond du lac pour la majorité des stations suivies, cependant les stations S3 et S5 présentent des variations relativement plus importantes. Ce résultat pourrait s'expliquer par le fait que ce sont les zones dans lesquelles l'activité photosynthétique du phytoplancton est la plus élevée, les mesures étant faites en période diurnes, l'augmentation du pH dans la zone de surface pourrait être liée à cette observation. Cependant, les mesures n'ayant pas pu être faites rigoureusement au même moment de la journée, cela limite les interprétations concernant ce phénomène.

2.1.4 Oxygène dissous

La figure 38 ci-dessous donne les valeurs moyennes obtenues en 2006 – 2007.

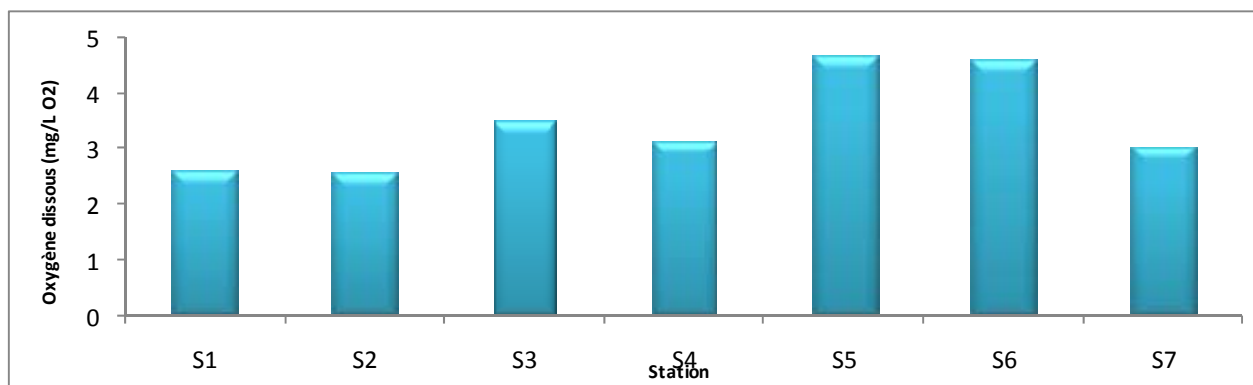


Figure 38 : Evolution des valeurs moyennes d'oxygène dissous (2006 – 2007), selon les stations.

Les plus faibles concentrations en oxygène dissous se situent au niveau des points S1, S2, S4 et S7, c'est –à-dire dans les zones à forte pression anthropique. Les plus fortes valeurs sont observées aux stations S6 et S5 comme dans le cas de la profondeur au disque de Secchi.

Du point de vue dynamique, la figure 39 ci-dessous illustre l'évolution de la concentration en oxygène dissous dans le lac.

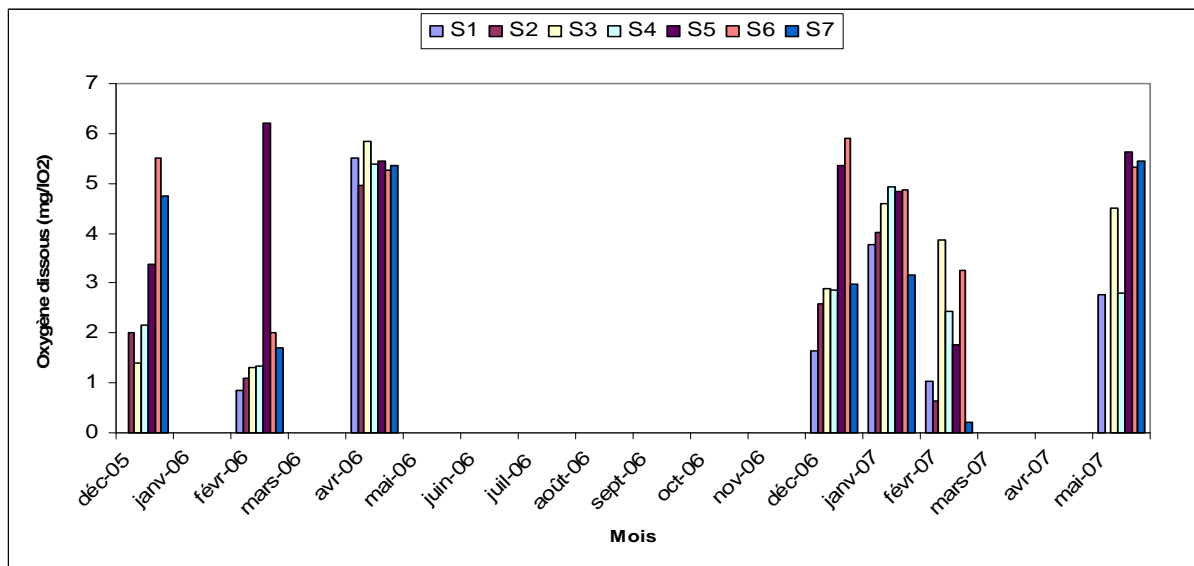


Figure 39 : Evolution dans le temps de l'oxygène dissous du lac Nokoué

L'observation de la figure 39 montre une variabilité de la teneur en oxygène dissous dans le temps, les plus faibles valeurs sont relevées au mois de Février, qui correspond à la période de décomposition des macrophytes). Comme pour les valeurs de pH, les mesures n'ayant pas été réalisées au même moment de la journée pour les différents points, cela limite en partie la discussion des résultats.

2.2 Matière organique et Biomasse

2.2.1 DBO₅

La DBO₅ présente des valeurs souvent supérieures à 10 mg/L, donc relativement élevées (tableau 10). Les plus fortes valeurs observées en Février sont sans doute liées à la décomposition des macrophytes dans le lac. Pour certains points, il est probable que des phénomènes d'inhibition (liés à la présence de toxiques), interfèrent sur la mesure (cas du point S7, pour lequel les apports d'eaux usées urbaines sont majeurs).

Tableau 10: Résultats des mesures de la DBO sur le lac Nokoué

Ech. Date	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
Novembre 2006	10	10	13	8	8	-	13
Décembre 2006	16	15	15	-	15	3	18
Février 2007	22	31	21	30	32	35	14

2.2.2 Chlorophylle a

Les valeurs de 20 à 60µg Chla/L observées sur la figure 40, montrent une production importante de la biomasse algale au niveau des différents points du lac et mettent en évidence le caractère eutrophe du système (système eutrophe si teneur en Chla supérieure à 10µg/L selon classification de l'OCDE).

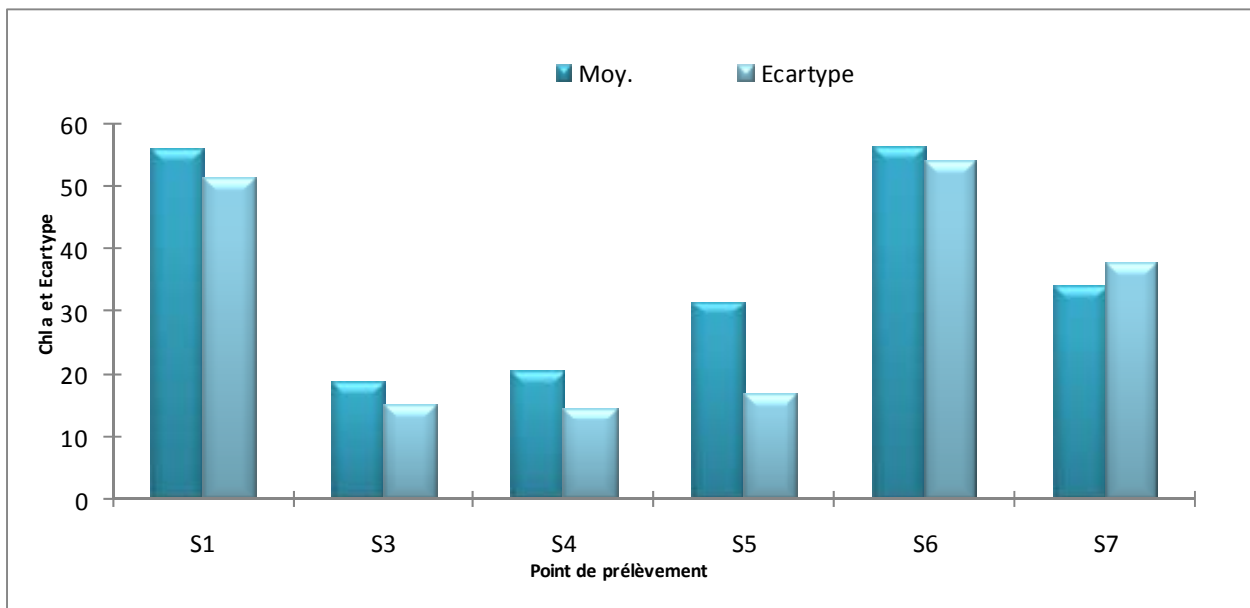


Figure 40 : Evolution des taux moyens obtenu entre Mai et Novembre 2007 de chlorophylle a et de l'écart –type pour les prélèvements en surface

Ces taux moyens de chlorophylle a à la surface du lac varient de 18 à 57 µg/L avec des écarts type importants (50 à 90%). Cette variabilité spatiale de la chlorophylle a des eaux prélevées en surface est donc très importante. Ce paramètre est maximum à proximité du village lacustre de Ganvié (S1) et au niveau du chenal de Cotonou (S6), deux secteurs anthropisés.

Les valeurs assez faibles obtenues en S7, zone la plus anthropisée, pourraient être expliquées par la présence d'éléments inhibiteurs.

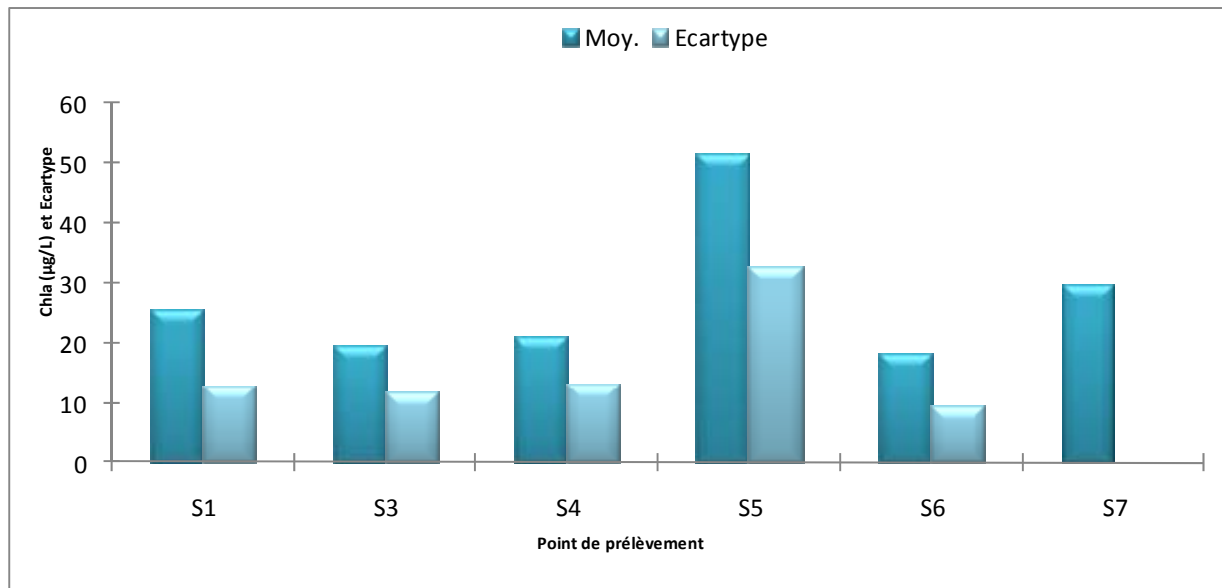


Figure 41 : Evolution des taux moyens de chlorophylle a pour les prélèvements du fond des plans d'eau et de l'écart type

Comparée à l'évolution des valeurs obtenues en surface, les valeurs des taux moyens de Chla obtenus au fond du plan d'eau (figure 41), présentent moins de variabilité spatiale. Les taux les plus élevés sont obtenus au niveau du point S5 (zone centrale du lac), ce qui correspond aussi à la zone pour laquelle la transparence est la plus élevée (plus forte valeur moyenne de la profondeur au disque de Secchi).

2.2.3 Variabilité saisonnière concernant la biomasse (chlorophylle a)

L'observation des courbes de la figure 42, montre que les taux de chlorophylle a en surface évoluent avec la même tendance pour l'ensemble des points de prélèvement avec les plus forts taux en novembre (salinité faible) et les plus faibles en Juillet (salinité forte).

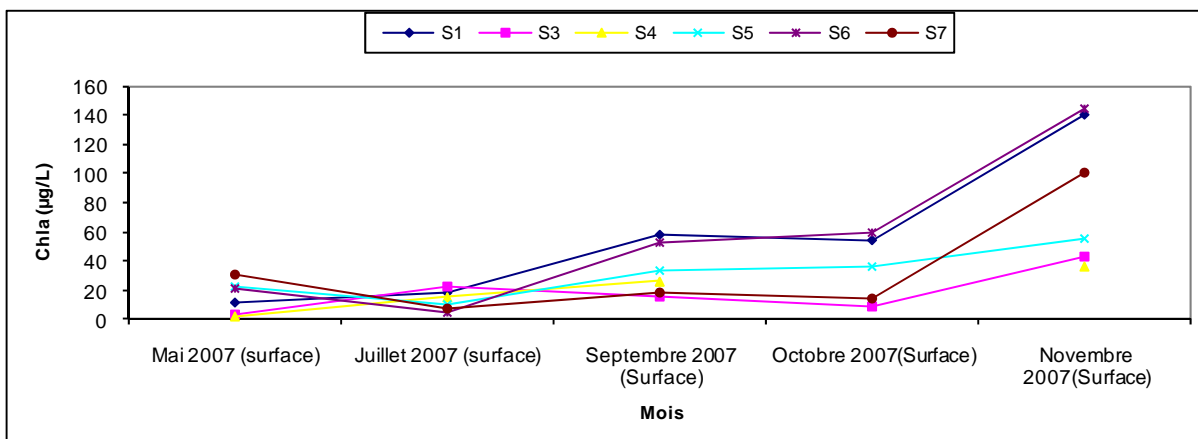


Figure 42 : Evolution comparée de chlorophylle a dans les prélèvements effectués en surface du plan d'eau

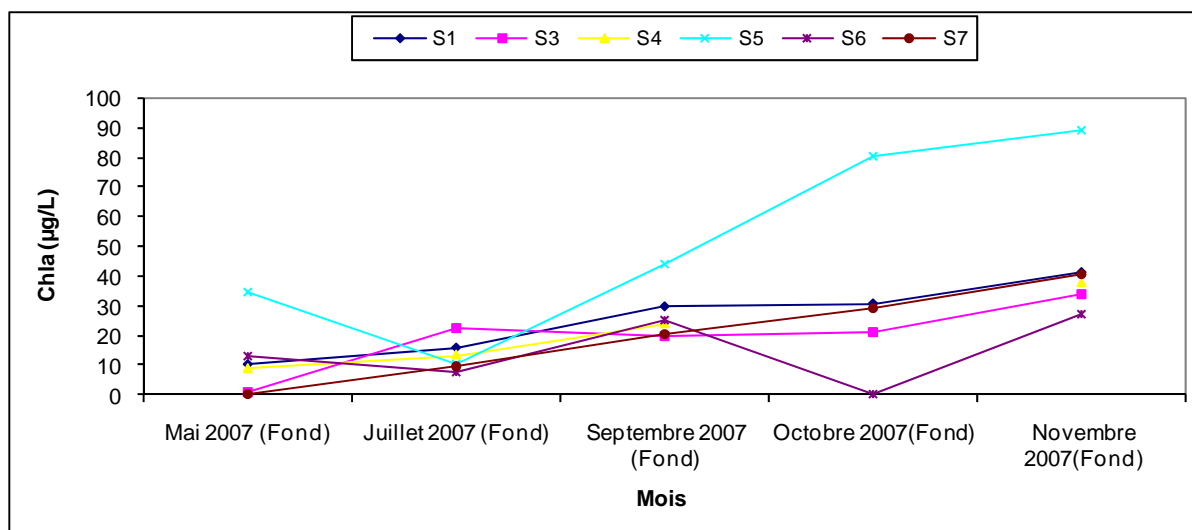


Figure 43 : Evolution comparée de chlorophylle a des prélèvements effectués au fond du plan

La figure 43 présente une augmentation progressive du taux de chlorophylle *a* de mai à novembre 2007 avec une fluctuation importante pour le point S7 qui est le point présentant la plus forte anthropisation. Globalement l'augmentation des quantités d'eau douce (débit du fleuve Ouémé) entraîne une augmentation du taux de chlorophylle *a* au fond du lac. Les fortes valeurs de chlorophylle *a* observées au niveau de la zone centrale du lac sont liées à l'importante transparence dans cette zone, où les macrophytes sont absents ; alors que dans les zones anthropisées, comme Ganvié (S1) et Sôtchanhoué (S4), les macrophytes sont très abondants et bloquent donc le passage de la lumière, empêchant tout développement de biomasse dans les couches d'eau profonde.

2.3 Paramètres chimiques

2.3.1 L'azote

2.3.1.1 Azote total

Le suivi sur toute l'année de l'azote montre l'influence des facteurs climatiques sur les apports. Pour répondre au besoin de connaissance de la dynamique de l'eutrophisation et des outils de prédiction, certains paramètres azotés comme les nitrates, l'ammonium et les nitrites ont été suivis.

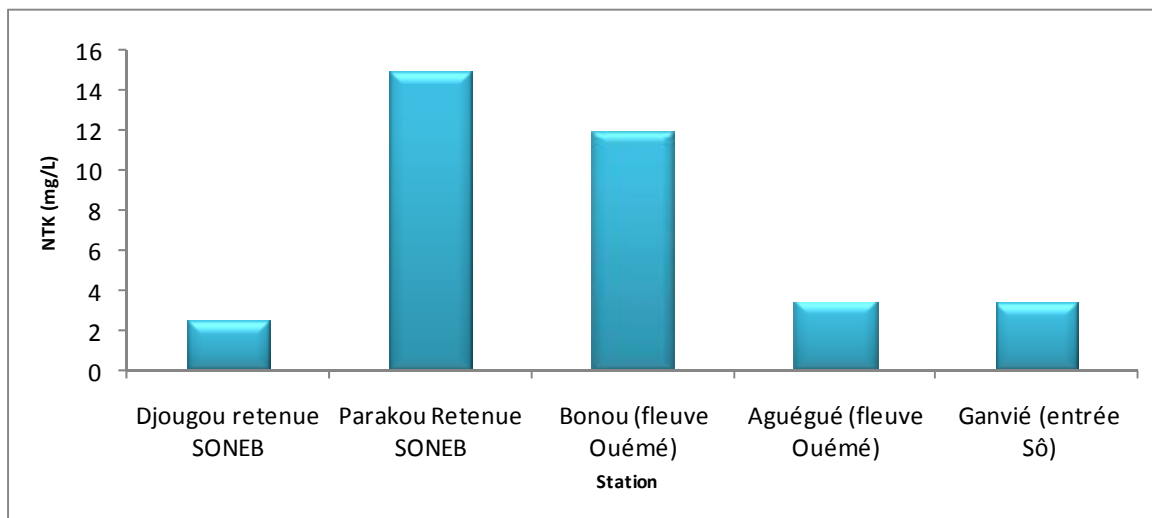


Figure 44 a: Evolution comparée des concentrations moyennes d'azote NTK selon l'emplacement sur le bassin de l'Ouémé en période de basse eau (3 campagnes réalisées en Février, Août et Décembre 2006).

Les valeurs moyennes de NTK obtenues au niveau des différents points de prélèvement (figure 44 a), sont toutes supérieures à 2mg/L. Elles dépassent même 10 mg/L à Parakou et Bonou, ce qui met en évidence l'arrivée de flux importants d'azote organique et/ou ammoniacal entre Djougou et Parakou. Les activités de culture de coton dans ce secteur peuvent expliquer cette observation.

Les concentrations en NTK relevées dans le lac Nokoué sont également assez élevées (Figure 44b).

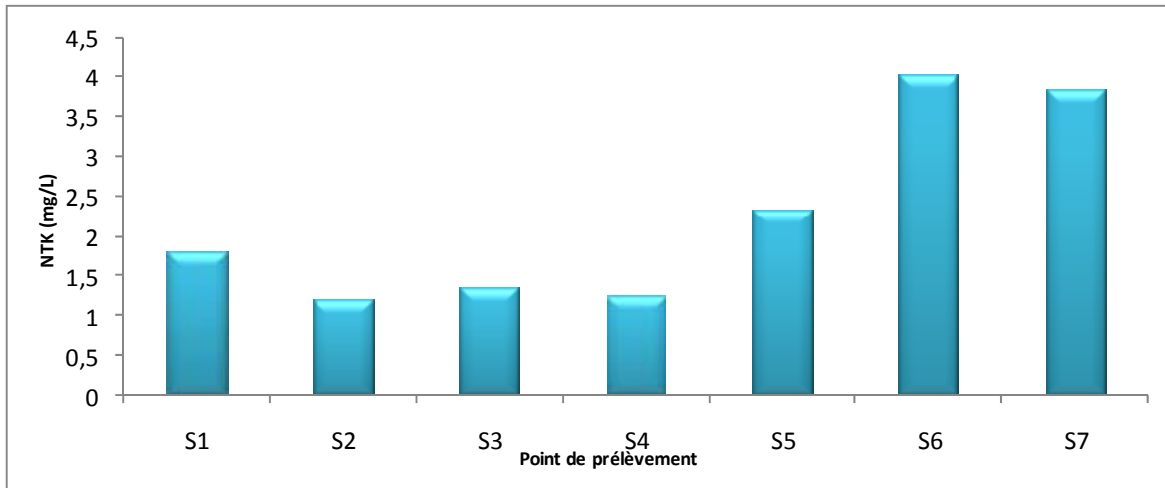


Figure 44 b: Evolution comparée des concentrations moyennes en NTK selon les points de prélèvement sur le lac Nokoué (10 mois : Février à Décembre 2006).

Les plus fortes concentrations en NTK sont observées aux points S6 (zone d'entrée du lac dans le chenal avec l'arrivée des eaux de drainage des quartiers de Cotonou situés aux abords) et S7 (embarcadère qui collecte les eaux provenant des quartiers de Calavi). Ainsi, l'apport d'azote dans le système serait majoritairement associé aux apports d'eaux usées dans le lac Nokoué.

Le suivi des taux d'azote total au niveau de la surface et du fond du lac est représenté par la figure ci – dessous. On note un écart significatif ($> 1\text{mg/L}$) entre les teneurs en NT en surface et au fond excepté pour le point S3, pour lequel les concentrations sont les moins élevées. Cette figure montre qu'il existe des écarts importants pour S4 et S5 avec des valeurs plus importantes pour le fond, ce qui indique des apports liés aux sédiments. La tendance est inversée pour S6 et S7 où les valeurs obtenues à la surface sont plus élevées que celles obtenues au fond, ce qui met en évidence l'impact plus important des rejets superficiels.

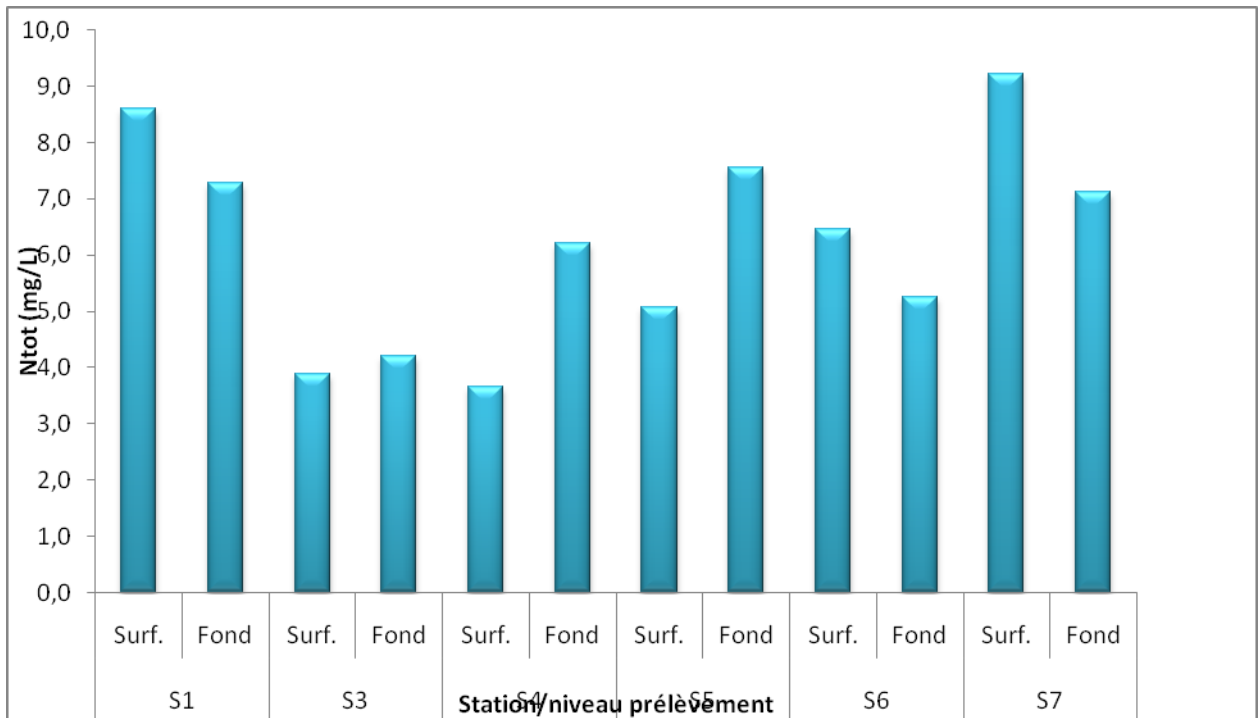


Figure 45 : Evolution comparée de Ntot des eaux de surface et du fond des stations observées.

2.3.1.2 Ion ammonium (NH_4^+)

La figure 46 montre que les taux d'ammonium varient peu en fonction des points de prélèvement mais évoluent fortement en fonction des saisons.

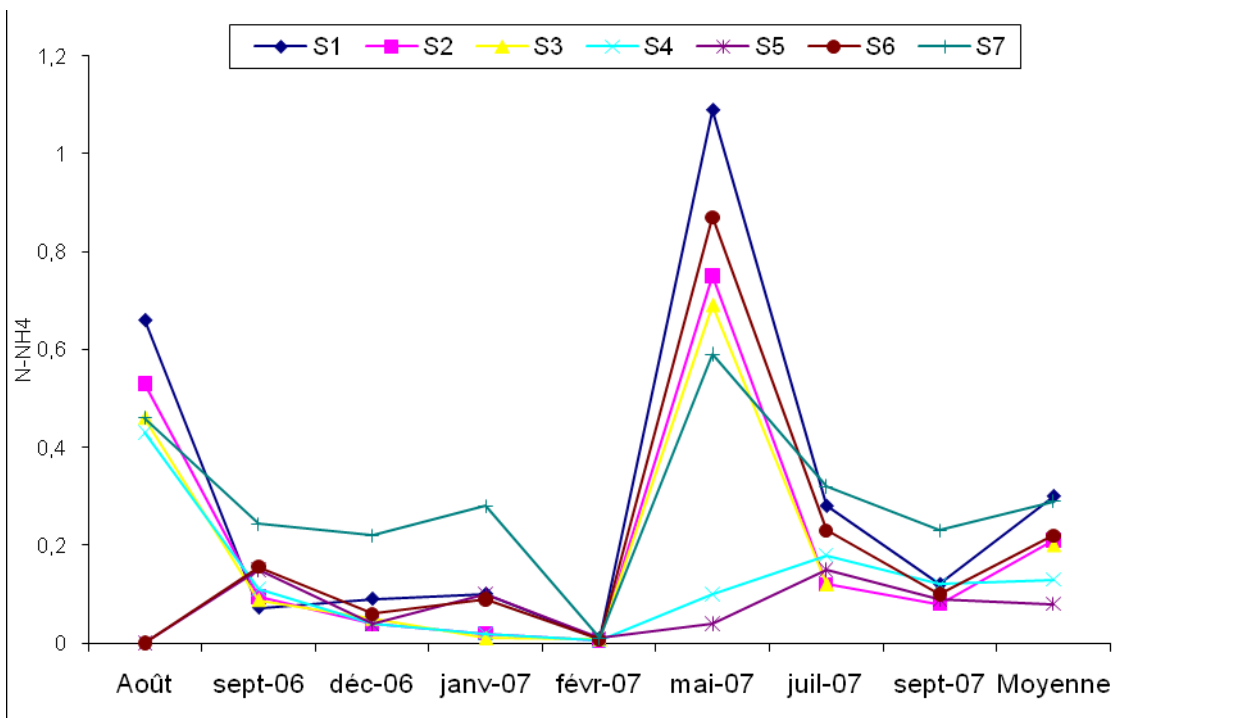


Figure 46 : Evolution des concentrations en ammonium selon les points de prélèvement du lac Nokoué.

Les concentrations en ammonium présentent un pic en Mai (période de fin de la longue saison sèche) puis une baisse liée à l'effet de dilution avec l'apport des eaux de pluie. A partir de Novembre l'installation de la saison sèche favorise par effet de concentration, l'amorce de l'augmentation des concentrations. Les plus fortes concentrations sont observées aux points S1 (Ganvié) et S6 (chenal de Cotonou) pour lequel des rejets directs d'eaux usées se font dans le lac. Les plus faibles concentrations sont obtenues aux points S5 et S4 qui sont les moins anthropisés.

2.3.1.3 Ion Nitrate (NO_3^-)

La figure 47 présente l'évolution de la concentration en nitrate sur les différents points durant l'année 2007. On observe que leur évolution suit de manière très marquée, l'effet de concentration lié à l'évapotranspiration (concentration élevée en saison sèche) et l'effet de dilution pendant les hautes eaux (Mai – Novembre).

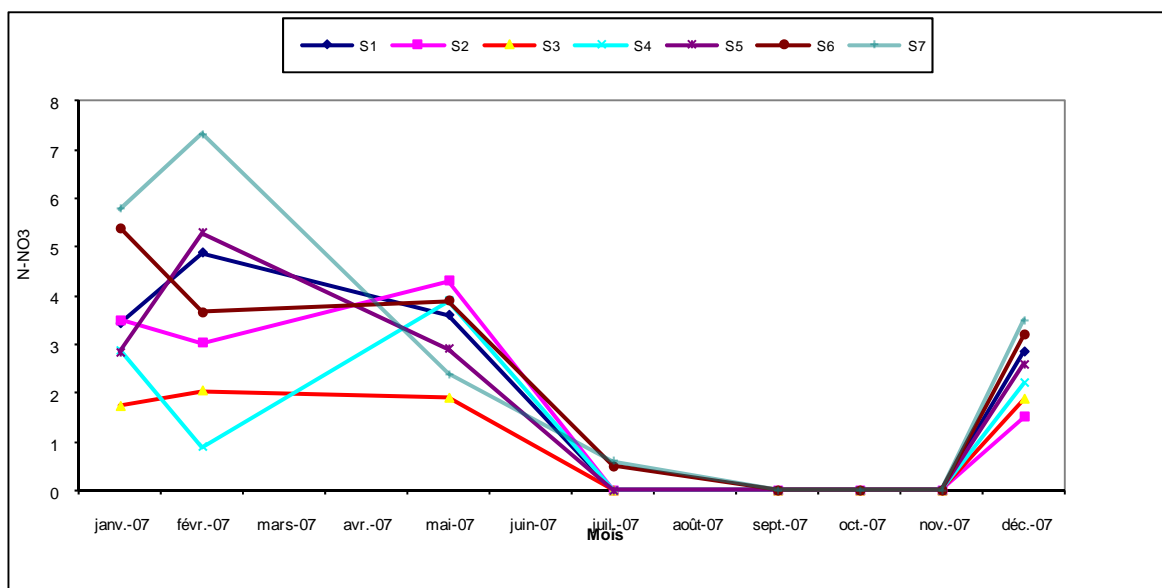


Figure 47 : Evolution des concentrations de nitrate selon les points de prélèvement du lac Nokoué.

Les concentrations en N-NO_3^- sont supérieures aux concentrations en N-NH_4^+ , ce qui met en évidence la nitrification de l'azote ammoniacal le système. Les plus fortes concentrations en nitrates sont observées au point S7, pour lequel il n'avait pas été observé de concentration très élevée en azote ammoniacal malgré la forte anthropisation de cette zone. Ainsi, malgré des concentrations en oxygènes dissous souvent faibles dans cette zone, la nitrification semble bien s'y opérer.

2.3.2 Phosphore

2.3.2.1 Le phosphore total

C'est un paramètre important de la fertilisation des plans d'eau, il joue un grand rôle dans la croissance planctonique. Ce nutriment est un indicateur pertinent de l'évaluation du niveau trophique des eaux. Les valeurs de plus de 800 μ g P/L obtenues au niveau des différents points, (figures 48 a et b) permettent de classer ces eaux dans la catégorie des eaux eutrophes (pour mémoire, au-delà de 100 μ g/L, un système est considéré comme eutrophe).

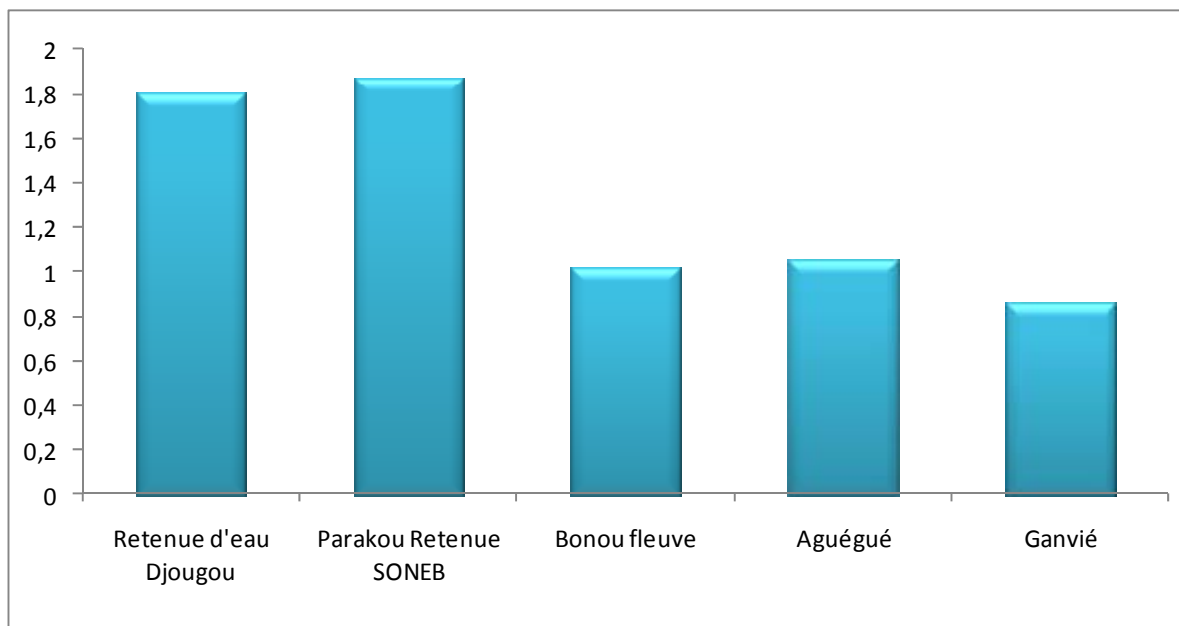


Figure 48 a : Evolution comparée des moyennes du phosphore total en 2006 selon les points sur le bassin de l'Ouémé

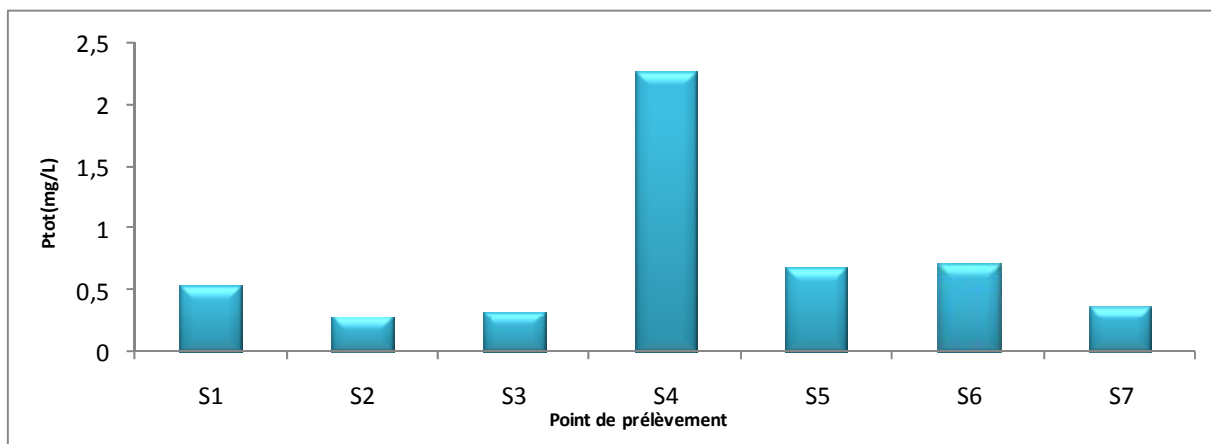


Figure 48b : Evolution comparée des moyennes annuelle en 2006 du phosphore total selon les points de prélèvement sur le lac Nokoué

CHAPITRE 4 : RESULTATS CONCERNANT LA CARACTERISATION DU SYSTEME

Contrairement à ce qui était observé pour l'azote, dans la retenue de Djougou, des teneurs très élevées en phosphore sont observées en S4 qui correspond au point d'entrée du fleuve Ouémé. Par contre, les teneurs en phosphore diminuent au niveau de Bonou, puis restent voisines de 0,8mg P/L. Dans le lac, la concentration en P est partout inférieure à 0,8mg/L, excepté au niveau du point S4. Le rôle du fleuve Ouémé dans l'enrichissement du système en phosphore semble donc majeur. Un fonctionnement différent concernant l'enrichissement du milieu en azote et phosphore peut être envisagé. Il apparaît que les eaux usées jouent un rôle majeur dans les apports d'azote, alors que le fleuve Ouémé qui draine les eaux du bassin de l'Ouémé supérieur à forte exploitation d'engrais pour les champs de coton apporterait une grande partie du phosphore.

En 2007, un suivi du phosphore total pour l'eau de surface et l'eau du fond, a été effectué pour apprécier l'éventuelle stratification concernant ce paramètre (Figure 49).

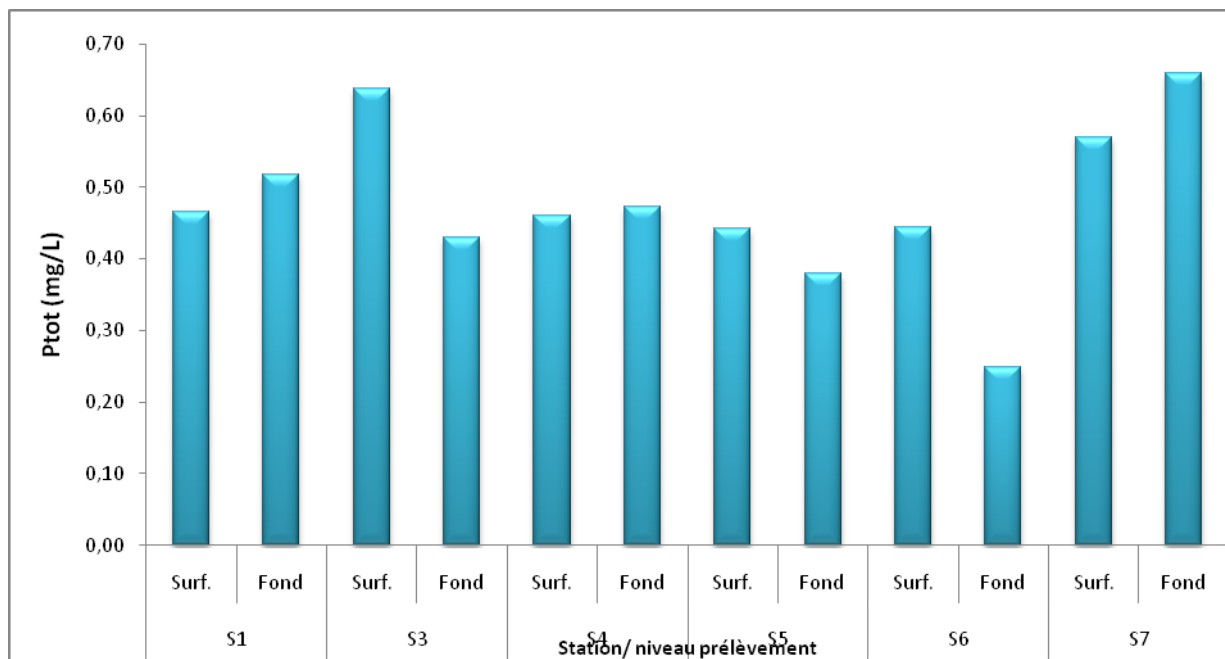


Figure 49: Evolution du pH selon les stations et les niveaux de prélèvement

Les variations sont significatives au niveau des stations S3 et S6, avec des valeurs maximales en surface, ce qui peut mettre en évidence les apports superficiels anthropiques au niveau de ces deux stations. Cela a déjà été observé pour le paramètre NTotal au niveau de la station S6. Les concentrations en P les plus élevées sont obtenues au niveau de la station S7 (Calavi), qui reçoit les plus importants flux d'eaux usées.

2.3.3.2 Phosphate (PO_4^{3-})

La figure 48 fait apparaître des variations importantes de la concentration en phosphate en fonction du point échantillonnage et de la saison.

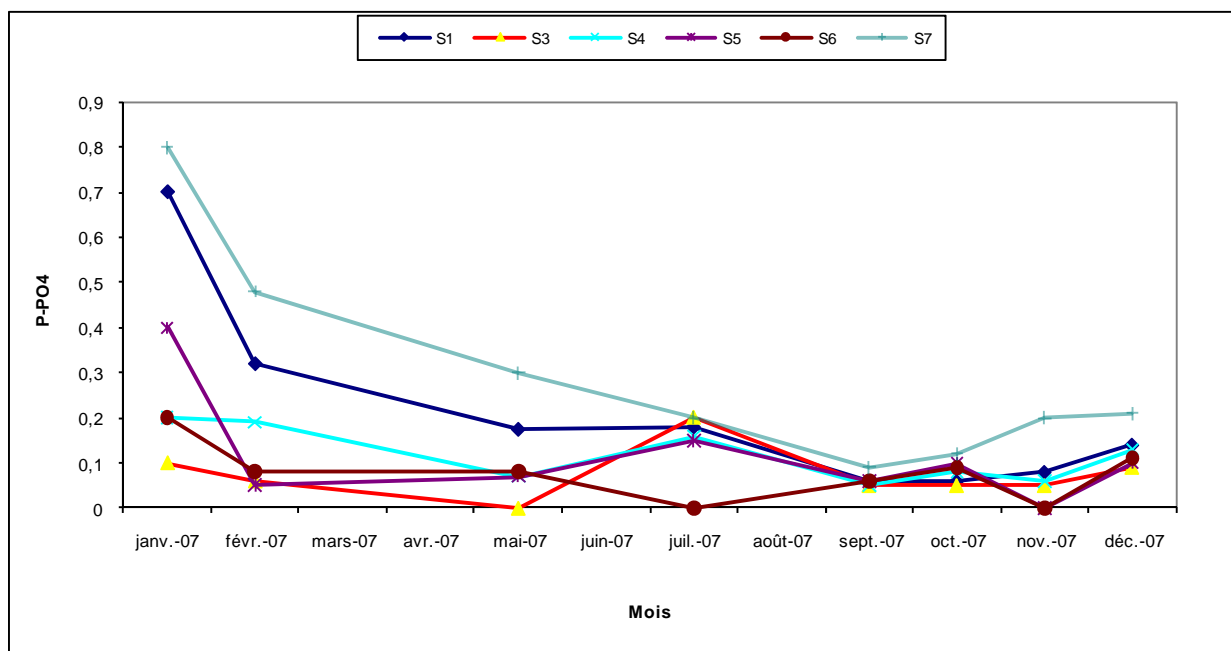


Figure 50 : Evolution des concentrations en phosphore selon les points de prélèvement du lac Nokoué.

Les concentrations en phosphates subissent les effets de dilution en saison de hautes eaux et de concentration en saison sèche avec une amplitude moindre comparée à celle des nitrates.

Globalement les nutriments solubles dans la colonne d'eau sont très sensibles aux effets de dilution dus aux apports d'eau douce des tributaires de Mai à Novembre et à l'évapotranspiration prolongée en saison sèche, de Novembre à Avril.

Les concentrations les plus élevées sont là aussi observées au niveau de la station S7, sous l'influence des apports de Calavi. Le point S1 (village de Ganvié) présente également des concentrations en phosphate très élevées (toujours supérieures à $100\mu\text{g/L}$).

3.3.3.3 Variabilité saisonnière en azote et phosphore

Les apports en azote au niveau du lac sont influencés par l'hydrologie du fleuve Ouémé et le phénomène d'évapotranspiration (donc de concentration), comme le montre la figure 51.

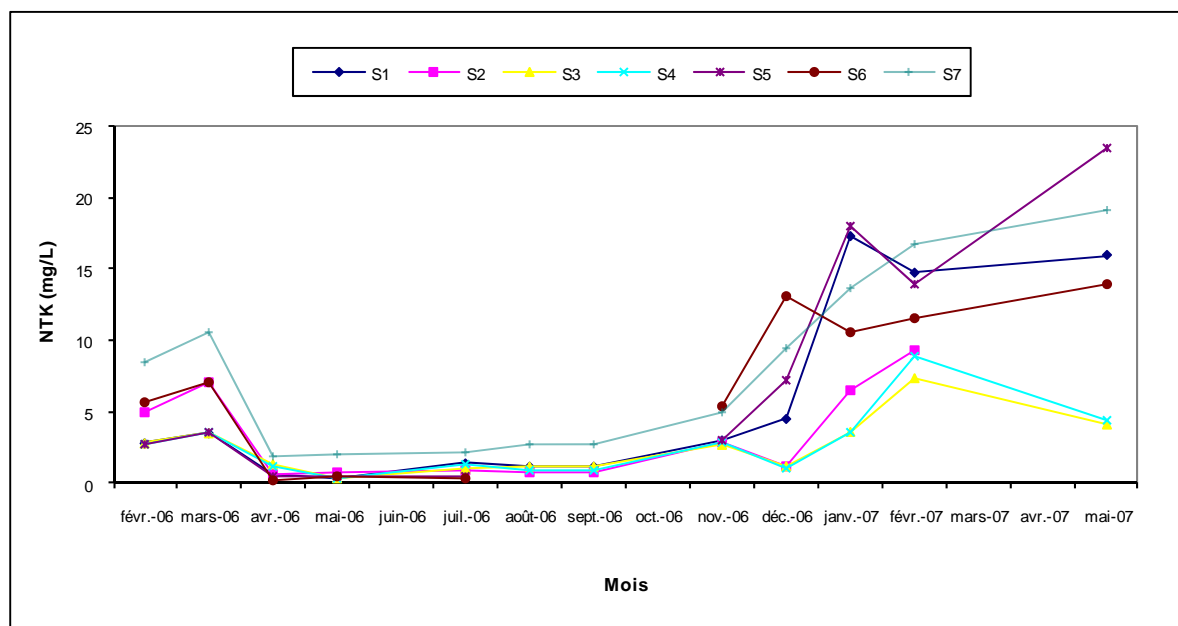


Figure 51 : Evolution comparée des moyennes mensuelles d'azote NTK selon les points de prélèvement du lac Nokoué.

En effet, on observe des concentrations plus élevées en azote total de Février à Avril, période chaude (31 - 33°C). Le mois de février a coïncidé également avec le début de la décomposition des jacinthes mortes sous l'effet de l'accroissement de la salinité au niveau du lac. Cette phase de décomposition favorise l'augmentation de la concentration en azote dans la colonne d'eau. On notera que les plus fortes concentrations sont généralement observées en S7 et S6, qui sont les zones d'apports directs d'eaux usées domestiques. Les premières pluies du mois d'avril, ainsi que les phénomènes d'oxydation de ces formes réduites de l'azote en nitrate et nitrite (cf. figure 47), peuvent expliquer la diminution de la concentration en azote Kjeldahl observée en Avril. La suite de l'évolution des apports semble dépendre de l'hydrologie du fleuve, qui induit une dilution des apports d'azote que constituent les eaux usées rejetées directement dans le système.

3 Caractéristiques physico – chimique des sédiments

3.1 Granulométrie des sédiments

Le tableau 11 ci -dessous donne les caractéristiques granulométriques des sédiments du lac Nokoué.

Tableau 11 : Caractérisation physique des sédiments (granulométrie effectuée sans calcination des échantillons)

Echantillon d'Octobre	Fraction supérieure à 50µm	Fraction inférieure à 50µm
S ₁ (Ganvié)	37,5	62,5
S ₂ (Sô – Ava)	36,1	63,9
S ₅ (Zone centrale du lac)	15,1	84,9
S ₇ (embarcadère Calavi)	73,0	27,0

Ce résultat montre que la fraction supérieure à 50µm est importante seulement pour le point S7 (embarcadère de Calavi) sans doute à cause des matières en suspension régulièrement remises en suspension par le trafic fluvial très intense au niveau de ce site. Pour les autres sites, c'est la fraction inférieure à 50 µm qui est majoritaire.

3.2 pH (eau) et pH (KCl)

La figure 52 montre que le pH eau et le pH KCl des sédiments sont les plus faibles pour les points anthropisés S1 (Ganvié) ; S2 (Sô – Ava) et S7 (Embarcadère : Calavi).

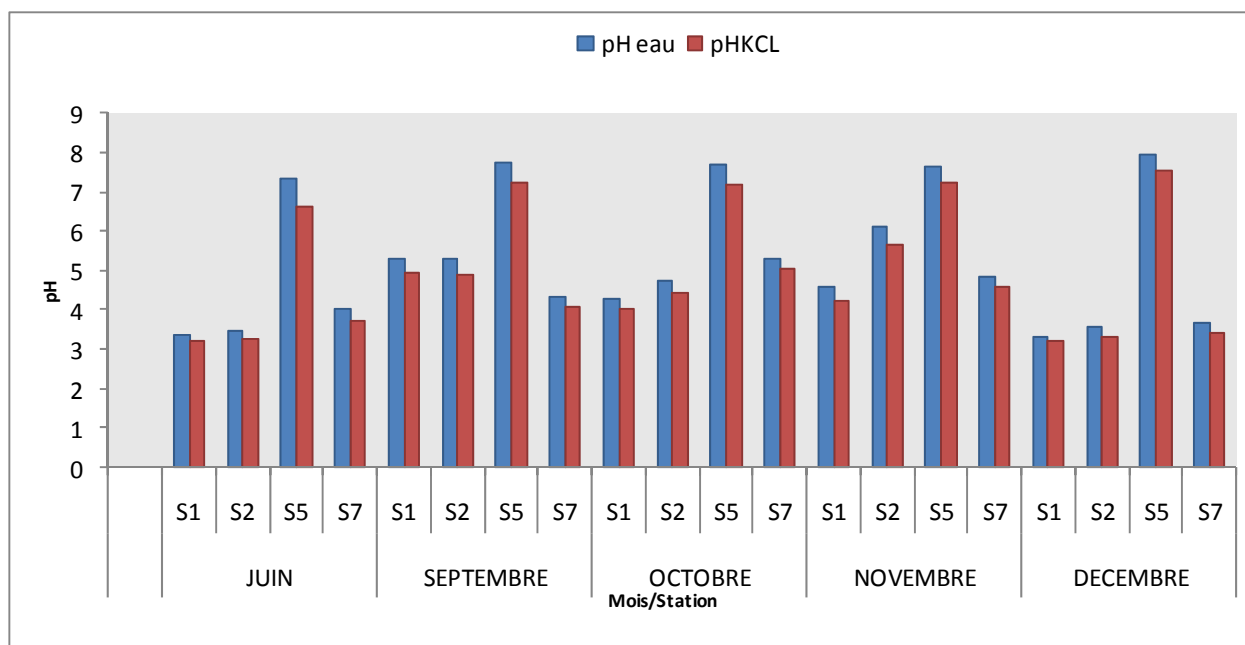


Figure 52: Evolution du pHeau et du pH KCl dans les sédiments du lac Nokoué

Les mois de Juin et Décembre présentent les plus faibles valeurs (3,18 à 4). Les mois de Septembre, d'Octobre et de Novembre présentent des valeurs plus élevées (entre 4 et 6). Le

point représentant la partie centrale du lac S5, pendant toutes ces périodes, a la valeur la plus élevée de pH qui se situe autour de 7. Les proliférations algales (ce qui est le cas dans cette zone, voir évolution de la chlorophylle a de la figure 49), induisent une augmentation du pH, liée à l'activité photosynthétique en période diurne. D'une façon générale, le pH eau et le pH KCl donnent des valeurs très voisines.

Le pH dans l'eau ne représente pas la totalité des ions acides (proton et ion alumineux), certains étant engagés dans des complexes argilo – humiques. Par contre les ions acides associés à la capacité d'échange, constituant l'acidité potentielle effective, peuvent être déplacés par échange d'ion tel que K^+ , d'une solution non tamponnée de KCl. On remarque ainsi généralement que $pH\ KCl < pH\ Eau$. La variation entre pH KCl et pH Eau est comprise entre 0,5 et 1,5 unité pH.

3.3 Alcalinité et matière organique

Les figures 53 à 56 présentent le taux de carbonate, les teneurs en matière organique (MVS) et en carbone organique total respectivement sur les points S1 (Ganvié), S2 (So Ava), S5 (centre), S7 (embarcadère) et ceci sur le second semestre de l'année 2007, donc en période de hautes eaux.

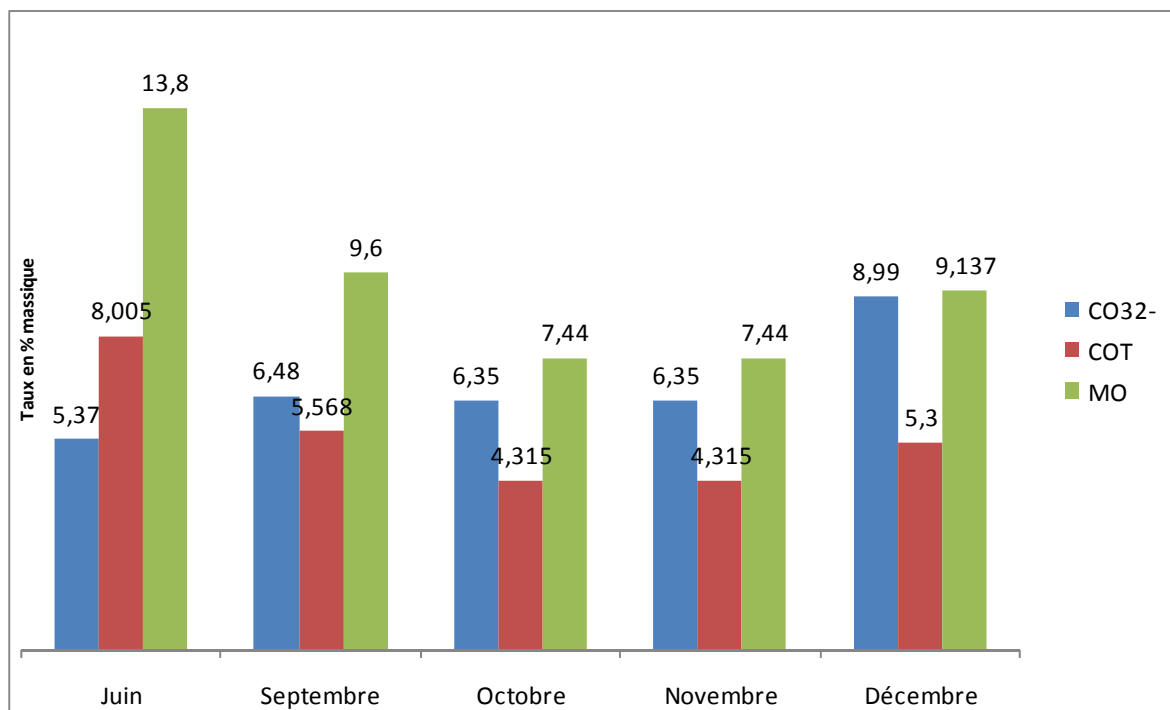


Figure 53 : Evolution du taux de carbonate et de matière organique au point S1 (Ganvié), en 2007.

CHAPITRE 4 : RESULTATS CONCERNANT LA CARACTERISATION DU SYSTEME

Le taux de carbonate à Ganvié (figure 53) présente très peu de variations dans le temps ; cependant la plus forte valeur a été obtenue en Décembre (fin de la période de hautes eaux). Ce taux est compris entre 4,3 et 9% (pourcentage massique). On observe une diminution de Juin à Octobre. La valeur minimale est de 7,4% et la valeur maximale de 13,8% en Juin, ce qui peut être associé à l'introduction dans le lac des déchets organiques accumulés au niveau de Ganvié (dépotoirs sauvages aux abords du village lacustre) avec les fortes pluies caractéristiques de ce mois sur le lac Nokoué.

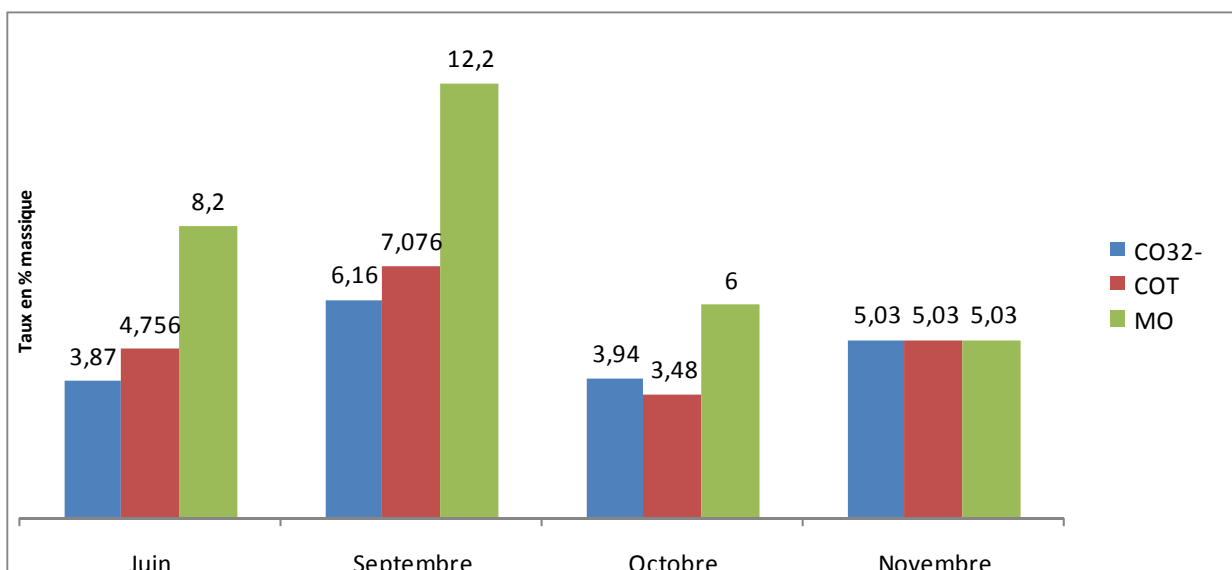


Figure 54: Evolution du taux de carbonate et de matière organique au point S2 (Sô - Ava), 2007

A Sô – Ava (figure 54), les plus fortes teneurs en carbonate et matière organique ont été obtenues en Septembre et la plus faible de COT en Octobre. En Novembre, on note que la matière organique, le COT et les carbonates ont les mêmes taux et pourrait s'expliquer par le fait que les matières organiques sont essentiellement sous forme carbonatée.

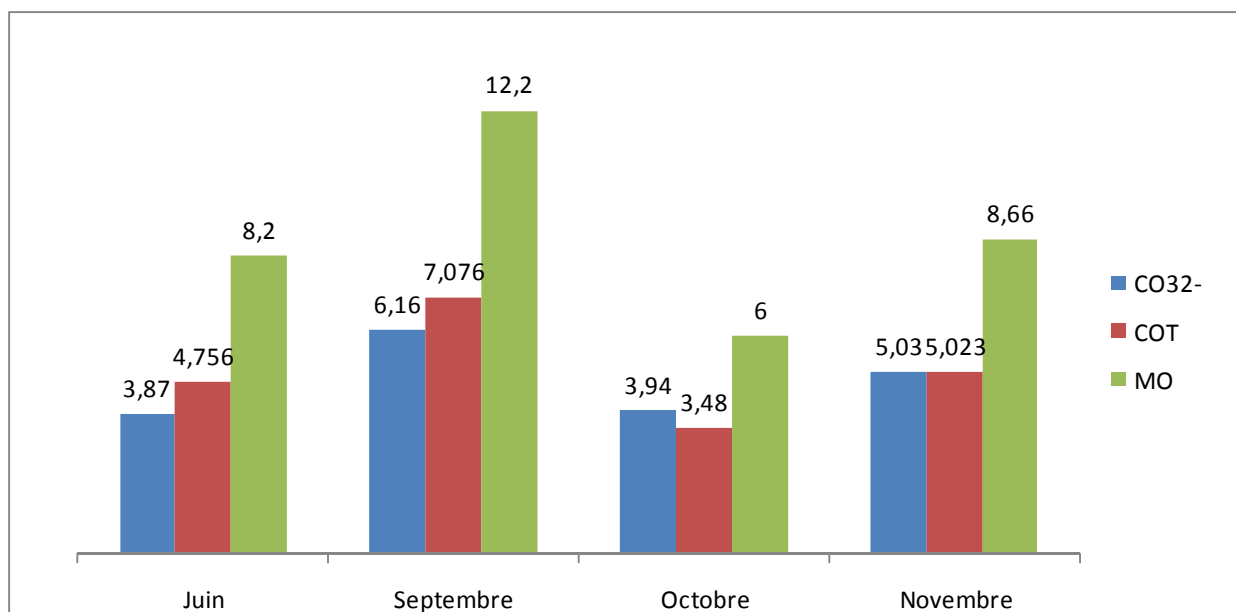


Figure 55: Evolution du taux de carbonate et de matière organique au point S5 (Zone centrale du lac), 2007.

Dans la zone centrale du lac (figure 55), le taux de matière organique est faible avec un minimum en Octobre (0,63%) et maximum en Septembre (12,2%), mois de crue au niveau du lac. On note un fort taux d'ensablement à ce point, lié à l'hydrosédimentologie relativement important en ce point qui subit en cette période la dynamique d'ensablement de l'embouchure du fleuve Ouémé qui a alors les débits de crue les plus élevés. Les apports de MES du fleuve Ouémé sont en cette période très importants comparés à ceux de la rivière Sô.

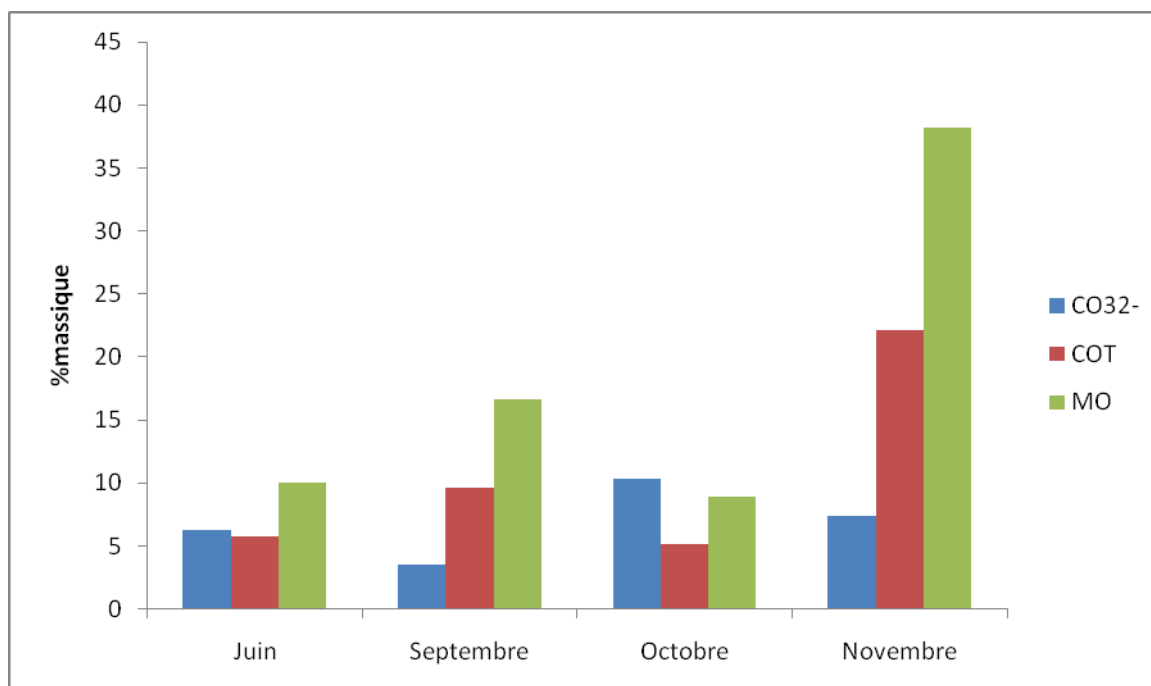


Figure 56: Evolution du taux de carbonate et de matière organique au niveau du point S7 (embarcadère de Calavi), 2007

Le point S7 (figure 56) qui reçoit les eaux usées en provenance d'un des quartier de Calavi, est influencé par la crue en période de hautes eaux de Juin à Octobre avec un taux minimum de 8,8 et aussi par la saison sèche au cours de laquelle l'on observe un effet de concentration en Novembre et Décembre (valeur maximale de matière organique : 38,2%).

3.4. Composition des sédiments en azote

La figure 57 présente les fractions massiques en azote dans des échantillons réalisés aux différents points de prélèvement et de mai à novembre 2007.

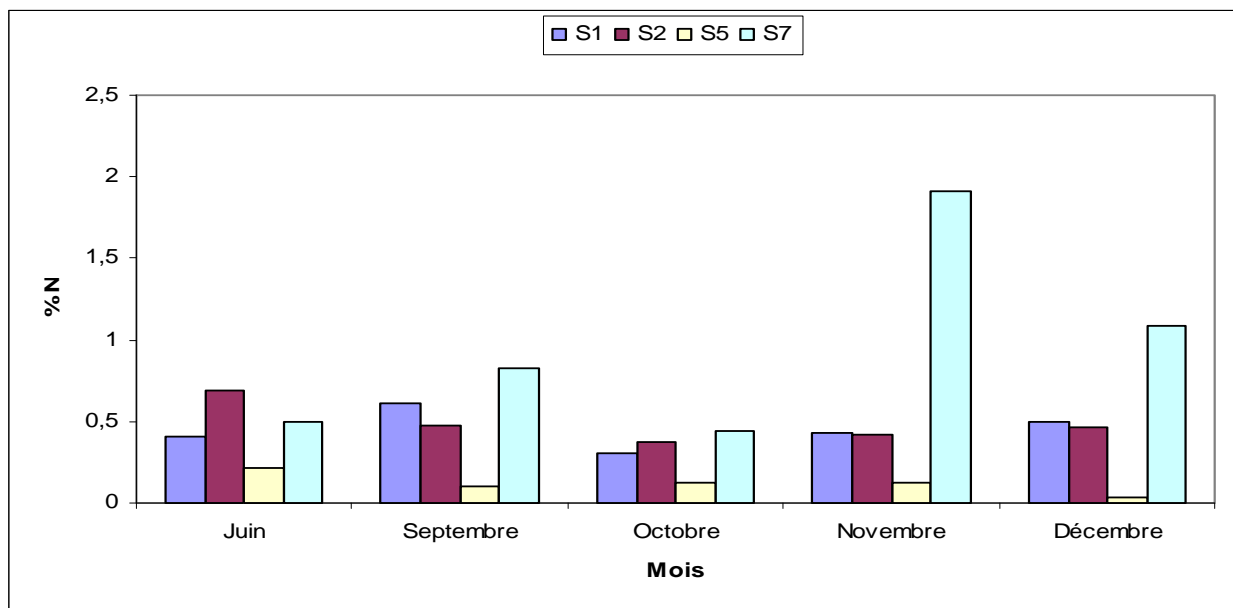


Figure 57: Evolution des concentrations des sédiments en azote dans les sédiments de Juin à Décembre 2007.

Les sédiments du point S7 (embarcadère) présentent le plus fort taux en azote surtout en Novembre. Les plus faibles valeurs sont observées en S5 (Zone centrale du lac). Les taux d'azote évoluent dans le temps pratiquement de la même manière avec une faible amplitude pour l'ensemble des points excepté en S7. L'embarcadère (S7) est le secteur de nombreux rejets d'eaux usées et l'accumulation de l'azote dans les sédiments corrobore les résultats obtenus sur la masse d'eau.

3.5 Composition des sédiments en phosphore

3.5.1 Phosphore total

Comme précédemment pour l'azote, les fractions massiques en phosphore ont été déterminées sur les différents points et durant plusieurs mois (figure 58).

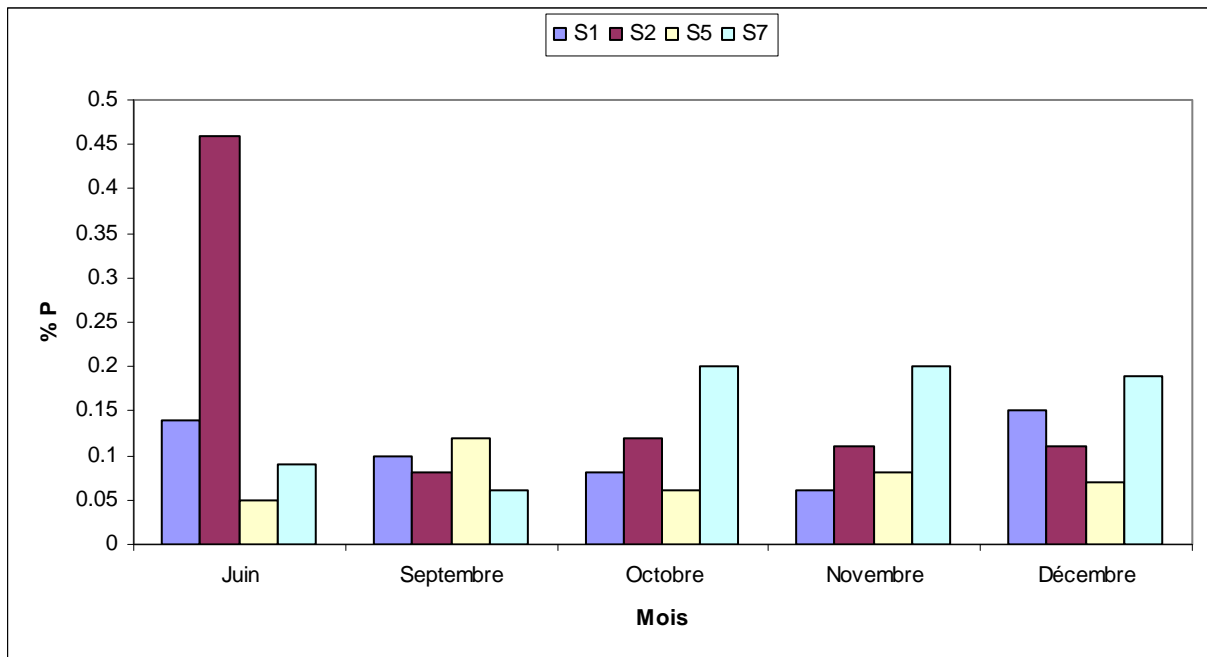


Figure 58: Evolution des teneurs en phosphore dans les sédiments de mai à novembre 2007.

Les taux de phosphore présentent les plus fortes valeurs en Juin en S2 (période de forte pluie à Cotonou) et d'Octobre à Décembre en S7 (période de hautes eaux dans le lac Nokoué). Le point central (S5) connaît très peu de variation des taux de phosphore dans le sédiment sauf en Septembre où la crue apporte (à partir de l'embouchure du fleuve Ouémé) une importante quantité de MES. Cette tendance à une augmentation des nutriments en période humide a été également observée dans la colonne d'eau

3.5.2 Le Phosphore et son fractionnement dans les sédiments

Le fractionnement a permis de mettre en relief les différentes formes sous lesquelles se présente le phosphore dans les sédiments au niveau des points de prélèvement, afin d'établir les possibilités d'apport endogènes en nutriments dans le lac. Les figures 59 à 62 illustrent la répartition temporelle de ces différentes formes.

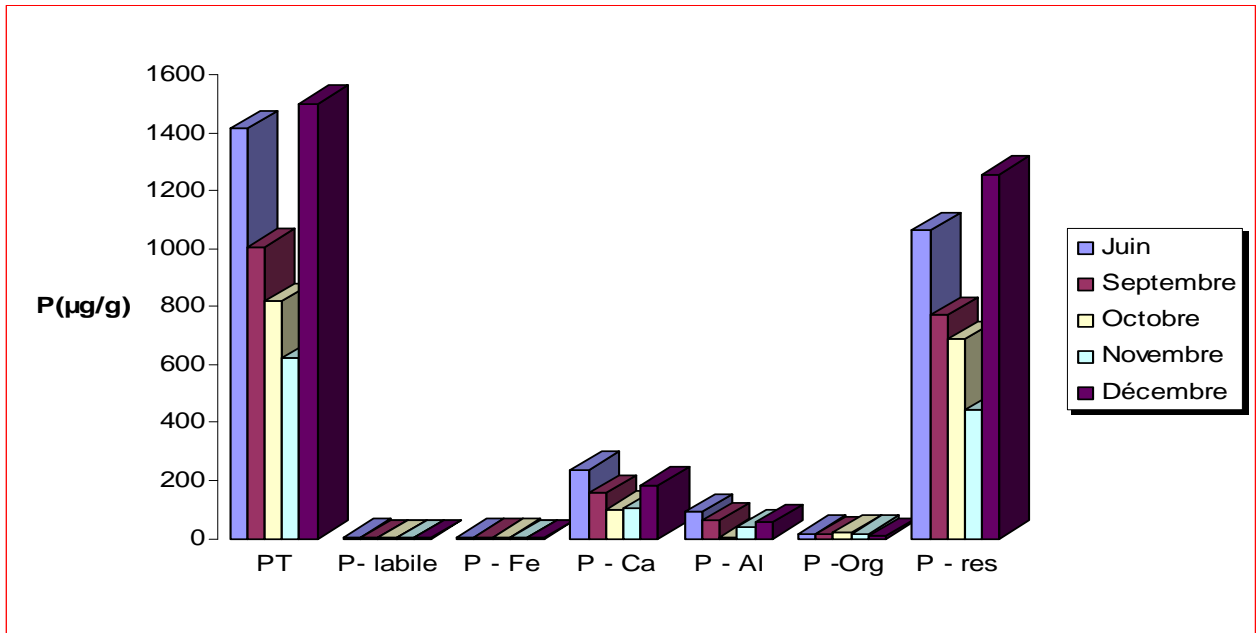


Figure 59 : Fractionnement du phosphore des sédiments du point S1 (Ganvié)

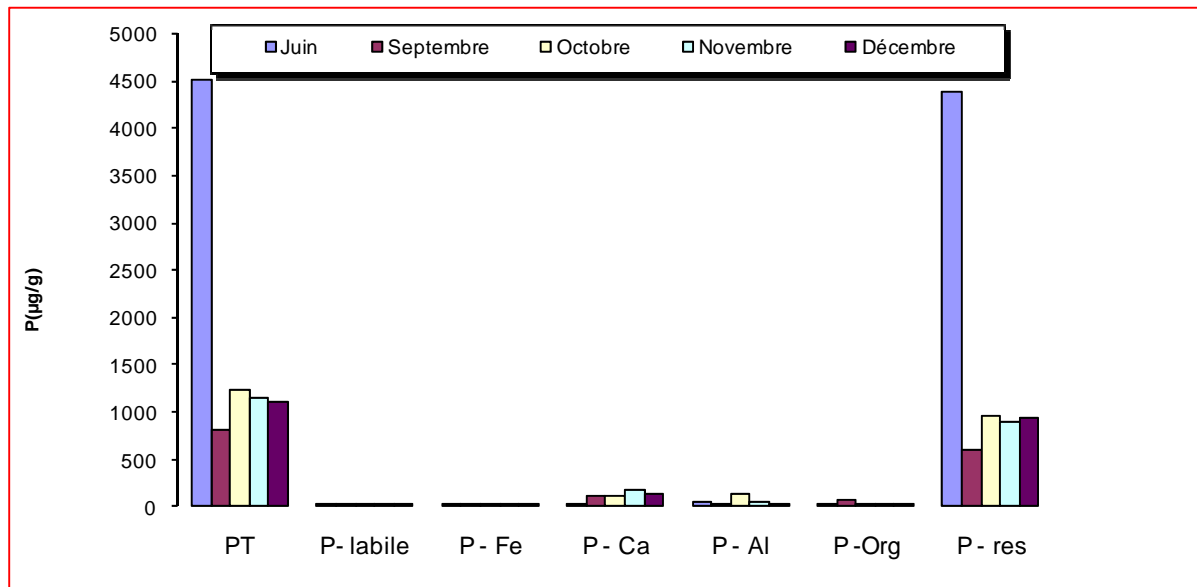


Figure 60 : Fractionnement du phosphore des sédiments du point S2 (Sô - Ava)

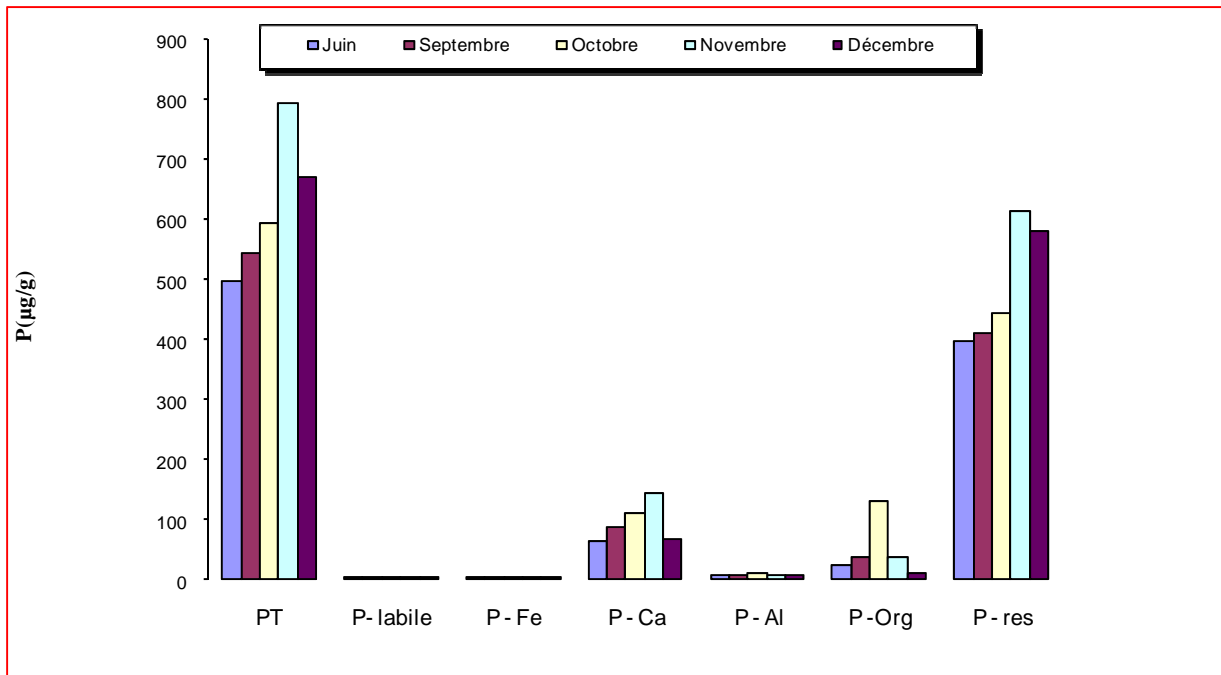


Figure 61 : Fractionnement du phosphore des sédiments du point S5 (Zone centrale du lac)

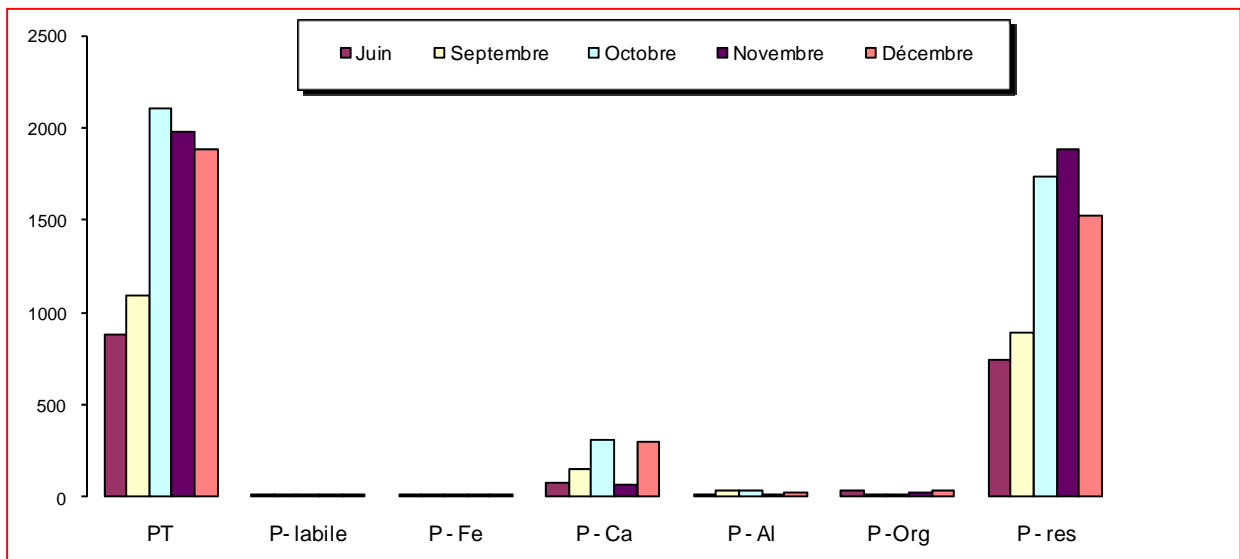


Figure 62 : Fractionnement du phosphore des sédiments du point S7 (Embarcadère Calavi)

Les formes labiles, celle liée à la matière organique et celle liée au fer sont négligeables. Pour le site S1 (figure 59), la forme liée au calcium et à l'aluminium sont relativement importantes. Ce taux relativement important est à relier avec le fort taux de calcium obtenus sur cette station comme le montre les résultats du tableau 12 ci – dessous.

Tableau 12 : Evolution du Titre Hydrotimétrique (TH) des stations du lac Nokoué

Station	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7
Décembre 2006	-	7,2	7,4	7,2	214	460	260
Février 2007	306	245	116	232	772	1182	862
Mars 2007	658	508	312	510	922	1238	940
Moyenne	482	253	145	250	636	960	687

La concentration en calcium croît en saison sèche avec l'augmentation de l'intrusion saline dans le lac. Les points S5, S6 et S7 ont les teneurs en calcium les plus élevées à cause de l'influence plus marquée des marées sur ces stations. Les apports en calcium étant d'origine marine selon les résultats de mesure de TH dans la colonne d'eau du lac, la tendance à la décroissance du P-Ca, observée sur les figures ci-dessus entre Juin et Septembre (période de hautes eaux), trouve sa justification.

Au point S2, la forme labile et celle liée au fer sont négligeables. Pour ce site, les formes liées au calcium, à la matière organique et à l'aluminium sont très faibles. Les taux de phosphore total et résiduel sont quatre fois plus importants en Juin début des pluies comparativement aux autres mois et présentent une stabilité dans le temps avec une légère augmentation de Septembre à Octobre, période à fort apport d'eau douce en provenance de l'Ouémé et de la Sô.

Pour la zone centrale du lac (S5, figure 61), les formes liées au calcium et à la matière organique sont relativement importantes et la fraction liée à la MO connaît une croissance de Juin à Octobre. Ce résultat serait lié à l'importance des courants hydrosédimentologiques en ce point sous l'influence de fortes charges minérale et organique apportées par le fleuve Ouémé et qui transitent par l'embouchure de ce fleuve à Toché.

Au point S7 (embarcadère) la forme labile et celle liée au fer sont presque inexistantes. La forme liée à la matière organique et celle liée à l'aluminium sont négligeables. Pour ce site, la forme liée au calcium est relativement importante et connaît une croissance de Juin à Octobre

(période fortes pluies à Cotonou et d'apport des eaux en provenance de la partie centrale et Nord du pays). De plus la zone, du point de vue hydrodynamique, subit une influence plus prononcée des eaux de mer qui apporte plus de calcium dans la colonne d'eau (Negusse, 2009).

4 Biomasse dans le système : colonisation par les jacinthes d'eau

Les espèces liées à des apports d'eau douce que l'on retrouve dans le lac Nokoué sont : *Eichornia crassipes* ; *Crotalaria retusa* ; *Penisetum polystachion* et *Pista stratiotes*.

L'observation de la prolifération des macrophytes sur le lac Nokoué montre une prédominance très marquée de *Eichornia crassipes* dont le rythme de colonisation est très rapide dans les eaux douces eutrophes.

Les jacinthes d'eau douce (*Eichornia crassipes*), constituent les macrophytes à fortes colonies sur le lac. Cette plante d'eau douce suit la dynamique de la prédominance de l'eau douce sur l'eau marine. Les observations faites sur le terrain montrent que le village lacustre voit près de $\frac{3}{4}$ de sa superficie occupée par la jacinthe d'eau en période de prédominance d'eau douce (à partir du mois d'Août jusqu'en Novembre). A partir de fin Décembre jusqu'au mi – Février on assiste à une importante augmentation de la salinité des eaux du lac (27 g/L comme salinité seuil), signe de la prédominance de l'eau marine ; les jacinthes meurent et se retrouvent par la suite au fond du lac où elles subiront une décomposition complète.

5 Conclusion

Au regard du tableau 3 de classification de l'OCDE, les différents résultats relatifs à l'évolution saisonnière des paramètres physico chimiques, des concentrations en nutriments et la biomasse algale, montrent que le système est eutrophe pour tous les points suivis.

Les teneurs en matière organique biodégradable (DBO) sont assez élevées, de l'ordre de 10 mg/l d'O₂. Des valeurs très élevées sont obtenues en février, ce qui s'explique par la décomposition des macrophytes dans le lac et l'absence de dilution par les eaux douces (fleuve Ouémé ou eaux de pluie).

La dynamique hydrologique liée aux apports d'eau douce et d'eau de mer régule la production des macrophytes du site d'étude. En période d'étiage (saison sèche), les plantes aquatiques (jacinthe d'eau) qui ont envahi le lac pendant la crue (septembre à novembre), meurent sous l'effet de salinisation des eaux. La décomposition de tous ces végétaux occasionne une importante consommation d'oxygène dissous, et va s'accompagner d'une désoxygénation du milieu, en particulier à l'interface eau/sédiment. Ce phénomène modifie considérablement la qualité de l'eau du lac pendant la période de suivi de 2006 à 2007.

Les fortes valeurs de chlorophylle *a* observées au niveau de la zone centrale du lac sont liées à l'absence de macrophyte dans cette zone contrairement aux zones anthropisées comme Ganvié et Sôtchanhoué.

Les paramètres qui influencent les phénomènes d'eutrophisation dans le lac Nokoué sont nombreux :

- Apports exogène de nutriments dans le système : par les eaux usées rejetées directement dans le lac, les eaux de lessivage suite aux précipitations sur le bassin versant du fleuve Ouémé et de la Sô, ainsi que sur la zone urbanisée à proximité du lac.
- Apport endogène de nutriments : par la décomposition de la biomasse végétale et le relargage des sédiments. Concernant le phosphore dans ces sédiments, la forme labile, et celle liée au fer sont négligeables pour les différents sites étudiés. La forme liée au calcium, celle liée à la matière organique de même que le phosphore lié à l'aluminium présentent des valeurs variables qui sont parfois relativement importantes. Les taux de phosphore total et résiduel sont quatre fois plus importants en Juin comparativement aux autres mois et présentent une stabilité dans le temps avec une légère augmentation

de Septembre à Octobre. Le phosphore des sédiments du lac Nokoué est principalement associé au calcium.

- Salinité du milieu : elle est contrôlée par les apports d'eau douce du fleuve, les précipitations directes, et les marées via le chenal de Cotonou. Au plan de la dynamique hydrologique, l'évolution des débits journaliers de 2000 à 2005, montre qu'au cours des mois d'août, septembre et octobre, la salinité du lac Nokoué est essentiellement influencée par le fleuve Ouémé et la rivière Sô.
- Hauteur d'eau dans le système : En période de crue, l'hydrologie du lac est surtout sous l'influence du fleuve Ouémé alors qu'en saison sèche c'est la mer qui influence la dynamique hydrologique (amplitude de hauteur d'eau de 1m en saison sèche sous l'effet des marées). Toutefois, on note qu'en période d'étiage, la Sô joue, par son débit, un rôle plus important que l'Ouémé et permet ainsi une atténuation de l'influence de la mer.
- La température, qui est stable dans le système, n'influence pas significativement l'eutrophisation.
- L'évapotranspiration, étant supérieure à la hauteur des précipitations peut contribuer significativement à la concentration des nutriments et de la salinité dans le lac. En effet, l'exploitation des données de l'ASECNA a révélé une moyenne inter-annuelle de l'ETP égale à 1669,7 mm à Cotonou et un taux d'évaporation durant l'année variant entre 4 et 6 mm/jour.

Le nombre important de mécanismes identifiés et intervenants dans le phénomène d'eutrophisation du lac Nokoué montre la complexité de l'identification des actions prioritaires à mener. La modélisation apparaît alors comme un outil utile pour aider à pondérer les facteurs de l'eutrophisation et à évaluer d'éventuelles modifications dans la gestion du lac. Dans le chapitre suivant, nous allons nous intéresser à développer un modèle adapté à la problématique du lac Nokoué.

5 MODELISATION

1- Mise en œuvre de la modélisation sur le lac Nokoué

L'objectif du présent travail est l'utilisation du modèle hydrodynamique à trois dimensions EFDC (Environmental Fluid Dynamics Code) qui permet la simulation hydrodynamique et le suivi dans ces conditions de la température et de la salinité. Le modèle de qualité Water Quality Analysis Simulation Program (WASP7.2) a été utilisé pour simuler la distribution des nutriments et leur transport dans le lac.

1.1. Modèle hydrodynamique

Dans le cas du lac Nokoué, le logiciel EFDC est configuré à l'aide des fichiers de paramètres suivants :

- ✓ les informations sur la géométrie et le quadrillage du lac : la bathymétrie et les dimensions des cellules, l'orientation des cellules et la classe des végétaux, l'identification du type de cellule, l'identification des cellules des mailles frontières,
- ✓ les fichiers des données de débits : les fichiers des séries temporelles, toutes les variations de débit des tributaires d'eau douce, les débits constants (apports anthropiques),
- ✓ les concentrations aux limites : les séries de temps de salinité limite, les séries de temps de température limite.

Les réactions chimiques et biologiques dans le plan d'eau sont couplées aux équations de l'hydrodynamique (transfert, advection, mixage et transport de la matière). Pour modéliser l'hydrodynamique, le système est décomposé en plusieurs éléments de fonctionnement homogène. Puis, en fonction des résultats observés, le modèle fournira des coefficients d'échange entre les éléments, ce qui permettra d'accéder au fonctionnement hydrodynamique du système.

Dans un premier temps, le système doit être décomposé en cellules de fonctionnement homogène. Le critère d'homogénéité de cette étude concerne la salinité, ce qui amène à considérer un assez grand nombre de cellules, étant donnée la variabilité spatiale de la salinité dans le système, associée aux apports d'eau douce (tributaires Ouémé et Sô) et d'eau salée (chenal de Cotonou). Une autre difficulté dans l'étude de ce système réside dans la variation de superficie du lac entre les périodes de basses eaux et de hautes eaux.

CHAPITRE 5 : MODELISATION

Pour chaque cellule, outre les informations de dimension « horizontale », la topographie et la rugosité sont prises en compte.

La géométrie horizontale et la topographie sont les autres caractéristiques à considérer pour définir précisément le système. Le maillage dans le cas du lac Nokoué a été réalisé en partenariat avec l'équipe du professeur Bowen de l'Université de Charlotte aux USA.

Les mêmes entrées sont utilisées pour l'utilisation du modèle de qualité de l'eau WASP6/EUTRO (Wool *et al.*, 2001).

1.1.1 Choix des entrées et des paramètres de diffusion

Comme il a été décrit dans le chapitre 3, les débits des tributaires (Ouémé et Sô) présentent de fortes variations en saison sèche et en saison de hautes eaux : de $7\text{m}^3/\text{s}$ à $140\text{m}^3/\text{s}$ pour l'Ouémé. La présence des acadjas, des villages lacustres avec un système d'assainissement quasi inexistant, ajoutent à la spécificité de ce travail. La dégradation des macrophytes a également été considérée dans cette étude.

La température, la salinité et les hauteurs des marées ont été retenues comme facteurs de diffusion. Compte tenu de la faible variabilité des températures à Cotonou, la salinité a été retenue en tant que paramètre conservatif pour la validation du calage.

Les hauteurs d'eau ont été reliées au marnage pour la phase de calage.

1.1.2 Le maillage

EFDC exécute les simulations sur une maille, qui est une représentation du lac par un ensemble de cellules discrètes sur un espace défini par l'utilisateur. La première étape dans l'installation du modèle est la définition du maillage. Le maillage doit fournir une bonne représentation du plan d'eau, avec un système homogène au niveau de chaque maille ; cependant un maillage trop complexe peut entraîner une simulation trop longue et inefficace. Dans le cas du lac Nokoué la difficulté supplémentaire vient de la variabilité importante de certains paramètres comme la salinité ou le niveau d'eau, dans quelques cellules en passant de la période des hautes eaux à celle d'étiage. L'association au modèle de qualité WASP exclut l'absence totale de lame d'eau dans une cellule et donc la considération de zone marécageuse qui s'assèche totalement en période d'étiage. Pour cette raison la description du système est réalisée en saison sèche à partir de 130 cellules dont 37 cellules avec 2 couches pour le lac Nokoué (soit 74 cellules au total) et 28 cellules avec 2 couches pour

CHAPITRE 5 : MODELISATION

l'océan (soit 56 cellules). Dans EFDC, les cellules considérées en saison de hautes eaux comptent, outre celles retenues pour la période d'étiage, les 7 cellules à couche unique de la zone marécageuse, soit 137 cellules au total.

Les effets de marée jouent un rôle important dans l'hydrodynamique. Le chenal de Cotonou sert de couloir où s'exercent des pressions hydrauliques entre d'une part les eaux douces et d'autre part les eaux salées. Les mouvements de marée créent des battements périodiques dans la baie qui sert de réceptacle du chenal. Les phénomènes de marée, avec les échanges entre les eaux douces venant du lac et eaux saumâtres venant de la mer ont été pris en compte en étendant le maillage à la baie (les 56 cellules présentes dans l'océan).

Le maillage opéré sur le lac Nokoué, le chenal et la baie de Cotonou est illustré par la figure 63.

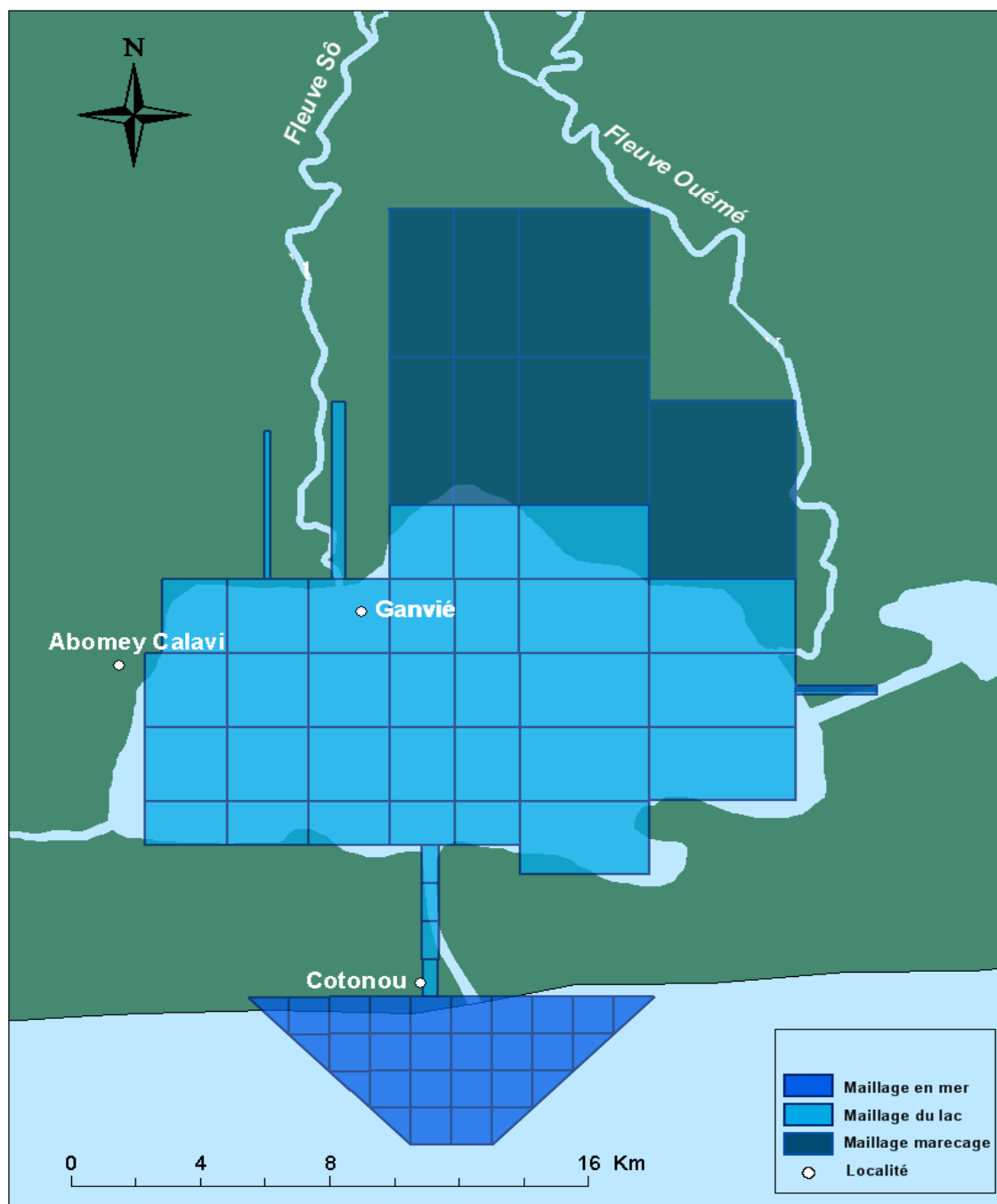


Figure 63 : Maillage du système. Le nombre total de cellules de maillage horizontal est de 72 pour le lac (2 couches), 2 pour la sortie vers la lagune de Porto – Novo (2couches), 7 en zone marécageuse (1 couche) et 56 en mer (2 couches).

Le nombre de cellules pris en compte est donc de 137 en période de hautes eaux et de 130 en étiage.

1.1.3 Calibration du modèle

Les résultats du modèle EFDC sont fortement dépendants des spécifications des paramètres externes et de la morphométrie du plan d'eau. Puisque la physique de l'écoulement et la température de l'eau sont bien cernées, il y a seulement quelques paramètres qui sont susceptibles d'être changés

CHAPITRE 5 : MODELISATION

pendant le calibrage. Le calibrage initial du modèle d'EFDC a été entrepris pour l'année 2006. Une fois l'obtention de résultats satisfaisants, le modèle a été soumis à des tests de validation en utilisant les données de 2007.

Le lac Nokoué est considéré comme récepteur des eaux du fleuve Ouémé transitant par la station de Bonou. A partir de Bonou, la zone deltaïque peut induire des changements que l'on supposera négligeables. En effet les pentes à partir de Bonou sont faibles et la zone sédimentaire présente un lithofaciès de caractéristiques similaires. Il est cependant important que cette hypothèse soit considérée seulement en période de hautes eaux car en saison sèche, la faible valeur des débits (autour de $11\text{m}^3/\text{s}$) et la présence des branchages artificiels comme les branchages des pièges à poissons « acadjas », par leurs actions d'obstruction, présentent une influence remarquable sur les débits d'entrée du fleuve Ouémé au niveau du lac Nokoué.

2 Modèle de qualité des eaux

Dans l'étude du lac Nokoué, nous avons retenu la construction d'un modèle prenant en compte l'hydrodynamique et la qualité. Nous avons considéré le même nombre de compartiments ou segments pour les deux modèles (EFDC et WASP) soit au total, comme précisé plus haut, 130 segments (65 segments de surface et 65 segments de fond) en période d'étiage et 137 en période de hautes eaux.

2.1 Choix des entrées : coefficients d'échange, paramètres pris en compte

Outre les informations fournies pour le modèle hydrodynamique EFDC, des données relatives aux débits des entrants extérieurs au lac (tributaires d'eau douce, réseaux d'égout) doivent être entrées dans WASP. Ces valeurs de débit seront associées aux paramètres de qualité suivants : ion ammonium : NH_4^+ ; nitrate : NO_3^- ; Azote organique : N-org ; phosphate : PO_4^{3-} ; Phosphore organique : P-org et DBO_5 . Pour les cellules recevant des charges liées aux activités anthropiques ou les éléments issus de la dégradation des macrophytes, les charges exprimées en kg/jour sont introduites dans les segments correspondants aux différentes cellules. Les principales constantes cinétiques utilisées par le modèle WASP sont rassemblées dans le tableau 13.

Tableau 13 : Principaux coefficients cinétiques utilisés dans WASP (manuel d'utilisation de WASP, 2005):

Coefficient cinétique	Valeur	Source
Ammonium		
Constante de vitesse de nitrification, jour ⁻¹	0,10	P*
Coefficient de température	1,08	P*
Limite de la mi-saturation en oxygène pour la nitrification, mg/L	2,0	P*
Nitrate		
Constante de vitesse de dénitrification, jour ⁻¹	0,09	Pa*
Coefficient de température	1,08	Pa*
Limite de la mi-saturation en oxygène pour la dénitrification, mg/L	0,10	P*
Azote organique		
Constante de vitesse de minéralisation de l'azote organique dissoute, jour ⁻¹	0,075	P*, Bowie (1985)
Coefficient de la température de minéralisation	1,08	P*, Bowie (1985)
Fraction de phytoplancton mort recyclée en azote organique	0,5	P*
Phosphore organique		
Constante de vitesse de minéralisation du phosphore organique dissous, jour ⁻¹	0,10	C*(0,15)
Coefficient de température	1,08	P*

P, Estuaire de Potomac; Pa, Estuaire de Patuxent; C, Estuaire de la baie de Chesapeake¹

Ces paramètres ont été déterminés en zone tempérée, il serait intéressant de les redéterminer de façon plus précise dans cas de contexte de zone tropicale. Cependant cela ne pourra pas se réaliser dans le cadre présent travail qui vise à ouvrir la voie d'une modélisation écologique dans le contexte difficile africain. Les travaux à venir pourront donc donner l'occasion de satisfaire à cette préoccupation.

2.2 Détermination de l'ensemble des charges entrantes

Le choix des points d'échantillonnage a permis de fournir des informations essentielles aux différentes cellules retenues pour le maillage. En dehors de la concentration en oxygène dissous et de la teneur en chlorophylle a, les autres paramètres (ammonium ; nitrate ; azote organique ; phosphates ; phosphore total ; DBO₅) ont été utilisés pour le calage de WASP. Le suivi couvre les 2 périodes (saison sèche et hautes eaux). Les données chimiques et hydrologiques ont permis de calculer la charge en éléments nutritifs avec l'équation suivante :

¹ Les paramètres ont été utilisés pour modéliser les cas de plan d'eau estuaires référencés par WASP

CHAPITRE 5 : MODELISATION

$$L_t = Q \times c$$

Q = débit annuel total (m³)

C = concentration moyenne en éléments nutritifs (mg l⁻¹)

L_t = charge

Dans le cas particulier du lac Nokoué, les apports de nutriments endogènes à partir de la décomposition des branchages d'acadjas et des macrophytes morts, apparaissent importants et sont pris en compte dans le calage du modèle (EFDC/WASP). L'estimation de ces charges est présentée dans le chapitre 3 du présent travail..

3 Modélisation hydrodynamique du système

3.1 Calage par la hauteur d'eau dans le système

Quatre stations ont été utilisées pour observer et comparer la prédiction du modèle de l'altitude de la surface de l'eau. Les données d'élévation de la surface de l'eau ont été recueillies dans les stations S3, S4, S5, S6 et S7 pour 8 heures à des intervalles de temps de 30 min, pour une journée de 10 h à 18 h.

Ce suivi a mobilisé une équipe d'une douzaine de personnes afin de synchroniser le suivi au niveau de ces 4 stations en tenant compte des prévisions de marée. L'intervalle de temps pendant lequel les données ont été recueillies, les amplitudes maximales et minimales de la marée, ont été utilisées pour faire la comparaison des gammes de marées. Toutefois, les données n'ont pas été suffisamment nombreuses pour permettre une comparaison entre les résultats théoriques fondés sur les effets de marée et les mesures d'altitude de la surface de l'eau effectuées. Néanmoins, par le biais de la comparaison, il est possible de voir que le modèle retenu permet d'apprécier l'importante caractéristique hydrodynamique du lac qu'est l'amplitude de la marée. Cette amplitude est atténuée rapidement quand on s'éloigne du chenal de Cotonou dans le lac comme le montre la figure ci – dessous pour le point S3 à Sô – Ava.

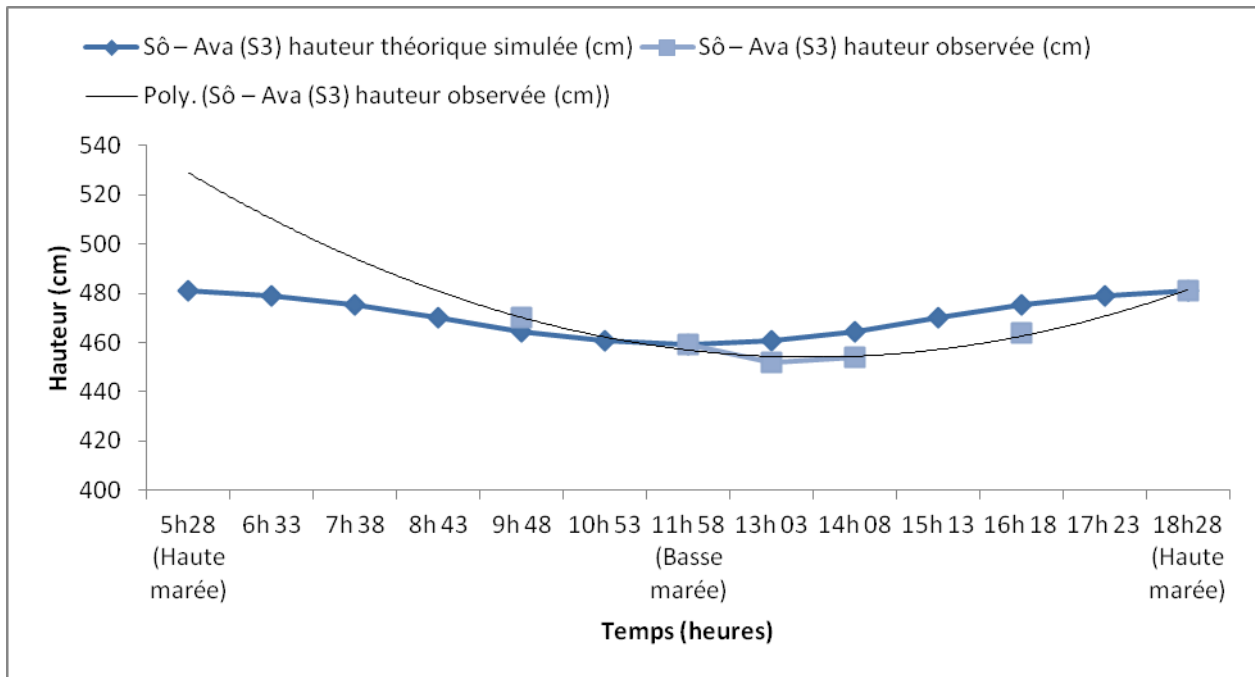


Figure 64: Evolution comparée du marnage prédit et des hauteurs d'eau à Sô – Ava

Les résultats simulés présentent une tendance d'évolution similaire à celle obtenue avec les valeurs observées.

3.2 Le vent : test de sensibilité du modèle

Plusieurs études sur l'hydrodynamique des estuaires ont montré que le vent a un effet important dans la diffusion dans ces systèmes Wang (1979). Une étude plus récente réalisée par sur deux estuaires à Cape Cod (Etats-Unis) a montré que la circulation du vent influence la salinité. Cette section est consacrée à l'étude de l'effet de la circulation du vent sur la salinité dans le lac Nokoué (Negusse, 2009). À cet effet, deux modèles ont été mis en place avec l'analyse des données de vents pour la période de saison sèche et celle de saison humide, afin d'étudier les effets à différents débits et profondeurs de l'eau. Un troisième calcul est effectué sans tenir compte du vent pour fournir une base de comparaison.

Dans le premier cas (saison sèche), un vent du sud-ouest avec une vitesse constante de 4,25 m/s est indiqué pour le modèle. Dans le deuxième cas (hautes eaux), un vent du nord à 4,25 m/s est spécifié dans l'ensemble du lac. La comparaison des résultats de la salinité dans les différents cas exécutés (prise en compte ou non du vent), montre que la stratification de la salinité qui est évidente dans le cas de l'absence de vent dans les parties plus profondes du lac s'effondre complètement avec l'effet du vent marin. Il existe un fort gradient horizontal de salinité dans la direction Sud-Ouest – Nord-Est avec une accumulation d'eau douce dans la partie orientale du lac, tandis que la partie autour de Ganvié et de Calavi est salée tant en conditions sèches qu'humides avec un fort gradient en saison

CHAPITRE 5 : MODELISATION

sèche (Negusse, 2009). La salinité dans la zone de Ganvié est plus sensible aux changements de vitesse et direction du vent, étant donné à la fois la faible profondeur du lac dans cette zone et la proximité de la source d'eau douce que constitue la rivière Sô. Lorsque les vents du Nord sont dominants, l'Ouest du lac devient d'autant moins salé que le débit d'eau douce de la rivière dans le lac est accru par le vent sur la surface. Dans les stations S1 et S7, une réduction de 5mg/L de la salinité moyenne mensuelle a été observée sur la couche de surface pendant la saison sèche par rapport au cas où le vent n'est pas pris en compte.

3.3 Calage par la salinité

3.3.1 Hydrodynamique du lac Nokoué (EFDC)

Deux périodes de temps différentes ont été sélectionnées pour le modèle hydrodynamique : à court terme et à plus long terme. Le modèle a couvert une période de 16 mois du 1^{er} Septembre 2006 au 31 Décembre 2007. Cette période a été choisie en raison de la disponibilité des données hydrodynamiques et de qualité de l'eau qui peuvent être utilisées pour le calage du modèle. Comme aucune donnée des flux n'existait en temps réel pour la période de simulation, il était difficile de caler le modèle sur les conditions réelles au cours d'une longue période durant laquelle il y aurait des variations de débit. Ainsi, les premiers travaux de modélisation se sont basés sur le fonctionnement du modèle pour une courte période de temps pendant laquelle il n'y a pas de variations significatives de débits et au cours de laquelle la salinité a été suffisamment élevée pour être utilisée pour l'étalonnage à savoir du 1^{er} Février 2007 au 30 Mai 2007. De plus, les données de salinité étaient disponibles pour ces périodes et pouvaient être utilisées pour être comparées avec les résultats du modèle. Le niveau de concordance des valeurs de prédiction et des valeurs observées de la salinité (en terme de tendance d'évolution) permet (au plan hydrodynamique) de vérifier que le modèle est capable de simuler de façon satisfaisante le transport dans le lac et qu'il pourra donc être utilisé pour la simulation à long terme.

Les mesures de salinité lors de l'arrivée de forts débits d'eau douce en Septembre montrent que l'eau salée est entièrement éliminée au cours de cette période de l'année. Cela a été pris comme temps initial de la mise en route du modèle pour éviter les écarts qui peuvent survenir en raison de l'insuffisance des données qui sont nécessaires à la mise en place de l'état initial de la salinité. Un pas de temps de calcul de 5 secondes a été utilisé pour les modèles choisis (exigence de stabilité numérique), non seulement pour le modèle hydrodynamique, mais aussi pour la qualité. Cinq stations de surveillance sont choisies de manière à comparer les valeurs observées et celles de prédiction de la salinité.

3.3.2 Résultats du calage du modèle sur la salinité

La salinité, paramètre conservatif, apparaît comme un bon indicateur de l'hydrodynamique des lacs estuaires. Avec la température, il est utilisé usuellement comme paramètre de calage, mais compte tenu des valeurs de température à Cotonou (variation très faible), seule la salinité a été retenue pour le calage en considérant les amplitudes des marées. Les résultats obtenus à partir du modèle EFDC, sont comparés aux valeurs obtenues sur le terrain en Février 2008 de 10 à 19 heures (saison sèche).

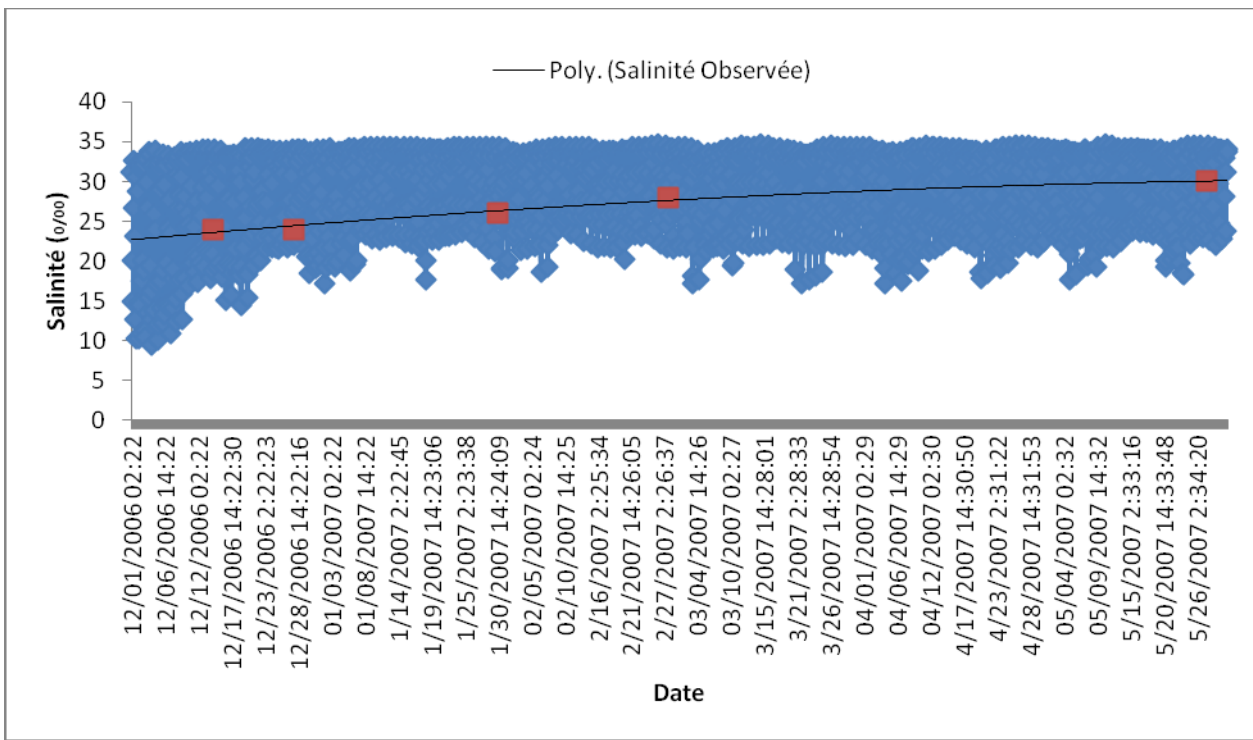


Figure 65 : Résultats de l'ajustement du calage de la salinité au niveau du Chenal de Cotonou

Les résultats obtenus au niveau du chenal de Cotonou et au niveau du point S1 (Ganvié) simulent assez bien les valeurs expérimentales de la salinité.

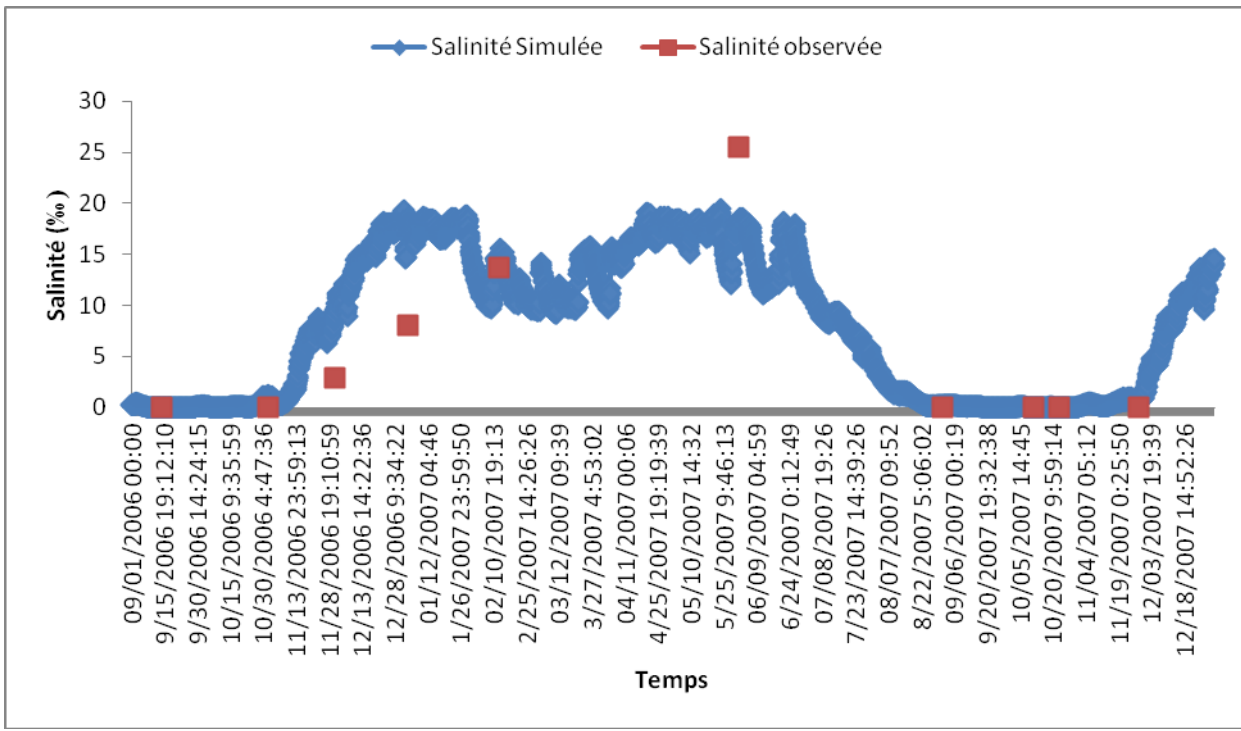


Figure 66 : Evolution comparée de la salinité simulée et de la salinité observée à Ganvié (S1)

Les amplitudes relevées au niveau des autres stations (S5, S3 et S7) montrent que les valeurs simulées sont plus élevées que celles obtenues sur le terrain.

Les écarts relevés sont en relation avec les hauteurs de marnage, qui ont sans doute été minorées. Un ajustement a été nécessaire pour corriger ces écarts entre les résultats du modèle et les valeurs observées sur le terrain.

La figure 67 ci-dessous illustre les résultats de ce calage effectué au niveau du centre du lac de Septembre 2006 à Décembre 2007.

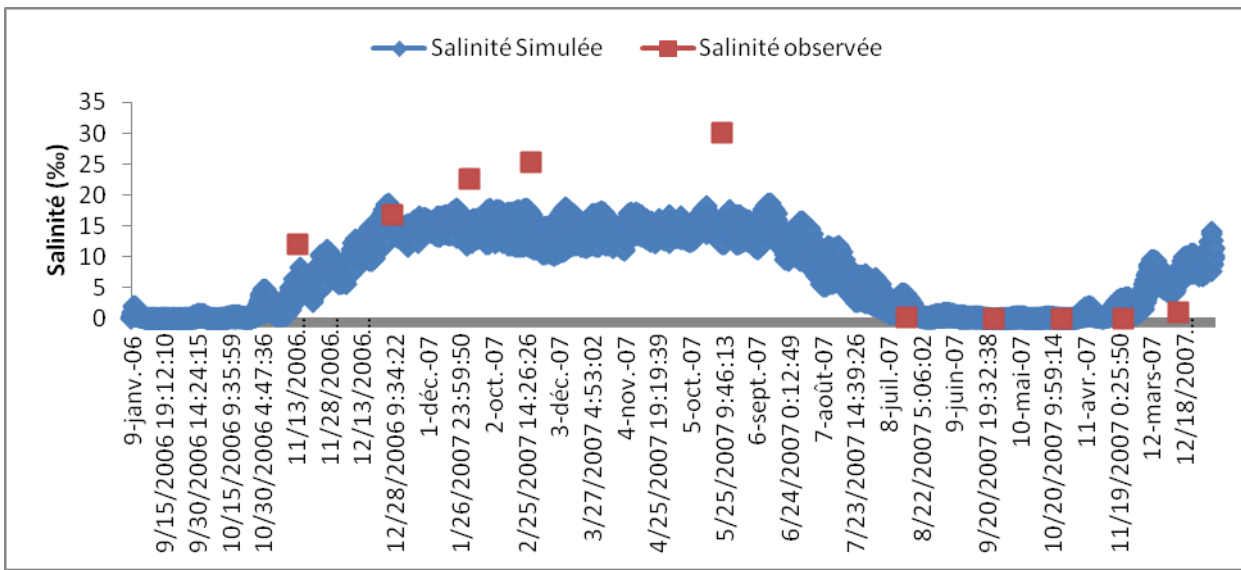


Figure 67: Evolution comparée de la salinité simulée et de la salinité observée au centre du lac (S5)

Le modèle surestime la salinité mais permet de simuler les variations horaires. Il semble cependant que l'hydrodynamique soit suffisamment bien décrite pour le développement d'un modèle qualitatif à l'échelle d'un pas de temps mensuel.²

3.4 Conclusion : Validation du modèle

Le gradient de salinité latéral observé dans le modèle coïncide avec les données de suivi à Ganvié, en raison de l'écoulement d'eau douce de la rivière Sô. Ce gradient est encore plus marqué dans la station S7 (Calavi) qui se trouve à 2,8 km au sud-ouest de la station de Ganvié. Cette augmentation de la salinité a également été observée en allant vers le milieu du lac et vers le chenal de Cotonou. En règle générale, en tenant compte des données obtenues, le modèle permet de manière acceptable la simulation du transfert de la salinité dans le lac.

Il a été constaté une plus forte variation spatiale réelle entre la température observée et les résultats du modèle. Une variation non persistante de la température existe exceptionnellement en S7 (embarcadère de Calavi). En règle générale, il y avait un accord entre la tendance des valeurs observées et celles de prédiction du modèle.

Le modèle prédit de façon correcte l'élimination de l'eau salée durant la période de hautes eaux. De même pour la saison sèche le modèle permet de simuler la salinité de façon satisfaisante. Du point de vue hydrodynamique, nous pouvons considérer que le modèle peut être utilisé pour étudier le système lacustre de Nokoué.

4 Modélisation de la qualité des eaux

4.1 Evolution des concentrations en nutriments

Afin d'alimenter le modèle WASP les paramètres de qualité (ammonium ; nitrate ; azote organique ; phosphate ; phosphore organique et DBO₅) sont introduits sous forme de concentration en mg/L pour les tributaires (cours d'eau et collecteurs d'eau usée) dont les débits sont connus au niveau de EFDC et sous forme de charge en kg/jour pour les autres formes d'apports (villages lacustres, acadjas, jacinthes). Les détails de calculs sont donnés dans le chapitre 3.

La figure ci-dessous donne le résultat du calage du modèle de qualité WASP pour le Phosphore total au point S1 (Ganvié)

² Les données utilisées sont mesurées mensuellement et ne peuvent intégrer les variations à l'échelle horaire.

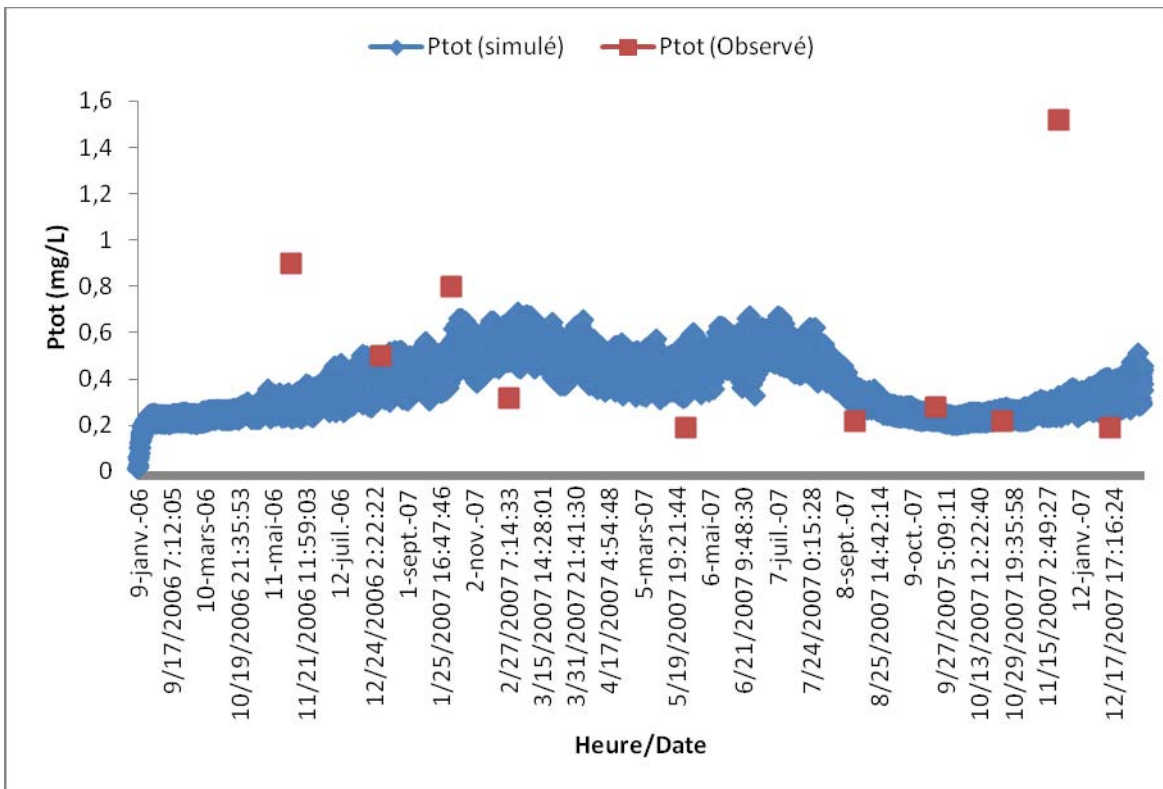


Figure 68 : Evolution comparée des valeurs du phosphore total simulé et observé à Ganvié (S1)

Les résultats montrent que la tendance d'évolution a été bien simulée mais on constate des écarts parfois importants.

Les données du tableau 15 ont été utilisées pour apprécier le calage.

Tableau 14: Récapitulatif des moyennes des paramètres de contrôle et état de productivité des plantes aquatiques (macrophytes et algues), valeurs mesurées sur le terrain et simulées.

Station	Saison	Salinité moyenne (‰)	Secchi Profondeur	PO ₄ -P mg /L	PT mg /L	NTK mg /L	NH ₄ -N mg /L	NO ₃ -N mg /L	Croissance des macrophytes	Chl a µg /L
S1 Ganvié (lac)	Saison sèche	8,85	0,23	0,245	0,3	7,875	0,04	3,27	Présent jusqu'en Février	11,0
	Hautes eaux	0,0	0,494	0,10	0,49	1,9	0,23	2,85	Présence remarquable	62,2
	Moy. Mesurée				0,4	4,89				
	Moy. Simulée				0,51	7,19				
S3 Sô – Ava Rivière	Saison sèche	8,63	0,21	0,09	0,11	5,02	0,26	1,89	Présent jusqu'en Février	4,0
	Hautes eaux	0	0,16	0,09	0,72	2,02	0,12	1,50	Présence	20,7
	Moy. Mesurée				0,42	3,52				
	Moy. Simulée				0,60	12,47				
S4 (Lac)	Saison sèche	13,5	0,22	0,13	0,21	6,58	0,35	1,9	Présent jusqu'en Février	2,6
	Hautes eaux	0	0,18	0,09	0,53	2,4	0,12	1,75	Présence	
S5 Zone Centrale (Lac)	Saison sèche	24,58	0,34	0,17	0,74	18,46	0,04	3,52	Absence totale	22,8
	Hautes eaux	10,42	0,18	0,08	0,48	0,24	0,10	2,6	Absent	22,7
	Moy. mesurée				0,61	9,35				
	Moy. Simulée				0,23	3,32				
S6 Jonction Lac chenal	Saison sèche	26,33	0,085	0,12	0,72	15,16	0,07	3,82	Absence totale	21,4
	Hautes eaux	10,42	0,175	0,08	0,48	0,24	0,10	2,6	Présence sporadique	31,2
	Moy. Mesurée				0,6	7,7				
	Moy. Simulée				0,12	1,69				
S7 Embarcadère (effluent urbain)	Saison sèche	22,52	0,30	0,47	0,57	16,47	0,39	4,7	Absence totale	3,0
	Hautes eaux	1,62	0,33	0,17	0,59	0,89	0,19	1,9	Présence sporadique	55,0
	Moy. Mesurée				0,58	8,68				
	Moy. Simulée				0,28	2,9				

Les observations de terrain montrent que la salinité régule la dynamique de production des jacinthes d'eau en saison sèche pour toutes les stations. Au niveau des stations S5 et S6 pour lesquelles la salinité moyenne est supérieure à 20‰, il y a une quasi absence de jacinthe d'eau tout au long de l'année.

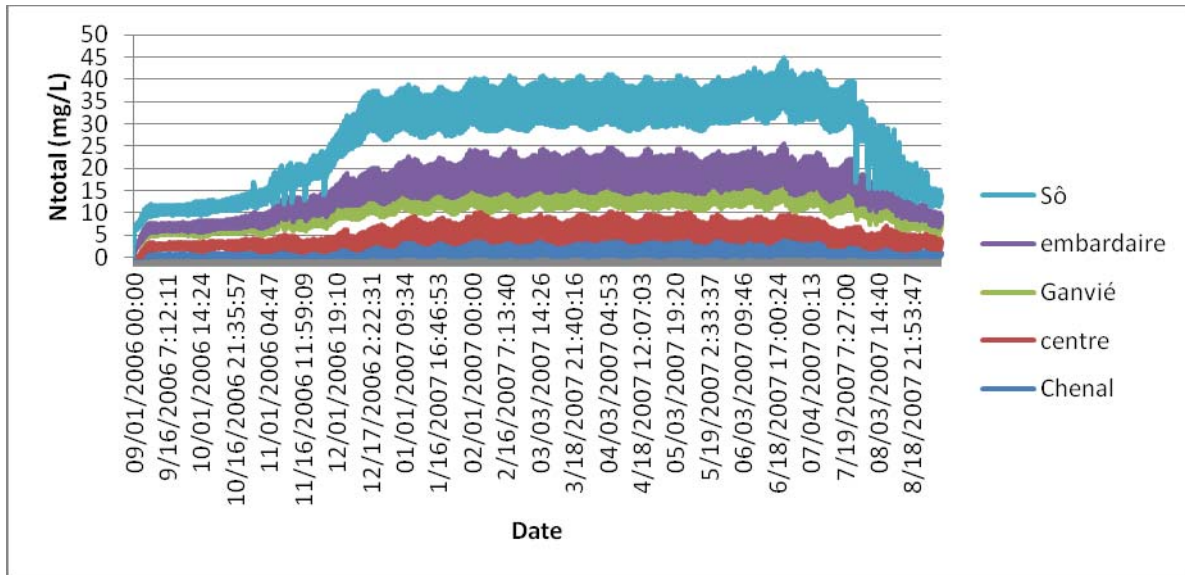
En ce qui concerne la chlorophylle a, on observe une augmentation très sensible du taux moyen en période de hautes eaux pour toutes les stations.

La simulation des teneurs en P_{tot} est plus satisfaisante que celle obtenue pour l'azote total qui semble être minorée par la simulation.

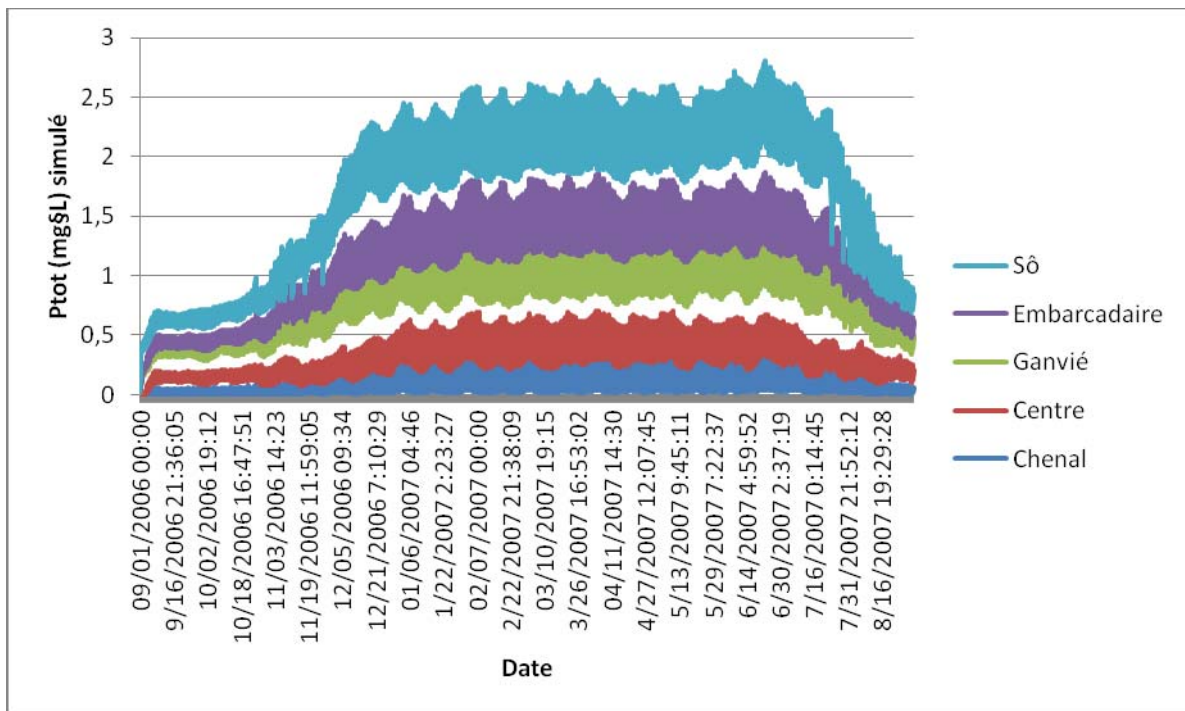
Au niveau des stations S7 (Calavi) et S6 (Chenal de Cotonou), les teneurs en azote et phosphore simulées sont nettement inférieures aux valeurs mesurées sur le terrain, cela met en évidence une sous-estimation des charges de pollution considérées au niveau de ces stations (impact des rejets domestiques). Cet écart est beaucoup plus faible au niveau de la station de S1 (Ganvié), pour laquelle les charges ont sans doute été mieux appréciées.

Le décalage concernant la teneur en phosphore simulée qui est inférieure à celle obtenue expérimentalement en S5, peut être expliqué par la forte teneur en phosphore particulaire obtenue lors du fractionnement du phosphore dans les sédiments et la facilité de remise en suspension des MES propres aux lacs à faible profondeur (mouvement du vent, déplacement des barques) que le modèle ne prend pas en compte.

Globalement on observe la même tendance d'évolution pour les 2 types de segments : surface et fond. Pour savoir ce qui se passe au niveau de chaque segment, une simulation en dynamique (sur une période de un an) a été effectuée. La figure 69 donne l'évolution dans le temps des valeurs simulées en 2007 de l'azote inorganique total pour différentes stations suivies.



a)



b)

Figure 69: Prédiction des variations de la concentration de l’azote total (a) et du phosphore total (b) dans cinq stations

Il apparaît à travers cette figure, que les taux les plus élevés s’observent en saison sèche avec globalement une même tendance d’évolution pour toutes les stations suivies. La Sô présente les concentrations les plus importantes pour toute la période de suivi.

4.2 Croissance des jacinthes d'eau

L'occupation du plan d'eau par les macrophytes est similaire à celle occupée par les acadjas ; elle représente environ 60 km² soit 40% de la superficie totale du lac.

La répartition géographique des charges associées à la présence de macrophytes et d'acadjas a été prise en compte dans les différentes cellules du maillage.

Le modèle WASP, dans sa mise en œuvre pour le contrôle de l'eutrophisation, est basé sur la production algale à travers le suivi de la chlorophylle a. Dans le cas du lac Nokoué, la prolifération des macrophytes (principalement les jacinthes d'eau) caractérise le phénomène d'eutrophisation. Aussi, l'utilisation du modèle WASP a dû être adaptée à ce contexte.

Une relation linéaire entre la température et la vitesse de croissance des jacinthes d'eau a été établie. L'indice de probabilité de croissance des jacinthes basé sur la température (SI_t) varie de 0 à 1 d'après les équations proposées par Wilson *et al.* (2005) :

$$SI_t = 0 \text{ pour } T < T_{min}$$

$$SI_t = (T - T_{min}) / (T_{opt} - T_{min}) \text{ pour } T_{min} \leq T \leq T_{opt}$$

$$SI_t = (T - T_{opt}) / (T_{max} - T_{opt}) \text{ pour } T > T_{opt}$$

avec

T: température de l'eau.

T_{min}: température minimale de croissance de jacinthe d'eau, 8 °C

T_{opt}: température optimale de croissance de jacinthe d'eau, 30 °C

T_{max}: température maximale de croissance de jacinthe d'eau 40 °C

L'indice de limitation de vitesse de croissance des jacinthes par la salinité, (SI_s) est donné par la relation :

$$SI_s = (1 - S/7)$$

avec S la salinité en g/L de l'eau

7g/L est le seuil de salinité pour la disparition totale des jacinthes d'eau.

L'indice de limitation de vitesse de croissance des jacinthes par les nutriments, (SI_n) est donné par la relation :

$$SI_n = \min(P / (K_p + P), N / (K_n + N))$$

P = Concentration de P-PO₄³⁻ en mg/l (valeur moyenne calculée à partir des valeurs mesurées au niveau des stations de mesure)

K_p = Demi-saturation de limitation du Phosphore³

³ La valeur de K_p = 0,0285 mg/L utilisée, est celle usitée par Wilson en 2005

CHAPITRE 5 : MODELISATION

N = Concentration d'azote inorganique dissous en mg/l (valeur moyenne calculée à partir des valeurs mesurées au niveau des stations)

K_n = Demi-saturation de limitation d'azote ⁴

$P/(k_p+P)$ = Limite de phosphore pour la croissance des jacinthes d'eau

$N/(K_n+N)$ = Limite de concentration en azote pour la croissance des jacinthes d'eau

L'indice global de probabilité de croissance des jacinthes d'eau proposé est donné par la relation suivante :

$$SI I = SI_s \times SI_n \times SI_t$$

Une valeur nulle correspond à une absence totale de jacinthes, alors qu'une valeur égale à 1 correspond à la combinaison de 3 facteurs favorables. L'évolution de cet indice sur une année a été calculée sur cinq secteurs du lac (figure 70). La délimitation de ces secteurs a été choisie car ils représentent tant par la qualité des eaux que par les activités des zones une homogénéité. Le but ici est de disposer d'indicateur simplifié pour le développement des jacinthes, ces indicateurs pouvant ensuite être utilisés pour apprécier l'impact des scénarios de réduction d'apport dans le lac.

⁴ La valeur de $K_n = 0,20$ mg/L utilisée est celle usitée par Wilson en 2005

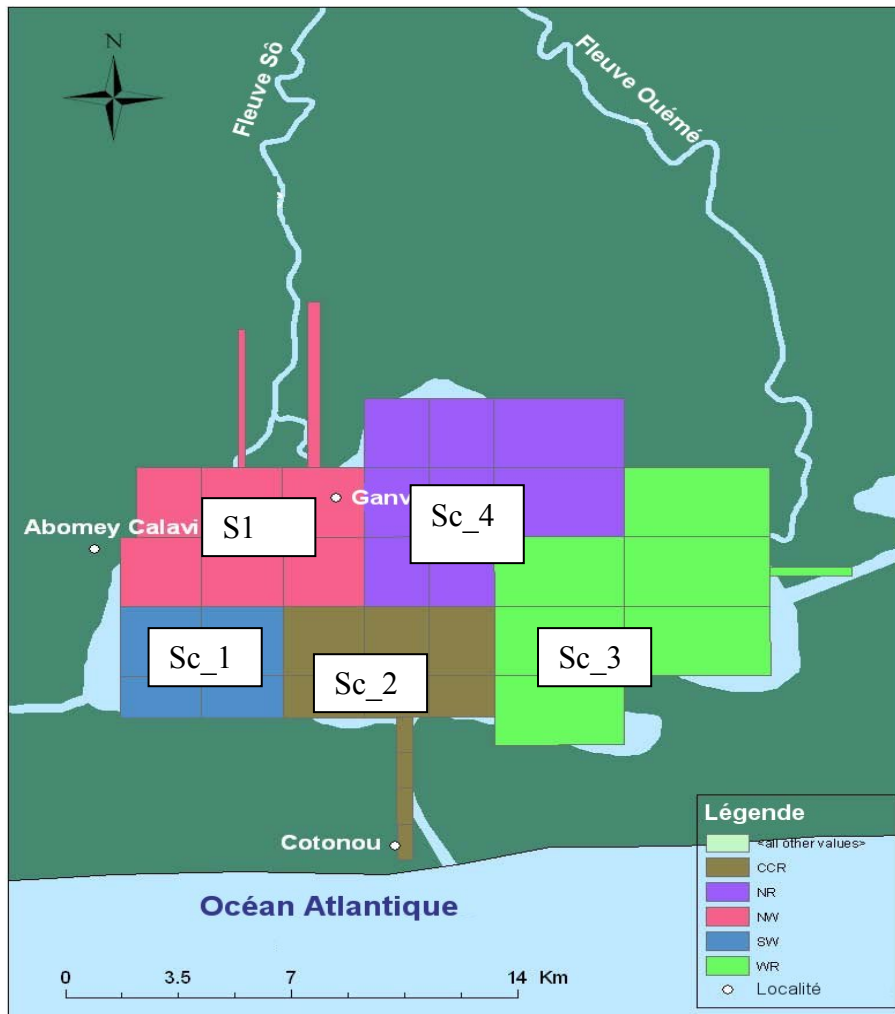


Figure 70 : Définition des zones faisant l’objet d’unh calcul d’un indice de croissance de la jacinthe d’eau.

- La zone en rouge notée (S1) concerne la partie Nord Ouest du lac Nokoué (Ganvié – Calavi et région)
- La zone en violet notée (Sc_4) est située au Nord du lac
- La zone verte notée (Sc_3) est située à l’Ouest du lac et prenant en compte l’entrée du fleuve Ouémé
- La zone bleue notée (Sc_1) est située au Sud Ouest du lac Nokoué
- La zone marron sombre notée (Sc_2) prend en compte le chenal de Cotonou

4.3 Scénarios testés

4.3.1 Justification des scénarios

L'état des lieux a révélé trois sources majoritaires d'apport de nutriments :

- l'apport des eaux usées urbaines (collecteurs) ;
- les apports liés à dégradation des acadjas et des macrophytes ;
- l'apport du bassin versant avec les cours d'eau Ouémé et Sô comme vecteurs de transfert.

Ainsi ces trois principales sources ont fait l'objet de scénario pour maîtriser le développement des macrophytes sur le lac.

Les collecteurs d'eaux usées de Calavi et de Cotonou sont pris en compte à travers les débits fournis au modèle EFDC et les concentrations des nutriments données dans WASP. La répartition des différentes sources d'azote et de phosphore est donnée dans le tableau 15.

Tableau 15 : Répartition des apports moyens de nutriments des principales sources identifiées⁵

	Sô	Collecteurs de Cotonou	Calavi	Ganvié	Acadjas
Azote total	96,5%	0,5	1%	1%	1%
Phosphore total	88%	1%	3%	7%	1%

Ces résultats montrent que les eaux usées de Calavi et de Cotonou constituent un apport très faible de nutriments et contribuent sans doute faiblement à la production des macrophytes (jacinthes d'eau).

Les charges imputables à la dégradation des acadjas et des macrophytes⁶ ont été utilisées pour la validation du calage du modèle. Une réduction de l'ordre de 90% (maximum de réduction liée à l'abandon de la pratique des acadjas sur le lac) ferait passer le taux de Chla de 73 à 44 soit une diminution de 40% de la chlorophylle a. La figure 71 ci-dessous illustre la tendance d'évolution du taux de chlorophylle a selon les scénarios de réduction des « acadjas ». Les taux de réduction sont inversement proportionnels à la production de primaire.

⁵ Les apports de nutriment selon les sources sont exprimés en pourcentage par rapport à la charge totale de base estimée avant le test des scénarios.

⁶ La charge évaluée est la charge nutritive (Net P)

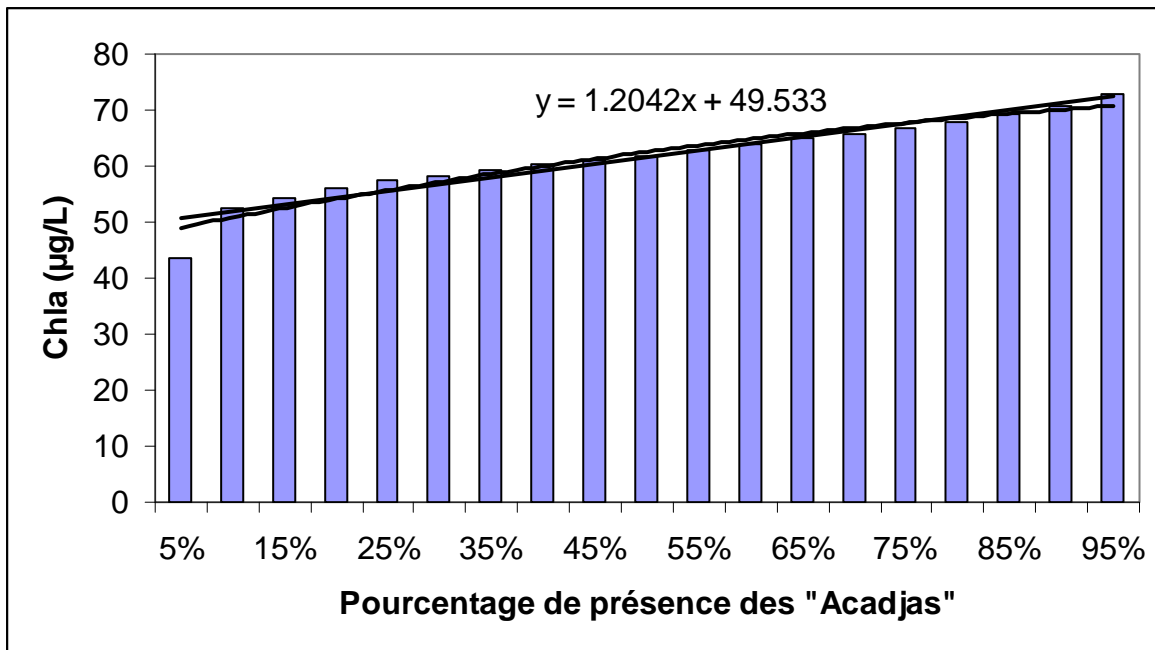


Figure 71 : Evolution de la production primaire (biomasse) simulée en fonction du taux de présence des acadjas

4.3.2 Variation de l'indice de croissance de la jacinthe d'eau

Les figures 72 et 73 présentent les valeurs de l'indice de croissance de la jacinthe d'eau (SIi) sur l'ensemble du lac et pour les deux saisons (saison sèche et haute eau).

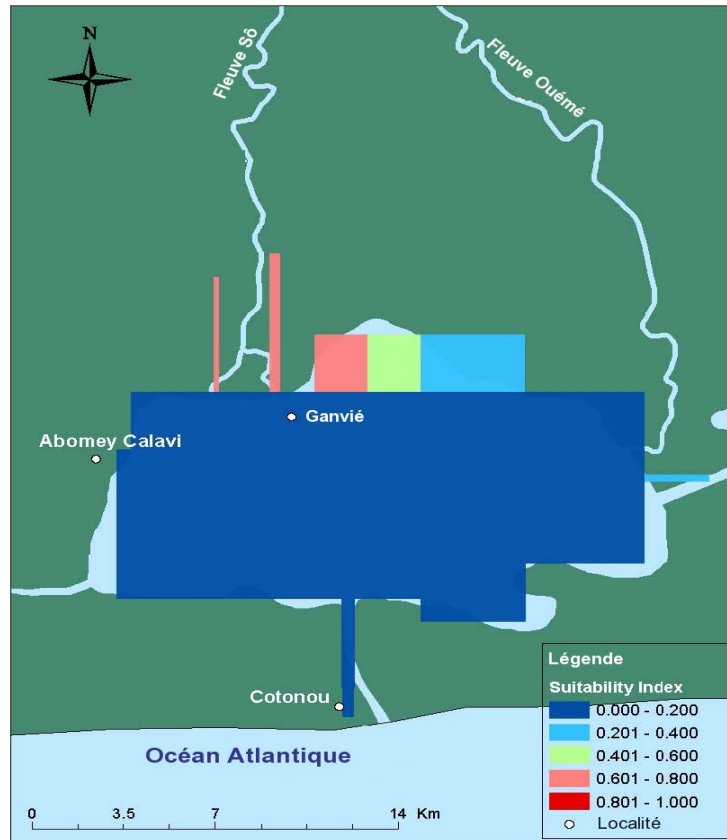


Figure 72: Cartographie de l'indice de croissance des jacinthes d'eau saison sèche

En saison sèche, au mois de Mars, l'intrusion saline est très forte dans l'ensemble du lac Nokoué. Cette forte salinité inhibe la prolifération des jacinthes d'eau ($SI_i=0$). La présence des jacinthes d'eau reste visible au niveau des cours d'eau où la salinité est plus faible. En saison sèche, la salinité est le facteur de contrôle de la prolifération des jacinthes d'eau.

En période de hautes eaux, l'effet de dilution avec l'apport des eaux douces annule l'effet inhibiteur de la salinité sur la croissance des jacinthes d'eau. La température ayant un effet presque constant tout au long de l'année, ce sont les nutriments qui ont un rôle déterminant. Ce rôle se manifeste surtout dans la zone Ouest du plan d'eau qui est la plus anthropisée du lac.

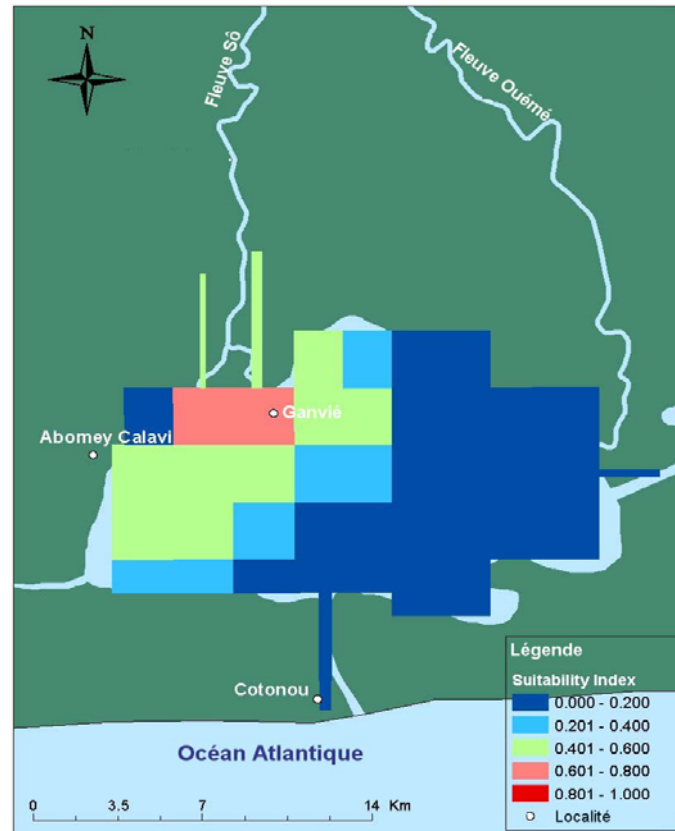


Figure 73 : Cartographie de l'indice de croissance des jacinthes d'eau en période de hautes eaux

Pendant la période de hautes eaux, les nutriments ont un effet limitant plus prononcé sur l'indice intégré de croissance des macrophytes (SIi) que la salinité ou la température dans tous les sites.

L'indice convenable de croissance des jacinthes d'eau basé sur la température reste optimal avec une moyenne de 0,92 dans toutes les stations pendant les deux périodes.

4.3.3 Sensibilité de l'indice de croissance (SIi)

La figure 74 illustre les résultats des simulations temporelles des différents indices de contrôle (cf 3.1.3) au niveau des différentes zones. Les résultats obtenus au niveau de 4 zones montrent que l'indice basé sur la température (SI_t) présente la même tendance de variabilité pour toutes les stations. L'indice basé sur la salinité (SI_s) dépend considérablement de la proximité de la zone par rapport à la mer ; S1 (Ganvié) et Sc_4 (zone de Sôtchanhoué) présentent la même tendance avec très peu de fluctuations. La zone Sc_2 (entrée du chenal) connaît une fluctuation plus importante liée à l'effet de marée.

CHAPITRE 5 : MODELISATION

L'indice de croissance des jacinthes d'eau spécifique aux nutriments (SIn) montre que ce facteur n'est pratiquement jamais défavorable excepté à la saison des pluies dans la partie Est du lac où la dilution est telle que les apports en phosphore sont insuffisants. Les résultats simulés ont été comparés aux observations de terrain. Le tableau 20 rassemble les observations réalisées sur la densité de jacinthes sur trois périodes de l'année. Ces résultats sont globalement en accord avec ceux obtenus par simulation. On remarque que pour une salinité supérieure ou égale à 10‰ soit 2,8g/L, les jacinthes d'eau commencent à mourir et lorsque le taux devient supérieur ou égal à 20‰ soit 5,6 g/L de salinité, il y a disparition complète des plantes. On remarque une différence de comportement des jacinthes d'eau sur le lac Nokoué (climat tropical) par rapport au cas étudiés aux USA (zone tempérée) par Little & Williams en 1992. Le seuil de salinité à partir duquel les jacinthes meurent est minoré de 5%. La mort des plantes intervient un peu plus tôt sur le lac Nokoué mais l'indice de croissance est maximal au niveau de Nokoué où la température est constamment favorable.

Tableau 16 : Résultats du suivi de la salinité et probabilité de présence des macrophytes

Station de suivi	Mois	Salinité (‰)	Etat de présence des jacinthes
S1 (Ganvié)	Janvier	7,4	+++
	Février	13,7	+++ & ++
	Mai	23	+
S2 (Entée Sô à Ganvié)	Janvier	5,9	+++
	Février	11,8	+++ & ++
S3 (Rivière Sô à Sô – Ava)	Janvier	3,9	+++
	Février	7,4	+++
	Mai	14,6	+++ & ++
S4 (Sôtchanhoué)	Février	10,1	+++ & ++
	Mai	17	+
S5 (centre lac)	Janvier	20,3	+
	Février	25,5	+
	Mai	28,2	+
S6 (entrée Nokoué – Chenal)	Janvier	23,8	+
	Février	27,8	+
	Mai	27,4	+
S7 (embarcadère)	Janvier	16,6	+
	Février	23,8	+
	Mai	27,2	+

+++ Présence de macrophytes ; +++ mort des jacinthes ++ décomposition ; +: Absence (disparition totale de macrophyte)

4.3.4 Réduction des apports et indices de croissance (Sli et SIn)

Les nutriments et leurs sources potentielles ont été mis en relief dans le chapitre 2 « Etat des lieux ».

Quatre scénarios, correspondant aux principales sources de pollution mises en évidence par les observations de terrain ont été pris en compte:

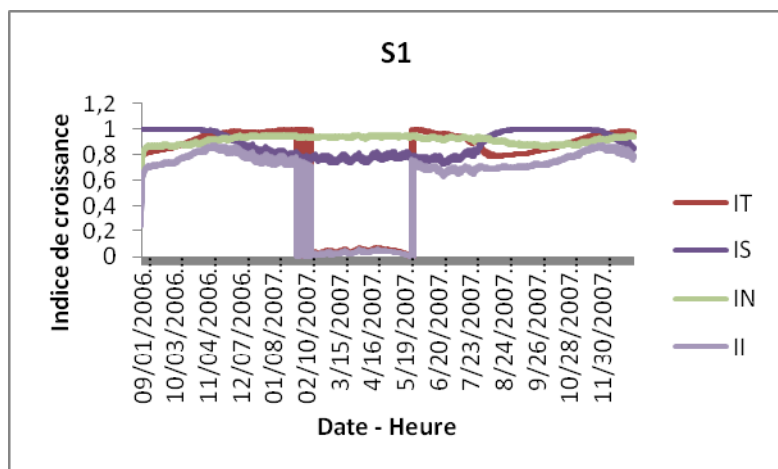
- Les apports dus à la Rivière Sô
- Les apports dus à la décomposition des acadjas
- Les eaux usées provenant de Calavi
- Les apports des collecteurs d'eau de pluie de Cotonou qui constituent une source contrôlable.

Les différents scénarii retenus sur la base des résultats de caractérisation du système discutés plus haut, sont basés sur une élimination totale des nutriments apportés par les sources contrôlables suivantes :

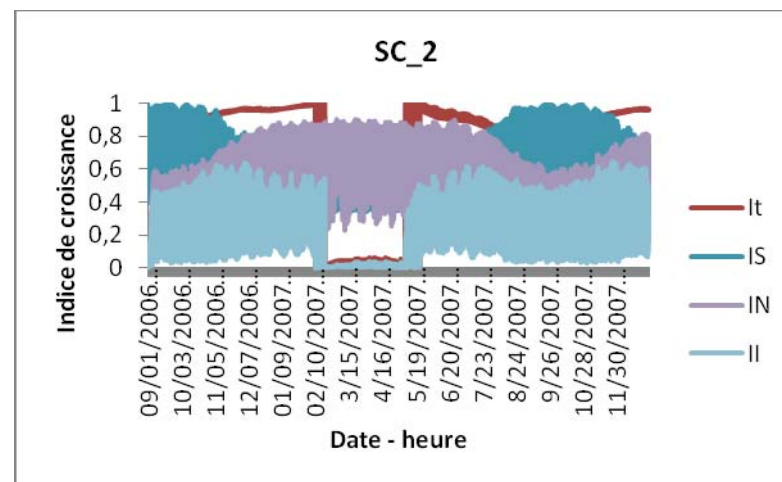
- Acadjas
- Ganvié
- Ville de Cotonou (collecteurs)
- Rejet de Calavi
- La rivière Sô.

Une réduction de 33% et de 66% (fleuve Ouémé et zone d'inondation) a également été prise en compte.⁷

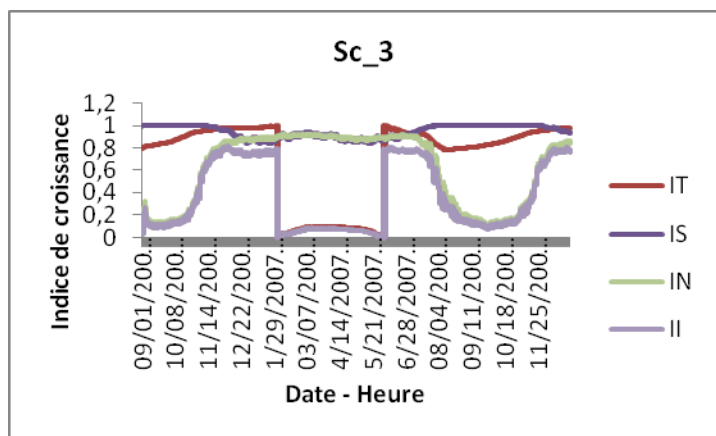
⁷ Ces taux de réduction (100% d'élimination) ne sont que des hypothèses pour évaluer le poids réel de chaque source pour identifier la source à plus fort impact.



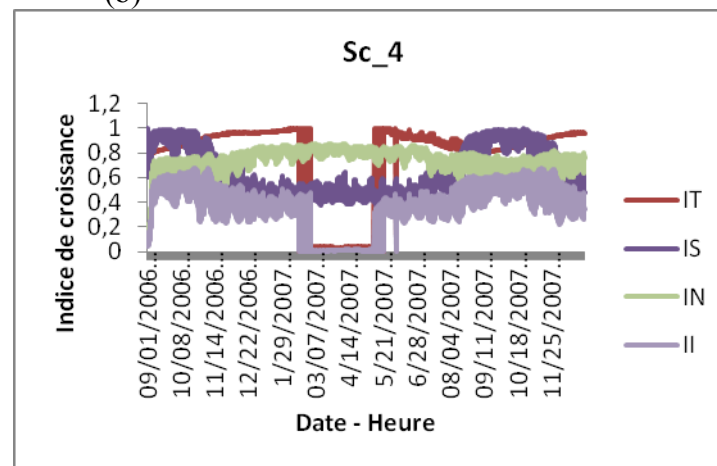
(a)



(b)



(c)



(d)

Figure 74 (a,b,c,d): ⁸Courbes de variation temporelle des indices spécifiques (basé sur la température, la salinité, les nutriments et intégré suivant les différentes zones du site (simulation réalisée par NEGUSSE, 2009).

⁸ IT= indice basé sur la température ; IS = Indice basée sur la salinité ; IN = Indice basé sur les nutriments ; II = Indice intégré

Les différents scénarios de réduction ont été testés, par rapport à leurs effets sur la réduction des indices de croissances basés sur les nutriments (SIn) et intégré (SII). Le taux de réduction d'apport de polluants est apprécié en comparant le résultat du scénario correspondant à celui de la situation de base prise comme référence. Les figures 75 à 82, illustrent les résultats de ces différents scénarios.

4.3.5 Résultats des scénarios de réduction de croissance des jacinthes d'eau

- ✓ Résultats des scénarios de réduction des apports et indices de croissance basés sur les nutriments et intégré : zone de Ganvié et environ (S1)

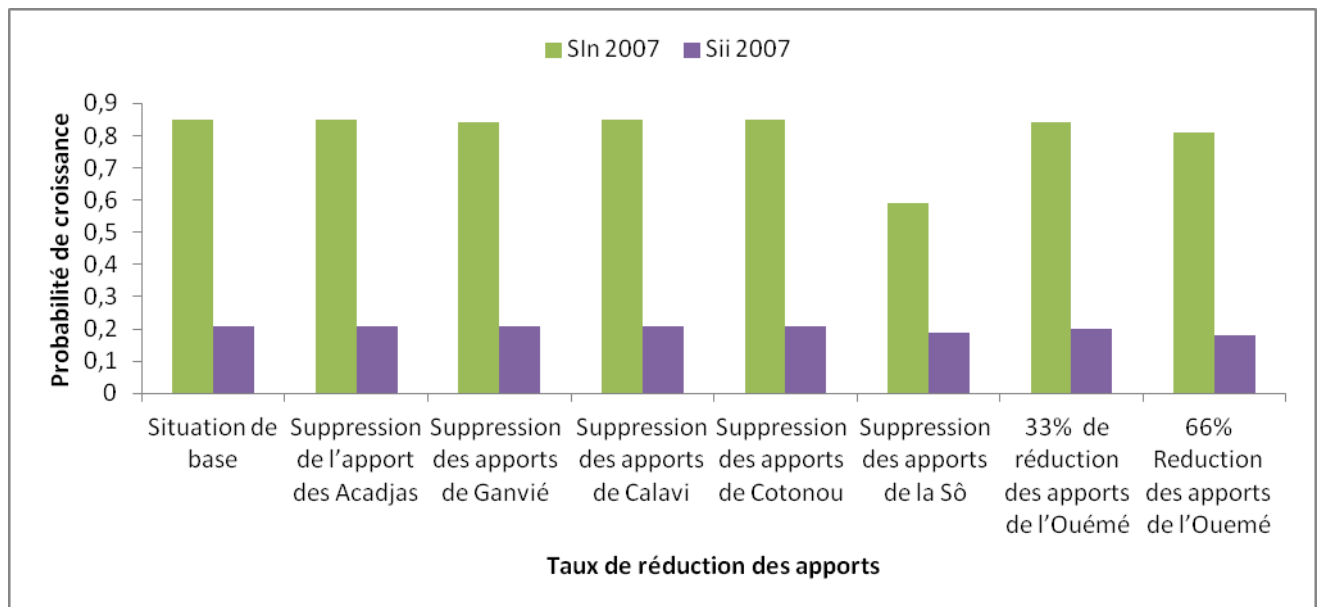


Figure 75 : Sensibilité moyenne des indices de croissance basés sur les nutriments et intégré en 2007 pour la zone de Ganvié (S1)

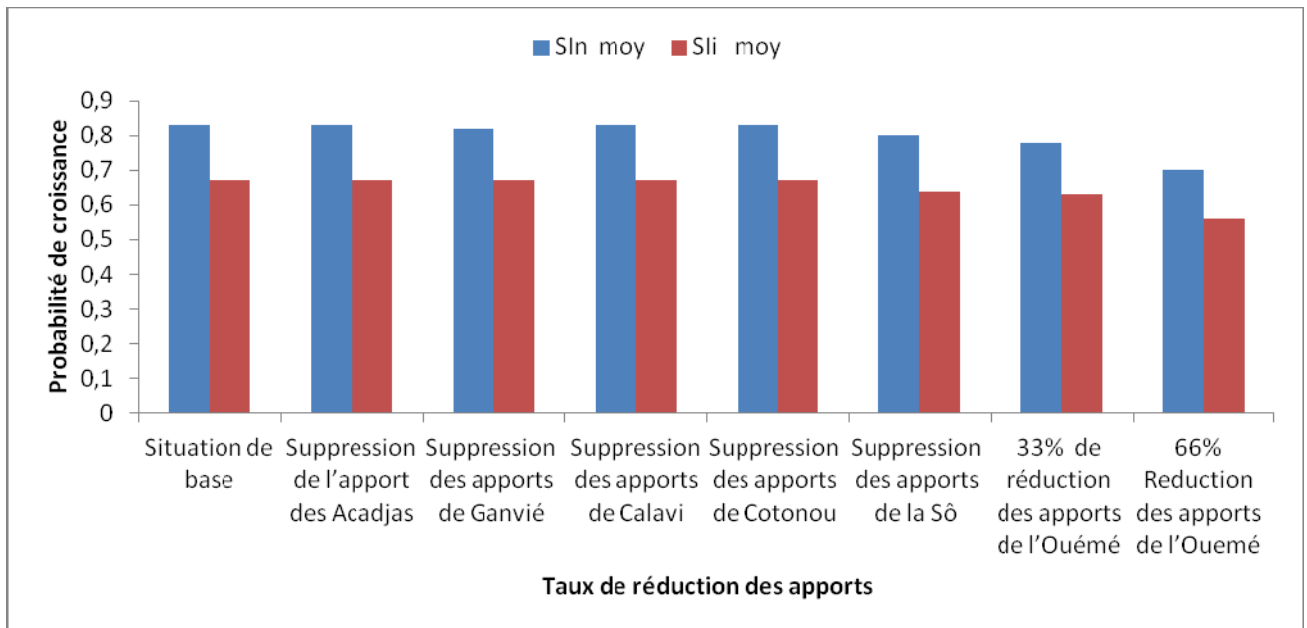


Figure 76 : Sensibilité moyenne des indices de croissance basés sur les nutriments et intégré en période optimale de croissance des jacinthes d'eau pour la zone de Ganvié (S1)

- ✓ Résultats des scénarios de réduction des apports et indices de croissance basés sur les nutriments et intégré : zone du Chenal de Cotonou (Sc_2)

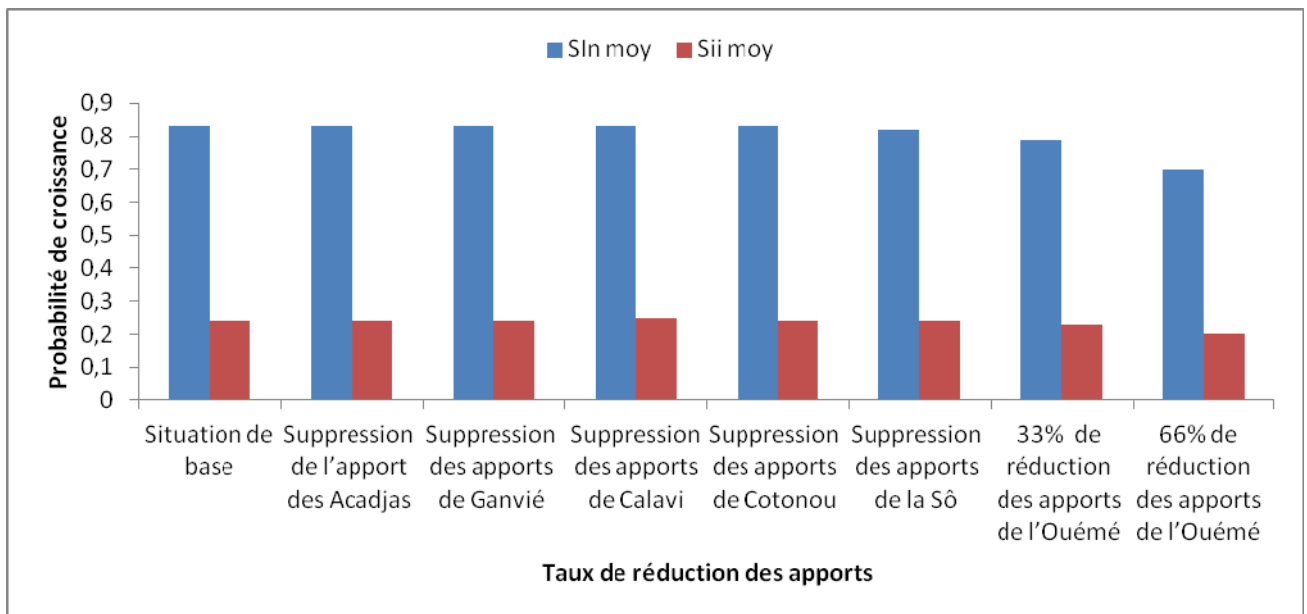


Figure 77: Sensibilité moyenne des indices de croissance basés sur les nutriments et intégré en période optimale de croissance des jacinthes d'eau pour la zone du Chenal de Cotonou (Sc_2):

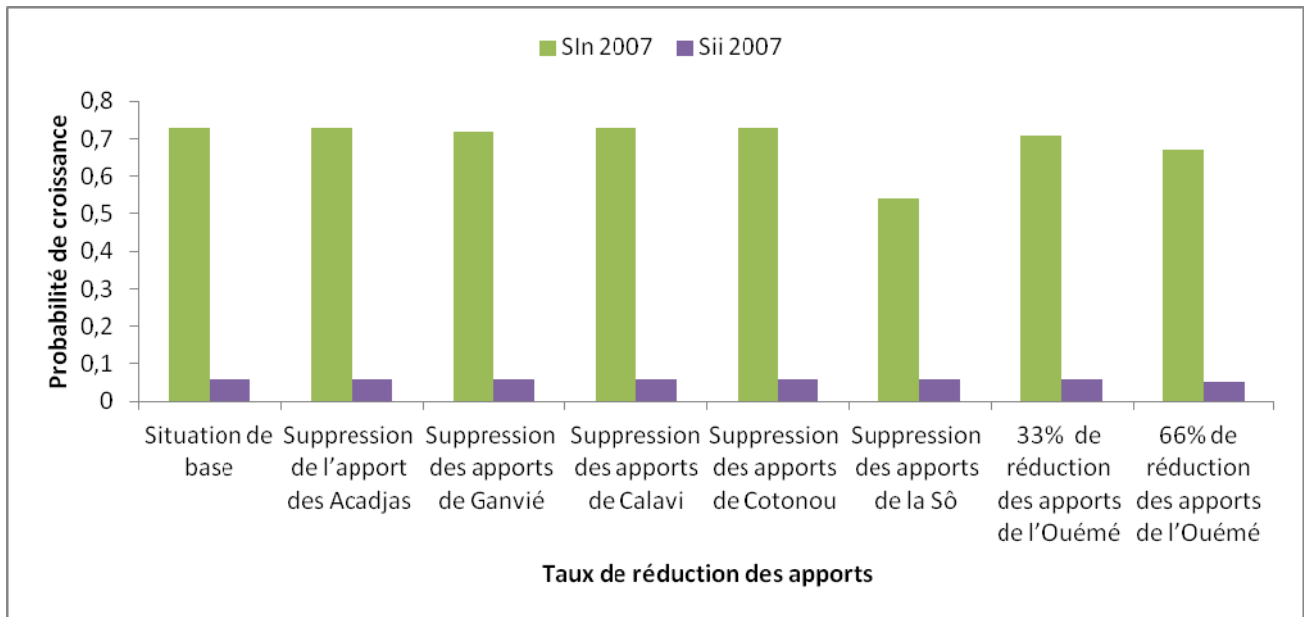


Figure 78: Sensibilité moyenne des indices de croissance basés sur les nutriments et intégré en 2007 pour la zone du Chenal de Cotonou (Sc_2):

- ✓ Résultats des scénarios de réduction des apports et indices de croissance basés sur les nutriments et intégré : zone du Sud – Est du lac Nokoué (Sc_3)

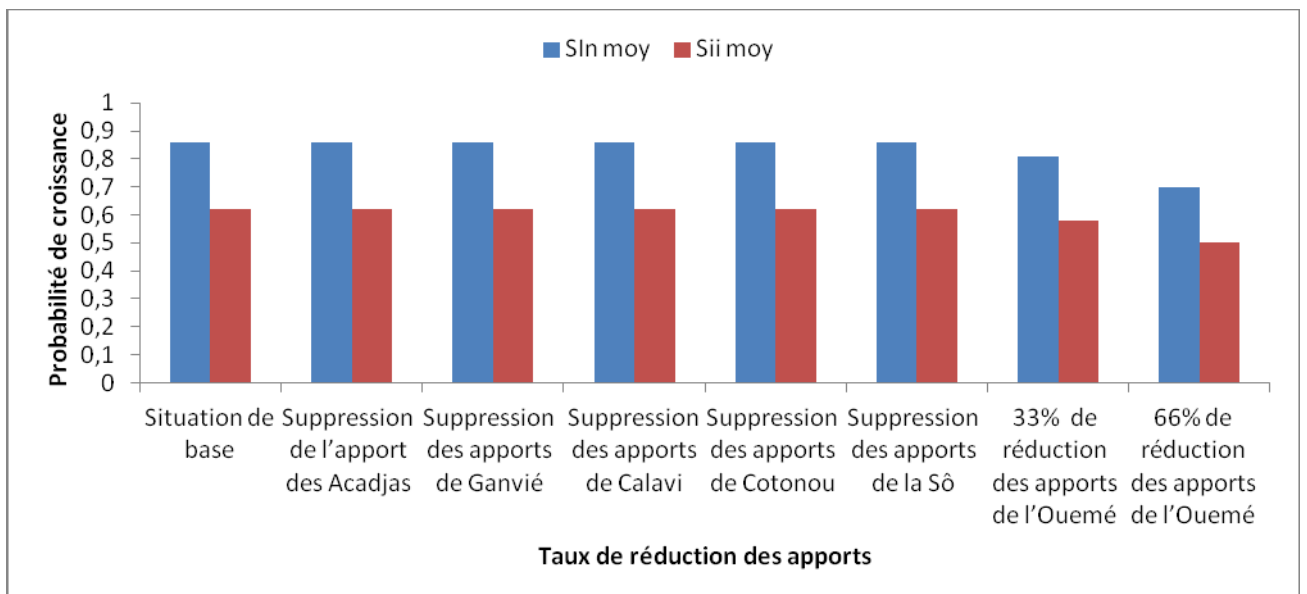


Figure 79: Sensibilité moyenne des indices de croissance basés sur les nutriments et intégré en période optimale de croissance des jacinthes d'eau pour la zone Sud – Est du lac Nokoué (Sc_3)

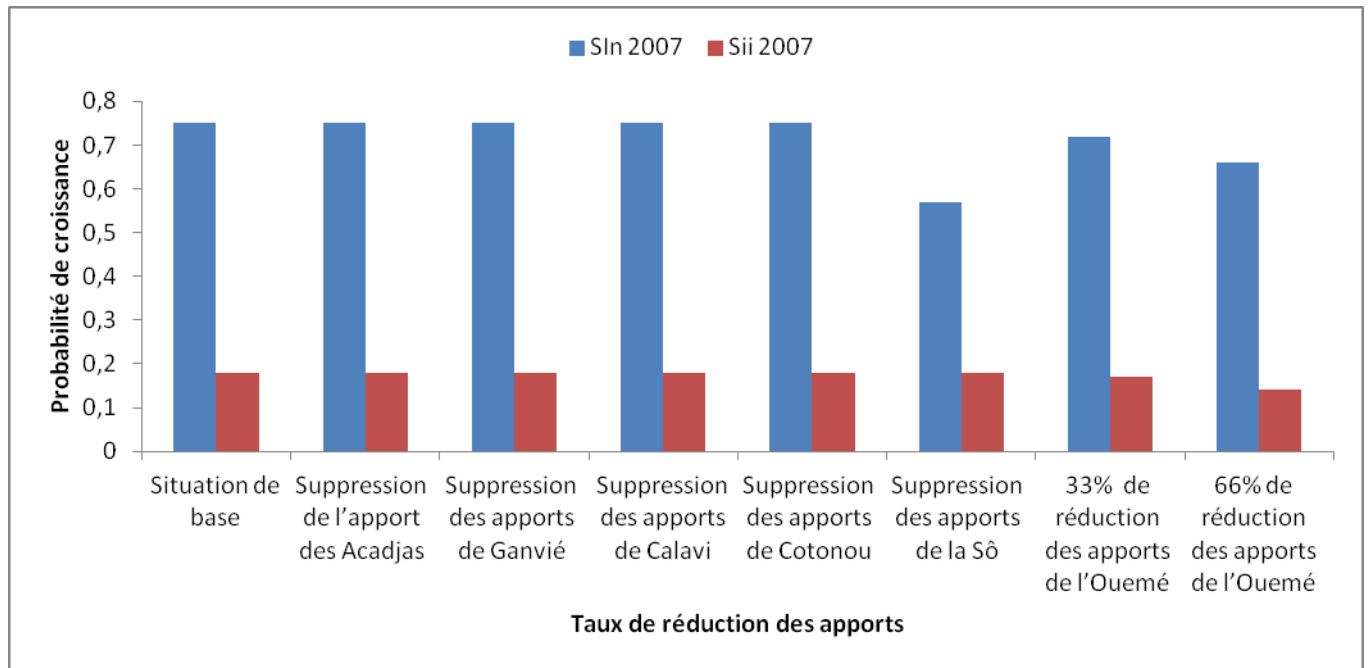


Figure 80: Sensibilité moyenne des indices de croissance basés sur les nutriments et intégré en 2007 pour la zone Sud – Est du lac Nokoué (Sc_3)

- ✓ Résultats des scénarios de réduction des apports et indices de croissance basés sur les nutriments et intégré : zone Nord du lac Nokoué (Sc_4)

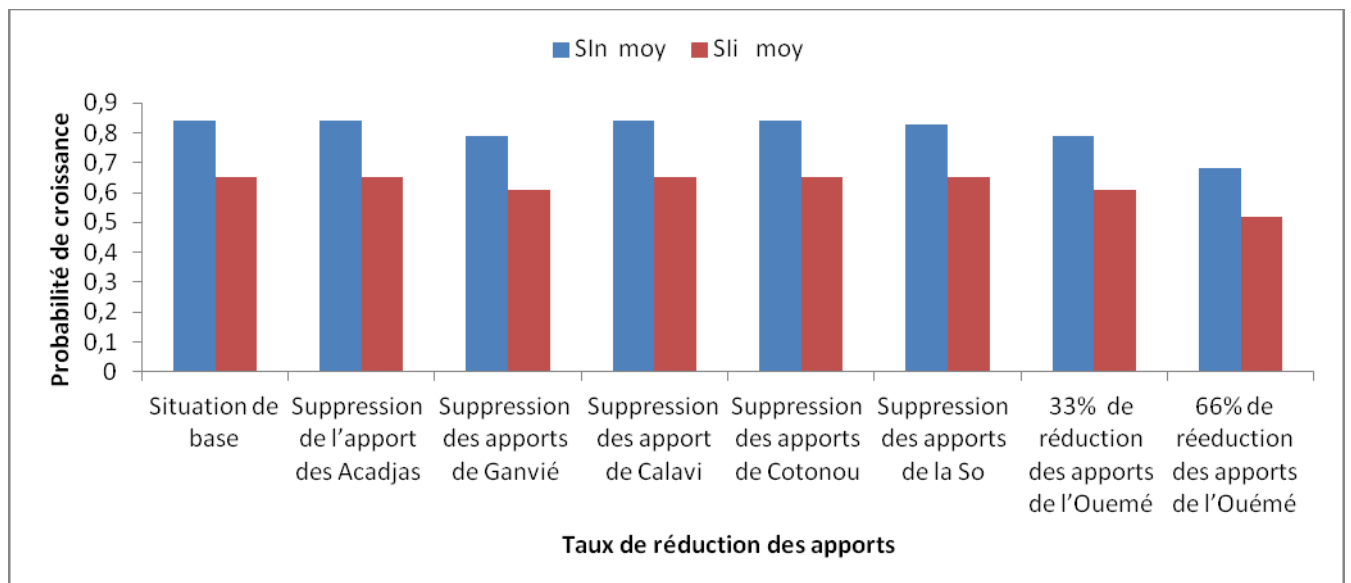


Figure 81: Sensibilité moyenne des indices de croissance basés sur les nutriments et intégré en période optimale de croissance des jacinthes d'eau pour la zone Nord du lac Nokoué (Sc_4)

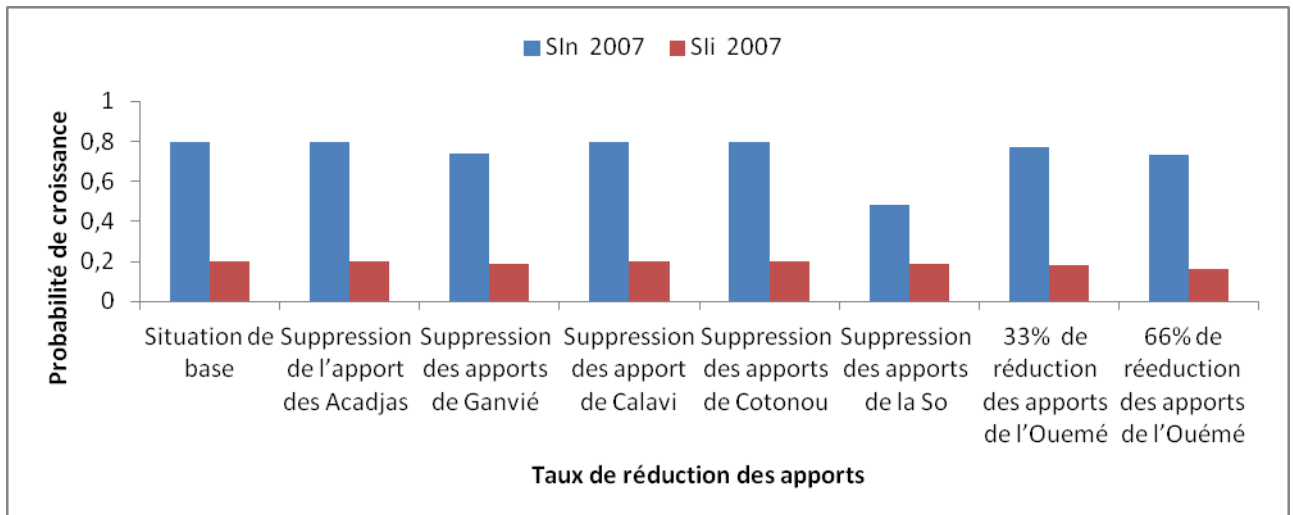


Figure 82: Sensibilité moyenne des indices de croissance basés sur les nutriments et intégré en 2007 pour la zone Nord du lac Nokoué (Sc_4).

✓ Analyse des scénarios testés

Les quatre premiers scénarios n'ont pas donné des valeurs significatives de réduction de l'indice de croissance des jacinthes (Sli) dans les stations sélectionnées en période optimale de croissance (hautes eaux). Il ressort de ces résultats que lors de la croissance des jacinthes d'eau, ces sources n'ont pas eu une contribution significative pour l'ensemble du lac. Cependant, elles ont eu localement, un effet relativement important. En effet, en prenant le cas particulier des acadjas, il est constaté sur le terrain une plus forte concentration de jacinthes dans les périmètres de son utilisation comparée aux zones où ils sont absents. Cet état de fait est probablement lié à la stagnation des eaux surtout en saison sèche à cause des effets de freinage opéré par les branchages. L'indice de croissance étant lié ici aux nutriments et les apports endogènes spécifiques aux acadjas étant négligeables surtout en période de croissance, les résultats des tests de simulation donnent des valeurs d'indice pratiquement invariables.

L'impact le plus important est obtenu avec la réduction de 66% des apports du fleuve Ouémé, qui induit une diminution du Sli de 20% (Nord Ouémé) et une réduction moyenne de 17%. Le calcul Sli à Ganvié selon la méthode de Wilson *et al.* (2005)⁹ donne 0,67. La biomasse de départ dans le protocole de Wilson est de 1kg/m^2 , ce qui amène à une charge superficielle de 65kg/m^2 au bout de 90 jours correspondant à la période de développement des jacinthes

⁹ Les formules de calcul des indices et les constantes ont été utilisés dans les essais biologiques sur la jacinthe d'eau en 2005 ont servi de base de calcul dans le scénario de réduction des charges spécifiques des diverses sources (voir chapitre matériel et méthodes)

d'eau sur le lac Nokoué. La valeur maximale de la vitesse de croissance trouvée par Wilson *et al.* (2005) est de 0,11 kg/m²/jour avec un maximum de charge superficielle en biomasse de 70kg/m². En tenant compte de ces conditions de base, le test du scénario montre qu'une réduction de 66% au niveau du fleuve Ouémé entrainera une production de charge superficielle de biomasse de 53 kg/m² ¹⁰. La biomasse passe ainsi de 65kg/m² à 53kg/m² ce qui correspond à une réduction de 18% de densité de jacinthes.

Pendant la période de hautes eaux, les nutriments ont un effet limitant plus prononcé sur l'indice intégré de croissance des macrophytes que la salinité ou la température dans tous les sites.

Dans la zone Sc_4 (Nord du lac Nokoué), la croissance des jacinthes d'eau est généralement limitée par de faibles concentrations de nutriment (azote et phosphore) comparées aux autres zones.

La salinité dans toutes les zones excepté celle du chenal de Cotonou est très faible et n'affecte pas la croissance des jacinthes d'eau en hautes eaux.

Il n'y a pas de différence significative entre les limites de croissances des jacinthes d'eau dues au phosphore et celles dues à l'azote.

En ce qui concerne le scénario de réduction des apports de nutriment et de matière organique, on s'est intéressé aux réponses du modèle selon les sources afin de comparer leurs importances relatives. A cet effet, les indices spécifiques étant retenus comme indicateurs d'évaluation de la sensibilité du modèle, le fonctionnement du modèle WASP a permis de tester cette sensibilité basée sur l'indice spécifique selon les différentes options de réduction des apports.

Les sources des différentes charges polluantes :

- les apports dus à la Rivière Sô
- Les apports dus à la décomposition des acadjas
- Les eaux usées provenant de Calavi
- Les apports des collecteurs d'eau de pluie de Cotonou

Au total, les scénarios basés sur les apports de Calavi et Cotonou montrent qu'ils n'ont pas un rôle important dans la réduction de l'indice de croissance des jacinthes d'eau.

Les résultats des scénarios basés sur l'enlèvement des acadjas réduisent significativement la valeur de l'indice de croissance SI_i au niveau des sites à forte densité comme la zone Nord (Sc_4) du lac autour de Sôtchanhoué.

¹⁰ Le calcul est fait à partir de la formule de croissance des jacinthes d'eau établie par Wilson *et al.* (2005)

Les scénarios basés sur le contrôle des apports de la rivière Sô réduisent très significativement l'indice de croissance intégré au niveau de tous les sites avec une moyenne de réduction de 56%.

5 Conclusion

Le modèle basé sur 130 ou 137 cellules, respectivement en basses et hautes eaux, permet une description satisfaisante de l'hydrodynamique du lac. Sur la base de cette description, la simulation du lac a pu être envisagée par le modèle de qualité WASP. Ce modèle permet de restituer les tendances d'évolution des concentrations en nutriments qui sont observées dans les différentes zones du lac. Cette première mise en œuvre de modèle de gestion de l'eutrophisation quoique limitée par le niveau de disponibilité des données, permet de suivre les grandes tendances spatio – temporelles d'évolution des concentrations des nutriments.

Afin d'approfondir l'analyse et répondre à des choix de gestion du lac pour limiter l'eutrophisation, un indice de croissance des jacinthes d'eau a été proposé. Celui-ci prend en compte trois facteurs : la salinité, les nutriments et température. Différents origines de l'eutrophisation par les jacinthes ont été prises en compte :

- L'effet de la salinité en considérant les autres facteurs comme négligeables
- L'effet de la température
- L'effet des nutriments
- L'effet combiné des trois facteurs.

Le test des scénarios a montré que la température à Ganvié est très favorable à la croissance des jacinthes d'eau (valeur maximale de l'indice de croissance) tout au long de l'année.

La salinité intervient comme facteur de régulation de la croissance et de la disparition des jacinthes par son effet d'inhibition de croissance à partir de 6g/L.

Les nutriments (azote et phosphore) ont des impacts variables au niveau spatial en fonction des apports des différentes sources identifiées. Leurs effets sont inhibés entre Février et Mai où l'on observe une forte intrusion saline.

Le calage du modèle devrait être optimisé car des écarts encore assez importants sont relevés entre les données simulées et celles mesurées sur le terrain. Aussi les résultats des scénarios testés sont encore à considérer avec précaution. Le résultat ouvre tout de même de bonnes perspectives pour de futurs travaux.

Le modèle, à travers les résultats de simulation et les tests des scénarios peut permettre d'apprécier le développement des jacinthes d'eau et ensuite aider à la sensibilisation des

CHAPITRE 5 : MODELISATION

gestionnaires en les orientant vers les choix de gestion les plus appropriés pour assurer une gestion durable des ressources en eau, dans le cas des lacs en zone estuaire, qui sont des systèmes complexes d'un point de vue hydrodynamique et écologique.

CONCLUSION GENERALE

Ce travail mené sur le lac Nokoué au Bénin, avait pour objet de cerner la dynamique et le mécanisme de l'eutrophisation des eaux de ce plan d'eau, en vue d'ouvrir la voie pour construire un système informatisé de gestion intégré par bassin versant. Le modèle global a été réalisé à partir de deux modules : le modèle hydrodynamique EFDC et le modèle de qualité WASP choisis de manière raisonnée en prenant en compte les données bibliographiques et les réalités du terrain. Ce travail s'est déroulé en deux grandes étapes :

- La collecte et l'évaluation des données (qualité des eaux et flux) et réalisation de travaux complémentaires d'actualisation;
- La réalisation du modèle et sa mise en œuvre (calage et test de simulation).

La première phase qui a fait le constat de déficit chronique de données, a nécessité deux années (2006 et 2007) de travaux complémentaires de suivi mensuel de la plupart des paramètres de qualité à Cotonou au Bénin (suivi sur site et en laboratoire), tandis que la seconde a été réalisée en partenariat avec l'Université de Charlotte (USA). Le travail s'est articulé autour de cinq chapitres.

L'état des lieux du lac Nokoué - lagune de Cotonou- a demandé le suivi des paramètres de qualité et l'estimation des données relatives à la description de l'hydrodynamique. L'ensemble des données (historiques et actuelles) a permis de constater que :

- la bathymétrie a diminué de 0,6m environ sur 20 ans (0,03 m/an environ). La forte utilisation des pièges à poissons « Acadjas » et les apports sédimentaires liés à l'hydrodynamique du lac constituent les principales causes de cette tendance au comblement du lac
- l'évolution saisonnière des paramètres physico-chimiques, notamment les concentrations en nutriments et la biomasse algale, montre que le système est eutrophe pour tous les points suivis.
- les teneurs en matière organique biodégradable (DBO) sont assez élevées, de l'ordre de 10 mg/l d'O₂. Des valeurs très élevées sont obtenues en février, période de la décomposition des macrophytes dans le lac
- La dynamique hydrologique liée aux apports d'eau douce et d'eau de mer régule la production des macrophytes du site d'étude. En période d'étiage (saison sèche), les plantes aquatiques (jacinthe d'eau par exemple) qui ont envahi le lac pendant la crue (septembre à novembre), meurent sous l'effet de salinisation des eaux. La décomposition de tous ces végétaux occasionne une importante consommation d'oxygène dissous, et est accompagnée

d'une désoxygénation du milieu, en particulier à l'interface eau/sédiment. Ce phénomène a modifié considérablement la qualité de l'eau du lac pendant la période de suivi de 2006 à 2007.

Les fortes valeurs de chlorophylle *a* qui ont été observées au niveau de la zone centrale du lac sont liées à l'absence dans cette zone de macrophytes contrairement aux zones anthropisées comme Ganvié et Sôtchanhoué. Les paramètres qui influencent les phénomènes d'eutrophisation dans le lac Nokoué sont nombreux :

- **Apports exogène** de nutriments dans le système : par les eaux usées rejetées directement dans le lac, les eaux de lessivage suite aux précipitations sur le bassin versant du fleuve Ouémé et de la Sô, ainsi que sur la zone urbanisée à proximité du lac.
- **Apport endogène de nutriments** : par la décomposition de la biomasse végétale et le relargage des sédiments. Concernant le phosphore dans ces sédiments, la forme labile, et celle liée au fer sont négligeables pour les différents sites étudiés. La forme liée au calcium, celle liée à la matière organique de même que le phosphore lié à l'aluminium présentent des valeurs variables qui sont parfois relativement importantes. Les taux de phosphore total et résiduel sont quatre fois plus importants en Juin comparativement aux autres mois et présentent une stabilité dans le temps avec une légère augmentation de Septembre à Octobre. Le phosphore des sédiments du lac Nokoué est principalement sous forme résiduelle.
- **Salinité du milieu** : elle est contrôlée par les apports d'eau douce du fleuve, les précipitations directes, et les marées via le chenal de Cotonou. Au plan de la dynamique hydrologique, l'évolution des débits journaliers de 2000 à 2005, montre qu'au cours des mois d'août, septembre et octobre, la salinité du lac Nokoué est essentiellement influencée par le fleuve Ouémé et la rivière Sô.
- **Hauteur d'eau dans le système** : En période de crue, l'hydrologie du lac est surtout sous l'influence du fleuve Ouémé alors qu'en saison sèche c'est la mer qui influence la dynamique hydrologique (amplitude de hauteur d'eau de 1m en saison sèche sous l'effet des marées). Toutefois, on note qu'en période d'étiage, la Sô joue, par son débit, un rôle plus important que l'Ouémé et permet ainsi une atténuation de l'influence de la mer.
- **La température**, qui est stable dans le système, n'influence pas significativement l'eutrophisation.
- **L'évapotranspiration**, qui est supérieure à la hauteur des précipitations, peut contribuer significativement à la concentration des nutriments et de la salinité dans le lac. En effet, l'exploitation des données de l'ASECNA a révélé une moyenne interannuelle de l'ETP égale à 1669,7 mm à Cotonou et un taux d'évaporation durant l'année variant entre 4 et 6

mm/jour. Les changements climatiques pourront par conséquent avoir un impact sur l'hydrodynamique du système lacustre.

Une modélisation a pu être envisagée en se basant sur la composante hydrodynamique : modèle EFDC et la composante spécifique à la qualité : modèle WASP. Un modèle de croissance des jacinthes d'eau sur le lac Nokoué a également été établi. L'indice de croissance des jacinthes d'eau spécifique aux nutriments (SIn) montre que ce facteur n'est pratiquement jamais défavorable excepté à la saison des pluies dans la partie Est du lac où la dilution est telle que les apports en phosphore sont insuffisants. A partir d'une salinité de 10‰ soit 2,8g/L, les jacinthes d'eau commencent à mourir et lorsque le taux devient égal à 20‰ soit 5,6 g/L elles disparaissent. Une différence de comportement des jacinthes d'eau est observée sur le lac Nokoué (climat tropical) par rapport aux cas étudiés par Wilson *et al.* (2005) aux USA (zone tempérée). Le seuil de salinité à partir duquel les jacinthes meurent est minoré de 5‰. La mort des plantes intervient un peu plus tôt sur le lac Nokoué mais l'indice de croissance est maximal au niveau de Nokoué où la température est constamment favorable. Le modèle validé dans la phase de calage, a permis d'effectuer des tests de certains scénarios de gestion de la prolifération des macrophytes (jacinthes d'eau). La première série de simulation a pris appui sur les facteurs classiques déterminants de croissance des jacinthes que sont la température, la salinité et les nutriments. L'indice de croissance de la jacinthe d'eau dont la valeur varie entre 0 et 1 a été retenu comme indicateur pour évaluer le poids de chaque facteur supposé isolé. L'effet combiné des trois facteurs a été apprécié à partir de l'indice de croissance intégrée pour traduire la réalité modélisée. Le second axe de simulation visait à mettre en relief le poids des principales sources d'apport de nutriment que sont les villages lacustres, les acadjas, les collecteurs d'eaux usées de Cotonou et les tributaires d'eau douce des bassins versants du lac Nokoué, en vue de proposer des scénarios appropriés de gestion de l'eutrophisation du plan d'eau. Le décalage observé entre les concentrations en nutriments observées et simulées étant assez important, les conclusions relatives aux scénarios testés doivent être considérées avec précaution. Cependant, il semble que les apports nutritifs issus de la rivière Sô (97% N et 89% P) jouent un rôle majeur. Une gestion rationnelle du bassin versant par une réduction des pressions anthropiques au niveau de la Sô, contribuerait donc à infléchir significativement la prolifération des jacinthes d'eau sur l'ensemble du lac.

L'influence des acadjas reste localisée au niveau des zones anthropisées comme Ganvié et Sôtchahoué. Pour ces zones, l'enlèvement des acadjas pourrait présenter un effet significatif sur la prolifération des jacinthes d'eau.

La réduction des apports nutritifs par l'amélioration de l'assainissement des villages lacustres, de Calavi et Cotonou (mise en place de stations d'épuration), ne semble pas prioritaire avec la

modélisation actuelle, cependant l'impact de ces apports est a priori sous-estimé dans la modélisation actuelle.

Finalement, l'outil informatique pourrait permettre d'évaluer l'impact de différents scénarii sur l'eutrophisation du lac Nokoué. La discréditation des apports de nutriments selon les différentes sources est rendue possible grâce à la modélisation informatisée même si les précisions des prédictions demandent un plus grand nombre de stations de suivi (surtout dans la partie Est du lac). Le contrôle de l'eutrophisation du lac Nokoué par un système informatisé, offre une bonne opportunité pour la sensibilisation des gestionnaires de ce lac.

BIBLIOGRAPHIE

A

Ado G., Desayes H. & Mama D. (2000) Etude statistique du rôle du phosphore et de l'azote NTK dans le mécanisme de l'eutrophisation des lacs de la ville de Yamoussoukro en Côte d'Ivoire. *J. Soc. Ouest – Afr. Chim.* 010 155 – 171.

AFNOR (1994) *Qualité des sols*, AFNOR Edition, 250 p.

Aglinglo C. (1998) *Production de poissons dans les acadjas du lac Nokoué et de la lagune de Porto – Novo en République du Bénin. Mémoire de DES. Université de Liège* 58p.

Ambrose R.B., Wool T.A. & Martin J.L. (1993) *The water quality analysis simulation program, WASP5: model documentation Environmental Research Laboratory, Athens, GA, vol. a, pp. 1–281, vol. b, pp. 1–81.*

Ambrose R.B., Wool T.A. & Martin J.L. (1988) *WASP4 A hydrodynamic and water quality model: Model theory, user's manual, and programmer's guide, USEPA, Athens, GA EPA/600/3-87-039.*

Aminot A., Guillaud J.F. & Le Guellec A.M. (1990) *Suivi à long terme des apports de matières organiques et nutritives par les effluents urbains de Morlaix. IFREMER DRO.EL 90-30: 42 p.*

B

Biernaux J. (1978) *Eutrophisation et hypereutrophisation des eaux de surface, Annales de Gembloux. Belgique* 1979, 85, 55-64.

Blumberg A.F. & Mellor G.L. (1987) *A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model. Three-dimensional coastal ocean models, Vol. 4, N. Heap, Ed., American Geophysical Union, , 208 pp.*

BIBLIOGRAPHIE

Bordas F. (1998) *Remobilisation de micropolluants métalliques à partir de sédiments naturellement pollués en présence de complexants organiques synthétiques*, Thèse de doctorat, Université de Poitiers, 170pp

Bowen J. D. & Hieronymus J. W. (2003) *A CE-QUAL-W2 Model of Neuse Estuary for Total Maximum Daily Load Development*. *ASCE Journal of Water Resources Planning and Management*. 129, 283-294.

Brown, L. C., Barnwell, T. O. (1987) *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: user's manual*. Athens GA: EPA/600/3-87/007. United States Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory.

C

Canu D.M., Solidoro C. & Umgiesser G. (2003) *Modelling the responses of the Lagoon of Venice ecosystem to variations in physical forcings* *Ecological Modelling*, Volume 170, Issues 2-3, 15 December 2003, 265-289.

Center T.D., Hill M. P., Cordi H. & Julien M.H. (2002) *Water hyacinth in biological control of invasive plants in the Ester United States*. p 41 – 64 *USDA Forest Service, Morgantown, wv (US)*.

Cerco C.F. & Cole T. (1995) *User's guide to the CE-QUAL-ICM three dimensional eutrophication model, release 1.0*. Technical report EL-95, US Army Corps of Engineers.

Chadwick M. J. & Obeid M. (1966) *A comparative study of the growth of Eicchornia crassipes and Pistia stratiotes in water culture*. *Journal of Ecology*, 54, 563-575.

Chapman R.S., Johnson B.H. & Vemulakona, R.S. (1996) *User's guide for the sigma stretched version of CH3D-WES*. Technical Report HL-96-21. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station.

Chau K.W. & Jiang Y.W. (2001) *3D numerical model for Pear River estuary*. *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE 127, 72-82.

Coetzee J.A. & Hill M.P. (2008) *Biological control of water hyacinth – The South African experience*. *EPPO Bulletin*, 38, 458–463.

BIBLIOGRAPHIE

Colleuil B., Jouanneau J. H. & Texier II. (1984) *Environnement lagunaire sudbéninois: Minéralogie des argiles et géochimie des sédiments du Lac Nokoué, Bénin (Afrique de l'ouest)*. Rev. Sci. de l'Eau.

Colombani J., Sircoulon J., Moniod F. & Rodier J. (1972)
Monographie du Delta de l'Ouémé (Tome 1). Rapport ORSTOM, Hydrologie, 200 p.

Cózar A., Bergamino N., Mazzuoli S., Azza N., Bracchini L. & Dattilo A.M. (2007)
Relationships between wetland ecotones and inshore water quality in the Ugandan coast of Lake Victoria, *Wetlands Ecol Manage* 15 (6) pp. 499–507.

Cubillo F., Rodriguez B. & Barnwell T.O. (1992) *A system for control of river water quality for the community of Madrid using QUAL2E*. *Wat. Sci. Tech* 26, 1867-1873.

D

De Casabianca M. & Laugier T. (1995) *Eicchornia crassipes production on petroliferous wastewaters: effects of salinity*. *Bioresource Technology* 54, 39-43.

DGFRN(1997) *Direction Générale de la forêt et des ressources naturelles & GIEC (Groupe Inter gouvernemental d'Expert sur l'évolution du climat)*.

Di Toro D.M., Fitzpatrick J.J. & Thomann R.V. (1983) *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) and Model Verification Program (MVP) Documentation*. Hydroscience, Inc. Westwood, NY. USEPA Contract No. 68-01- 872.

E

Edmondson W.T. (1970) *Phosphorus, nitrogen and algae in Lake Washington after diversion of sewage*. *Science* 169:690-69 1.

F

Feuchtmayr H., Moran R. Hatton K., Connor L., Heyes T. Moss B. Harvay I., & Atkinson D. (2009) *Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms*. *Journal of Applied Ecology*, 46, 713–723.

BIBLIOGRAPHIE

G

Gächter R. & Meyer J. S. (1993) *The role of microorganisms in mobilization and fixation of P in sediments, Hydrobiologia, 253, 103-121.*

Gwenael C., Rousseau A. & Rivard C. (2009). *Effet des changements climatiques sur la recharge des bassins versants de l'Est du Canada. Rapport de recherche n° 1049 INRS- ETE Québec (QC), G 1K9A9.*

H

Hadj Amor R., Quaranta G., Gueddari F., Million D. & Clauer N. (2008) *The life cycle impact assessment applied to a coastal lagoon: the case of the Slimane lagoon (Tunisia) by the study of seasonal variations of aquatic eutrophication potential. Environmental Geology 54, 1103 – 1110.*

Hamrick J.M. (1992) *A three-dimensional environmental fluid dynamics computer code: theoretical and computational aspects. The College of William and Mary, Virginia Institute of Marine Science, Special Report 317, 63 pp.*

Hieltjes A. H. M & Lijklema L. (1980) *Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. J. Environ. Qual., 9 (3), 405 – 407.*

Hill P.M. & Coetzee J.A. (2008) *Integrated control of water hyacinth in Africa. EPPO Bulletin 38, 452 – 457.*

J

Jackson J.F.C., Nevissi A.E. & Dervalle F.B. (1984) *Soil Chemistry Analysis, Prentice Hall inc. Engle Works Cliffs, New Jersey, 498 p.*

Jolánkai, G. (1979) *Water quality modelling. In Vizminőség szabályozás a Környezetvédelemben, edited by P. Benedek and P. Litheraty. Budapest, Műszaki Könyvkiadó. (in Hungarian)*

Jolánkai, G. (1992) *Hydrological, chemical and biological processes of contaminant transformation and transport in river and lake systems. IHP-4, UNESCO, Paris.*

BIBLIOGRAPHIE

Jones R. W. (2001) *Integrated control of water hyacinth on the Nselemi/Maposa River and lake Nsezi, Kwa Zulu – Natal, South Africa in proceeding of the 2nd Meeting of Global Working Group for the biological and Integrated control of water hyacinth.*

Julien M.H., Griffiths M.W & Wright A.D. (1999) *Biological control of water hyacinth. The wieevils *Neochetina bruchi* and *N. Eichhorniae*biologies, host ranges and rearing, rleasing and monitoring techniques, for biological control of *Echhornia crassipes*. AICIAR Monograph n° 60*

L

Laleye P. (2000) *Acadja fisheries enhancement systems in Benin: their productivity and environmental impacts, p. 51-52. In E.K. Abban, C.M.V: Casal, T.M. Falk and R.S.V: Pullin (eds.) Biodiversity and sustainable use of fish in the coastal zone. ICLARM Coni Proc. 63, 71p.*

Larmie S.A.J.M., & Vanouplines P. (1989) *Application of QUAL2E and QUAL2e-UNCAS models the Densu River in Ghana. Adv. Poll. Control 5, 133-146.*

Little K.W. & Williams R.E. (1992) *Least-squares calibration of QUAL2E. Wat. Environ. Res. 64(2), 179-185.*

M

Maliki R. (1993) *Etude hydrogéologique du littoral béninois dans la région de Cotonou (A.O.) Thèse de Doctorat du 3^{ème} cycle. Version provisoire. UCAD ; Dakar, Sénégal. 162 p.*

Matejka G., Feuillade G., Heulot I., Lemehaute P. & Mazet M. (1992) *Les échanges de phosphore à l'interface eau-sédiments. Etudes et mémoires. Tribune de l'eau, 556, 19-25.*

Mellor G. L. & Yamada T. (1982) *Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems. Rev. Geophys. Space Phys., 20, 851-875.*

Moss B., Backer T., Stephen D., Williams A., Balayla D., Beklioglu M. & Carvalho L. (2005) *Consequences of reduced nutrient loading on a lake system in a lowland catchment: Deviations from the norm? Freshwater biology, 50, 1687 – 1705.*

BIBLIOGRAPHIE

Moss B. (2007) *The art and science of lake restoration; Hydrobiologia 58, 15 – 2.*

N

Negusse S.M. (2009) *Water hyacinth growth suitability modeling for lake Nokoué, Bénin, Thesis, University of North Carolina at Charlotte, Master of Science in Civil Engineering, 193p.*

Nikolaidis N.P., Karageorgis A.P., Kapsimalis V., Drakopoulou P., Skoulikidis N., Behrendt H. & Levkov Z. (2009) *Management of nutrient emissions of Axios River catchment: Their effect in the coastal zone of Thermaikos Gulf, Greece. Ecological Modelling, Volume 220, Issue 3, 383-396*

O

OCDE (OECD) (1982) *Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte, Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris, 164 pp.*

Oey L.Y., Mellor G.L. & Hires R.I. (1985) *A three dimensional simulation of the Hudson-Raritan estuary: Part I. Description of the model and model simulations. J. Phys Oceanogr 15, 1676-1692.*

Ogutu –Ohwayo R., Hecky R.E., Cohen S.A. & Kauf L. (1997) *Human Impacts on the African Great Lakes. Environmental Biology of Fishes 50, 117–137.*

Oyéde L.M. (1991) *Dynamique sédimentaire et message enregistré dans les séquences quaternaires et néocènes du domaine margini – littoral du Bénin (Afrique de l'Ouest). Thèse de doctorat Bourgogne. 302p.*

P

Parinet B., Lhote A. & Legube B. (2004) *Principal Component Analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management – Application to A tropical lake system. Ecological Modelling 178, 295 – 311.*

Planton S., Dégué M., Douville H. & Spagnoli B. (2005). *Impact du réchauffement climatique sur le cycle hydrologique. C.R. Géoscience, 337 ; p 193 - 202*

BIBLIOGRAPHIE

Pourriot R. & Meybeck M. (1995) *Limnologie générale*, Masson Edition, 956p.

Psenner R. (1984) *Phosphorus release patterns from sediments of meromictic mesotrophic lake (Piburger See, Austria)*. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22, 219 – 228.

R

Ramade F. (1981) *Eléments d'écologie : écologie appliquée*. 4ème édition, Paris, Ed. Mc Graw Hill, 578 p.

Rauret G., Rubio R., Lopez-Sanchez T. F. & Casassas E. (1988) *Determination and speciation of copper and lead in sediments of mediterranean river (River Tenes, Catalonia, Spain)*, *Water Research*, 22, 449–455.

Rydin E. & Welch E. (1998) *Aluminum dose required to inactivate phosphate in lake sediments*. *Water Research* 32, 2969-2976.

Ryding S.O. & Rast W. (1994) *Contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs*. *Collection des Sciences de l'Environnement n°9*. Masson éditeur. Paris. 294 p.

S

Schindler D.W. (1971) *Régimes de luminosité, de température et d'oxygène d'une sélection de lacs de la Région des lacs expérimentaux (RLE), nord-ouest de l'Ontario*. *Centre de documentation Can. J. Fish.* 28: 157-170.

Sheng Y.P. & Lick W.J. (1979) *The transport and resuspension of sediments in a shallow lake*. *Journal of Geophysical Research* 84:C4, 1809-1830.

Smith V.H., Tilman G.D. & Nekola J.C. (1999) *Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems*. *Environ. Poll.* 100: 179-196.

T

Texier H., Colleuil B., Profizi J.P. & Dossou C. (1980) *Le lac Nokoué, environnement du domaine marginolittoral sudbeninois: Bathymétrie, lithofaciès, salinité, mollusques et peuplements végétaux*. *Bull. Inst. Géol. Bassin Aquit., Bordeaux*. 28, 115-142.

BIBLIOGRAPHIE

Thornton J. A. & Nduku W. K. (1982) *Water chemistry and nutrient budgets. In Thornton, J. A., lake Mcllwaine, the eutrophication and recovery of a tropical African Man – Made lake. Monogr. Biol., volume 49, p43-59.*

Tymen R. (1997) *Traitement curatifs de l'eutrophisation sur quelques retenues du bassin Loire Bretagne, Rapport de synthèse, Agence de l'eau Loire Bretagne, Université Louis Pasteur de Strasbourg (Institut de Géologie) 56 p.*

V

Van Hullebusch E. (2002) *Contribution à l'étude du devenir de la mobilité et de l'impact de métaux utilisés pour le traitement de plans d'eau eutrophes: cas de l'aluminium et du cuivre. Thèse de doctorat - Université de Limoges.*

Vitousek P.M., Gosz J.R., Grier C.C., Melillo J.M., Reiners W.A. & Todd R.L. (1979) *Nitrate Losses from Disturbed Ecosystems, Science, 204, 469–474.*

W

Wang D.P. (1979) *Wind-Driven Circulation in the Chesapeake Bay, Winter, 1975. , 9, 564–572.*

Welcomme R. (1972) *An evaluation of the acadja method of fishing as practiced in the costal lagoons of Dahomey (West Africa) J. Fish. Biol. 4, 39–5.*

Welcomme R. (1971) *Evolution de la pêche intérieure, son état actuel et ses potentialités. FAO, Rome. 97p.*

Wilson J. R., Rees M., Thomas M. & Hill G. (2001) *Water hyacinth population dynamics. ACIAR Proceedings 102, (pp. 96-104).*

Wilson J.R., Holst N. & Rees M. (2005) *Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. Aquatic Botany 81, 51-67.*

BIBLIOGRAPHIE

Wool T. A., Ambrose R. B., Martin J. L. & Comer E. A. (2001) Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) Version 6.0. Atlanta: United States Environmental Protection Agency, Region 4. Atlanta, Georgia, USA. 267p.

Sites web

. Rates, Constants, and Kinetics

- <http://www.epa.gov/ORD/WebPubs/surfaceH2O/surface.html>

Steve Chapra

- [Surface Water Quality Modeling](#)

James Martin

- [Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modeling](#)

Thomann and Mueller

- [Principles of Surface Water: Quality Modeling and Control](#)

ANNEXES

Résultats des scénarios de réduction des apports et indices de croissance basés sur les nutriments et intégré

	Période de croissance* Moyenne de SI _n	Période de croissance Moyenne de SI _i	Moyenne en 2007 de SI _n	Moyenne en 2007 de SI _i
S1 (Zone de Ganvié)				
Situation de base	0,83	0,67	0,85	0,21
Suppression de l'apport des Acadjas	0,83	0,67	0,85	0,21
Suppression des apports de Ganvié	0,82	0,67	0,84	0,21
Suppression des apports de Calavi	0,83	0,67	0,85	0,21
Suppression des apports de Cotonou	0,83	0,67	0,85	0,21
Suppression des apports de la Sô	0,80	0,64	0,59	0,19
33% de réduction des apports de l'Ouémé	0,78	0,63	0,84	0,20
66% Réduction des apports de l'Ouemé	0,70	0,56	0,81	0,18
Sc_2 (Zone du chenal de Cotonou)				
Situation de base	0,83	0,24	0,73	0,06
Suppression de l'apport des Acadjas	0,83	0,24	0,73	0,06
Suppression des apports de Ganvié	0,83	0,24	0,72	0,06
Suppression des apports de Calavi	0,83	0,25	0,73	0,06
Suppression des apports de Cotonou	0,83	0,24	0,73	0,06
Suppression des apports de la Sô	0,82	0,24	0,54	0,06
33% de réduction des apports de l'Ouémé	0,79	0,23	0,71	0,06
66% de réduction des apports de l'Ouémé	0,70	0,20	0,67	0,05
Sc_3 (Sud -Est du lac Nokoué)				
Situation de base	0,86	0,62	0,75	0,18
Suppression de l'apport des Acadjas	0,86	0,62	0,75	0,18
Suppression des apports de Ganvié	0,86	0,62	0,75	0,18
Suppression des apports de Calavi	0,86	0,62	0,75	0,18
Suppression des apports de Cotonou	0,86	0,62	0,75	0,18
Suppression des apports de la Sô	0,86	0,62	0,57	0,18
33% de réduction des apports de l'Ouemé	0,81	0,58	0,72	0,17
66% de réduction des apports de l'Ouemé	0,70	0,50	0,66	0,14
Sc_4 (Zone Nord du lac Nokoué)				

	SIn moyen (croissance)	Sli moy (croissance)	SIn moyen en 2007	Sli moyen en 2007
Situation de base	0,84	0,65	0,80	0,20
Suppression de l'apport des Acadjas	0,84	0,65	0,80	0,20
Suppression des apports de Ganvié	0,79	0,61	0,74	0,19
Suppression des apport de Calavi	0,84	0,65	0,80	0,20
Suppression des apports de Cotonou	0,84	0,65	0,80	0,20
Suppression des apports de la So	0,83	0,65	0,48	0,19
33% de réduction des apports de l'Ouémé	0,79	0,61	0,77	0,18
66% de réduction des apports de l'Ouémé	0,68	0,52	0,73	0,16
Période de croissance* = 01/08/2007 – 31/10/2007				

Calcul des charges des émissaires d'eau usée

Calavi							
• Calavi 1	Population riveraine en ménages	masse de DBO/1 ménage (en g)	Masse de DBO/j (en kg)	masse de N/1 ménage (en g)	Masse de N/j (en kg)	masse de P/1 ménage (en g)	Masse de P/j (en kg)
Moyen	20000	60	1200	14	280	3	60
Min	18000	60	1080	14	252	3	54
Max	22000	60	1320	14	308	3	66
	écart 10%						
• Calavi 2	Equivalent habitant	masse de DBO/1 EH (en g)	Masse de DBO/j (en kg)	masse de N/1 EH (en g)	Masse de N/j (en kg)	masse de P/1 EH (en g)	Masse de P/j (en kg)
Moyen	20000	60	1200	14	280	3	60
Min	18000	60	1080	14	252	3	54
Max	22000	60	1320	14	308	3	66
	écart 10%						

Base de calcul des charges des collecteurs d'eau pluviale

	Nombre de collecteurs: 6	6	Seulement 4 ont été pris en compte car les 2 autres concernent le chenal			
Collecteurs Cotonou	Soit		28767,12329	m3/j		
	180		jours de pluie/an	soit	58333,33333	m3/j de pluie
10,5 millions de m3/an						
Si l'on considère que le calcul se fait avec ce débit en période de pluie multiplié par les concentrations moyennes mesurées en période de pluie.						

Calcul des charges des collecteurs d'eau de pluie

	Débit estimé (m ³ /j)	Con. Moy. . Nutr (mesurée)	Masse de DBO/j (en kg)	concentration (mesurée) (en g/m ³)	Masse de N/j (en kg)	concentration de P (en g/m ³)	Masse de P/j (en kg)
Cotonou 1: (3,11)							
Moyen	6000	30	180	11	66	1	6
Min	5000	25	135	10	50	0,5	2,5
Max	7000	35	245	12	84	1,5	10,5
Cotonou 2: (4,11)							
Moyen	6000	30	180	11	66	1	6
Min	5000	25	135	10	50	0,5	2,5
Max	7000	35	245	12	84	1,5	10,5
Cotonou 3: (5,11)							
Moyen	6000	30	180	11	66	1	6
Min	5000	25	135	10	50	0,5	2,5
Max	7000	35	245	12	84	1,5	10,5
Cotonou 4: (7,11)							
Moyen	6000	30	180	11	66	1	6
Min	5000	25	135	10	50	0,5	2,5
Max	7000	35	245	12	84	1,5	10,5

Calcul des charges des tributaires d'eau douce

Fleuve Ouémé							
Le calcul est fait à partir des concentrations mesurées et des débits estimés							
	Débit estimé (m3/s)	Con. Moy. . Nutr (mesurée (g/m3))	Masse de DBO/j (en kg)	concentration (mesurée) (en g/m3)	Masse de N/j (en kg)	concentration de P (en g/m3)	Masse de P/j (en kg)
• Tochè: (10,13)							
Moyen	7	10	6048	11	66	1	0,007
Min	1,2	8	830	10	50	0,5	2,5
Max	10	15	12960	12	0,12	1,5	0,015
Rivière Sô							
• Sô 1 (Ganvié)							
Ganvié (4,15)	Débit estimé (m3/j)	Con. Moy. . Nutr (mesurée)	Masse de DBO/j (en kg)	concentration (mesurée) (en g/m3)	Masse de N/j (en kg)	concentration de P (en g/m3)	Masse de P/j (en kg)
Moyen	30	20	51840	8		0,3	
Min	16	10	13824	7		0,2	
Max	36	30	93312	9		0,4	
• Sô (Sôtchanhoué)							
Sôtchanhoué: (5,15)	Débit estimé (m3/j)	Con. Moy. . Nutr (mesurée)	Masse de DBO/j (en kg)	concentration (mesurée) (en g/m3)	Masse de N/j (en kg)	concentration de P (en g/m3)	Masse de P/j (en kg)
Moyen	10	20	17280	11	66	1	0,01
Min	8	10	6912	10	50	0,5	2,5
Max	16	30	41472				

Calcul des charges des villages lacustres

Sotchanhoué	Population riveraine en ménages	masse de DBO/1 ménage (en g)	Masse de DBO/j (en kg)	masse de N/1 ménage (en g)	Masse de N/j (en kg)	masse de P/1 ménage (en g)	Masse de P/j (en kg)
Moyen	20000	60	1200	14	280	3	60
Min	18000	60	1080	14	252	3	54
Max	22000	60	1320	14	308	3	66
Ganvié	Equivalent habitant	masse de DBO/1 EH (en g)	Masse de DBO/j (en kg)	masse de N/1 EH (en g)	Masse de N/j (en kg)	masse de P/1 EH (en g)	Masse de P/j (en kg)
Moyen	50000	60	3000	14	700	3	150
Min	45000	60	2700	14	630	3	135
Max	55000	60	3300	14	770	3	165

Résumé

Cette thèse porte sur la méthodologie et les résultats du diagnostic de l'eutrophisation du lac Nokoué au Bénin, en Afrique de l'Ouest. Elle a traité principalement de la question de la prolifération des jacinthes d'eau.

La problématique de la jacinthe d'eau, conséquence de l'eutrophisation et la nécessité d'une approche systémique faisant recours à la modélisation informatisée ont été relevées.

Les paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau et des sédiments ont été suivis pendant deux ans (2006 et 2007). Les résultats ont confirmé l'état eutrophe du lac Nokoué et ont mis en évidence la variabilité saisonnière de la qualité des eaux. La production des jacinthes d'eau est régulée par la salinité avec un seuil limite de croissance moins élevé qu'en zone tempérée (10‰ pour le Nokoué contre 15‰ en zone tempérée).

Les résultats du modèle montrent que les apports nutritifs proviennent essentiellement de la rivière Sô (97% N et 89% P). La salinité a un effet dominant sur l'indice intégré de croissance des jacinthes d'eau (SII) dans toutes les stations suivies.

Mots clef : lac Nokoué ; jacinthe d'eau ; indice intégré de croissance ; macrophytes, eutrophisation ; modélisation informatisée.

Abstract

This thesis focuses on the methodology and results of the diagnosis of eutrophication of Nokoué lake in Benin (West Africa). It dealt mainly with the question of water hyacinth infest. The problem of water hyacinth, a consequence of eutrophication and the need for a systemic approach by computer modeling have been reported.

The chemical quality of water and sediment were monitored for two years (2006 and 2007). The results confirmed eutrophic status of Nokoué lake and showed the water quality changes with seasons. The production of water hyacinth is regulated by salinity with a threshold of growth lower than in temperate zone (10 ‰ for Nokoué against 15 ‰ in temperate zone).

The model results show that nutrient inputs are mainly from the Sô River (97% N 89% P). Salinity has a dominant effect on the integrated index of water hyacinth growth (SII) in all followed stations.

Keywords: Nokoué lake; water hyacinth; probability index of growth, macrophytes, eutrophication, computer modeling.