

**INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE
PARIS-GRIGNON**

THESE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE PARIS-GRIGNON

présentée et soutenue publiquement

par

LACLAU Jean-Paul

le 20 décembre 2001

**DYNAMIQUE DU FONCTIONNEMENT MINERAL D'UNE
PLANTATION D'EUCALYPTUS.**

**Effets du reboisement sur un sol de savane du littoral congolais ;
conséquences pour la gestion des plantations industrielles.**

JURY

B. NEY	Professeur INA P-G	Président
L. ABBADIE	Directeur de recherches CNRS	Rapporteur
J.-P. BOUILLET	Chercheur CIRAD Forêt	Examineur
B. FERRY	Maître de conférence ENGREF	Examineur
J.L.M. GONÇALVES	Professeur Université de São Paulo	Rapporteur
J. RANGER	Directeur de recherches INRA	Directeur de thèse

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier Jacques Ranger qui m'a apporté un appui constant tout au long de cette thèse et qui a toujours répondu avec beaucoup de disponibilité à toutes de mes demandes, pas toujours très simples à résoudre en raison de l'éloignement. Il a fortement contribué à orienter le travail mené sur les cycles biogéochimiques dans les plantations d'eucalyptus congolaises. Je le remercie chaleureusement ainsi que toute la famille Ranger pour tous les accueils amicaux qu'ils m'ont réservé.

Merci aussi à Jean-Pierre Bouillet, Directeur de l'UR2PI pendant cette période, qui a été à l'origine des études menées au Congo concernant la durabilité des plantations d'eucalyptus. Il a fortement aidé à la réalisation de ce travail, tant par les discussions sur les aspects scientifiques, que par la recherche des financements indispensables.

Au Congo, je tiens bien évidemment à remercier très sincèrement tous les collègues de l'UR2PI qui m'ont aidé au quotidien pendant ces quatre années, en particulier les amis du programme 'sylviculture et environnement' : Jean de Dieu Nzila responsable de la pédologie et Rosalie Safou-Matondo chargée de la sylviculture. Vous avez toujours été extrêmement disponibles et arrangeants, pour m'aider dans mes activités mais aussi pour régler les perpétuels problèmes de voitures... Je n'oublierai pas non plus les collègues de l'amélioration génétique, du service commun et de la technologie des bois : Raphaël Gouma, Aubin Rachel Saya, Nicodème Kimbouma, Nina Ognouabi et Adrien Kongo. Je souhaite aussi remercier tous les membres du conseil scientifique et du bureau de l'UR2PI, pour l'appui qu'ils ont toujours apporté aux travaux concernant la durabilité des plantations d'eucalyptus.

Un grand merci à Jean-Claude Mazoumbou qui a réalisé une part importante du travail de suivi du site de Kondi et qui a toujours montré beaucoup de sérieux et de disponibilité. Il est pour beaucoup dans la fiabilité des résultats obtenus et j'ai réellement apprécié de travailler avec lui. Je voudrais aussi remercier tous les techniciens de l'UR2PI et en particulier Michel Zanga, Antoine Kinana, Séraphin Dzomambou pour leur soutien efficace, dans la bonne humeur permanente. Merci aux stagiaires de l'IDR qui ont aidé significativement sur certains points de ce travail, en particulier Gaston Mialoundama, Willy Sama-Poumba et Francine Mabounou que j'ai suivis plus particulièrement. Ces remerciements ne seraient pas complets si Jules Nkounkou, notre gardien émérite du site de Kondi n'était pas remercié pour sa bonne humeur, son sérieux (en général !) et sa bonne volonté. Tous les gardiens des villages de Kondi et de Yokangasi qui se sont succédés sur le site sont sincèrement remerciés.

Je souhaite également remercier Philippe Deleporte et Guy Kazotti qui ont poursuivi les travaux sur le site de Kondi à partir de 2001 et m'ont permis de rédiger cette thèse dans de très bonnes conditions. Bon courage pour la suite...

Merci aussi au personnel du laboratoire de l'IRD à Pointe-Noire qui a été très impliqué dans cette étude. Que Laurent Veysseyre, le responsable du laboratoire, Guy Pemo, Séraphin Sita, Pierre Mabilia, soient sincèrement remerciés pour les efforts qu'ils ont consenti afin d'effectuer nos analyses dans des conditions matérielles parfois difficiles.

Enfin je voudrais exprimer toute mon amitié aux collègues d'ECO s.a. Je ne peux pas tous les citer ici mais que Paul Bertaux, Maurice Goma, et bien sûr tous les anciens du temps du service 'Aménagement' de l'UAIC soient remerciés pour leur aide : Marie Madeleine Tambaud, Henriette Nsiemo, Dieudonné Mankedi, Alphonse Ollessongo, Moupfouma-Miete et tous les mesurateurs. Je garderai toujours un excellent souvenir de la période passée avec vous et j'espère très sincèrement que l'évolution d'ECO s.a. vous permettra de travailler dans de bonnes conditions à l'avenir.

Au CIRAD, je tiens à remercier ceux qui m'ont donné l'opportunité de réaliser un DEA puis une thèse après mon expérience de gestionnaire forestier : Jean-Marc Dubois, Jean-Claude Bergonzini et Philippe Vigneron à l'origine, puis Jacques Valeix et Bernard Mallet. Le laboratoire du CIRAD-Amis a effectué dans d'excellentes conditions toutes nos analyses de solutions et de sols ainsi qu'une partie des analyses de végétaux. Que Marc Szwarc, Gisèle Herat-Llimous ainsi que toute leur équipe soit sincèrement remerciés pour leur disponibilité. Je remercie aussi tous les amis qui m'ont aidé à un moment ou à un autre : Yann Nouvellon, Laurent Saint-André, Jean-Marc Bouvet, Dominique Louppe et tous les autres.

A l'INRA, j'ai été chaleureusement accueilli par toute l'unité 'cycles biogéochimiques'. Que la famille Gelhaye soit en particulier remerciée : Dodo pour la superbe installation du dispositif de Kondi et Louissette pour ces 3 années de dosage du carbone dans nos eaux congolaises. Merci aussi à Benoît Pollier pour le dosage des sulfates et à tous ceux qui m'ont aidé : Pascal Bonnaud, Séverine Bienaime, ... Je n'oublierai pas Marie-Pierre Turpault pour le lourd travail de minéralogie effectué avec Jean de Dieu Nzila sur les sols congolais, ainsi que Frédéric Gérard et Etienne Dambrine pour leur appui. J'ai aussi beaucoup sollicité Nathalie Schvester et Dominique Ranger pour chercher des références bibliographiques et me les envoyer au Congo, un grand merci à toutes les deux.

Enfin je remercie Patricia, Pierrot et Julie qui m'ont formidablement accompagné tout au long de ce travail. Leur soutien a rendu cette période particulièrement intéressante et la réalisation de ce travail leur doit beaucoup.

A tous merci, 'Entouka' !

RESUME

Cette étude avait pour objectifs principaux d'étudier le fonctionnement minéral d'une plantation d'eucalyptus et d'évaluer les effets du reboisement sur un sol de savane du littoral congolais. Une amélioration des systèmes de culture était également recherchée, afin d'assurer une production soutenue et durable de bois d'eucalyptus dans ces sols.

Les cycles biogéochimiques ont été étudiés dans une plantation clonale d'eucalyptus âgée de 6 à 9 ans (fin de la rotation) et dans une savane représentative de l'écosystème originel. Les stocks d'éléments biodisponibles dans les sols des 2 écosystèmes ont été quantifiés et les principaux flux d'éléments minéraux sous forme dissoute ont été mesurés pendant 3 années : apports atmosphériques, pluviolessivats, écoulements de troncs, ruissellements superficiels, transferts sous la litière et à la base des différents horizons pédologiques (jusqu'à 6 m de profondeur). Lors du brûlis de la savane, les restitutions au sol sous forme de cendres ainsi que les transferts dans l'atmosphère ont été quantifiés. La localisation spatiale des racines a également été étudiée dans la plantation ainsi que la dynamique d'incorporation des éléments dans la savane entre 2 brûlis annuels. L'étude de chronoséquences de peuplements couvrant l'ensemble de la rotation de futaie a permis d'aborder les dynamiques (i) d'incorporation d'éléments minéraux dans la biomasse, (ii) de retours au sol avec les litières, ainsi que (iii) de transferts internes dans les arbres.

Les résultats montrent que les cycles biogéochimiques dans l'écosystème de savane ont été profondément modifiés par la plantation d'eucalyptus. Le cycle de l'azote a été le plus affecté en raison de l'arrêt des brûlis et de la fixation symbiotique, qui représentent des flux importants en savane. Ce clone d'eucalyptus s'est révélé très bien adapté malgré la pauvreté des sols, en raison en particulier d'un recyclage intense d'éléments nutritifs. Les transferts internes de N, P, K dans la biomasse et les restitutions importantes de N, Ca et Mg avec les litières permettent de limiter la dépendance des arbres vis à vis des réserves du sol en fin de rotation. Les bilans entrées-sorties indiquent néanmoins que les fortes productions de biomasse des eucalyptus ont lieu aux dépens du capital d'azote hérité de la savane et qu'une augmentation importante des apports par fertilisation sera indispensable pour maintenir la production. Des recommandations sylvicoles ont été proposées afin de limiter au maximum les exportations minérales et orienter les futures expérimentations.

MOTS CLEFS : *Eucalyptus*, savane, Afrique, cycles biogéochimiques, éléments nutritifs, nutrition, solutions, bilans, sols tropicaux, forêt, plantation.

ABSTRACT

The objectives of this study were to assess the effects of eucalypt plantations on the chemical properties of the soil of Congolese savannas, in order to achieve a sustainable production through relevant silvicultural practices.

The biogeochemical cycles of nutrients were studied in a planted crop of eucalypt aged between 6 and 9 years (end of stand rotation) and in the native savanna ecosystem. The amounts of available nutrients were quantified in the soils of both ecosystems and the main fluxes of nutrients dissolved in solutions were measured over three years: atmospheric inputs, throughfall, stemflow, runoff, transfers beneath the litter layer and at the bottom of the pedological horizons (down to a depth of 6 m). During the annual burning of the savanna, the amounts of nutrients in ashes as well as transfers to the atmosphere were quantified. The spatial localization of roots in the eucalypt stand and the dynamics of nutrient accumulation in the savanna between two annual burnings were also studied. The dynamics of (i) nutrient accumulation in the trees, (ii) returns to the soil with litter fall, and (iii) internal translocations within the trees, were assessed using a chronosequence approach. Stands of the same clone representing the whole planted crop rotation were sampled.

The main results showed that the biogeochemical cycles in the original savanna ecosystem were deeply modified by afforestation. Weeding of nitrogen-fixing legumes and fire prevention led in particular to a substantial modification of the N cycle. Intense nutrient recycling in the eucalypt ecosystem contributed to the adaptation of this exotic species, despite the chemical poorness of the soils. Within-tree translocations of N, P, K and large returns to soil of N, Ca and Mg with litter fall progressively reduced the dependence of trees on the soil nutrient stocks. Input-output budgets showed that the high eucalypt biomass productions occurred at the expense of the nitrogen capital in the soil inherited from the savanna. Silvicultural practices were proposed to limit as much as possible nutrient removals and new fertilization experiments were planned on the basis of these results.

KEY WORDS

Eucalyptus, savanna, Africa, biogeochemical cycles, nutrients, nutrition, solution, budgets, tropical soils, forest, plantation.

TABLE DES MATIERES

1. INTRODUCTION	1
1.1 LES EUCALYPTUS	1
1.2 LA GESTION DURABLE DES FORÊTS	4
1.3 L'ÉVOLUTION DE LA FERTILITÉ MINÉRALE DES SOLS FORESTIERS	5
1.3.1 <u>Le cycle biogéochimique et son rôle</u>	6
1.3.2 <u>Le modèle conceptuel à compartiments et à flux</u>	7
1.3.3 <u>Intérêt et limites des méthodes d'étude de l'évolution de la fertilité minérale des sols forestiers</u>	9
1.4 LA DURABILITÉ DES PLANTATIONS D'EUCALYPTUS DE POINTE-NOIRE (CONGO)	12
1.5 LES OBJECTIFS DE L'ÉTUDE	14
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	16
2.1 PRÉSENTATION DU SITE	16
2.1.1 <u>Localisation</u>	16
2.1.2 <u>Climat</u>	16
2.1.3 <u>Géologie</u>	16
2.1.4 <u>Sols</u>	17
2.1.5 <u>Végétation</u>	18
2.2 DISPOSITIFS EXPERIMENTAUX ET MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE	18
2.2.1 <u>Stocks dans les différents compartiments de l'écosystème</u>	18
2.2.1.1 Les sols	19
2.2.1.2 La végétation	20
2.2.2 <u>Principaux flux d'éléments minéraux dans l'écosystème</u>	22
2.2.2.1 Flux internes dans la biomasse des peuplements	22
2.2.2.2 Restitutions solides au sol	26
2.2.2.3 Décomposition de la litière au sol	27
2.2.2.4 Flux d'éléments minéraux en solution	28
2.2.2.5 Flux d'éléments issus de l'altération des minéraux du sol	30
2.2.2.6 Brûlis de la savane	30
2.2.3 <u>Bilans hydriques et minéraux</u>	31
2.2.3.1 Méthode du bilan hydrique	32
2.2.3.2 Méthode du bilan entrées-sorties	33

2.3	PROCÉDURES ANALYTIQUES ET CONTRÔLE QUALITÉ	35
2.3.1	<u>Analyses de sols</u>	35
2.3.2	<u>Analyses de solutions</u>	35
2.3.3	<u>Analyses végétales</u>	36
2.3.4	<u>Contrôle qualité</u>	36
2.4	TRAITEMENTS STATISTIQUES	39
3.	RESULTATS ET DISCUSSION	40
3.1	STOCKS INITIAUX DANS LES COMPARTIMENTS DE CHAQUE ECOSYSTÈME	40
3.1.1	<u>Les sols</u>	40
3.1.1.1	Origine du matériau	40
3.1.1.2	Caractéristiques physiques des sols de Kondi	41
3.1.1.3	Caractéristiques chimiques	42
3.1.1.4	Autres caractéristiques des sols	43
3.1.1.5	Variabilité spatiale	43
3.1.1.6	Stocks d'éléments minéraux dans les sols	44
3.1.2	<u>Formations végétales</u>	45
3.1.3	<u>Conclusion partielle concernant les stocks</u>	47
3.2	LES CYCLES BIOLOGIQUE ET BIOCHIMIQUE	50
3.2.1	<u>Accroissement en biomasse des peuplements</u>	50
3.2.1.1	Plantation d'eucalyptus	50
3.2.1.2	Savane	51
3.2.2	<u>Dynamique d'incorporation des éléments minéraux</u>	52
3.2.2.1	Plantations d'eucalyptus	52
3.2.2.2	Savane	54
3.2.3	<u>Restitutions solides au sol</u>	55
3.2.3.1	Production de litière	55
3.2.3.2	Apports au sol d'éléments minéraux	58
3.2.4	<u>Echanges foliaires</u>	59
3.2.5	<u>Besoins minéraux annuels totaux</u>	60
3.2.5.1	Plantations d'eucalyptus	60
3.2.5.2	Savane	62
3.2.6	<u>Transferts internes</u>	63
3.2.7	<u>Immobilisation dans la biomasse ligneuse</u>	65
3.2.8	<u>Prélèvements au sol</u>	66
3.2.8.1	Plantations d'eucalyptus	66
3.2.8.2	Savane	66
3.2.9	<u>Décomposition de la litière au sol</u>	67
3.2.10	<u>Dynamique saisonnière</u>	69
3.2.10.1	Dynamique saisonnière de la production de biomasse	69
3.2.10.2	Dynamique saisonnière d'immobilisation dans la biomasse ligneuse	71
3.2.10.3	Dynamique saisonnière des besoins minéraux	71

3.2.11	Conclusion partielle concernant les cycles biologiques et biochimiques	72
3.3	LE CYCLE GEOCHIMIQUE	73
3.3.1	<u>Apports atmosphériques</u>	73
3.3.1.1	Composition chimique des eaux de pluie	73
3.3.1.2	Quantification des apports atmosphériques	74
3.3.2	<u>Brûlis annuel de la savane</u>	75
3.3.3	<u>Altération des minéraux du sol</u>	76
3.3.3.1	Paramètres du modèle	76
3.3.3.2	Variables de sortie du modèle	78
3.3.4	<u>Drainage</u>	80
3.3.4.1	Types de solutions du sol collectées	80
3.3.4.2	Composition chimique des solutions du sol	81
3.3.4.3	Flux hydriques et minéraux	82
3.3.5	<u>Conclusion partielle concernant le cycle géochimique</u>	86
3.4	BILANS ENTREES – SORTIES	88
3.4.1	<u>Bilans courants annuels</u>	88
3.4.2	<u>Bilans courants saisonniers</u>	90
4.	DISCUSSION GENERALE	92
4.1	PRINCIPAUX FLUX DES CYCLES BIOGEOCHIMIQUES	92
4.1.1	<u>Flux hydriques et minéraux en savane et en fin de rotation de futaie d'eucalyptus</u>	92
4.1.1.1	Flux hydriques	92
4.1.1.2	Cycle biogéochimique de l'azote	93
4.1.1.3	Cycle biogéochimique du phosphore	95
4.1.1.4	Cycles biogéochimiques du potassium, du calcium et du magnésium	96
4.1.2	<u>Dynamique des flux au cours de la rotation de futaie</u>	98
4.1.2.1	Limites de l'approche utilisée	98
4.1.2.2	Dynamique des flux d'éléments minéraux	99
4.1.3	<u>Influence du reboisement sur les cycles biogéochimiques</u>	102
4.1.3.1	Influence des pratiques sylvicoles	102
4.1.3.2	Particularités de la croissance des plantations	103
4.2	BILANS ENTREES-SORTIES D'ELEMENTS MINERAUX AU COURS DE LA ROTATION DE FUTAIE	107
4.2.1	<u>Incertitude de détermination des flux d'éléments minéraux entrant et sortant de l'écosystème</u>	107
4.2.2	<u>Bilans quantitatifs pour la rotation de futaie</u>	108
4.2.2.1	Comparaison des bilans avec les stocks d'éléments biodisponibles dans les sols	108
4.2.2.2	Intervalles de confiance des bilans	109
4.2.3	<u>Influence du mode d'exploitation sur les bilans entrées-sorties</u>	111

4.3	CONSEQUENCES POUR LE PILOTAGE DE LA SYLVICULTURE DES PARCELLES INDUSTRIELLES	114
4.3.1	<u>Représentativité du peuplement étudié à Kondi</u>	114
4.3.2	<u>Cohérence des bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs avec les expérimentations en fertilisation</u>	115
4.3.3	<u>Conséquences sylvicoles</u>	116
4.3.3.1	Expérimentations de terrain en fertilisation.	116
4.3.3.2	Mode de plantation	118
4.3.3.3	Impact du mode d'exploitation	118
4.3.3.4	Impact des feux	119
4.3.3.5	Contrôle de la végétation adventice	119
4.4	ETUDES COMPLEMENTAIRES PROPOSEES	121
5.	CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	125
6.	BIBLIOGRAPHIE (Hors articles)	129

ANNEXES 1 à 13

ARTICLES 1 à 6

1. INTRODUCTION

Les plantations d'eucalyptus⁽¹⁾ ont connu un développement rapide dans les zones chaudes du globe au cours des dernières décennies (Brown *et al.*, 1999). Certaines espèces présentent en effet des capacités d'adaptation importantes qui leur permettent d'assurer une production élevée de bois d'industrie et d'énergie dans des milieux à fortes contraintes. L'extension rapide des plantations d'eucalyptus est à l'origine de nombreuses études menées à travers le monde concernant leur impact écologique. Cependant peu de travaux abordent le fonctionnement minéral global de cet écosystème en quantifiant les principaux flux d'éléments nutritifs et de carbone. Nous présenterons d'abord succinctement les principales caractéristiques du genre *Eucalyptus*, puis nous décrirons les méthodes permettant d'évaluer l'impact des reboisements sur la composition minérale des sols et enfin l'approche utilisée pour étudier la durabilité des plantations d'eucalyptus situées dans la région de Pointe-Noire (Congo).

1.1 LES EUCALYPTUS

Le nom *Eucalyptus* provient du grec *eu* (bien) et *kaliptos* (couvert). Il évoque l'opercule recouvrant étamines et pistil, dont les variations au sein du genre permettent de classer les espèces.

Taxonomie

Le genre *Eucalyptus* comprend 7 sous-genres et environ 700 espèces. Leur nombre précis évolue au fil des études taxonomiques (**Tableau 1**). Il appartient à la famille des myrtacées qui compte 90 genres et environ 3000 espèces. La description botanique des eucalyptus date de la fin du dix huitième siècle mais ce n'est qu'au début du vingtième qu'ils ont été utilisés en reboisement (FAO, 1982).

La plupart des espèces utilisées en plantation appartiennent au sous genre *Symphyomyrthus* qui est le plus contrasté par la diversité des formes ainsi que par la variété des habitats (Cossalter *et al.*, 1999).

Aire naturelle

L'aire naturelle du genre *Eucalyptus* est située entre 7° de latitude nord et 43° de latitude sud, sur l'ensemble du continent australien et de la Tasmanie. Seules deux espèces ont une aire naturelle hors de l'Australie: *E. deglupta* (Papouasie Nouvelle-Guinée, Célèbes, Céram, Philippines) et *E. urophylla* (archipel de la Sonde, Timor, îles de Flores et Wetar). Cette dernière présente des caractères d'adaptation aux conditions climatiques équatoriales qui justifient son utilisation pour les reboisements au Congo (Bouvet, 1995).

⁽¹⁾ Le mot *Eucalyptus* ne sera écrit en italique que lorsqu'il fera référence au genre ou à une espèce botanique précise.

Les surfaces plantées en eucalyptus dans le monde

Bien que le nombre d'espèces d'eucalyptus introduites dans différents pays soit supérieur à 150, moins d'une trentaine sont exploitées de façon significative en plantation et quatre espèces (*E. camaldulensis*, *E. globulus*, *E. tereticornis* et *E. grandis*) occupaient, à la fin des années quatre-vingts, plus de la moitié des surfaces plantées (Eldridge *et al.*, 1993). La surface des plantations d'eucalyptus a considérablement augmenté depuis 20 ans, en particulier en Asie et en Amérique du Sud (**Tableau 2**).

Toutes espèces forestières confondues, à l'exception de l'hévéa, les plantations d'eucalyptus représentent actuellement près de 25% des surfaces reboisées dans la zone tropicale et subtropicale (**Figure 1**). La proportion des plantations industrielles a fortement augmenté ces dernières années et elles représentaient en 1995 environ 63% des surfaces plantées en eucalyptus (Pandey, 1997).

Vocation des plantations d'eucalyptus

Même si certains peuplements d'eucalyptus peuvent être utilisés localement pour la protection des sols contre l'érosion, la production de miel, d'huiles essentielles ou de tanins, la vocation de la quasi-totalité des plantations est la production de bois.

- Bois de trituration : le bois d'eucalyptus présente des caractéristiques technologiques intéressantes pour la production de pâte à papier (fibres courtes) qui constitue le débouché principal de la majorité des reboisements industriels dans le monde (Campinhos, 1999). Il est également apprécié pour la production de panneaux de particules (MDF) ou de viscose.
- Bois énergie et bois ronds de construction : dans les zones péri-urbaines de nombreux pays en développement, le bois d'eucalyptus est très utilisé pour la production de charbon, de bois de feu et de bois ronds pour la construction (Bouvet, 1999).
- Bois d'oeuvre : le bois de la plupart des espèces utilisées en plantations présente des contraintes de croissance très élevées, ce qui le rend impropre au sciage (Gérard, 1994). Toutefois une proportion croissante des plantations d'*E. grandis* d'Afrique du Sud et d'Amérique du Sud est destinée au déroulage. En forêt naturelle australienne, certaines espèces sont exploitées pour la fourniture de bois de sciage, de déroulage ou de tranchage (Gérard, 1994).

Origine du succès des eucalyptus comme espèces de reboisement

L'intérêt porté par les forestiers pour ce genre exotique provient en particulier de la remarquable plasticité des eucalyptus, généralement attribuée à des pressions de sélection qui les ont maintenus dans des milieux à fortes contraintes tout au long de leur évolution, notamment sur des sols pauvres en éléments nutritifs (Cossalter *et al.*, 1999 ; Specht, 1996). De nombreuses espèces présentent en particulier des caractéristiques sylvicoles intéressantes : forte croissance juvénile, « frugalité », rectitude du tronc, bon élagage naturel, facilité de multiplication par graines et bouturage, rejet de souche autorisant la conduite des peuplements

en taillis, utilisation multiple du bois et faible pression parasitaire en dehors de l'aire d'origine.

La prise de conscience de l'intérêt économique de la foresterie clonale par des groupes industriels internationaux vers le milieu des années soixante dix est à l'origine de la forte expansion des reboisements. Les progrès importants de l'amélioration génétique obtenus par l'exploitation de la forte variabilité inter et intra spécifique chez ce genre, associés à l'amélioration des techniques sylvicoles, ont permis des gains de productivité importants et contribué à accroître la rentabilité des plantations. La productivité moyenne annuelle des plantations industrielles d'eucalyptus en milieu tropical est généralement comprise entre 40 et 50 m³ ha⁻¹ an⁻¹ dans les zones les plus productives du Brésil (Gonçalves *et al.*, 1997) et 15 à 20 m³ ha⁻¹ an⁻¹ dans les sols sableux du Congo (Bertaux, 2000). Compte tenu des coûts de sylviculture et transport des bois, des productivités inférieures à 15 m³/ha/an sont rarement rentables pour une gestion industrielle des plantations d'eucalyptus.

Incidence écologique

L'expansion rapide des plantations d'eucalyptus au cours des dernières décennies a suscité de violentes querelles entre pro- et anti-eucalyptus, centrées sur leur impact environnemental (Poore et Fries, 1986 ; Abbasi et Vinithan, 1997). Tandis que les premiers ne voulaient considérer que les aspects positifs des reboisements en termes de fourniture de bois pour les populations, de réduction de la pression humaine sur les forêts naturelles et plus récemment de fixation de carbone, les seconds reprochaient à ces plantations leurs forts besoins hydriques et l'assèchement des nappes phréatiques, l'appauvrissement des sols, la suppression de la végétation de sous-bois favorisant l'érosion, et la réduction de la biodiversité. Ces critiques sont à l'origine de nombreuses études scientifiques visant à caractériser l'incidence des plantations d'eucalyptus sur l'environnement et à la comparer à celle d'autres essences forestières. Les résultats de ces travaux ont montré que les eucalyptus ont des besoins minéraux du même ordre que les pins mais qui peuvent être nettement supérieurs à ceux de la végétation d'origine (Baker et Attiwill, 1985, Poore et Fries, 1986 ; Grove *et al.*, 1996). Des études hydrologiques à l'échelle de bassins versants ont montré que des plantations d'eucalyptus entraînent une réduction du débit des rivières (à l'exutoire) plus rapide que dans le cas de plantations de pins, en raison principalement de leur croissance initiale plus forte (Dye, 1996 ; Scott et Smith, 1997). Les reboisements en eucalyptus doivent donc être réalisés dans le cadre d'un aménagement du territoire raisonné afin de minimiser leurs éventuels impacts négatifs sur l'environnement. En Afrique du Sud où les ressources hydriques sont limitées, il est en particulier recommandé de maintenir différentes classes d'âges dans les bassins versants plantés en eucalyptus, et il est interdit de planter sur une largeur de 30 mètres en bordure des cours d'eau (Dye, 1996 ; Van der Zel, 1997).

La plupart des sociétés industrielles de plantations d'eucalyptus cherchent désormais à démontrer que leur production est assurée dans le cadre d'une gestion durable multifonctionnelle de leur massif forestier, afin d'améliorer leur image auprès du public.

1.2 LA GESTION DURABLE DES FORÊTS

Les forêts ont des fonctions écologiques (biodiversité), environnementales (eau, sol, air), socio-économiques et bien sûr de production de bois, importantes à l'échelle locale mais également planétaire (Maini et Ullsten, 1993 ; Deprès et Normandin, 1996). De profondes modifications des caractéristiques des forêts du globe ont eu lieu au cours des dernières décennies. Parmi divers facteurs responsables de cette évolution, l'augmentation considérable des populations des pays du sud a entraîné des besoins en bois et en terres agricoles croissants, et conduit au défrichage de surfaces considérables de forêts naturelles. D'après la FAO, la déforestation des forêts tropicales qui représentait annuellement des surfaces d'environ 7 millions d'hectares dans les années 70 atteint actuellement environ 15 millions d'hectares chaque année. Ces surfaces sont néanmoins à relativiser par rapport aux 1700 millions d'hectares de forêt tropicale qui existent encore (FAO, 1997).

Afin de limiter la dégradation du patrimoine forestier mondial, le concept de gestion durable a été remis en valeur lors des conférences internationales de Strasbourg (1990), Rio de Janeiro (1992), Helsinki (1993) et Kyoto (1996). Dans la « déclaration des principes forestiers » adoptée lors de la Conférence des Nations Unies pour l'Environnement et le Développement (CNUED) de Rio de Janeiro, il est indiqué que « les ressources forestières et les terrains boisés devraient être gérés sur une base durable afin de répondre aux besoins sociaux, économiques, écologiques, culturels et spirituels des générations actuelles et futures ». Les recommandations concernant la gestion durable des forêts formulées à Rio proposent le maintien global du patrimoine forestier pour des fonctions de fourniture en bois, de maintien de la biodiversité, de la qualité des sols et des eaux de surface, et des fonctions socio-économiques de la forêt (récréation, emplois, paysage,...). Dans la dynamique de la conférence de Rio, différents types de critères et indicateurs de gestion durable des forêts ont été proposés pour les principales zones climatiques de la planète. Ils intègrent des aspects agronomiques d'évolution de la fertilité des sols et de la productivité des peuplements, mais également des aspects écologiques et environnementaux comme le maintien de la biodiversité, des aspects organisationnels concernant le mode de gestion des forêts ainsi que des aspects socio-économiques relatifs à l'intégration des massifs forestiers dans le tissu socio-économique local (OIBT, 1993 ; DERE, 1994, 1995 ; Richardson *et al.*, 1999).

Nous nous limiterons ici à l'une des composantes essentielles de la gestion durable des forêts : le maintien de la fertilité minérale⁽²⁾ des sols. Même si cette question préoccupait déjà les agronomes forestiers il y a un siècle (Grandeau, 1879 ; Henry, 1908), les aménagements forestiers en ont peu tenu compte jusqu'à un passé récent. Il est vraisemblable que la frugalité des essences forestières, la longévité et la rusticité des espèces, ainsi que l'exploitation relativement extensive de la ressource ont contribué à différer la prise en compte de ce paramètre par les sylviculteurs (Ranger, 1998). Parmi tous les facteurs influençant la productivité des peuplements, le sol est pourtant celui qui est le plus directement modifié par la sylviculture (Powers et Morrison, 1996). L'intensification actuelle de la gestion des forêts avec l'introduction d'essences exotiques plus productives que les espèces locales,

⁽²⁾ La fertilité d'un sol n'a pas de valeur absolue car elle est contingente des systèmes de cultures utilisés, du climat,... Afin de simplifier les descriptions, le terme de 'fertilité minérale' sera néanmoins employé ici pour représenter les stocks d'éléments nutritifs du sol disponibles pour la nutrition des formations végétales.

l'amélioration génétique des essences de reboisement, la réduction de la durée des révolutions et l'augmentation du taux de récolte de la biomasse produite, accroît les exportations minérales (Ranger *et al.*, 1988 ; Eriksson et Rosen, 1994 ; Judd, 1996). De plus la mécanisation des interventions favorise le développement de pratiques visant à éliminer la concurrence herbacée et à favoriser l'accessibilité des plantations (brûlis des rémanents, andainage). Ces techniques peuvent engendrer de fortes pertes en éléments nutritifs par drainage profond ainsi que par volatilisation et volis de cendres dans le cas du brûlis (Neary et Hornbeck, 1994 ; Smethurst et Nambiar, 1990).

Ainsi l'intensification de la sylviculture pose la question du caractère durable de la gestion forestière pratiquée. En effet la fertilisation reste très limitée en forêt, à l'exception notable des plantations industrielles à croissance rapide. Ces plantations bénéficient souvent d'apports d'engrais destinés à favoriser la croissance initiale des arbres, mais les fertilisations ne sont en général pas raisonnées pour assurer un maintien des stocks d'éléments nutritifs dans les sols au cours des rotations successives. En effet la longueur des révolutions forestières et la lenteur des processus rendent difficile l'étude de l'évolution des sols forestiers et peu de travaux permettent de quantifier sur de longues périodes l'évolution des stocks d'éléments nutritifs assimilables dans les sols (Dyck et Cole, 1994 ; Nambiar, 1996 ; Ranger et Turpault, 1999). L'impact d'une perte d'éléments minéraux au cours d'une révolution forestière sur la productivité de la plantation suivante est en outre difficilement prévisible (Nambiar, 1996). En effet il est difficile de séparer la part de l'évolution de la fertilité absolue d'un sol (ses propriétés biologiques, physiques et chimiques) de l'expression de cette évolution dans la production forestière. Même si la gestion forestière entraîne une perte nette d'éléments nutritifs dans un sol, la plantation d'une essence plus 'frugale' (ou de matériel végétal amélioré génétiquement) peut permettre de maintenir ou d'accroître la productivité. Cette complexité rend délicate la définition d'un concept universel et opérationnel de gestion durable. Ce concept sera néanmoins précisé dans le cas des plantations d'eucalyptus du Congo.

1.3 L'ÉVOLUTION DE LA FERTILITÉ MINÉRALE DES SOLS FORESTIERS

La lenteur des processus d'évolution des sols rendent difficile l'étude des conséquences de la gestion forestière sur la fertilité à long terme des sites. Des études diachroniques ou synchroniques, basées sur des observations ou des expérimentations, peuvent être menées. Les méthodes peuvent être regroupées en trois catégories qui présentent toutes des avantages et des limites : des études de chronoséquences de peuplements, des études rétrospectives et des expérimentations de terrain de suivi à long terme (Dyck et Cole, 1994). La stratégie choisie au Congo est l'étude des cycles biogéochimiques dans une chronoséquence de peuplements. Cette méthodologie permet d'aborder à la fois le fonctionnement pédogénétique des sols forestiers et les aspects agronomiques de nutrition des peuplements (Switzer et Nelson, 1972 ; Ranger et Turpault, 1999). Elle est rendue possible par la bonne connaissance des antécédents (milieu naturel, itinéraires sylvicoles, etc...).

1.3.1 Le cycle biogéochimique et son rôle

Les plantations forestières sont généralement cantonnées dans des sols de faible fertilité, peu favorables aux spéculations agricoles. Les savanes en zone tropicale sont dans le même cas. La production et la pérennité de ces formations végétales reposent sur un ensemble de processus complexes et interactifs dénommés 'cycle biogéochimique'. Ce cycle tend à l'optimisation de pools limités d'éléments minéraux biodisponibles. Il est défini par Duvigneaud (1985) comme la circulation permanente des éléments minéraux entre les compartiments du système. Il permet aux espèces végétales de recycler efficacement les éléments nutritifs. Les transformations de ce cycle seront intéressantes à étudier dans le cas de modifications brutales d'écosystèmes. En particulier : le fonctionnement biologique du sol est-il perturbé par l'introduction d'une essence exotique à croissance rapide ? L'adaptation des êtres vivants dans cet écosystème artificiel est-elle suffisamment rapide pour que le cycle biologique soit aussi performant que dans l'écosystème d'origine ?

A l'échelle de l'écosystème, le cycle biogéochimique regroupe trois cycles imbriqués (Switzer et Nelson, 1972) :

- **le cycle biologique**, souvent confondu avec le cycle biogéochimique lui-même, représente la circulation des éléments minéraux entre les végétaux et les horizons de sols prospectés par la végétation. Ce cycle n'est fermé que pour une partie de la masse des éléments car il possède de nombreuses connections avec l'extérieur (**Figure 2**).
- **le cycle biochimique** concerne les transferts internes d'éléments nutritifs intra-végétaux,
- **le cycle géologique** (ou géochimique) concerne les flux d'entrées d'éléments nutritifs dans l'écosystème (apports atmosphériques totaux, flux d'éléments libérés par l'altération des minéraux du sol, fertilisation éventuelle) et de sorties (exportations d'éléments associés aux récoltes, drainage profond, ruissellement, pertes par voie gazeuse). La prise en compte de ces flux est nécessaire pour que le cycle des éléments minéraux dans l'écosystème étudié soit fermé.

Le système est équilibré lorsque les entrées sont égales aux sorties. La durée de cet équilibre dépend de la capacité du milieu à satisfaire les sollicitations totales de l'écosystème, qui sont en particulier fonction des caractéristiques de la végétation (efficacité d'utilisation des éléments minéraux, production de biomasse, prospection racinaire,...). La réserve du sol en éléments nutritifs et sa biodisponibilité sont des facteurs clés de ce cycle. Un déséquilibre peut avoir un impact positif ou négatif sur la productivité des peuplements en fonction des situations. Dans les écosystèmes « fragilisés », il peut se traduire rapidement par des problèmes sanitaires, comme lors du dépérissement des forêts observé en Europe dans les années 80 (Landman et Bonneau, 1995). Le réseau d'expérimentations CIFOR concernant différentes modalités d'exploitation de plantations tropicales à croissance rapide montre également que des pertes de productivité peuvent apparaître très rapidement en cas de déséquilibre dû à une mauvaise gestion des rémanents d'exploitation, qui peut influencer très rapidement la biodisponibilité des éléments nutritifs dans les sols pauvres (Nambiar *et al.*, 2000).

Bien que les espèces végétales présentes sur les sols à faibles réserves minérales interagissent étroitement entre elles et avec les décomposeurs du sol (Van Breemen, 1993), l'introduction

d'essences exotiques permet parfois d'augmenter considérablement la productivité des plantations par rapport aux espèces locales. Comment expliquer la remarquable adaptation d'espèces exotiques dans des milieux où la productivité primaire nette des espèces d'origine est faible ? Dans le cas de l'eucalyptus, la pression de sélection exercée au cours de l'évolution de ces espèces dans leur aire d'origine par un milieu à très fortes contraintes hydriques et/ou minérales est l'un des principaux facteurs semblant favoriser leur adaptation (Cossalter *et al.*, 1999). D'autres facteurs peuvent également intervenir comme par exemple l'absence de cortège parasitaire dans la zone d'introduction. Dans le cas des eucalyptus, la remarquable plasticité de ce genre et l'aptitude de certaines de ses espèces à produire des quantités de biomasse importantes dans des milieux à fortes contraintes est à l'origine de leur succès. Les changements climatiques fréquents au cours de l'histoire géologique de l'Australie ont favorisé l'extension des eucalyptus sur tout le continent, dans des conditions climatiques variées (tempérées à tropicales) et sur une grande diversité de sols (Specht, 1996). L'évolution de nombreuses espèces d'eucalyptus dans des sols extrêmement pauvres en éléments nutritifs, tout particulièrement en phosphore, a favorisé des stratégies de conservation des éléments minéraux (en particulier les transferts internes dans les arbres et le piégeage des éléments dans les litières au sol au cours de leur décomposition par un mat superficiel de racines et de mycorhizes) (Specht, 1996 ; McLaughlin, 1996 ; Keith, 1997).

1.3.2 Le modèle conceptuel à compartiments et à flux

Le modèle conceptuel développé par Ulrich (1973) puis Ranger et Bonneau (1984) et complété par Ranger et Turpault (1999) permet d'aborder l'étude du cycle biogéochimique en stratifiant l'écosystème en compartiments qui possèdent à l'échelle étudiée une certaine homogénéité de comportement (**Figure 3**). Il permet de formaliser simplement les termes du bilan entrées-sorties d'éléments minéraux pour un compartiment donné et une période fixée (Marques *et al.*, 1997b).

Les principaux compartiments correspondent à la végétation (en distinguant les organes pérennes de ceux renouvelés périodiquement) et au sol (les horizons holorganiques et minéraux sont distingués). La quantité d'éléments minéraux présente dans chaque compartiment est évaluée puis les flux d'éléments entre compartiments sont quantifiés à un pas de temps donné, pendant une durée suffisante pour tenir compte de la variabilité inter annuelle (Ranger et Turpault, 1999). Certains flux non accessibles directement à la mesure peuvent être estimés par un système d'équations à partir des flux mesurés. Ces flux calculés devront cependant être validés par des mesures si la méthodologie est disponible.

Plusieurs échelles spatiales et temporelles peuvent être abordées :

- Dans l'espace, les études peuvent être menées à l'échelle de la placette forestière (Marques, 1996, Cortez, 1996) ou du bassin versant (Lima *et al.*, 1996 ; Prinsloo et Scott, 1999 ; Dambrine *et al.*, 2000). Ces deux approches sont complémentaires, l'échelle de la placette forestière étant privilégiée pour les aspects biogéochimiques et agronomiques du fonctionnement des écosystèmes tandis que l'échelle du bassin versant

est généralement utilisée pour les bilans hydrologiques et environnementaux (Ranger et Turpault, 1999).

- Dans le temps, des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux peuvent être établis au niveau de la saison ou du cycle végétatif (un an en climat tempéré). Ces pas de temps restent intéressants en milieu tropical, car les interventions sylvicoles sont généralement raisonnées à l'échelle de l'année et les rythmes de croissance sont souvent fortement affectés par les saisons, même pour des espèces à croissance 'continue'. Le prélèvement par la végétation étant un puits majeur d'éléments minéraux, l'étude de bilans saisonniers peut aider à caractériser le fonctionnement minéral de ces écosystèmes (Bonneau *et al.*, 1991). Les bilans saisonniers et annuels peuvent en particulier permettre de définir une contrainte instantanée, utile pour définir des seuils de carence minérale. Cependant l'établissement de bilans environnementaux nécessite d'intégrer les bilans courants sur la révolution forestière complète, voire sur plusieurs révolutions (Marques, 1996 ; Nambiar, 1996 ; Ranger et Turpault, 1999). Compte tenu de la lenteur des processus, des simulations basées sur des chronoséquences de peuplements sont fréquemment utilisées pour extrapoler les bilans courants à la révolution forestière complète (Cole et Van Miegroet, 1989 ; Dyck et Cole, 1994). L'hypothèse sous-jacente est que seul l'âge varie entre les différents peuplements, ce qui n'est jamais totalement vérifié. Cependant cette hypothèse permet d'obtenir rapidement des résultats si les conditions de croissance des différents peuplements étudiés sont très voisines. Des index de continuité dans les relations hauteur/âge des peuplements sont de bons indices de fertilité analogue des sols. L'histoire de l'occupation du sol est de plus importante à identifier car son influence peut être forte sur le fonctionnement actuel du sol. Dans le cas de plantations tropicales à croissance rapide, les courtes révolutions permettent d'extrapoler dans de bonnes conditions les bilans courants à la rotation complète.

Les bilans complets entrées-sorties d'éléments minéraux pour une plantation équienne à l'échelle de la placette s'écrivent (Ranger et Turpault, 1999) :

$$\Delta SB = \text{Entrées (AA + AF + FS + FnS + A + AL + Rc + AB + Aan)} - \text{Sorties (EB + Dr + Pl + Pg + Pb)}$$

Avec SB (Stock Biodisponible) = éléments échangeables + éléments liés à la matière organique + P et S adsorbés sur la phase solide ; AA = Apports Atmosphériques ; AF = Absorption Foliaire ; FS = Fixation Symbiotique de N ; FnS = Fixation non Symbiotique de N ; A = Altération ; AL = Apports Latéraux ; Rc = Remontées capillaires ; AB = Apports Biologiques (flore, faune) ; Aan = Apports anthropiques (fertilisations, déchets) ; EB = Exportations liées à la récolte de la biomasse ; Dr = pertes par Drainage pendant la révolution forestière et la phase de récolte et régénération ; Pl = Pertes par drainage latéral et érosion ; Pg = Pertes gazeuses de N par dénitrification et volatilisation ; Pb = Pertes d'éléments biologiques issus de la placette (faune, flore).

A l'échelle du sol, ces bilans deviennent (en reprenant les symboles précédents) :

$$\Delta SB = \text{Entrées (L + Plvl + AF + A + AL + FS + FnS + Rc + AB + Aan)} - \text{Sorties (Pv + Dr + Pl + Pg + Pb)}$$

Avec L = chutes de litières du peuplement principal et du sous-étage ; Plvl = Pluviolessivat brut (AA + Récréation – AF) ; Pv = Prélèvements par la végétation.

Les bilans entrées-sorties sont souvent calculés dans les plantations forestières en ne considérant que les 4 flux principaux :

$$\Delta SB = \text{Entrées (AA + A)} - \text{Sorties (EB + Dr)}$$

Il faut toutefois vérifier que les autres flux peuvent être négligés dans les écosystèmes étudiés (fixation symbiotique d'azote, dénitrification, apports anthropiques, etc...).

1.3.3 Intérêt et limites des méthodes d'étude de l'évolution de la fertilité minérale des sols forestiers

Parmi les indicateurs d'évolution de la fertilité des sols forestiers, seule l'étude des cycles biogéochimiques et des analyses de sol à intervalles réguliers permettent de quantifier l'évolution des stocks d'éléments biodisponibles dans les sols. L'objectif de ces approches est de déceler une dégradation éventuelle de la fertilité des sols forestiers avant qu'elle ne se traduise par une baisse de la productivité des peuplements. Les tendances observées devront cependant être confirmées par des expérimentations adaptées.

Réseaux de suivi de la fertilité des sols forestiers

La prise de conscience écologique au niveau international a conduit à la mise en place de différents niveaux d'observation des écosystèmes forestiers. Plusieurs réseaux de suivi de la fertilité des sols forestiers ont été installés (**Figure 4**) :

- Un réseau européen de suivi des dommages forestiers a été mis en place depuis le début des années 1990 selon une grille d'échantillonnage systématique (16 km x 16 km) couvrant l'ensemble des forêts d'Europe (De Vries *et al.*, 1999). Un échantillonnage précis est nécessaire afin de limiter l'influence de la variabilité spatiale de la composition chimique des sols dans l'évaluation de la dynamique temporelle.
- En France, en plus du réseau européen, le réseau Renecofor regroupe 102 placettes installées dans des écosystèmes représentatifs de la situation forestière actuelle. Dans chaque placette, des prélèvements de sol seront effectués tous les 10 ans afin de suivre l'évolution de leurs caractéristiques chimiques (Ponette *et al.*, 1997). Le sous réseau Cataenat implanté dans 27 placettes du réseau Renecofor mesure également les dépôts atmosphériques hors et sous-couvert (niveau 2 du réseau) ainsi que dans 10 placeaux (niveau 3) les solutions du sol à 20 cm et 70 cm de profondeur (Ulrich *et al.*, 1998). L'un des objectifs de ces mesures de flux d'éléments nutritifs est de fournir des éléments d'interprétation de l'évolution des stocks d'éléments minéraux.
- Des sites ateliers de recherches, en nombre limité, permettent d'étudier les mécanismes d'évolution des sols. Les objectifs des études menées sur ces sites sont en particulier de développer des modèles à base mécaniste, calculer des bilans de fertilité et assurer un suivi synchronique ou diachronique de l'évolution des sols. Ces modèles seront testés sur les sites des réseaux avec le moins possible de simplifications, puis des modèles simplifiés utilisant des variables d'entrées faciles à mesurer devraient ensuite être développés pour

prévoir la sensibilité de l'écosystème à des changements climatiques ou des modifications de la sylviculture. Des indicateurs de gestion durable seront alors identifiés.

Des réseaux basés sur un échantillonnage diachronique des sols présentent l'avantage de caractériser les sols forestiers dans un grand nombre de situations mais leurs principales limites sont :

- La nécessité d'un suivi sur une longue période (plusieurs dizaines d'années en général) afin de déceler une évolution de certains paramètres du sol. Ce type d'évolution peut être difficile à détecter en raison de la forte variabilité spatiale de la composition chimique des sols (Trettin *et al.*, 1999) et de fluctuations inter annuelles (en réponse au climat). Il est en effet difficile de séparer les composantes de l'évolution 'naturelle' d'un sol d'une dérive systématique sous l'influence d'un paramètre externe (pollution, modification du climat,...).
- Les mécanismes impliqués dans cette évolution restent inconnus en l'absence de mesures complémentaires de flux d'éléments nutritifs dans l'écosystème.
- La modification de certaines caractéristiques du sol ne peut être interprétée en terme d'évolution de la fertilité du site qu'à l'issue de la révolution complète, ce qui constitue une contrainte majeure pour l'ensemble des études diachroniques (**Figure 5**). En effet il a été montré, pour des épicéa de Sitka au Pays de Galles par exemple, que certaines caractéristiques du sol peuvent évoluer au cours du développement du peuplement végétal et revenir à leur niveau d'origine au terme de la révolution (Page, 1968). Le pas de temps des observations doit donc être adapté au rythme d'évolution des variables suivies.

Modèles à compartiments et à flux

La modélisation est particulièrement utile dans le domaine forestier en raison de la longueur des révolutions et de la complexité structurelle et fonctionnelle des écosystèmes (Proe *et al.*, 1994). Elle permet en effet de formaliser au moins partiellement le fonctionnement de systèmes biologiques complexes. Plus particulièrement, l'intérêt du modèle à compartiments dans l'étude des flux des cycles biogéochimiques réside dans la possibilité de quantifier l'évolution d'un quelconque compartiment par la simple somme algébrique des flux entrants et sortants. L'intégration sur une échelle donnée (sol, écosystème,...) permet de calculer des bilans entrées-sorties (Ranger et Turpault, 1999). L'utilisation de ce modèle dans des chronoséquences de peuplements judicieuses (tenant compte des opérations sylvicoles mais également de l'évolution écophysiological des peuplements) permet d'aborder la dynamique du fonctionnement de l'écosystème (Dyck et Cole, 1994 ; Ranger et Turpault, 1999). Des dispositifs de suivi à long terme de la composition chimique des solutions du sol ont cependant montré que l'évolution de certains paramètres pendant quelques années peut indiquer des tendances contraires à l'évolution à long terme (Driscoll *et al.*, 1989). Les cycles biogéochimiques doivent donc être étudiés pendant une durée minimale de 3 à 5 ans afin de tenir compte de la variabilité inter annuelle des flux (Marques, 1996 ; Cortez, 1996 ; Harmand, 1998 ; Ranger et Turpault, 1999).

Le modèle à compartiments et à flux conduit à un système de boîtes noires. En général, plus les boîtes seront simples et plus les flux seront évalués sur un pas de temps court, plus les mécanismes sous-jacents seront faciles à identifier (Ranger, 1998). Cependant quelle que soit

leur simplicité, les modèles à compartiments de cycles biogéochimiques nécessitent une approche qui ne peut être menée que dans un nombre limité de sites en raison des moyens matériels et humains importants mis en œuvre (**Figure 4**). Des études complémentaires sont donc nécessaires afin d'évaluer l'impact des principaux facteurs de variabilité intervenant dans les bilans : l'espèce végétale, l'âge des peuplements, le système de culture, les sols, etc. Les réseaux de suivi de la fertilité des sols forestiers (du type Renecofor par exemple) sont donc tout à fait complémentaires de ce type d'approche car ils permettent de caractériser de nombreuses situations à partir de mesures plus limitées et des modélisations. À l'inverse, les résultats acquis au niveau d'un site d'étude des cycles biogéochimiques pourront également aider à interpréter l'évolution de certains paramètres des sols dans le réseau de suivi.

Les bilans entrées-sorties mesurent une variabilité absolue des stocks d'éléments biodisponibles dans les sols et leur interprétation agronomique nécessite la quantification des réserves d'éléments dans le sol (Ranger, 1998). En effet une perte n'aura pas la même signification pour des sols bien ou mal pourvus en éléments nutritifs. L'interprétation de ces bilans nécessite également d'appréhender la dynamique de l'ensemble des compartiments du système. En théorie, même si le bilan est équilibré à l'échelle du sol, la croissance des peuplements peut être limitée par une carence minérale dans le cas où une quantité importante d'éléments nutritifs est immobilisée dans les humus par exemple.

La prévision de l'impact d'un bilan entrées-sorties déséquilibré sur la productivité des peuplements est difficile à établir et seules des expérimentations de longue durée permettront de conclure définitivement. Cependant les courbes de réponses agronomiques à la disponibilité d'éléments nutritifs dans les sols fournissent des éléments de réponse précieux. L'intérêt de 'sites ateliers' comme celui de Pointe-Noire est de regrouper différentes approches (cycles biogéochimiques, essais agronomiques, écophysiologie) qui permettent d'améliorer la compréhension du fonctionnement des peuplements végétaux et facilitent ainsi l'interprétation en termes de processus des bilans entrées-sorties. Ils permettent également de formaliser dans des modèles les résultats acquis concernant le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

Modèles mécanistes et simulateurs de gestion

Les lois gouvernant le fonctionnement des systèmes forestiers sont rarement comprises et la complexité de leur structure est trop forte pour permettre le développement de modèles purement mécanistes (Proe *et al.*, 1994). Même si le modèle à compartiments et à flux utilisé pour l'étude des cycles biogéochimiques est constitué de boîtes noires, il permet d'appréhender le fonctionnement de l'écosystème en quantifiant les principaux flux hydriques et minéraux. Des modèles plus mécanistes devraient être développés ultérieurement, même si un certain degré d'empirisme sera toujours présent. La prise en compte des processus dans les modèles permettrait de les utiliser dans des conditions plus générales que celles strictement étudiées.

À terme, les modèles abordant le fonctionnement biogéochimique des plantations d'eucalyptus pourront être intégrés dans des systèmes experts de gestion sylvicole, afin de simuler l'influence de différents scénarios d'aménagement sur l'évolution de l'écosystème :

maintien de la production, de la qualité des sols et des eaux superficielles (Proe *et al.*, 1994 ; Mäkelä *et al.*, 2000). Cependant cela suppose qu'une campagne de validation puisse être entreprise sur un échantillon suffisamment varié de situations. Les données acquises dans les plantations d'eucalyptus du Congo fourniront également des informations pour la validation de modèles mécanistes ayant une portée plus générale. Le développement de ce type de modèle est un objectif à long terme qui nécessitera une connaissance précise du fonctionnement d'écosystèmes forestiers dans des situations bien contraintes. Actuellement, très peu d'études quantifiant les principaux flux d'éléments minéraux ont été menées dans des écosystèmes tropicaux de forêts artificielles.

1.4 LA DURABILITÉ DES PLANTATIONS D'EUCALYPTUS DE POINTE-NOIRE (CONGO)

Au Congo, les recherches forestières concernant les espèces à croissance rapide ont été menées depuis 1950 par le CTFT-Congo puis depuis 1995 par l'Unité de Recherche sur la Productivité des Plantations Industrielles (UR2PI), qui est une association entre 3 partenaires : la République du Congo, le CIRAD, et la société ECO sa, propriétaire des plantations. Au début des années 1970, le programme d'amélioration génétique du CTFT-Congo a permis d'identifier deux hybrides apparus naturellement (*Eucalyptus PF1* et *Eucalyptus HS2*), qui présentaient une vigueur nettement supérieure à celle des 63 espèces pures d'eucalyptus introduites au Congo (Bouvet, 1995). L'hybride *E. PF1* provient de croisements naturels entre 2 ou 3 individus de l'espèce *Eucalyptus alba* (arbre mère) et un groupe d'eucalyptus hybrides mal identifiés provenant d'un arboretum brésilien (arbre père). Ils pourraient provenir de croisements entre les espèces *E. grandis*, *E. robusta*, *E. urophylla* et *E. botryoides* (Delwaulle, 1988). L'autre hybride apparu par pollinisation libre au Congo (*E. HS2*) provient du croisement d'individus de l'espèce *E. tereticornis* et de l'espèce *E. grandis* (Bouvet, 1995). La multiplication par bouturage horticole des individus les plus performants a permis la plantation à partir de 1978 de peuplements clonaux d'eucalyptus dans les savanes littorales.

Les principales caractéristiques du massif d'eucalyptus de la région de Pointe-Noire sont :

- Une surface plantée totale de 41200 ha, composée à la fin du premier semestre 2001 de : 3600 ha de futaie sur savane, 16500 ha de taillis, 11000 ha de replantations (après une ou deux rotations d'eucalyptus) et 10100 ha de peuplements dévitalisés en attente de replantation.
- Une prévision de replantation de 6000 ha an⁻¹ à partir de 2001 afin de remplacer le matériel végétal actuel (hybrides *E. PF1* et *E. HS2*) par les nouveaux clones développés par le programme d'amélioration génétique de l'UR2PI (hybride *E. urophylla x E. grandis* essentiellement mais aussi *E. urophylla x E. pellita*).
- Une productivité annuelle moyenne pour les hybrides *E. PF1* et *E. HS2* de 13 à 18 m³ ha⁻¹ an⁻¹ en futaie (volume commercial sous écorce) et 10 à 15 m³ ha⁻¹ an⁻¹ en taillis. Les productivités attendues, au vu des résultats en tests clonaux, pour les clones des nouveaux hybrides sont de 20 à 25 m³ ha⁻¹ an⁻¹ en condition industrielle.
- Une exploitation des peuplements prévue à l'âge de 7 ans, mais le marché du bois de pâte étant très fluctuant, la récolte a lieu en pratique entre 5 et 9 ans.

- Un volume de bois commercialisé de 500000 à 600000 m³ an⁻¹. Ces bois sont essentiellement destinés à la production de pâte à papier et dans une moindre mesure de viscosité et de panneaux de particules MDF. Ils sont exportés en Europe (Italie, France, Espagne, Norvège) et au Maroc. Les rémanents d'exploitations laissés dans les parcelles sont commercialisés localement pour la production de charbon de bois et de bois de feu destinés à l'alimentation de la ville de Pointe-Noire en bois énergie.

Dans le cas des plantations d'eucalyptus du Congo, une gestion durable impose le maintien du statut organo-minéral des sols, mais également la prise en compte des fonctions socio-économiques de ce massif forestier. En effet les plantations sont situées dans un rayon de 70 km autour de la ville de Pointe-Noire (700 000 habitants environ) et les pressions exercées par les populations riveraines sont très fortes. La nécessité d'approvisionner Pointe-Noire en bois d'énergie et de construction ainsi que le nombre important d'emplois induits par les activités de sylviculture, d'exploitation et de transport des bois, confèrent à ce massif forestier un rôle de premier plan dans le développement régional (Hamel et Laclau, 1996). Toutefois parmi les composantes de la gestion durable de ces plantations, seuls les aspects agronomiques d'évolution de la productivité des peuplements seront abordés ici. Ces aspects sont cependant fondamentaux dans le cas du massif d'eucalyptus de Pointe-Noire car les différentes fonctions du massif sont étroitement dépendantes de son développement industriel (**Figure 6**). En effet la durabilité de ce massif passe avant tout par sa rentabilité économique qui reste fragile dans le contexte actuel. L'accroissement de la productivité des plantations et le raisonnement optimal des intrants, qui représentent un coût majeur de la sylviculture, sont donc des facteurs clés de la gestion durable de ce massif forestier.

La gestion intensive des plantations à croissance rapide au Congo, caractérisée par de fortes exportations de biomasse tous les sept ans dans des sols à très faible réserves minérales, représente une situation extrême de risque de chute de fertilité pour des sols forestiers. L'influence du reboisement sur le fonctionnement des sols devrait donc être particulièrement marquée dans ces conditions et le modèle d'étude de la durabilité des plantations développé au Congo aura à ce titre une portée beaucoup plus générale. La mise en place d'un dispositif expérimental en 1997 pour l'étude des cycles biogéochimiques correspond à un module important dans l'étude de la durabilité des plantations d'eucalyptus menée au Congo (**Figure 7**). Cette approche basée sur un 'site atelier' apparaît ici particulièrement adaptée car le massif est planté dans des conditions pédo-climatiques très homogènes. En effet les plantations sont regroupées sur une surface réduite (environ 2000 km²), le relief est peu accidenté et le sol correspond à une entité homogène ayant une même origine géologique.

L'étude des cycles biogéochimiques au niveau du site de Kondi a été menée pendant trois années (de janvier 1998 à janvier 2000) dans une futaie monoclonale d'eucalyptus et une savane herbacée adjacente. Le peuplement d'eucalyptus a été planté en janvier 1992 dans cette savane, représentative de l'écosystème dominant dans cette région avant le développement des plantations forestières. Parmi l'ensemble des flux intervenant dans les cycles biogéochimiques indiqués dans la **Figure 3**, certains ont été négligés dans l'étude menée à Kondi :

- Les flux liés à la faune, car la biocénose est peu développée dans les écosystèmes de savane et de plantation d'eucalyptus autour de Pointe-Noire (Loumeto et Bernhard-

Reversat, 1997). La macrofaune du sol est peu abondante (Mboukou-Kimbatsa *et al.*, 1998) et n'est pas susceptible de créer des flux d'entrées ou de sorties d'éléments minéraux significatifs.

- La décomposition des racines fines a été négligée car leur turnover est très difficile à mesurer avec précision (Hendricks *et al.*, 1993 ; Hendrick et Pregitzer, 1996) et il a été montré chez ce clone d'eucalyptus que leur densité dans le sol jusqu'à 3 m de profondeur est du même ordre aux âges de 2 et 6 ans (Bouillet *et al.*, 2000a). Comme dans la plupart des études concernant les cycles biogéochimiques, nous n'avons pas tenu compte de ce flux en considérant que pour un pas de temps annuel, la libération d'éléments minéraux lors du turnover des racines est compensée par leur prélèvement (Baker et Attiwill, 1985; Marques, 1996 ; Cortez, 1996).
- Les flux liés à l'érosion et au colluvionnement ont été négligés car le dispositif expérimental est situé dans une zone à très faible déclivité (pente $\approx 2\%$).
- Les remontées capillaires ont été négligées en raison de la texture sableuse du sol et de l'absence de nappe phréatique sur une profondeur de plus de 10 m.
- Les flux au niveau du sous-sol n'ont pas été abordés ici car l'échelle d'étude était le peuplement végétal et non le bassin versant.

Compte tenu des caractéristiques de la zone étudiée, le fait de négliger ces flux ne devrait donc pas biaiser les bilans d'éléments nutritifs. La prise en compte de certains de ces flux permettrait de mieux comprendre le fonctionnement interne de ce système mais ils ne pouvaient pas être abordés dans le cadre de ce travail.

Les travaux présentés ici concernent les cycles biogéochimiques sur le site de Kondi ainsi que quelques études complémentaires sur des chronoséquences de peuplements du même clone d'eucalyptus en première rotation. Les travaux en cours destinés à généraliser les résultats acquis pour ce clone à l'ensemble des parcelles du massif ne seront abordés que dans la discussion générale de ce document.

1.5 LES OBJECTIFS DE L'ÉTUDE :

Afin d'évaluer l'impact de la plantation d'eucalyptus sur le fonctionnement du sol et la qualité des eaux superficielles, les objectifs de cette étude sont les suivants :

- effectuer une comparaison synchrone des principaux flux d'éléments minéraux dans un écosystème de savane et une plantation d'eucalyptus en fin de rotation,
- étudier la dynamique du fonctionnement minéral d'une plantation d'eucalyptus sur savane pendant la première rotation,
- quantifier pour les principaux compartiments (dont le sol) les termes des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux, caractérisant le fonctionnement minéral d'une plantation d'eucalyptus en fin de rotation et d'une savane. Les bilans seront simulés pour la rotation d'eucalyptus complète,
- contribuer à l'évaluation de l'impact environnemental de la plantation d'eucalyptus sur l'écosystème originel, au niveau de l'évolution de la fertilité minérale des sols ainsi que de la quantité et de la qualité des eaux superficielles.

Cette étude s'intègre dans l'ensemble des travaux menés au Congo afin d'évaluer la durabilité des plantations d'eucalyptus. L'établissement de bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs dans les sols pendant la rotation de futaie a pour objectif appliqué de contribuer à adapter les fertilisations aux besoins des plantations du Congo et d'orienter les futures expérimentations agronomiques de terrain. L'impact de différents scénarios sylvicoles sur l'évolution de la fertilité minérale des sols pourra aussi être simulé.

Plus largement, cette étude menée dans un système à forts risques de baisse de fertilité minérale des sols, fournira des données écologiques quantitatives originales sur le fonctionnement de ces écosystèmes forestiers ainsi que des orientations en matière de gestion. En effet, les études complètes de flux d'éléments nutritifs abordant la dynamique des besoins minéraux des peuplements ainsi que les efficacités de prélèvement au sol et d'utilisation des éléments sont rares dans les plantations forestières tropicales (Gonçalves *et al.*, 1997).

Les caractéristiques de la zone d'étude sont présentées dans le chapitre 2, ainsi que l'approche méthodologique utilisée. Les principaux flux des cycles biologique, biochimique et géochimique ainsi que les bilans de fertilité établis dans chaque écosystème sont présentés dans le chapitre 3 et discutés au regard de la bibliographie. Dans le chapitre 4, une discussion générale des résultats aborde l'incertitude liée à l'estimation des flux ainsi que la dynamique des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux. L'écosystème d'eucalyptus étudié ici est également resitué dans un système agronomique plus général intégrant les expérimentations en fertilisation, afin d'identifier les conséquences pratiques des résultats obtenus en matière de fertilisation des plantations industrielles d'eucalyptus au Congo. Enfin le chapitre 5 synthétise les principaux résultats dans une conclusion générale et présente les perspectives dégagées par cette étude.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 PRÉSENTATION DU SITE

2.1.1 Localisation

Les plantations d'eucalyptus étudiées sont situées par 4° degrés de latitude sud et 12° degrés de longitude Est sur le littoral de la République du Congo (**Figure 8**). Le relief est peu accidenté et seules les zones planes ou de pente modérée (<12%) ont été plantées. Le dispositif expérimental d'étude des cycles biogéochimiques a été installé sur le site de Kondi, à environ 40 km au Nord de la ville de Pointe-Noire, dans une zone plane située à une altitude d'environ 100 m. Des travaux complémentaires ont été menés dans une chronoséquence de peuplements du même clone âgés de 1 à 7 ans après plantation en savane. Ces plantations sont regroupées dans un rayon de 500 mètres sur le site de Kissoko, à environ 20 km au nord-est de Pointe-Noire.

2.1.2 Climat

Le climat du littoral congolais est de type équatorial de transition (Jamet et Rieffel, 1976). Au cours de la période de 1950 à 1999, la pluviométrie annuelle moyenne a été de 1190 mm à Pointe-Noire, avec une saison sèche marquée de juin à septembre (**Figure 9**). La variabilité inter annuelle de la pluviométrie est forte avec un écart-type de 365 mm pendant cette période. Le minimum relevé à Pointe-Noire était de 296 mm en 1958 et le maximum de 2045 mm en 1961. La période d'étude des cycles biogéochimiques se caractérise par une pluviométrie supérieure à la moyenne. Elle a représenté sur le site de Kondi, 1680 mm en 1998, 1410 en 1999 et 1470 en 2000.

La température moyenne est de 25 °C avec des variations saisonnières de faible amplitude (< 5 °C) et très peu de variations inter annuelles. L'humidité relative de l'air est de 80% en moyenne avec de très faibles variations au cours de l'année. L'insolation moyenne journalière au cours de l'année est de 4 heures. Elle est minimale en saison sèche (autour de 2 heures par jour) en raison d'une forte nébulosité.

Les calculs de flux et de bilans saisonniers considèreront que la saison sèche a lieu chaque année des mois de juin à septembre inclus et la saison des pluies d'octobre à mai.

2.1.3 Géologie

Le substrat géologique est constitué de formations sédimentaires de sable continental datées du Plio-Pleistocène (Jamet, 1975). Ces dépôts de sables grossiers ont été transportés depuis la chaîne du Mayombe située à environ 80 km de la côte (Dadet 1969 cité par Trouvé *et al.*, 1994).

Les principaux minéraux ont été identifiés dans les différentes fractions granulométriques d'échantillons de sol prélevés jusqu'à 5 m de profondeur dans le site de Kondi (**Tableau 3**). Cette étude a été menée à partir de l'observation morphologique des minéraux (loupe binoculaire, microscope optique, microscope électronique à balayage), de l'analyse de leur structure (diffractométrie des rayons X) et d'analyses chimiques par microsonde électronique (Nzila, 2001). Un calcul normatif complet de la composition minéralogique n'a pas pu être réalisé en raison des très faibles concentrations en vermiculite dans ces sols. Il n'a donc pas été possible de répartir le magnésium entre les différents minéraux porteurs de cet élément. Les minéraux identifiés confirment cependant que ces dépôts sableux proviennent de l'altération des roches métamorphiques de la chaîne du Mayombe.

Ces formations sédimentaires sont constituées essentiellement de quartz dans les fractions grossières et de kaolinite dans les fractions fines. Les minéraux renfermant des éléments nutritifs susceptibles d'être libérés par altération sont très peu représentés dans ces sols.

2.1.4 Les sols

Les diverses études pédologiques menées dans les sols de savanes reboisés autour de Pointe-Noire révèlent une faible variabilité physico-chimique (Jamet, 1975 ; Malvos et Ranger, 1983 ; Barthès, 1995 ; Trouvé, 1992 ; Nzila, 1996). Le paramètre le plus variable dans ces sols est la profondeur des différents horizons. La profondeur de l'horizon A₁ paraît, comme classiquement, un bon indicateur de la fertilité du site pour la production de bois d'eucalyptus (Malvos et Ranger, 1983 ; Bouillet *et al.*, 2000b).

Un profil de sol décrit dans chacune des deux formations végétales étudiées à Kondi est présenté dans les **Figures 10 et 11**. Une comparaison détaillée de ces sols sera présentée dans le paragraphe 'Résultats et discussion' (Cf. 3.1.1). Ils appartiennent au groupe des *Ferralsic Arenosols* (FAO, 1998). L'appartenance au groupe des arenosols est indiquée dans la classification par la présence sur une profondeur de plus d'un mètre :

- d'une texture sableuse,
- de moins de 35 % en volume de fragments grossiers (0% ici),
- et l'absence d'horizons diagnostics autres que *ochric*, *yeremic* ou *albic*, ou un horizon de type *plinthic*, *petroplinthic* ou *salic* au delà de 50 cm de profondeur, ou un horizon de type *argic* ou *spodic* au delà de 2 m de profondeur.

La subdivision *Ferralsic* correspond à la présence de propriétés de type *ferralsic* dans les sols. Elle inclut les sols dans lesquels un horizon *ferralsic* pourrait être décrit, mis à part leur texture grossière, ce qui correspond bien au sol étudié ici. La CEC (extraction Acétate d'ammonium 1 M) inférieure à 4 cmol_c kg⁻¹ de sol sur l'ensemble du profil est caractéristique de propriétés de type *ferralsic*.

La zone où des chronoséquences de peuplements ont été étudiées (**Articles 1 et 4**) présente des sols ayant des caractéristiques physico-chimiques très semblables à celles décrites dans les **Figures 10 et 11** pour le site de Kondi.

2.1.5 Végétation

Une futaie monoclonale d'eucalyptus a été étudiée à Kondi, ainsi qu'une zone témoin de savane adjacente laissée intacte. Une distance de 500 mètres sépare les dispositifs expérimentaux installés dans les deux formations végétales. Les principales caractéristiques des deux systèmes sélectionnés sont indiquées dans le **Tableau 4**.

La savane étudiée est représentative de la majorité des savanes qui couvraient les plaines littorales du Congo avant la plantation d'eucalyptus. L'espèce graminée dominante est *Loudetia arundinacea* (Hochst.) Stend. et la seule espèce arbustive (*Anona arenaria* Thorp.) présente une densité très faible (<10 individus ha⁻¹). Un brûlis annuel a été réalisé chaque année en milieu de saison sèche car la plupart des savanes dans cette zone sont brûlées annuellement par la population.

Le clone choisi (1-41) est l'un des plus productifs de l'hybride *Eucalyptus PFI* et sa croissance est bien connue sur l'ensemble du massif congolais. En effet il a été planté depuis 1978 sur plus de 7000 ha et il est utilisé comme clone témoin dans tous les essais mis en place par l'UR2PI. Le peuplement étudié à Kondi a été planté en janvier 1992 dans une savane. La sylviculture appliquée est identique à celle menée en futaie dans les plantations industrielles (**Tableau 5**). Elle a conduit à l'élimination complète de la végétation adventice (absence d'arbustes et d'herbacées en sous étage) par des entretiens chimiques au glyphosate. La plantation étudiée à Kondi entre les âges de 6 et 9 ans correspond à la fin de la rotation.

Des travaux complémentaires menés dans une chronoséquence de peuplements du même clone (1-41) sont présentés dans les **Articles 1 et 4**. La sylviculture et la croissance des peuplements sont semblables à celles de la plantation de Kondi, excepté une densité de plantation légèrement supérieure et des entretiens mécanisés au pulvérisateur à disque pendant les deux premières années de croissance (**Tableau 6**).

2.2 DISPOSITIFS EXPERIMENTAUX ET METHODES D'ÉCHANTILLONNAGE

2.2.1 Stocks dans les différents compartiments de l'écosystème

Les caractéristiques des sols ont été étudiées sur le site de Kondi lors de l'implantation du dispositif expérimental d'étude des cycles biogéochimiques. Les objectifs étaient (i) de comparer les caractéristiques des sols dans la plantation d'eucalyptus et la savane, ainsi que (ii) de calculer les stocks d'éléments minéraux disponibles pour la nutrition de la végétation dans le sol des deux écosystèmes. L'évaluation des conséquences agronomiques des bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs au niveau du sol nécessite en effet de relativiser les flux en fonction des stocks biodisponibles dans le sol.

2.2.1.1 Les sols

Quatre profils de sols dans la plantation d'eucalyptus et deux profils dans la savane ont été décrits précisément jusqu'à 6 m de profondeur lors du creusement de fosses pour l'installation de lysimètres (**Figures 10 et 11**). Une étude complémentaire a été par ailleurs menée afin d'évaluer la variabilité spatiale de la composition chimique de ces sols. Outre la quantification des stocks d'éléments minéraux dans les sols de chaque écosystème, l'objectif de cette étude est de comparer les caractéristiques des sols sous savane et sous la plantation d'eucalyptus. Cette comparaison doit permettre de déceler si les sols dans lesquels les dispositifs d'études des cycles biogéochimiques ont été installés présentent des différences marquées, susceptibles de perturber la comparaison du fonctionnement minéral des deux écosystèmes.

□ Evaluation des stocks d'éléments minéraux :

Les descriptions pédologiques des six fosses ont montré une grande similitude entre les profils dans chaque peuplement, conformément aux observations réalisées précédemment sur l'ensemble de la zone. Compte tenu de ces descriptions, les analyses physico-chimiques ont été réalisées jusqu'à 2 m de profondeur dans 3 profils sous eucalyptus et 2 profils sous la savane. Les stocks d'éléments totaux et échangeables ont été calculés à partir de la moyenne des teneurs en éléments de chaque horizon dans les profils échantillonnés pour chaque peuplement. Au delà de 2 m de profondeur, des analyses détaillées ont été effectuées en subdivisant un profil de référence dans chaque écosystème en couches de 0,5 ou 1 m d'épaisseur, afin de déceler la présence éventuelle de niveaux plus riches en profondeur. Des analyses effectuées dans la couche de 5,50 m à 6 m, prélevée dans 3 profils sous eucalyptus, ont en outre révélé une variabilité très faible en profondeur de la composition chimique du sol. Dans le profil de référence sous eucalyptus, les prélèvements ont été réalisés jusqu'à 12 m de profondeur (à la tarière entre 6 et 12 m).

Tous les échantillons de sol ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm pour les analyses suivantes : granulométrie, $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ et pH_{KCl} , carbone organique et azote total, éléments totaux, libres et échangeables. Les fractions granulométriques ont été séparées pour l'analyse minéralogique après destruction de la matière organique par l'eau oxygénée diluée. La densité apparente a été mesurée *in situ* par 10 prélèvements au cylindre dans chaque horizon pédologique pour la plantation et 15 pour la savane. Les densités réelles (méthode du pycnomètre) et les humidités aux valeurs de $\text{pF}=2$ et $4,2$ ont été déterminées sur des échantillons de sol remaniés par le laboratoire du CIRAD-Amis.

L'absence de fraction grossière dans ces sols (pas de refus à 2 mm) autorise le calcul direct des stocks d'éléments minéraux à partir des analyses chimiques pour les profils échantillonnés dans chaque peuplement et des densités apparentes de chaque horizon. Les stocks ont été calculés pour une profondeur de sol prospectée par les racines de 6 m sous eucalyptus et de 3 m sous la savane. En effet les observations des systèmes racinaires des eucalyptus ont montré la présence de racines fines (diamètre < 1 mm) jusqu'à 6 m de profondeur, même si leur densité chute au delà de 3 m (**Article 3**). Les prélèvements à la tarière de 6 à 12 m de profondeur ont cependant révélé la présence de quelques racines dans un profil (parmi 2 profils prélevés) jusqu'à 9 m de profondeur. Nous ferons ici l'hypothèse que les prélèvements

hydriques et minéraux au delà de 6 m de profondeur sont négligeables par rapport aux prélèvements dans les 6 m de sol superficiels. Cette hypothèse est confortée par les mesures de flux de sève et d'humidité du sol réalisées dans cette plantation par Sana (1997), qui montraient que le prélèvement hydrique par le peuplement d'eucalyptus en saison sèche avait lieu principalement dans les 5 m superficiels de sol. De plus l'analyse chimique ne révèle pas d'hétérogénéité dans le profil apte à constituer une entrée majeure d'éléments nutritifs dans l'écosystème. Dans la savane, la densité de racines est très faible au delà de 1 m de profondeur mais des racines ont été observées jusqu'à environ 2,5 m de profondeur (**Article 2**).

Les stocks d'éléments minéraux dans les couches holorganiques (Ol, Of et Oh) ont été quantifiés dans la plantation d'eucalyptus par 20 prélèvements aléatoires avec un cadre (0,50 m x 0,50 m). Dans la savane, la biomasse de litière au sol est très faible en raison du brûlis annuel. Elle a été quantifiée par 10 prélèvements avec un cadre de 1 m x 1 m.

□ Variabilité spatiale :

La variabilité spatiale de la composition chimique des sols dans les deux formations végétales a été étudiée par un prélèvement « en grappes » à proximité des profils décrits (**Figure 12**). Au vu des résultats des premières analyses, cet échantillonnage a été limité aux horizons de surface (0-5 cm et 35-50 cm) qui présentent la plus forte variabilité de composition chimique. Les échantillons ont été prélevés dans des fosses de 50 cm de profondeur à l'aide d'un cylindre afin de limiter au maximum la variabilité due à la méthode de prélèvement. Les analyses chimiques ont concerné le carbone organique et l'azote total ainsi que les autres éléments totaux, qui présentaient une variabilité plus forte que les éléments échangeables dans les 3 profils étudiés précédemment sous eucalyptus. Les échantillons de sol ont été conservés en pédothèque et le site a été repéré par des balises fixes, pour permettre de nouvelles analyses dans l'avenir.

2.2.1.2 La végétation

Les espèces végétales présentes dans les deux écosystèmes ont été inventoriées (Yoka, 1997). Les différentes espèces constituant la savane sont présentées dans l'**article 2**. La sylviculture pratiquée dans la plantation ayant conduit à l'élimination complète du sous-étage, le peuplement végétal était constitué exclusivement des arbres du clone 1-41 de l'hybride *Eucalyptus PFI*.

Les méthodes d'évaluation des biomasses et minéralomasses décrites dans la bibliographie pour des plantations forestières (Grace and Madgwick, 1987; Ranger *et al.*, 1992; Parresol, 1999) et des savanes guinéennes (Abbadie, 1984 ; Fournier, 1991 ; Harmand, 1998) ont été reprises ici. La méthode utilisée dans la plantation d'eucalyptus est identique à celle utilisée dans une chronoséquence de peuplements du même clone décrite précisément dans l'**article 1**. Les principales étapes sont :

- Dans la savane :
 - Les biomasses et les stocks d'éléments minéraux au début de l'étude (janvier 1998) ont été considérées identiques aux valeurs mesurées en janvier 1999 (**Article 2**). Le biais devrait être faible car le brûlis annuel a eu lieu chaque année à la même période (début août) et les conditions climatiques en 1997 et 1998 étaient très voisines.
 - La partie aérienne a été prélevée mensuellement au ras du sol pendant un an (13 prélèvements), dans 10 placeaux de 1 m² situés dans un dispositif en blocs complets randomisés. Les espèces les plus représentées ont été distinguées tous les 3 mois.
 - La partie souterraine a été évaluée par 10 répétitions de prélèvements au cylindre dans les couches de sol 0-5 cm, 5-15 cm, 15-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm, 150-200 cm. Le volume du cylindre utilisé était de 0,147 dm³ dans la couche de sol superficielle et de 0,538 dm³ au delà de 5 cm de profondeur.
 - Des analyses chimiques de N, P, K, Ca et Mg ont été effectuées à chaque date dans chacun des 10 prélèvements aériens ainsi que dans 2 échantillons composites de racines. Les teneurs en Na, Cl, S, Fe et Al n'ont été déterminées que sur un échantillon composite pour les parties aériennes et souterraines.
 - Les biomasses et minéralomasses par hectare représentent la moyenne rapportée à l'hectare, des valeurs mesurées dans les 10 prélèvements aériens et souterrains.

- Dans la plantation :
 - Inventaire du peuplement (la hauteur et la circonférence à 1,30 m du sol ont été mesurées sur une ligne de plantation sur 10, soit 560 arbres). Sélection de 12 arbres pour un échantillonnage destructif à l'âge de 5 ans et 4 mois.
 - Mesure des biomasses sèches pour chaque compartiment aérien de l'arbre (feuilles, branches, bois et écorce du tronc) et constitution d'échantillons pour l'analyse chimique.
 - Analyses chimiques pour N, P, K, Ca et Mg dans un échantillon représentatif de chaque compartiment de chacun des 12 arbres. Pour les éléments Na, Cl, S, Fe et Al, les 12 arbres échantillonnés ont été séparés en 3 classes de 4 arbres : dominés, moyens et dominants. Un échantillon composite pour chaque compartiment a été analysé dans chacune des 3 classes afin de limiter les coûts d'analyses.
 - Evaluation de la minéralomasse dans chaque compartiment à partir des biomasses sèches et des concentrations analysées.
 - Etablissement de tarifs de biomasse et minéralomasse basés sur les caractéristiques dendrométriques des arbres. Les tarifs obtenus présentaient de forts coefficients de détermination ($R^2 > 0,9$) et des résidus sans biais.
 - Evaluation des biomasses et minéralomasses compartimentées et rapportées à l'hectare en appliquant les tarifs établis en avril 1997 à l'inventaire du peuplement de janvier 1998. Pour le système racinaire ⁽³⁾, les tarifs établis pour des peuplements du même clone âgés de 1 à 7 ans ont été repris (**Article 1**).

La validité de l'échantillonnage pratiqué a été vérifiée. Les valeurs de biomasses et minéralomasses ont été mesurées, dans un peuplement d'eucalyptus de 7 ans, sur 18 arbres n'ayant pas été utilisés pour l'élaboration des tarifs. La comparaison avec les valeurs prédites

⁽³⁾ Le terme 'racinaire' ne figure pas dans le dictionnaire mais il est généralement accepté par usage. Il sera utilisé ici plutôt que le terme radicaire en l'absence de pivot chez ces boutures d'eucalyptus.

a révélé une bonne qualité prédictive de ces modèles lorsqu'ils sont utilisés dans un peuplement ayant les mêmes caractéristiques (clone, sylviculture, âge) que le peuplement échantillonné. L'influence du nombre d'arbres échantillonnés sur les intervalles de confiance des valeurs de biomasse et minéralomasse prédites par les tarifs a été étudiée (**Annexe 1**). Cette approche a montré qu'au delà de 12 arbres échantillonnés par peuplement, les intervalles de confiance des tarifs évoluent peu. L'échantillonnage de 12 arbres par peuplement correspond donc à un bon compromis entre la difficulté des mesures et la précision des tarifs.

2.2.2 Principaux flux d'éléments minéraux dans l'écosystème

Les flux d'éléments minéraux ont été étudiés (i) pendant les 3 années de suivi du dispositif expérimental à Kondi dans la plantation d'eucalyptus (entre les âges de 6 et 9 ans) ainsi que dans la savane et (ii) dans des chronoséquences de peuplements du même clone d'eucalyptus sur le site de Kissoko. Les études menées à Kissoko (à 20 km environ de Kondi) ont pour objectif de quantifier l'évolution de certains flux d'éléments minéraux au cours de la rotation complète (de 0 à 7 ans). Ces données compléteront les mesures effectuées en fin de rotation à Kondi afin de simuler les bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs dans l'écosystème au cours de la révolution complète. Les compartiments et les flux d'éléments minéraux mesurés dans le dispositif de Kondi sont représentés dans la **Figure 3**.

2.2.2.1 Flux internes dans la biomasse des peuplements

Les flux internes d'éléments nutritifs dans la biomasse des peuplements forestiers ont été calculés avec un pas de temps annuel à partir des concepts et critères décrits dans la littérature (Turner et Lambert, 1983 ; Ranger et Bonneau, 1984 ; Ranger et Colin-Belgrand, 1996).

La dynamique d'incorporation des éléments dans la biomasse a été évaluée entre 0 et 7 ans dans une chronoséquence de peuplements à Kissoko (**Article 1**) et entre deux brûlis annuels (**Article 2**) dans la savane (**Figure 13**). Le suivi diachronique entre les âges de 6 et 9 ans de la plantation d'eucalyptus de Kondi a permis d'affiner l'évaluation des flux internes d'éléments nutritifs dans ce peuplement. En effet, un échantillonnage destructif de 12 arbres en avril 1997 et de 10 arbres en avril 2000 a permis l'établissement de modèles de biomasse et minéralomasse adaptés à ce peuplement pour les âges de 5-6 ans et 8-9 ans. Des modèles généraux intégrant la circonférence et l'âge des arbres ont également été établis dans la plantation afin de quantifier l'accroissement en biomasse et minéralomasse entre les âges de 6 et 9 ans (**Annexe 2**). L'âge est une variable d'entrée importante dans ces tarifs, car la forme des arbres évolue rapidement chez ces hybrides à croissance rapide. La méthodologie indiquée précisément dans l'**article 1** a été reprise. L'application de ces tarifs aux inventaires effectués chaque année en janvier a permis d'estimer l'incorporation minérale annuelle dans la biomasse pendant la période de suivi du dispositif expérimental.

Les besoins courants annuels totaux (B_{CAT}) sont définis comme la quantité totale de chaque élément nutritif accumulée dans la biomasse produite pendant l'année courante (exprimée en $kg\ ha^{-1}\ an^{-1}$). Ils sont satisfaits par le prélèvement d'éléments minéraux au niveau du sol et du feuillage (à partir des apports atmosphériques), ainsi que par les transferts internes à la plante au cours de la sénescence des tissus. Les besoins courants annuels totaux sont évalués au stade de maturité maximale des organes végétaux

$$B_{CAT} = b \times [M]$$

où b représente la biomasse annuelle courante produite et $[M]$ la concentration en élément minéral dans la biomasse produite au cours de l'année. Le mode de calcul adopté dans les différentes formations végétales est le suivant :

- Dans les plantations d'eucalyptus, les besoins d'éléments minéraux liés au turnover des racines fines n'ont pas été pris en compte dans le calcul de B_{CAT} . La biomasse annuelle courante produite (b) a été quantifiée comme l'accroissement en biomasse de chaque compartiment (calculé à partir des tarifs établis dans le peuplement à chaque âge), auquel est ajoutée la biomasse des retours au sol éventuels du compartiment sous forme de litières au cours de l'année (cas des feuilles, des branches et des écorces). Une diminution de 5 % de la masse surfacique des feuilles a été mesurée au cours de la sénescence chez ce clone. Afin de tenir compte de la perte de masse avant la chute des feuilles, la biomasse annuelle de litière de feuilles a donc été multipliée par 1,05 lors du calcul de la biomasse annuelle courante produite de feuilles. Les valeurs de $[M]$ prises en compte dans la plantation de Kondi ont été déterminées sur des échantillons prélevés en fin de saison des pluies. Un échantillon représentatif du bois juvénile a été analysé chez 3 arbres dont la surface terrière correspondait à la moyenne du peuplement à l'âge de 7 ans. Les moyennes des concentrations mesurées dans les feuilles, les écorces et les branches de diamètre inférieur à 2 cm, prélevées sur 10 arbres de ce peuplement à l'âge de 8 ans ont été prises en compte. Pour estimer l'ordre de grandeur des besoins annuels pour l'accroissement des racines (turnover de racines fines exclu), les concentrations déterminées dans le système racinaire du peuplement de 7 ans de la chronoséquence de Kissoko ont été utilisées.
- Dans la chronoséquence de Kissoko, la moyenne des concentrations mesurées dans le cerne annuel externe de 4 arbres échantillonnés à chaque âge a été prise en compte pour le calcul des besoins liés à la production de bois dans le tronc (**Article 4**). Pour les feuilles et l'écorce, la moyenne des concentrations déterminées chez 12 arbres prélevés à chaque âge (3 arbres pour les racines) a été utilisée comme valeur de $[M]$. La concentration moyenne des branches vivantes prélevées sur 12 arbres dans le peuplement de 1 an a été prise en compte pour le calcul des besoins liés à la production de branches dans tous les peuplements de la chronoséquence.
- Dans la savane, les besoins annuels totaux ont été calculés à partir des concentrations maximales mesurées au cours de l'année pour chaque élément. La production annuelle de biomasse aérienne a été calculée en cumulant les retombées annuelles de litières de feuilles et la variation de biomasse épigée entre le brûlis et la fin de la saison des pluies. Nous avons calculé la production annuelle de racines dans la savane par différence entre les biomasses de racines vivantes maximales et minimales au cours de l'année. Bien que cette méthode soit très utilisée, son emploi n'est justifié que si la production de racines a lieu de façon régulière au cours de l'année. Si le turnover de racines est rapide, elle est

susceptible de sous-estimer fortement la production de racines (Hendricks *et al.*, 1993 ; Ruess *et al.*, 1996 ; Rytter, 1999). Même si l'augmentation de la biomasse de racines vivantes dans la savane de Kondi est régulière au cours de la saison des pluies (**Article 2**), l'évaluation du turnover de racines par la méthode employée reste peu précise. L'objectif est d'estimer l'ordre de grandeur des besoins annuels liés à ce processus.

L'immobilisation (I_m) est définie comme la quantité d'éléments minéraux restant dans la biomasse lorsque les transferts internes sont terminés. Pour un stade de développement particulier, elle a été calculée dans les peuplements d'eucalyptus en multipliant la production de biomasse ligneuse (b_l) par la concentration stabilisée de chaque élément minéral ($[M_{stab}]$).

$$I_m = b_l \times [M_{stab}]$$

Cette concentration stabilisée correspond pour chaque élément à la zone des tissus ligneux où la concentration n'évolue plus (cernes les plus internes). Elle peut cependant être assimilée à la concentration moyenne des compartiments ligneux lorsque la proportion de tissus à concentration non stabilisée est faible (Ranger et Colin-Belgrand, 1996). La concentration stabilisée dans les branches, l'écorce et les grosses racines a été assimilée à la concentration moyenne mesurée à chaque âge dans ces compartiments. Dans le bois du tronc des peuplements de la chronoséquence de Kissoko, la moyenne des concentrations mesurées sur 4 arbres à chaque âge a été prise en compte, en excluant le cerne annuel externe qui sera le siège de l'essentiel des transferts internes (**Article 4**). A Kondi, les concentrations stabilisées dans le bois ont été assimilées aux concentrations moyennes à chaque âge car les transferts internes dans le bois sont limités en fin de rotation.

Les échanges foliaires peuvent correspondre à une absorption d'éléments minéraux (déposés sur le feuillage ou dissous dans les eaux de pluie) ou à un flux d'éléments mis en solution à partir des tissus foliaires, par dissolution ou échange d'ions (qualifié de '*récréation*'). Les échanges foliaires d'un élément X (Ef_X) ont été calculés mensuellement à partir du flux de cet élément dans les eaux récoltées sous le feuillage (Ps_X : pluiolessivats), des apports par la pluie hors couvert (Pi_X) et des dépôts secs (DS_X) :

$$Ef_X = Ps_X - Pi_X - DS_X$$

Les dépôts secs sont très difficiles à mesurer dans les écosystèmes forestiers car ils dépendent des caractéristiques des surfaces collectrices : forme, matière, rugosité,...(Lindberg *et al.*, 1986 ; Davidson et Wu, 1990). Ils représentent cependant généralement des apports élevés en forêt car la canopée se comporte comme un 'filtre' à aérosols (Lindberg et Lovett, 1985). La méthodologie précise adoptée pour calculer les échanges foliaires est décrite en **annexe 4**.

Les prélèvements au sol d'éléments minéraux sont calculés à partir du modèle à compartiments et à flux comme la somme (i) des éléments définitivement immobilisés dans l'arbre, (ii) de la variation de minéralomasse des compartiments feuillage et racines fines et (iii) de la masse d'élément qui retourne au sol annuellement avec les retombées de litières et la récréation :

$$\text{Prélèvement} = \text{Immobilisation} + \text{Restitutions (chutes de litières + récréation)} + (\Delta f + \Delta r)$$

où Δf et Δr représentent respectivement les variations éventuelles des minéralomasses dans le feuillage et les racines. Ces accroissements ont été calculés dans la chronoséquence de peuplements d'eucalyptus à partir des modèles établis entre 0 et 7 ans (**Article 1**).

La récréation correspond aux échanges foliaires > 0 . Elle représente la partie du flux de pluviolessivat sous le couvert végétal qui provient de la mise en solution d'éléments minéraux à partir des tissus végétaux, par dissolution ou échange d'ions.

Dans la savane, les prélèvements au sol ont été calculés à un pas de temps mensuel, en cumulant l'incorporation minérale dans les parties aériennes et souterraines entre août 1999 et août 2000, avec les échanges foliaires et les chutes de litières pendant cette période. Les échanges foliaires ont été calculés mensuellement à partir de la composition chimique des pluies et des pluviolessivats dans ce peuplement.

Le prélèvement au sol annuel a été calculé en cumulant l'accroissement de minéralomasse (aérienne et souterraine) de la savane entre le brûlis annuel (mois d'août) et la fin de la saison des pluies (mois d'avril), avec les restitutions au sol pendant cette période (chutes de litières + récréation).

Les transferts internes vers les organes en croissance sont calculés par différence entre la quantité d'éléments nécessaire pour la croissance annuelle d'un compartiment et la quantité d'éléments fixée définitivement dans la biomasse de ce compartiment. Ils ont été quantifiés dans la plantation d'eucalyptus par les équations,

$$\text{Transferts}_{\text{feuilles}} = (B_f \times 1,05 \times [M]_{\text{feuilles vivantes}}) - (B_f \times [M]_{\text{feuilles mortes}}) - \text{récréation}$$

$$\text{Transferts}_{\text{branches}} = B_b \times ([M]_{\text{branches juvéniles}} - [M]_{\text{branches âgées}})$$

$$\text{Transferts}_{\text{écorces}} = B_e \times ([M]_{\text{écorces sur pied}} - [M]_{\text{litières d'écorces}}) - \text{récréation}$$

où B_f , B_b et B_e représentent respectivement les biomasses annuelles de chutes de litières de feuilles, de branches et d'écorces. Le coefficient 1,05 correspond au ratio de masse surfacique mesuré entre les feuilles vivantes et mortes. $[M]_Y$ représente la concentration minérale dans le compartiment Y.

La quantification des transferts internes dans le bois et leur dynamique au cours de la rotation a fait l'objet d'une étude particulière basée sur une chronoséquence de peuplements à Kissoko (**Article 4**). Une méthodologie originale a été développée en raison de la croissance continue des eucalyptus au Congo et de l'absence de cernes de croissance annuels marqués dans le bois. Quatre arbres ont été échantillonnés dans des peuplements du même clone âgés de 1, 2, 3, 4, 5, 6 et 7 ans. La validité de la chronoséquence a été vérifiée par la correspondance des relations hauteur-âge et circonférence-âge dans les différents peuplements. Les cernes annuels ont été positionnés dans des rondelles de bois prélevées à différentes hauteurs dans les arbres, à partir des données de croissance et de profils en long des tiges établis à chaque âge. Des analyses chimiques ont ensuite été réalisées pour des échantillons de bois prélevés dans tous les cernes, afin de déterminer leur concentration en N, P, K, Ca et Mg. Les transferts internes dans chaque 'enveloppe de croissance' annuelle ont été calculés entre 2 âges successifs par différence entre les minéralomasses mesurées. Cette approche est valide car les volumes (et les biomasses) des 'enveloppes de croissance' annuelles comparées dans les différents peuplements de cette chronoséquence sont bien identiques. Les transferts internes totaux par

hectare ont été calculés en sommant les valeurs mesurées dans tous les cernes des arbres échantillonnés et en les rapportant à l'hectare.

Les transferts internes dans les racines n'ont pas été pris en compte en raison de l'absence de mesures et de références bibliographiques.

La variabilité saisonnière des flux d'éléments minéraux dans la biomasse a été quantifiée dans la savane où leur dynamique d'incorporation a été étudiée mensuellement. Dans la plantation d'eucalyptus, des rubans dendromètres (lecture de circonférence à la hauteur de 1,30 m avec une précision de 0,2 mm) ont été installés en mars 1998 autour de 30 arbres représentatifs de la variabilité des surfaces terrières dans le peuplement. Les lectures ont été effectuées tous les 15 jours entre avril 1998 et décembre 2000, afin de mesurer l'évolution saisonnière de la croissance en circonférence des arbres. L'application des tarifs de biomasse établis dans ce peuplement pour des âges compris entre 5 ans et 9 ans, ainsi qu'un échantillonnage complémentaire concernant le feuillage, ont permis d'évaluer l'effet des saisons sur les principaux flux des cycles biologique et biochimique. La méthodologie précise utilisée est décrite dans l'**annexe 3**.

2.2.2.2 Restitutions solides au sol

Les chutes de litières ont été collectées toutes les semaines de juin 1997 à décembre 2000 dans 15 bacs installés aléatoirement dans la plantation d'eucalyptus de Kondi. Ces bacs de surface relativement importante (75 cm x 75 cm) ont été positionnés à proximité du sol (environ 10 cm de hauteur) afin d'éviter de perturber la chute des branches (**Photo 1**). Les feuilles, les écorces, les branches, ainsi que le matériel divers (fruits principalement) ont été séparés manuellement. Dans la savane, les chutes de litières ont été collectées toutes les semaines pendant une année au niveau de 10 gouttières en PVC de surface 320 cm², glissées entre les touffes d'herbe.

Afin de quantifier les chutes de litières au cours de la rotation de futaie, 10 bacs à litière identiques à ceux utilisés dans la plantation de Kondi ont été installés aléatoirement dans une chronoséquence de peuplements du même clone à Kissoko. La sylviculture menée dans ces plantations est décrite dans l'**article 1**. Les chutes de litières ont été récoltées mensuellement de juillet 1997 à juin 1998, dans des peuplements âgés de 0 à 1 an, 1 à 2 ans, 2 à 3 ans, 5 à 6 ans et 7 à 8 ans.

Le matériel récolté dans chaque peuplement a été regroupé chaque mois pour séchage à l'étuve (à 65 °C) puis les échantillons ont été ensuite broyés et homogénéisés pour analyse chimique.

Faute d'information pour ce clone, une étude complémentaire a été nécessaire afin d'évaluer la durée de vie des feuilles. De fines lanières de plastique ont été nouées délicatement autour du pétiole de 80 feuilles sélectionnées à un stade très juvénile (longueur ≈ 5 mm) sur 4 arbres du clone 1-41 dans une futaie âgée d'un an. L'âge des feuilles au moment du marquage a été

évalué à 15 jours à partir de l'observation de la vitesse de croissance de nouvelles feuilles initiées sur ces arbres. Le nombre de feuilles marquées restant sur ces arbres a été compté toutes les semaines, jusqu'à leur chute complète. Une trentaine de feuilles ont également été marquées à la même période (décembre 1999) dans le houppier des arbres âgés de 8 ans dans le peuplement étudié à Kondi. Ces feuilles étaient situées à une hauteur de 15 m environ ce qui n'a pas permis un comptage régulier du nombre de feuilles restantes sur les arbres. La période de chute de ces feuilles a cependant été observée.

2.2.2.3 Décomposition de la litière au sol

La décomposition de la litière au sol et la libération d'éléments minéraux ont été étudiées à partir d'une comparaison du stock de litière au sol à un an d'intervalle et de la retombée de litière au cours de cette période. Cette approche permet une détermination directe de la décomposition au niveau de l'écosystème (Rapp et Leonardi, 1988 ; Harmand, 1998). La litière au sol a été collectée dans la plantation d'eucalyptus de Kondi après la phase de minéralisation active, en tout début de saison sèche 1998, 1999 et 2000. Vingt prélèvements disposés aléatoirement dans une interligne ont été effectués en 1998 avec un cadre de 0,5 m x 0,5 m. L'année suivante, la litière au sol a été prélevée dans une interligne contiguë, en conservant la même position par rapport aux arbres (facteur important de structure de la couche holorganique). Les principales fractions ont été séparées : feuilles entières, feuilles en cours de décomposition, écorces, bois mort, fruits et une fraction 'feuilles décomposées + racines'⁽⁴⁾. Un tri manuel a été effectué pour cette dernière fraction afin d'éliminer le maximum de racines d'eucalyptus adhérentes aux feuilles en cours de décomposition. Cependant le mat racinaire étant très dense, il n'a pas été possible d'éliminer toutes les racines fines de cette fraction. La biomasse de racines restant dans cette fraction a été déduite à partir de la différence de concentration en calcium entre la fraction 'feuilles décomposées seule' et la fraction 'feuilles décomposées + racines'. En effet les analyses chimiques réalisées lors du prélèvement ont révélé que le calcium est l'élément pour lequel les concentrations sont les plus différentes entre les racines fines et les feuilles en cours de décomposition.

Après séchage à l'étuve (65°C) et broyage, des analyses chimiques ont été réalisées annuellement pour chacune des fractions des 20 prélèvements. La contamination des échantillons par des particules de sol a été calculée à partir du poids de cendre résiduel après calcination à 450 °C. La masse initiale de chaque échantillon de litière au sol a ensuite été corrigée en soustrayant la masse correspondant à la contamination par le sol. Cette dernière a été calculée par différence entre la masse de cendre mesurée pour l'échantillon et la masse de cendre pour des échantillons de la même fraction non contaminés par le sol (évaluée dans les chutes de litières).

Le rythme de décomposition annuel de la litière a été quantifié en comparant le stock de litière au sol à un an d'intervalle et en tenant compte de la retombée de litière au cours de la même période (Harmand, 1998). La quantité (Q) de litière décomposée est donnée par la relation (Rapp et Leonardi, 1988) :

$$Q = L_1 + A_{1-2} - L_2$$

⁽⁴⁾ Mat racinaire dense adhérent aux organes en cours de décomposition classiquement observé dans des écosystèmes forestiers tropicaux sur sol pauvre (Herrera *et al.*, 1978 ; St John, 1983)

où L_1 , L_2 et A_{1-2} sont respectivement le stock de litière au sol aux dates t_1 et t_2 , et l'apport au sol de litière entre t_1 et t_2 . Cette relation est valable pour le calcul de la biomasse décomposée ainsi que pour l'évaluation de la quantité nette d'éléments minéraux libérée pendant la période.

Plusieurs types de coefficients ont été utilisés dans la littérature afin d'évaluer le taux de décomposition de la litière au sol de peuplements forestiers (Bernhard-Reversat, 1982). Dans le cas de peuplements en croissance pour lesquels la litière au sol s'accumule, le mode de calcul le plus adapté est le suivant (Rapp et Leonardi, 1988 ; Bernhard-Reversat, 1993 ; Harmand, 1998) :

Ce mode de calcul du rythme de décomposition de la litière au sol a été préféré aux coefficients de Jenny ou d'Olson classiquement utilisés (Crockford et Richardson, 1998 ; Santa Regina et Tarazona, 1999). En effet ces indices sont davantage adaptés à des peuplements adultes pour lesquels la biomasse de litière au sol varie peu entre années. Tous ces coefficients concernent cependant un rythme de décomposition moyen de la litière au sol, surtout intéressant pour comparer des situations entre elles (Bernhard-Reversat, 1993 ; Ranger, 1998).

2.2.2.4 Flux d'éléments minéraux en solution

Des collecteurs installés dans la plantation d'eucalyptus et dans la savane ont permis de récolter les solutions au cours de leur transfert dans chaque écosystème, selon une méthodologie classique dans ce type d'étude (Adams et Attiwill, 1991 ; Cortez, 1996 ; Marques, 1996).

Au dessus du sol, la pluviométrie incidente a été mesurée quotidiennement par 3 pluviomètres à lecture directe installés à proximité des dispositifs expérimentaux en plantation et en savane. Deux répétitions de gouttières en PVC (longueur 2 m et diamètre 16 cm) ont été installées à 1,50 m au dessus du sol dans la savane afin de récolter les eaux de pluie. D'autres types de collecteurs ont également été installés au dessus de la savane afin d'estimer les apports atmosphériques (**Annexe 4 et Photo 2**). Trois répétitions de 3 gouttières en PVC (identiques à celles utilisées pour la collecte des eaux de pluie) ont été installées en intégrant la discontinuité de la canopée d'eucalyptus afin de récolter les pluviollessivats (**Photo 3**). Dans la savane, les pluviollessivats ont été récoltés par 4 répétitions de 2 collecteurs en polypropylène (70 cm x 8 cm) situés au ras du sol (**Photo 4**). Les écoulements de troncs ont été collectés par des colliers en polyéthylène installés à la base du tronc de 10 arbres représentatifs de la distribution des surfaces terrières du peuplement d'eucalyptus (**Photo 5**). Le ruissellement superficiel a été estimé dans chaque peuplement par 5 cadres de 1 m x 1 m enfoncés dans le sol jusqu'à environ 5 cm de profondeur. La face aval du cadre était percée au ras du sol et munie d'un canal collecteur qui permettait de recueillir le ruissellement dans un récipient situé en aval (Casenave et Valentin, 1989). Les cadres ont été positionnés afin d'échantillonner les différentes distances par rapport à la ligne de plantation dans la parcelle d'eucalyptus. Ces collecteurs étaient reliés par des tuyaux à des récipients en polyéthylène situés dans des fosses, à l'abri de la lumière et des fortes variations de température.

Afin d'évaluer les flux d'éléments minéraux dans les eaux gravitaires, 4 répétitions de plaques lysimétriques sans tension ont été positionnées sous la litière (**Photo 6**) ainsi qu'aux profondeurs de 15 cm, 50 cm, 1 m et 2 m dans chaque écosystème (**Photo 7**). Dans la plantation, 3 répétitions de plaques lysimétriques ont également été installées à la profondeur de 3 m et 2 répétitions à 4 m. Chaque lysimètre est constitué de 9 plaques étroites en polypropylène sous la litières (2,5 cm x 40 cm) et d'une plaque (30 cm x 40 cm) dans le sol minéral. Ces plaques ont été enfoncées dans le profil par pression sur un châssis permettant de fixer l'inclinaison vers l'émissaire. Chaque plaque a été reliée par un tuyau à un bidon en polyéthylène situé au dessous dans une fosse de réception. Lors de cette installation, 4 répétitions de bougies poreuses en céramique ont été positionnées horizontalement aux profondeurs de 15 cm, 50 cm, 1 m, 2 m, 3 m et 4 m dans chaque écosystème, ainsi qu'à 6 m dans la plantation d'eucalyptus (**Photo 8**). La dimension de la zone poreuse de ces bougies est de 2 cm de diamètre et de 5,5 cm de longueur. La céramique a la composition chimique totale suivante : 17,7 % SiO₂, 79,9 % Al₂O₃, < 0,2 % CaO, 0,13 % MgO, 0,46 % K₂O, 0,16 % Na₂O, < 0,1 % Fe₂O, 0,43 % P₂O₅. Ces bougies ont été reliées à des bouteilles en verre situées à l'abri de la lumière et des fortes variations de température. L'ensemble de ces bougies poreuses a été soumis à une dépression pratiquement constante en saison des pluies de 60 kPa, à partir d'une pompe à vide manuelle. Cette dépression a été vérifiée tous les jours, matin et soir, par une personne présente 24 h / 24 sur le site. En saison sèche, le 'décrochage' des bougies dû au dessèchement du sol a empêché le prélèvement de solutions dans les horizons superficiels. La distance entre chaque répétition de lysimètres était d'environ 15 m dans la plantation d'eucalyptus et 5 m dans la savane. Après installation des lysimètres, les fosses ont été rebouchées soigneusement, en respectant l'ordre des horizons pédologiques. Un délai de stabilisation de 1 mois (en saison des pluies) a été respecté avant les prélèvements.

Au cours des 3 années de suivi, les plaques lysimétriques n'ont pas permis de collecter d'eau au delà de 15 cm de profondeur. Afin de comparer la composition des eaux gravitaires à celle des eaux collectées par les bougies poreuses connectées à une dépression de 60 kPa, une répétition supplémentaire de bougies poreuses a été installée en août 1999 dans chaque peuplement aux profondeurs de 15 cm, 50 cm, 1 m, 2 m, 3 m et 4 m. Une dépression très faible (environ 10 kPa) était appliquée à ces bougies afin de ne prélever que les eaux très faiblement liées dans le sol.

L'ensemble des solutions a été prélevé hebdomadairement et maintenu au froid (+ 4°C) jusqu'à la constitution d'un échantillon composite représentatif des volumes récoltés dans chaque récipient au cours des 4 semaines précédentes.

2.2.2.5 Flux d'éléments issus de l'altération des minéraux du sol

Le flux d'éléments issus de l'altération des minéraux du sol (abrégé : altération) dans les sols de savane et de plantation de Kondi a été quantifié en deux étapes :

- 1) Une étude de minéralogie quantitative a d'abord été menée par J.D. Nzila et M.P. Turpault dans chaque horizon de sol, après séparation des différentes fractions granulométriques. Des analyses chimiques ont été effectuées dans la terre fine et dans chaque fraction granulométrique afin de déterminer les teneurs en éléments totaux et les formes libres de fer, aluminium et silice par extraction CBD. Des observations à la loupe binoculaire, en microscopie optique et électronique (à balayage et à transmission) ainsi que par diffractométrie des rayons X, analyses thermopondérales et microsonde électronique ont permis d'identifier les minéraux présents dans ce sol et de déterminer leur formule structurale. Des calculs normatifs basés sur les analyses totales des différentes fractions granulométriques et les formules structurales des minéraux ont permis de réaliser une estimation quantitative de la répartition des minéraux dans les différentes fractions (Nzila, 2001).

- 2) Le modèle géochimique Profile 4.0 a ensuite été utilisé afin de calculer un flux d'altération des minéraux dans le sol de la plantation d'eucalyptus (Alveteg *et al.*, 1997). Ce modèle a été conçu pour évaluer la sensibilité des sols de Suède à l'acidification et a été largement utilisé en Europe et aux Etats Unis. Il postule l'état stationnaire de l'écosystème (capacité d'échange cationique et compartiment organique stables) et est basé sur l'équation de masse : dépôts atmosphériques + altération = pertes par drainage + immobilisation (exportations par les récoltes).
L'altération est calculée par un sous modèle basé sur la composition minéralogique des fractions granulométriques, la surface des particules, le drainage et la composition chimique des solutions. Le flux de cations issu de la dissolution des minéraux est calculé par le modèle en utilisant les vitesses de dissolution calculées individuellement pour chaque minéral en conditions contrôlées (Sverdrup, 1990 cité par Ezzaim, 1997).

Dans la plantation de Kondi, la composition minéralogique de chaque horizon de sol ainsi que les valeurs des flux d'éléments minéraux (apports atmosphériques, immobilisation dans la biomasse ligneuse, retours au sol avec les litières et la récréation, minéralisation de la litière au sol) ont permis de renseigner les variables d'entrée du modèle. Les proportions de prélèvement de cations et d'azote dans chaque couche de sol, ainsi que la concentration en COD (carbone organique dissous) et le pK gibbsite ont été ajustés afin d'obtenir une composition chimique des solutions du sol prévue par le modèle voisine de celle mesurée sur le site de Kondi (Dambrine, *com. pers.*).

2.2.2.6 Brûlis de la savane

La perte d'éléments minéraux lors du brûlis de la savane a été quantifiée en août 2001. La partie aérienne de la savane a été prélevée dans 15 placeaux de 1 m² répartis aléatoirement. Pour chacun des 15 prélèvements, la moitié de la biomasse a été séchée à 65°C, pesée et broyée puis des analyses chimiques ont été réalisées. L'autre moitié des échantillons a été brûlée sur une plaque en aluminium. Le brûlis a été complet pour chaque échantillon, comme cela a été observé lors des feux portant sur de grandes surfaces de savane. La litière au sol présente sur les 15 placeaux a été prélevée, pesée et regroupée en raison de sa faible masse.

La moitié de l'échantillon composite a été séchée en étuve et l'autre moitié a été brûlée sur la plaque en aluminium.

Les transferts d'éléments dans l'atmosphère ont été calculés pour chaque échantillon par différence entre la minéralomasse dans la savane et celle dans les cendres. Ces transferts peuvent avoir lieu sous forme gazeuse (volatilisation) et/ou particulaire (T_{Pt}). La contribution des cendres entraînées dans le transfert total de chaque élément a été calculée en supposant que le Ca n'a pas été volatilisé (Raison *et al.*, 1985) et que les pertes de Ca peuvent être attribuées au transport des particules entraînées. La masse des particules entraînées a été calculée à partir de

où T_{Pt} représente le transfert de particules dans les panaches de fumée (kg ha^{-1}), T le transfert de Ca dans l'atmosphère et C la concentration en Ca dans les cendres (%). Le transfert dans l'atmosphère des autres éléments sous forme de particules a ensuite été calculé en multipliant T_{Pt} par la concentration de chaque élément dans les cendres (Cook, 1994)

où T_X représente la quantité de l'élément X transférée dans l'atmosphère sous forme de particules (kg ha^{-1}) et C_X la concentration de l'élément X dans les cendres (%).

2.2.3 Bilans hydriques et minéraux

L'établissement de bilans hydriques et minéraux nécessite la quantification des flux d'eau entrant et sortant de l'écosystème et la détermination de leur composition chimique précise. Ces flux ont été mesurés directement au niveau du dispositif de collecte des pluies incidentes, des pluviollessivats et des ruissellements superficiels. Par contre les écoulements de tronc et les transferts hydriques dans le sol des 2 écosystèmes ont dû être calculés, les capteurs utilisés n'autorisant pas de quantification directe.

Pour les écoulements de troncs, le cumul des solutions récoltées sur chacun des 10 arbres échantillonnés pendant les 3 années de suivi s'est révélé très mal corrélé à la circonférence des arbres à 1,30 m de hauteur ($r = 0,47$; $p = 0,17$). D'autres facteurs comme l'architecture du houppier ou la position de l'arbre par rapport à la pluie incidente peuvent influencer les écoulements de troncs (Aussenac, 1975). Ce flux ayant été mesuré sur 10 arbres représentatifs de la distribution des C130 dans le peuplement, les écoulements de tronc ont été calculés en rapportant à la densité d'arbres vivants à l'hectare la moyenne des flux mesurés chaque semaine sur ces 10 arbres.

Dans les sols, les pertes minérales à la base des différents horizons pédologiques ont été évaluées en multipliant les concentrations dans les eaux transférées, par le flux d'eau drainé. Cependant, les volumes d'eau récoltés par les lysimètres ne sont pas représentatifs des volumes drainés. En effet les plaques lysimétriques sans tension ne prélèvent qu'un aliquote des solutions transférées dans le sol (Radulovich et Sollins, 1987 ; Jemison et Fox, 1992 ; Marques *et al.*, 1997b). L'évaluation du drainage à la base des différents horizons pédologiques a donc nécessité l'élaboration d'un modèle de transfert hydrique dans le sol.

2.2.3.1 Méthode du bilan hydrique

La pluviométrie journalière a été mesurée sur le site de Kondi ainsi que les volumes d'eau recueillis chaque semaine dans chaque collecteur. Les flux hydriques au dessus du sol ont ainsi été mesurés dans chaque écosystème avec un pas de temps hebdomadaire et ils ont été rapportés à l'hectare en tenant compte de la surface collectrice de chaque réceptacle. Dans le sol, les volumes récoltés par les lysimètres n'ont aucune signification en terme de flux. La quantification du flux d'eau drainé a donc nécessité le développement d'un modèle de transfert hydrique dans les 2 écosystèmes étudiés. Afin de vérifier la qualité prévisionnelle de ce modèle, l'humidité de chaque couche de sol a été mesurée régulièrement pendant deux années par des sondes TDR (System Trase de Soil Moisture).

Il s'agit d'un modèle à compartiments et à flux basé sur le même principe que ceux développés par Villette (1994), Marques *et al.* (1997b) et Granier *et al.* (1999). Le fonctionnement général de ce modèle est présenté dans la **Figure 14**. Chaque strate de l'écosystème est assimilée à un réservoir d'eau. Compte tenu des données météorologiques disponibles et de la précision recherchée, un pas de temps journalier a été choisi. Les variations de teneur en eau du sol sont calculées quotidiennement à partir de l'équation du bilan hydrique :

$$\Delta W = P_i - I_n - R_u - T - E_s - D$$

où ΔW est le changement de teneur en eau du sol entre 2 jours consécutifs, P_i la pluviométrie incidente, I_n l'interception par la végétation, R_u le ruissellement superficiel, T la transpiration du peuplement, E_s l'évaporation du sol, et D le drainage profond.

Le fonctionnement de ce modèle et les hypothèses formulées sont décrits précisément dans l'**annexe 5**. Les variables d'entrée sont la pluviométrie journalière mesurée sur le site et l'ETP Penman mesurée quotidiennement à l'aéroport de Pointe-Noire situé à environ 40 km. Dans chaque écosystème, les mesures hebdomadaires de pluviollessivats, d'écoulements de troncs et de ruissellement superficiel effectuées en 1998 et 1999 ont permis de modéliser ces flux en fonction de la pluviométrie, avec un pas de temps journalier. Une expérimentation de drainage interne menée en saison sèche dans chaque peuplement ainsi que le suivi de l'humidité du sol de juillet 1998 à décembre 1999 ont permis de fixer dans le modèle les différents paramètres caractérisant le drainage à la base de chaque horizon pédologique. Dans la plantation d'eucalyptus, l'humidité du sol a été mesurée en continu toutes les 3 heures par 5 répétitions de sondes TDR installées horizontalement aux profondeurs de 15 cm, 50 cm et 1 m ainsi que 3 sondes aux profondeurs de 2 m, 3 m, 4 m et 5 m. Dans la savane, 1 ou 2 mesures étaient effectuées hebdomadairement au niveau des 3 répétitions de sondes installées aux profondeurs de 15 cm, 50 cm, 1 m, 2 m et 3 m.

La mesure hebdomadaire des flux hydriques ainsi que le suivi TDR au cours de l'année 2000 n'ont pas été pris en compte lors de l'établissement des différentes équations intervenant dans le modèle. La qualité prédictive des modèles établis a ainsi pu être évaluée au cours de l'année 2000 (**Annexe 5**).

Les données acquises sur le site de Kondi (pluviométrie journalière, suivis TDR, détermination par drainage interne des caractéristiques hydrodynamiques du sol de la plantation d'eucalyptus, etc...) ont permis à un stagiaire de l'ENSA de Rennes de paramétrer un modèle mécaniste de transferts hydriques dans le sol. Les valeurs de drainage à 5 m de profondeur calculées par ce modèle mécaniste (Hydrus 1D) et par le modèle à compartiment développé précédemment (**annexe 5**) étaient très voisines à l'échelle de l'année. Au cours des deux années comparées, les écarts étaient en effet inférieurs à 3% de la valeur annuelle calculée par le modèle à compartiment (Damman, 2001). Des différences plus importantes ont été observées à l'échelle mensuelle, l'évolution du drainage profond calculé par le modèle Hydrus étant plus régulière que celle du modèle à compartiment.

2.2.3.2 Méthode du bilan entrées-sorties

Les flux d'éléments minéraux entre les différents compartiments du modèle conceptuel ont été quantifiés pendant les 3 années de suivi du dispositif expérimental dans les 2 écosystèmes étudiés. Deux types de bilans quantitatifs à l'échelle de l'écosystème ont ensuite été établis par différence entre les entrées et les sorties d'éléments minéraux : (i) des bilans courants correspondant aux mesures effectuées en fin de rotation d'eucalyptus à Kondi (de 6 à 9 ans) et en savane ainsi que (ii) un bilan simulé sur une rotation complète d'eucalyptus (de 0 à 7 ans) à partir des mesures effectuées sur des chronoséquences de peuplements à Kissoko.

Les entrées dans l'écosystème étaient les apports atmosphériques, l'altération des minéraux du sol, la fixation symbiotique d'azote dans la savane et la fertilisation dans la plantation d'eucalyptus. L'absence de fixation non symbiotique d'azote dans ces 2 écosystèmes a été vérifiée (Le Mer et Roger, 2001). Les dépôts secs dans les apports atmosphériques ont été estimés en considérant que les échanges de Na^+ avec le feuillage sont négligeables en raison de la proximité de la mer (Parker, 1983 ; Hansen, 1994) et que la proportion de dépôts sec dans la canopée est identique pour Na^+ et pour les autres éléments (**Annexe 4**). Une démarche basée sur des éléments traceurs pour estimer les dépôts atmosphériques dans la canopée est classiquement utilisée dans les études de cycles biogéochimiques en milieu forestier (Ulrich *et al.*, 1983 ; Draaijers et Erisman, 1995 ; Marques *et al.*, 1997b ; De Vries *et al.*, 1999). Le flux d'altération a été estimé par le modèle Profile (Alveteg *et al.*, 1997) à partir de la composition minéralogique des sols de Kondi (Nzila, 2001) et des principaux flux d'éléments minéraux dans les deux écosystèmes étudiés.

Les sorties étaient les exportations minérales avec la biomasse et les pertes par ruissellement et par drainage. Les pertes d'azote par dénitrification ont été négligées en raison du drainage rapide dans ces sols sableux et de la très faible production de nitrates dans la savane de Kondi. Une dénitrification potentielle a été montrée dans les sols des savanes de Lamto (Côte d'Ivoire) mais la dénitrification réelle est probablement faible en conditions naturelles (Abbadie et Lensi, 1990). La disponibilité en nitrates et la teneur en oxygène du sol sont les deux principaux facteurs susceptibles de limiter l'expression de la dénitrification (Bijay-Singh *et al.*, 1989 cité par Abbadie et Lensi, 1990). Les pertes gazeuses de composés azotés au niveau des sols après le brûlis ont également été négligées. Il a été en effet montré dans les savanes de Lamto que ce flux est très faible par rapport aux pertes par volatilisation au cours

du brûlis (Delmas *et al.*, 1995). Les exportations minérales ont été quantifiées lors du brûlis annuel de la savane (**Article 2**) et lors de l'exploitation du peuplement d'eucalyptus à l'âge de 7 ans (**Article 1**). Les pertes par drainage profond ont été calculées à partir du flux d'eau drainé à la profondeur de 6 m dans la plantation et de 3 m dans la savane (modèle hydrique).

Les flux mensuels ont été calculés comme le produit des concentrations dans les solutions récoltées par le flux d'eau mesuré (au dessus du sol) ou calculé par le modèle de transferts hydriques (dans le sol). Les eaux gravitaires n'ont pu être collectées régulièrement dans le sol que sous la litière et plus rarement à 15 cm de profondeur. Les flux d'éléments drainés à la base des différents horizons pédologiques (de 15 cm à 6 m de profondeur) ont donc été calculés à partir de la composition chimique des eaux collectées avec les bougies poreuses connectées à une dépression de -60 kPa, car seules ces solutions étaient disponibles. La possibilité d'erreur d'estimation des flux de drainage liée à cette contrainte sera discutée.

Les bilans courants saisonniers et annuels ont été établis en intégrant sur la période les bilans mensuels correspondants. Les bilans pour la révolution forestière ont été calculés en considérant une longueur de rotation de 7 ans. Les flux d'éléments minéraux en solution entre 5 et 7 ans ont été considérés identiques à ceux mesurés dans le dispositif expérimental. Cependant, ces flux n'ayant pas été mesurés en début de rotation, ils ont été évalués à partir des hypothèses suivantes :

- apports atmosphériques humides constants tout au long de la rotation, apports atmosphériques secs entre 0 et 5 ans proportionnels à la biomasse foliaire du peuplement,
- pertes d'éléments nutritifs par drainage profond constantes de 2 à 7 ans. Cette hypothèse est basée sur (i) l'étude de la dynamique de prospection racinaire menée chez ce clone qui a montré que dès l'âge de 2 ans, le réseau de racines fines est bien établi dans les sols jusqu'à 3 m de profondeur (Bouillet *et al.*, 2001b), et (ii) l'observation de faibles variations de prélèvements au sol d'éléments nutritifs par ce clone entre les âges de 2 et 7 ans (Cf. § 3.2.8). Au cours de la première année après plantation, les pertes d'azote par drainage ont été calculées par différence entre la minéralomasse de la savane en fin de saison des pluies (aérienne et souterraine) et le prélèvement par la plantation entre 0 et 1 an. Nous avons considéré que la quantité d'azote libérée par minéralisation des matières organiques du sol au cours de l'année est globalement compensée par une incorporation dans ces matières organiques, due à la décomposition de la savane. Pour K, Ca et Mg, le prélèvement par la plantation au cours de sa première année de croissance est supérieur à la minéralomasse de ces éléments dans la savane. Nous avons considéré que les pertes par drainage profond représentent 50% de la minéralomasse totale de K, Ca et Mg dans la savane, ainsi que 20% de celle de P, en raison de la faible mobilité de cet élément dans le sol. Au cours de la deuxième année de croissance, nous avons considéré que les pertes par drainage profond sont 3 fois supérieures à celles mesurées en fin de rotation, afin de tenir compte de la densité racinaire encore limitée à cet âge.

2.3 PROCÉDURES ANALYTIQUES ET CONTRÔLE QUALITÉ

2.3.1 Analyses de sols

Les pH_{eau} et pH_{KCl} ont été mesurés (2,5 : 1). Les éléments échangeables Ca, Mg, Mn, Na, Fe, H et Al ont été extraits par la cobaltihexamine. Les extraits dilués ont été dosés par spectrométrie d'émission à plasma induit (ICP, spectromètre JY 38 Plus). La Capacité d'Echange Cationique (CEC) a été mesurée au pH du sol après extraction à la cobaltihexamine. La teneur en phosphore assimilable a été dosée par la méthode Duchaufour (Duchaufour et Bonneau, 1959).

La granulométrie a été mesurée par la méthode de la pipette de Robinson, après oxydation de la matière organique par H_2O_2 . Le carbone organique a été dosé par la méthode Anne et l'azote total par la méthode Kjeldhal. Les teneurs en éléments totaux ont été mesurées par spectrométrie ICP après attaque triacide ($HNO_3 + HClO_4 + HF$).

2.3.2 Analyses de solutions

Les solutions ont été conservées au laboratoire à 4°C jusqu'à la constitution d'un échantillon composite représentatif des volumes récoltés dans chaque collecteur au cours des 4 semaines précédentes (**Figure 15**). Ces échantillons composites ont été filtrés aussitôt à 0,45 μm (filtres Gelman en ester de cellulose) et conservés en chambre froide à 4°C.

L'ensemble des analyses permettant l'établissement de balances ioniques ont été effectuées par le laboratoire IRD de Pointe-Noire pour les échantillons prélevés au cours des 3 premiers mois de suivi du dispositif (janvier, février et mars 1998). Les jours suivants la filtration, le pH était mesuré (HI 9321) et les éléments Ca, Mg, Na étaient dosés par spectrométrie d'absorption atomique (GBC 901), K par spectrométrie d'émission de flamme et N- NO_3 , N- NH_4 , S- SO_4 , Cl, P, Fe, Si, Al et Mn par colorimétrie (ANA 8 Constant).

A partir d'avril 1998, seules les mesures de pH ainsi que le dosage des sulfates ont été effectués au laboratoire IRD. En effet l'analyse en commun d'échantillons d'eaux récoltés en février 1998, par les laboratoires de l'IRD de Pointe-Noire et de l'INRA-Nancy, a révélé un manque de précision dans le dosage de certains éléments au Congo, dû à un appareillage mal adapté (seuils de détection trop élevés). Il a donc été décidé de poursuivre l'analyse des sulfates au Congo (dosés avec une précision acceptable) puis d'acidifier les échantillons à l'acide sulfurique ($pH \approx 2,5$) afin de les conserver pour réaliser les analyses complémentaires en France. Au laboratoire du CIRAD à Montpellier, les éléments P, K, Ca, Mg, Na, Mn, Fe, Si, Al ont été dosés sous leur forme totale par spectrométrie d'émission à plasma induit (Jobin-Yvon JY 50). L'ammonium et les nitrates étaient dosés par colorimétrie (Integral Plus – Alliance Instruments) ainsi que les chlorures (Technicon I). Un échantillon moyen constitué en mélangeant les différentes répétitions pour chaque niveau de prélèvement a également été envoyé chaque mois à l'INRA-Nancy à partir de juin 1998 pour dosage du carbone total dissous et à partir d'avril 2000 pour le dosage des sulfates. La mesure du carbone dissous a été réalisée par absorption infrarouge du CO_2 dégagé après combustion du carbone (Shimadzu TOC 5050) et le dosage des sulfates par chromatographie ionique (Traacs 2000).

2.3.3 Analyses végétales

Après séchage à 65°C, broyage à 1 mm et homogénéisation, les échantillons prélevés dans la plantation d'eucalyptus de Kondi ont été analysés par le laboratoire du CIRAD à Montpellier alors que ceux provenant des chronoséquences d'eucalyptus à Kissoko ainsi que de la savane ont été analysés par le laboratoire IRD de Pointe-Noire.

Au CIRAD, l'azote a été dosé par conductivité thermique après combustion (FP-428) et les éléments P, K, Ca, Mg, Na, Cl, S, Fe, Al, Si par un spectromètre séquentiel ICP (JY 24) après minéralisation à l'acide fluoridrique et double calcination.

A l'IRD, l'azote total a été dosé par titration après minéralisation Kjeldahl (Büchi B316). Après digestion par l'acide nitrique, la concentration en phosphore a été déterminée par colorimétrie à température ambiante à partir des réactifs de Murphy et Riley (ANA 8 Prolabo), les concentrations en calcium et en magnésium par spectrophotométrie d'absorption atomique (GBC 901) et par spectrophotométrie d'émission de flamme pour le potassium. Les taux de cendres ont été mesurés par combustion pendant 4 heures à 450°C dans les échantillons de racines et de litière au sol afin d'évaluer la contamination par des particules de sol.

2.3.4 Contrôle qualité

Le contrôle de la qualité a été réalisé à 5 niveaux : (1) méthode d'échantillonnage, (2) travaux réguliers de terrain, (3) transport des échantillons, (4) analyse des échantillons, (5) traitement et interprétation des données.

Méthodes d'échantillonnage :

- Sols : les méthodes utilisées classiquement ont été reprises. Après une description pédologique précise, les horizons identifiés ont été échantillonnés dans trois profils de 6 m de profondeur sous la plantation d'eucalyptus et deux profils dans la savane. Ces prélèvements ont été complétés par un échantillonnage en grappe dans chaque peuplement afin d'évaluer la variabilité spatiale de la composition chimique des sols.
- Végétaux : les tarifs de biomasses et minéralomasses ont été établis à partir de mesures sur 12 arbres par peuplement (10 arbres dans le peuplement de 8 ans de Kondi) selon une méthodologie classiquement utilisée (Satoo et Madgwick, 1982; Grace et Madgwick, 1987 ; Ranger *et al.*, 1992). La qualité prédictive des tarifs établis dans la chronoséquence a été vérifiée (Laclau, 1997). L'échantillonnage pratiqué pour la collecte des retombées de litière (nombre et taille des bacs à litière) et le prélèvement de la litière au sol est important par rapport à d'autres études du même type (Baker et Attiwill, 1985 ; Bernhard-Reversat, 1993 ; Harmand, 1998 ; Fons *et al.*, 1997).
- Solutions : le type et la disposition des collecteurs utilisés sont classiques (Marques, 1996 ; Cortez, 1996 ; Ulrich *et al.*, 1998). Afin d'améliorer la détermination des apports atmosphériques, plusieurs types de collecteurs ont été installés (**Annexe 4**). Dans chaque peuplement 3 répétitions de pluviollessivats et 4 répétitions de solutions du sol prélevées à chaque niveau ont été récoltées puis analysées séparément.

Travaux de terrain :

- Les travaux de terrain ont été effectués par les mêmes personnes pendant les 3 années de suivi du dispositif expérimental.
- La périodicité de récolte des solutions était d'une semaine dans le dispositif de Kondi, excepté pour certains collecteurs d'apports atmosphériques (dépôts humides seuls et capteurs pyramidaux) dans lesquels les échantillons étaient prélevés tous les matins, conservés à l'abri de la lumière et des fortes variations de température, et transportés en chambre froide avec un délai maximum de 3-4 jours. Les eaux de pluies sont généralement récoltées tous les jours dans les études concernant la physique de l'atmosphère car certains composés organiques peuvent évoluer rapidement (Lacaux *et al.*, 1992 ; Lefeuvre, 1993 ; Freydier, 1997). Les études de cycles biogéochimiques sont par contre basées sur une périodicité de récolte des solutions sur le terrain comprise entre une semaine et un mois (Adams et Attiwill, 1991 ; Cortez *et al.*, 1996 ; Marques *et al.*, 1996 ; Ulrich *et al.*, 1998). Des bilans ioniques complets effectués sur 5 échantillons laissés sur le terrain moins de 12 heures, 4 jours, 1 semaine, 2 semaines et 1 mois ont révélé peu d'évolution des concentrations minérales dans les solutions, même pour NO_3^- et NH_4^+ dont les concentrations sont très faibles (**Annexe 7**).
- Les chutes de litière ont été récoltées hebdomadairement à Kondi et mensuellement dans la chronoséquence de Kissoko. Un test t par paires a révélé des différences de concentrations en N, P, K, Ca et Mg non significatives ($p < 5\%$) pour les différentes fractions de retombées de litières récoltées hebdomadairement et mensuellement pendant 6 mois à Kondi (22 paires d'échantillons récoltés de février à juillet 1999). Les récoltes de chutes de litière sont généralement effectuées avec une périodicité d'une semaine à 3 mois (Bernhard-Reversat, 1996 ; Cortez, 1996 ; Marques, 1996 ; Harmand, 1998).
- Les collecteurs de solutions ont été rincés soigneusement chaque semaine à l'eau déminéralisée. Les tuyaux de collecte furent également nettoyés avec de l'eau déminéralisée tous les 2-3 mois.

Transport et stockage des échantillons :

- Les échantillons de solutions étaient récoltés dans des flacons à usage unique puis amenés aussitôt en chambre froide à Pointe-Noire.
- Les échantillons composites ont été constitués toutes les 4 semaines en 3 exemplaires : l'un était destiné à la mesure du pH et au dosage des sulfates par l'IRD (réalisés au cours des jours suivants), le deuxième a été acidifié à l'acide sulfurique jusqu'à un pH d'environ 2,5 et conservés à $+4^\circ\text{C}$ jusqu'à son expédition en France et le troisième était conservé en chambre froide à l'UR2PI en cas de perte au cours du transfert. Ces échantillons ont été transportés en France par différentes personnes en visite à l'UR2PI. Le délai entre la constitution des échantillons composites et leur analyse en France était inférieur à 2 mois. La durée du transport était généralement de 1 à 3 jours et il a été vérifié que l'acidification pratiquée ne perturbait pas le dosage des éléments.

Analyse des échantillons

Des intercalibrations entre laboratoires IRD/Pointe-Noire, CIRAD/Montpellier et INRA/Nancy ont été effectuées pour les sols, les végétaux et les eaux :

- Les échantillons de sols prélevés dans le profil de référence de chaque peuplement ont été analysés en commun par le laboratoire du CIRAD et celui de l'INRA-Nancy afin de vérifier la cohérence des résultats. Les valeurs de CEC mesurées avec la méthode d'extraction à la cobaltihexamine se sont révélées très proches des CEC Effectives.
- Quelques échantillons végétaux ont été analysés en commun dans chaque série par le laboratoire du CIRAD à Montpellier et celui de l'IRD à Pointe-Noire afin de vérifier la précision des analyses. Des échantillons témoins ont été en outre analysés régulièrement dans chaque série par chaque laboratoire. Le laboratoire IRD de Pointe-Noire est intégré au réseau IPE (Wageningen Evaluating Programmes for Analytical Laboratories) de contrôle de la qualité des analyses végétales et le laboratoire CIRAD dispose de la certification AFAQ (ISO 9002).
- Quelques dizaines d'échantillons d'eau acidifiés et non acidifiés analysés en commun par les laboratoires du CIRAD et de l'INRA-Nancy ont permis de déterminer la méthodologie de conservation des eaux avant leur expédition. Chaque année, quelques dizaines d'échantillons d'eau étaient en outre analysés en commun par ces laboratoires afin de vérifier la cohérence des dosages effectués. Dans les résultats présentés ici, certains dosages du premier trimestre 1998 ont été corrigés à partir des concentrations obtenues au cours des 3 années de suivi du dispositif. De plus, le dosage des sulfates dans des échantillons commun par chromatographie ionique au laboratoire de l'INRA/Nancy et par colorimétrie à l'IRD/Pointe-Noire a permis de corriger certains dosages imprécis au laboratoire de l'IRD, lorsque les concentrations étaient très faibles. Des régressions basées sur la concentration mesurée par colorimétrie à l'IRD, la conductivité électrique de l'échantillon et le flux hydrique mensuel ont permis de prédire avec une précision acceptable la concentration en sulfates de ces échantillons ($R^2 > 0,8$).
- Les dosages de carbone organique dissous ont été effectués par le laboratoire de l'INRA-Nancy sur des échantillons acidifiés à l'acide sulfurique. L'absence d'impact de l'acidification sur la qualité du dosage avait été au préalable vérifiée.

Traitement et interprétation des données

Les fichiers de résultats d'analyses chimiques ont été transférés par courrier électronique puis intégrés aux fichiers de données. La distribution des valeurs mesurées pour les différents éléments a été observée afin de détecter d'éventuelles valeurs suspectes. Lorsque des concentrations 'hors gamme' étaient identifiées, les analyses étaient reprises par le laboratoire. Des balances ioniques étaient calculées systématiquement dans les solutions afin de vérifier la cohérence des analyses. Les résultats d'analyses ont été stockés en base de données.

2.4 TRAITEMENTS STATISTIQUES

La plupart des traitements statistiques ont été réalisés avec le logiciel SAS (SAS Institute, 1988). Les tarifs de biomasse et de minéralomasse ont été établis dans les différents peuplements à partir de la méthodologie décrite dans l'**article 1**.

La composition chimique des solutions a été étudiée après une transformation logarithmique des concentrations afin de normaliser les distributions et assurer l'homogénéité des variances. Les modèles utilisés pour les analyses de variances avec la procédure GLM sont présentés dans chaque article. Des tests t par paires ont également été calculés (procédure MEANS) ainsi que les corrélations entre différentes variables (procédure CORR).

Les modèles statistiques utilisés sont présentés dans les différents articles.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

Les stocks d'éléments minéraux dans chaque compartiment de l'écosystème et les flux entre compartiments seront présentés successivement et situés par rapport à des références bibliographiques pour des systèmes comparables. La mise en perspective de ces flux pour

appréhender le fonctionnement global des cycles biogéochimiques à l'échelle de l'écosystème sera présentée dans le chapitre de 'Discussion générale' (§ 4).

3.1 STOCKS INITIAUX DANS LES COMPARTIMENTS DE CHAQUE ECOSYSTÈME

Une description pédologique et un inventaire botanique ont été effectués au début de l'étude afin de caractériser les 2 écosystèmes de Kondi. Les stocks d'éléments minéraux dans les sols et dans les peuplements ont ensuite été quantifiés. La plantation d'eucalyptus était alors âgée de 6 ans.

3.1.1 Les sols

La comparaison des propriétés des sols en savane et dans la plantation d'eucalyptus où les dispositifs expérimentaux ont été installés pourrait sembler la technique la plus simple pour évaluer l'influence du reboisement sur les sols. Cependant la variabilité spatiale des propriétés des sols de savane avant le reboisement est susceptible de masquer des évolutions ténues dues au reboisement. Les analyses chimiques dans la phase solide du sol sont peu adaptées pour quantifier l'évolution des stocks d'éléments nutritifs dans ces sols en raison (i) de la variabilité spatiale et (ii) des valeurs très faibles de concentrations, souvent voisines des seuils de détection des analyses. L'impact de la plantation sera quantifié beaucoup plus précisément par la comparaison des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux dans les deux écosystèmes. Le principal objectif de la comparaison des propriétés des sols dans les deux sites est donc de vérifier que ces sols sont suffisamment semblables pour permettre de comparer dans de bonnes conditions les flux et les bilans d'éléments minéraux.

3.1.1.1 Origine du matériau

Les sols reboisés en eucalyptus autour de Pointe-Noire ont une origine géologique commune : ils se sont développés sur des dépôts sableux continentaux du plio-pleistocène. Des études isotopiques (ratio $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ et ^{14}C) réalisées dans des sols prélevés sous savane et sous plantations d'eucalyptus de différents âges autour de Pointe-Noire ont permis d'identifier l'origine du carbone du sol (Trouvé, 1992). Une matière organique provenant de plantes en C_3 est présente à un taux de 0,1 à 0,2% de la surface du sol à plus de 3 m de profondeur. Elle a été produite par une forêt naturelle présente dans cette zone jusqu'à l'apparition de la savane, lors d'un assèchement climatique il y a environ 3000 ans (Schwartz *et al.*, 1995, 1997). La datation au ^{14}C de cette matière organique a révélé un âge moyen d'environ 8000 ans (Trouvé, 1992). La matière organique de savane domine dans le sol superficiel mais sa teneur chute exponentiellement avec la profondeur. Au delà de 2 m, seule la matière organique de l'ancienne forêt est présente.

Des études palynologiques, l'identification de macrorestes végétaux dans des alios de podzols et les analyses isotopiques du ^{13}C et du ^{14}C dans les matières organiques des sols indiquent de façon convergente que les savanes sont apparues sur le littoral congolais il y a environ 3000

ans (Schwartz *et al.*, 1995). Les faciès actuels s'expliquent par la conjonction de trois facteurs :

- (1) paléoclimatique : assèchement à l'holocène supérieur qui est le moteur premier de la régression des forêts,
- (2) stationnel : les savanes sont apparues et se sont maintenues dans les zones les moins favorables à la forêt (*i.e.* où la capacité de rétention en eau des sols est la plus faible),
- (3) anthropique : les brûlis réguliers pratiqués par les populations de chasseurs et peut être d'agriculteurs itinérants.

La synergie de ces 3 facteurs est indispensable pour que les savanes aient perduré jusqu'à nos jours (Schwartz *et al.*, 1997). Une reprise forestière est observée depuis 500 ans environ avec une progression des lisières forestières sur la savane de 20-50 m par siècle (Schwartz *et al.*, 1996).

3.1.1.2 Caractéristiques physiques des sols de Kondi

Les horizons holorganiques ont une épaisseur de 3 à 5 cm dans la plantation d'eucalyptus. La couche Of+Oh est caractérisée par la présence d'un mat racinaire dense situé au-dessus du sol minéral, au contact des fragments de litière en cours de décomposition (**Photo 9**). Les fractions 'feuilles entières', 'feuilles fragmentées', 'bois morts', 'écorces' et 'divers' (restes indéterminables) représentent respectivement 13%, 31%, 44%, 12% et 1% de la biomasse sèche de litière au sol (11 Mg ha⁻¹ en juin 1998). Dans la savane, la couche de litière au sol est discontinue. Les retombées de matière sèche sont faibles sous les graminées et la litière au sol est brûlée chaque année en saison sèche. La biomasse sèche de litière au sol a été estimée à 13 kg ha⁻¹ en janvier (5 mois après le brûlis).

Un profil de sol de référence a été analysé jusqu'à 12 m de profondeur dans la plantation d'eucalyptus et 6 m dans la savane (**Figures 10 et 11**). Dans les deux écosystèmes, la teneur en matière organique de la couche superficielle de sol (0-5 cm) est d'environ 1%. Dans le reste de l'horizon organo-minéral (5-50 cm) cette teneur est d'environ 0,7% puis elle diminue jusqu'à environ 0,2% à la profondeur de 4 m. Elle reste ensuite stable autour de 0,1% au delà de 4 m, jusqu'à 12 m de profondeur. Après 6 ans de plantation d'eucalyptus dans le sol de savane, des études isotopiques ont évalué à respectivement 14%, 11% et 7% les proportions de carbone du sol provenant des eucalyptus dans les couches 0-5 cm, 5-10 cm et 10-15 cm (Trouvé, 1992).

Ces sols ne présentent aucune barrière physique à la prospection racinaire en profondeur. Ils ont une texture sableuse, avec une teneur en argile d'environ 7% en surface, qui augmente faiblement en profondeur (**Tableau 7**). Elle reste stable autour de 10 % entre 2 m et 6 m de profondeur. La proportion de limons reste inférieure à 4% quel que soit l'horizon considéré. En raison de cette texture sableuse, la densité apparente est élevée et la réserve hydrique limitée. Les valeurs d'humidité à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent prises en compte dans le modèle de transfert hydrique dans le sol ont été mesurées *in situ* à partir de sondes TDR (**Annexe 5**). Les analyses physico-chimiques détaillées des sols prélevés sur le site de Kondi sont présentées en **annexe 8**.

Compte tenu des précisions de détermination, les caractéristiques physiques des sols sont semblables dans la plantation et dans la savane. Ce résultat est cohérent avec les autres études pédologiques réalisées dans la zone côtière du Congo sous eucalyptus et sous savane, qui montrent une forte homogénéité des caractéristiques physiques des sols généralement attribuée à leur origine géologique commune (Jamet, 1967 ; Barthes, 1995 ; Nzila, 1996). De faibles variations de la teneur en argile observées à l'échelle régionale pourraient cependant provenir de variations de faciès dans le dépôt de ces sédiments continentaux (Bandzouzi et Schwartz, 1997).

3.1.1.3 Caractéristiques chimiques

Les teneurs en azote total décroissent d'environ 0,5‰ en surface à 0,07‰ à 12 m de profondeur (**Figures 10 et 11**). Le rapport C/N est d'environ 14 dans l'horizon organo-minéral sous les deux formations végétales. Il diminue légèrement avec la profondeur pour atteindre des valeurs de 6 à 10 entre 2 et 12 m.

Ces sols présentent une acidité limitée avec un $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ d'environ 5, de la surface à 12 m de profondeur. Le pH_{KCl} est d'environ 4 dans l'horizon A_1 et 4,3 en profondeur. La Capacité d'Echange Cationique mesurée au pH du sol est extrêmement faible dans les sols des deux formations végétales : 0,5 à 0,7 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de sol dans la couche supérieure (0-5 cm) et 0,3 à 0,4 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ dans les différents horizons de 5 cm à 12 m de profondeur. Dans la plantation d'eucalyptus, Al^{3+} est le cation le plus représenté sur le complexe d'échange suivi de Ca^{2+} et H^+ . Dans le sol prélevé sous savane la concentration en Ca^{2+} échangeable est légèrement supérieure aux valeurs mesurées en plantation dans l'horizon superficiel (0-5 cm). Le taux de saturation en cations basiques du complexe d'échange est compris entre 40% et 70%, avec les plus fortes valeurs dans l'horizon superficiel du sol de savane.

Les teneurs en éléments totaux varient très peu entre la surface et 12 m de profondeur. Elles sont de l'ordre de 0,1 à 0,4‰ pour CaO, MgO, K_2O et Na_2O , ce qui est très faible. Les teneurs en P total sont comprises entre 120 et 250 mg kg^{-1} de sol sur l'ensemble des profils, avec des teneurs en P 'assimilable' (Duchaufour et Bonneau, 1959) qui décroissent légèrement d'environ 50 mg kg^{-1} de sol dans l'horizon superficiel à 15 mg kg^{-1} à 12 m de profondeur.

Les propriétés physiques et chimiques de ces sols sont caractéristiques du groupe des Ferralic Arenosols (FAO, 1998).

3.1.1.4 Autres caractéristiques des sols

La composition minéralogique de ces sols a été présentée (**Tableau 3** et § 2.1.3). Les minéraux renfermant des éléments nutritifs sont très peu représentés dans ces sols. Il s'agit principalement de micas blancs, de dravite et de staurotide. La présence de vermiculite a également été mise en évidence dans les horizons de surface, mais en quantité extrêmement

faible (Nzila, 2001). Une partie des éléments nutritifs et en particulier du phosphore doit donc être localisée dans la phase amorphe du sol et dans la matière organique en surface.

Les seules études abordant les caractéristiques biologiques de ces sols concernent la faune du sol et la diversité des champignons ectomycorhiziens. Il a été montré dans les sols sableux de la région de Pointe-Noire que :

- la biomasse de la macro faune du sol augmente avec l'âge des plantations après le reboisement de la savane par des eucalyptus (Mboukou-Kimbatsa *et al.*, 1998). La densité de macro faune est significativement corrélée au pourcentage d'espèces originaires des forêts naturelles dans le sous-étage des plantations.
- des changements importants des populations de nématodes ont lieu dans ces sols après la plantation d'eucalyptus en savane (Loubana et Reversat, 2001). La densité de nématodes chute d'un facteur de 12 environ dans le sol superficiel (0-15 cm), 6 ans après le reboisement en eucalyptus d'une savane sur le site de Kondi. Parmi les 6 espèces de nématodes trouvées dans les plantations d'eucalyptus, la seule espèce abondante est *Xiphinema parasetariae* pour laquelle l'eucalyptus est une plante hôte.
- la flore ectomycorhizienne dans les plantations semble particulièrement originale, car aucune des espèces récoltées n'a été observée ailleurs en Afrique (Ducouso et Safou-Matondo, 2000). Une espèce de *Pisolithus* et deux espèces de *Scleroderma* sont localement abondantes.

Jusqu'à présent, aucune évaluation de biomasse microbienne n'a été réalisée dans ces sols.

3.1.1.5 Variabilité spatiale

Les analyses chimiques réalisées dans les horizons de surface et dans une couche de profondeur pour 3 profils de sols distants d'environ 15 m dans la plantation d'eucalyptus, indiquent que les teneurs en éléments échangeables sont très homogènes (**Tableau 8**). Quelques variations entre profils peuvent paraître importantes dans les horizons superficiels mais elles portent en valeur absolue sur des teneurs toujours très faibles.

Un échantillonnage systématique en grappes a été effectué dans les horizons superficiels du sol des deux formations végétales étudiées, afin de comparer la variabilité des teneurs en éléments totaux pour deux échelles de prélèvement de sols : la variabilité intra-grappe concerne six prélèvements distants de 5 à 15 m et la variabilité inter-grappes concerne cinq grappes de prélèvements distantes de 50 à 100 m (**Figure 12** et **Tableau 9**).

Des tendances se dégagent dans les deux couches de sol étudiées :

- Les coefficients de variations des teneurs en éléments minéraux sont faibles (< 20%) et du même ordre pour les 2 échelles de prélèvement. Bien que le coût des analyses nous ait obligé à limiter le nombre d'échantillons, ces résultats révèlent une forte homogénéité de la composition en éléments totaux des couches de sol étudiées dans chaque peuplement.
- Un test t indique peu de différences significatives ($p < 5\%$) entre les concentrations mesurées dans les sols prélevés dans les deux formations végétales. Dans l'horizon superficiel (0-5 cm), les teneurs en azote, calcium, magnésium et manganèse total sont supérieures dans le sol de savane alors que la teneur en potassium total est supérieure dans

le sol sous plantation. Dans la couche 35-50 cm, les différences de composition en éléments totaux entre les formations végétales sont également très limitées. Même lorsque des différences significatives existent, elles portent sur des valeurs très faibles ($< 0,1 \text{ g kg}^{-1}$) et doivent être interprétées prudemment en raison de l'échantillonnage pratiqué et des limites de détection des analyses. Le sol n'a pas été perturbé en surface dans la plantation, car aucun labour n'a été pratiqué et la végétation adventice a été contrôlée exclusivement par des épandages d'herbicides (glyphosate). Les différences de teneurs en éléments totaux observées dans les sols des deux formations végétales pourraient donc avoir une origine géologique, même si une influence du reboisement ne peut pas être totalement exclue.

Ces résultats révèlent une faible variabilité spatiale de la composition chimique des sols dans les horizons superficiels des deux formations végétales étudiées. Les 3 profils de sols échantillonnés sous plantation montrent que la composition minérale des horizons est plus homogène en profondeur qu'en surface. Les stocks d'éléments minéraux dans ces sols peuvent donc être évalués correctement à partir de prélèvements effectués sur un faible nombre de profils.

3.1.1.6 Stocks d'éléments minéraux dans les sols

Les stocks d'éléments minéraux présents dans les sols des deux formations végétales ont été calculés jusqu'à 6 m de profondeur, au début de l'étude des cycles biogéochimiques (**Tableau 10**). Un sous total jusqu'à 3 m de profondeur a été calculé dans la savane car la prospection racinaire atteint au maximum environ 2,5 m dans cet écosystème. Les couches de sol différenciées correspondent aux principaux horizons pédologiques où ont été positionnés les différents capteurs (lysimètres avec et sans tension, sondes TDR).

L'ordre de grandeur des stocks d'éléments minéraux jusqu'à la profondeur de 6 m dans les sols de la plantation et de la savane est voisin (**Tableau 10**). Les différences les plus importantes concernent N total, P 'assimilable', ainsi que K et Na échangeables. Ces stocks sont néanmoins calculés à partir de concentrations proches des seuils de détection des analyses. Une forte proportion des écarts provient donc probablement du manque de précision des dosages pour des concentrations aussi faibles.

Le stock d'azote total ne représente que 600 à 800 kg ha^{-1} dans la couche de sol 0-15 cm pour les 2 écosystèmes. L'étude de la variabilité spatiale de la composition des sols a révélé des teneurs en azote légèrement inférieures dans l'horizon superficiel (0-5 cm) du sol sous les eucalyptus et du même ordre pour les 2 écosystèmes dans la couche de sol 35-50 cm (**Tableau 9**). Les analyses de sols prises en compte pour le calcul des stocks par horizon dans le **Tableau 10** conduisent cependant à une tendance inverse en surface. Le calcul d'un stock d'azote supérieur dans la plantation par rapport à la savane pour la couche de sol 0-15 cm (**Tableau 10**) est donc probablement un biais dû à un échantillonnage insuffisant. Les travaux de Trouvé (1992) dans une savane située à proximité ont montré que l'essentiel de la minéralisation a lieu dans cette couche de sol. En effet après la plantation d'eucalyptus, le temps de demi-vie du carbone organique du sol originaire de la savane est d'environ 16 ans

pour la couche 0-5 cm, mais il devient de 19 ans pour la couche 0-15 cm et il augmente fortement pour des couches de sol plus profondes. Une partie de cet azote est de plus immobilisée dans la matière organique résistante à la dégradation provenant de la forêt naturelle préexistante. Le stock correspondant peut être estimé à partir de la discrimination entre carbone originaire de la savane et de la forêt effectuée par Trouvé (1992), en faisant l'hypothèse que le ratio C/N de cette matière organique résistante à la dégradation est identique en surface et en profondeur (≈ 9). Lorsque ces quantités sont déduites dans le sol de la plantation d'eucalyptus, les stocks d'azote non résistant à la dégradation ne sont plus que de respectivement 480 et 1000 kg ha⁻¹ dans les couches de sol 0-15 cm et 15-50 cm. Les quantités d'azote disponibles pour la nutrition des formations végétales sont donc très limitées dans ces sols.

Les stocks de phosphore 'assimilable' représentent respectivement environ 2700 et 1000 kg ha⁻¹ dans la plantation et dans la savane de Kondi, compte tenu des profondeurs de sol prospectées par les systèmes racinaires. Ils sont élevés par rapport aux stocks dans les sols de l'aire d'origine des eucalyptus en Australie (Specht, 1996 ; McLaughlin, 1996), ainsi que dans la plupart des zones de plantations industrielles d'eucalyptus en Afrique du Sud (Herbert, 1996) et au Brésil (Barros et Novais, 1996). L'étude de minéralogie quantitative réalisée dans le sol de Kondi a montré l'absence de minéraux porteurs de phosphore dans le sol de Kondi (Nzila, 2001). Le phosphore est donc probablement localisé dans la phase amorphe du sol, ainsi qu'en surface dans la matière organique.

Compte tenu de la profondeur de sol importante prospectée par les racines des deux formations végétales, la disponibilité en calcium échangeable est relativement faible. Le stock disponible n'est que de 1500 et 600 kg ha⁻¹ dans la plantation et dans la savane (jusqu'à 6 m et 3 m de profondeur respectivement). Les quantités de potassium, magnésium et sodium échangeables sont extrêmement limitées dans les sols des deux écosystèmes (entre 130 et 450 kg ha⁻¹). En outre, la très faible densité de racines dans les horizons profonds rend une partie de ces stocks difficilement accessible par la végétation.

3.1.2 Formations végétales

Les biomasses sèches et les stocks d'éléments minéraux dans les deux peuplements étudiés à Kondi ont été quantifiés au début de l'étude (**Figure 16**). La partie aérienne de la savane s'est développée après le brûlis annuel pour atteindre une biomasse d'environ 3,5 Mg ha⁻¹ en janvier, alors que la biomasse souterraine était de 8,3 Mg ha⁻¹. Des proportions comparables de biomasse aérienne et souterraine ont été mesurées dans des savanes guinéennes en Afrique de l'Ouest (Bourlière et Hadley, 1983 ; Abbadie, 1984 ; Fournier, 1991). La graminée pérenne *Loudetia arundinacea* (Hochst.) Stend dominait dans cette savane avec près de 80% de la biomasse aérienne totale. Parmi les autres espèces, les plus représentées étaient *Eriosema ericii rosenii* R.E. Fries, Schewed, *Bulbostylis laniceps* C.B.Cl. et *Andropogon gabonensis* Stopf.

Dans la plantation d'eucalyptus de Kondi âgée de 6 ans, les entretiens chimiques répétés (herbicides) ont conduit à la disparition du sous-étage herbacé et arbustif. Les biomasses

aériennes et souterraines des arbres sont respectivement de 74,5 Mg ha⁻¹ et 15,1 Mg ha⁻¹ à l'âge de 6 ans. Avec 61,7 Mg ha⁻¹, le compartiment 'bois de tronc' représente près de 70% de la biomasse totale de ce peuplement.

Aucune attaque phytosanitaire n'a été observée au cours de la croissance des formations végétales étudiées. En l'absence de critères de diagnostic foliaire normalisés pour les plantations d'eucalyptus du Congo, la production de biomasse des peuplements est un bon indicateur de leur statut nutritionnel. La production de bois commercial de la plantation de Kondi est d'environ 10 Mg ha⁻¹ an⁻¹ (sous-écorce, découpe 6 cm), ce qui correspond à une zone de très bonne fertilité par rapport à l'ensemble des reboisements effectués avec ce clone au Congo (Bertaux, 2000).

Les minéralomasses d'azote incorporées dans la plantation et dans la savane étaient respectivement de 250 et 110 kg ha⁻¹ au démarrage de l'étude. Le compartiment 'racines' représente 14% de cette minéralomasse dans le peuplement d'eucalyptus alors qu'il renferme 83% de l'azote incorporé dans la savane. Une accumulation importante d'azote dans les racines a également été mesurée à Lamto (Côte d'Ivoire), dans une savane dominée par *Loudetia simplex* (Abbadie, 1984). Les minéralomasses de P, K, Ca et Mg dans la plantation sont respectivement de 37, 69, 61 et 47 kg ha⁻¹. Elles sont environ 4 fois supérieures aux valeurs mesurées dans la savane qui sont comprises entre 11 et 14 kg ha⁻¹ pour ces 4 éléments.

Un index d'efficacité d'utilisation des éléments minéraux pour produire de la biomasse est souvent utilisé pour comparer les besoins minéraux de différentes espèces (Morais *et al.*, 1990 ; Herbert, 1996). Il représente la quantité moyenne de biomasse produite par unité d'élément nutritif incorporé dans les compartiments aériens des arbres depuis la plantation, intégrant ainsi les prélèvements au sol et la redistribution interne. Cet index est donc différent de l'efficacité physiologique qui correspond à la quantité d'élément nutritif nécessaire pour permettre l'accroissement courant du peuplement. La comparaison de cet index d'efficacité dans les plantations d'eucalyptus du Congo en fin de rotation avec les valeurs mesurées dans des peuplements d'eucalyptus du même âge situés dans d'autres pays tropicaux révèle (**Article 1**) :

- une très forte efficacité d'utilisation de K, Ca et Mg dans les plantations du Congo, avec des valeurs proches du maximum relevé dans la littérature,
- au contraire une efficacité pour P très faible par rapport à des plantations d'eucalyptus du même âge au Brésil et en Afrique du Sud,
- l'efficacité d'utilisation de N est du même ordre que les valeurs indiquées dans la littérature pour des plantations d'eucalyptus.

Ces caractéristiques de l'efficacité d'utilisation des éléments minéraux par les peuplements d'eucalyptus du Congo peuvent être reliées aux stocks d'éléments biodisponibles dans les sols. En effet les très faibles réserves en K, Ca et Mg ont probablement orienté le programme de sélection génétique vers des clones très efficaces pour l'utilisation de ces éléments. Par contre la relativement forte disponibilité en phosphore dans ces sols pourrait être à l'origine de faibles transferts internes de cet élément dans les arbres (**Article 4**).

L'incorporation de Na, Cl, S, Fe et Al dans les 2 formations végétales a été évaluée à partir d'un nombre d'analyses chimiques limité (**Figure 17**). L'ordre de grandeur fournit cependant des informations intéressantes :

- Dans la plantation d'eucalyptus, l'incorporation de Na et Cl est du même ordre que celle de K et légèrement supérieure à l'accumulation de Ca et Mg. Une minéralomasse de Na et Cl équivalente à celle mesurée ici est indiquée par Judd *et al.* (1996) pour des plantations d'*Eucalyptus grandis* et *Eucalyptus saligna* dans lesquelles la biomasse aérienne est de 170 Mg ha⁻¹ (vs 90 Mg ha⁻¹ mesurés ici). Dans ces arbres, l'accumulation de K, Ca et Mg dans la partie aérienne était cependant 2 à 10 fois supérieure aux valeurs mesurées ici et l'efficacité d'utilisation de Na et Cl était donc nettement supérieure. Les forts apports atmosphériques de Na et Cl marins dans la plantation de Kondi située à 10 km de la côte et la très faible disponibilité en K, Ca et Mg dans les sols pourraient être à l'origine de cette incorporation minérale originale. Les concentrations de S, Fe et Al sont par contre du même ordre que celles indiquées par Judd *et al.* (1996).
- Dans la savane, les minéralomasses de Na, Cl, S, Fe et Al sont comprises entre 1 et 6 kg ha⁻¹. Elles sont donc nettement inférieures aux quantités de P, K, Ca et Mg accumulées dans la biomasse.

3.1.3 Conclusion partielle concernant les stocks

Disponibilité des éléments nutritifs dans le sol

Les sols des deux écosystèmes étudiés à Kondi sont situés à une distance d'environ 500 m. Ils présentent une forte homogénéité physico-chimique due en particulier à leur origine géologique et à leur histoire communes. La sylviculture appliquée depuis la plantation des eucalyptus dans la savane en 1992 a eu peu d'impact sur les caractéristiques physiques et chimiques des sols. Des différences de teneurs ont néanmoins été observées dans certains horizons, sans savoir si elles sont attribuables à une variabilité spatiale des sols ou à une influence de la plantation. L'étude des flux d'éléments nutritifs et l'établissement de bilans entrées-sorties permettront de mieux appréhender l'influence du reboisement.

La disponibilité des éléments nutritifs pour la nutrition des végétaux est difficile à déterminer. Deux concepts doivent être distingués : mobilité et biodisponibilité (Juste, 1988). La mobilité concerne la capacité d'un élément à se déplacer d'un compartiment du sol vers un autre où il est moins fixé énergétiquement, jusqu'à ce qu'il atteigne la solution du sol (ou parfois l'atmosphère). La biodisponibilité représente la capacité pour un élément à être transféré des compartiments du sol vers les organismes vivants. La mobilité représente un flux alors que la biodisponibilité représente un stock.

Il n'existe pas de méthode universelle pour quantifier les stocks d'éléments biodisponibles. En effet, ils ne sont pas identifiables uniquement par leurs caractéristiques physico-chimiques : ils peuvent être partiellement dans la solution du sol en équilibre avec la phase solide, ou libérés par les phénomènes d'altération et la minéralisation des matières organiques. Le stock actuel d'éléments biodisponibles dans les écosystèmes forestiers est généralement quantifié à partir de méthodes d'extraction chimique dans la terre fine des

différents horizons de sol prospectés par le système racinaire de la végétation. Ces méthodes statiques fournissent un index de disponibilité des éléments. En effet, il est nécessaire d'appréhender la dynamique de libération des éléments minéraux pour évaluer l'évolution à long terme des stocks d'éléments biodisponibles dans les sols.

Dans le cas des sols de savane et de plantation d'eucalyptus étudiés ici, nous avons considéré comme stocks d'éléments biodisponibles les quantités d'éléments échangeables dans la zone de prospection racinaire, dosées après extraction à la cobaltihexamine et par la méthode Duchaufour pour le phosphore (Duchaufour et Bonneau, 1959). L'extraction à la cobaltihexamine permet d'évaluer les stocks d'éléments présents sur le complexe d'échange mais elle ne quantifie pas les flux de libération par altération des minéraux du sol et minéralisation des matières organiques. Les stocks d'éléments biodisponibles ont été calculés sur une profondeur de sol de 3 m en savane et 6 m en plantation, en raison de l'absence de barrière physique à l'enracinement dans ces sols. La décroissance de la densité de racines étant exponentielle avec la profondeur dans ces deux écosystèmes, la capacité des formations végétales à prélever les éléments dans les horizons profonds est probablement limitée. Les stocks d'éléments calculés ainsi représentent donc un maximum de disponibilité à court terme pour la végétation. Les flux de libération par altération des minéraux du sol et décomposition des litières au sol ont été quantifiés par ailleurs dans les 2 écosystèmes pour évaluer la biodisponibilité à plus long terme des éléments.

Comparaison des stocks dans le sol avec les minéralomasses dans la végétation

Les stocks d'éléments nutritifs au démarrage de l'étude dans les 2 écosystèmes étudiés à Kondi sont indiqués dans le **Tableau 11**. Les minéralomasses d'azote incorporées dans la plantation d'eucalyptus et dans la savane représentent 2 % de la quantité d'azote total des horizons de sol prospectés par les racines. Si seul l'azote présent dans une matière organique non résistante à la dégradation est pris en compte à partir des travaux de Trouvé (1992), les minéralomasses dans la plantation d'eucalyptus et dans la savane représentent respectivement environ 50 % et 23 % du stock de la couche superficielle du sol (0-15 cm) où la minéralisation a lieu préférentiellement. Les proportions de minéralomasse d'azote incorporées dans la plantation et la savane sont respectivement d'environ 17 % et 8 % du stock dans l'ensemble de l'horizon organo-minéral (0-50 cm). La disponibilité en azote pour la production végétale est donc limitée dans ces sols.

Les minéralomasses de phosphore ne représentent que 1 % environ du stock 'assimilable' dans les horizons de sols prospectés par les racines des deux formations végétales. Ces réserves dans les sols sont importantes par rapport à la disponibilité en phosphore dans l'aire naturelle des eucalyptus et dans les principales zones de plantations industrielles (Afrique du Sud et Brésil notamment). Par contre, les quantités de K, Ca, Mg incorporées dans la biomasse sont très importantes par rapport aux réserves dans les sols. Elles sont respectivement de 15 %, 4 % et 16 % des stocks dans le sol de la plantation et 4 %, 2 % et 8 % pour la savane. Une partie de ces réserves est en outre difficilement accessible par les formations végétales car les densités de racines sont très faibles au dessous de 3 m de profondeur dans la plantation et de 1 m dans la savane. Ces caractéristiques des sols ont donc

probablement orienté la sélection génétique des eucalyptus vers des clones particulièrement efficaces pour l'utilisation de K, Ca et Mg. La faible efficacité d'utilisation de P pour ce clone, par rapport à d'autres plantations d'eucalyptus en zone tropicale, est probablement liée à une relativement forte disponibilité de cet élément dans les sols.

Les plantations d'eucalyptus autour de Pointe-Noire présentent des productions de biomasse fortes dans des sols à très faibles réserves en N, K, Ca et Mg. Pour ces éléments, l'incorporation dans la biomasse des eucalyptus représente de fortes proportions des stocks biodisponibles dans les sols. Même si le cycle biogéochimique est particulièrement performant dans ces conditions, cet écosystème reste fragile. Dans un contexte de sylviculture intensive en courtes rotations pour la production de biomasse, il sera particulièrement sensible à toute exportation importante d'éléments nutritifs. Le maintien de la production de bois d'eucalyptus nécessite donc une évaluation précise des pertes minérales induites par les systèmes de cultures afin de les compenser par des apports. Compte tenu du coût important des engrais importés au Congo, le raisonnement de ces fertilisations est indispensable. Il nécessite l'étude du fonctionnement minéral de cet écosystème afin d'adapter précisément les fertilisations aux besoins des peuplements.

3.2 LES CYCLES BIOLOGIQUE ET BIOCHIMIQUE

Les principaux flux des cycles biologiques et biochimiques ont été quantifiés (i) dans la savane par des prélèvements réguliers de biomasse au cours d'une année, (ii) dans la plantation d'eucalyptus de Kondi entre les âges de 6 et 9 ans et (iii) pour l'ensemble de la rotation de futaie d'eucalyptus par des études menées dans des chronoséquences de peuplements du même clone sur le site de Kissoko. Les flux mesurés dans la plantation de Kondi seront resitués par rapport aux résultats acquis dans les chronoséquences, afin de vérifier que ces peuplements permettent de simuler correctement le début de la rotation. Les cycles biologiques et biochimiques seront présentés conjointement car ces cycles sont étroitement interdépendants au sein de l'écosystème.

3.2.1 Accroissement en biomasse des peuplements

La vocation des plantations d'eucalyptus de Pointe-Noire est en premier lieu la production de biomasse de bois. La dynamique de la production de bois par ce clone au cours de la rotation est donc essentielle à étudier (adaptation possible de la sylviculture aux caractéristiques de l'accroissement moyen et courant de ce clone). De plus, l'accroissement en biomasse des différents compartiments des arbres et de la savane renseigne sur la dynamique de l'allocation de carbone. La proportion de carbone allouée au houppier par rapport au tronc est en particulier représentative du stade de développement des peuplements forestiers (Attiwill, 1979).

3.2.1.1 Plantation d'eucalyptus

Les mesures de biomasse dans une chronoséquence de peuplements ont permis de quantifier la croissance allométrique des différents compartiments des arbres (**article 1**) :

- Les biomasses de bois et d'écorce du tronc ainsi que du système racinaire s'accumulent à un rythme régulier entre les âges de 1 et 7 ans (**Figure 18**). La croissance en volume des clones de l'hybride *E. PFI* présente généralement un point d'inflexion marqué entre les âges de 3 et 4 ans (Bouvet, 1991). Toutefois le clone 1-41 a la particularité de poursuivre une croissance soutenue plus longtemps lorsque les conditions sont favorables (Laclau, 1994).
- La biomasse de branches vivantes s'accroît de $1,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ les 2 premières années, jusqu'à la fermeture du couvert qui a lieu autour de 2 ans. Elle évolue ensuite très peu entre 2 et 4 ans puis augmente en fin de rotation d'environ $0,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.
- La biomasse de feuilles atteint très rapidement son maximum. Elle est de $1,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ à l'âge d'un an et s'accroît encore la deuxième année pour atteindre environ 3 Mg ha^{-1} lors de la fermeture du couvert. La biomasse foliaire décroît ensuite régulièrement jusqu'à l'âge de 4 ans avant de se stabiliser. Ce type de dynamique a déjà été observé dans des plantations d'*E. nitens* et *E. globulus* (Beadle, 1997) ainsi que chez *E. grandis* (Reis *et al.*, 1985 cité par Binkley *et al.*, 1997).
- Les branches mortes apparaissent sur les arbres au cours de la deuxième année de croissance. Leur biomasse reste stable autour de $1,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ entre les âges de 2 et 7 ans.

La formation du houppier pendant les 2 premières années après la plantation correspond à la phase de croissance juvénile définie par Attiwill (1979). L'allocation de carbone est par la suite essentiellement destinée à la production de bois, ce qui correspond à la deuxième phase de croissance des peuplements. La dernière phase (stade de maintenance) n'est pas atteinte ici car la sylviculture en courtes rotations pour la production de biomasse impose l'exploitation des arbres avant la chute marquée de l'accroissement moyen annuel. Ces rythmes de croissance vont influencer l'incorporation des éléments nutritifs dans le peuplement.

La croissance en biomasse des différents compartiments des arbres de Kondi peut être comparée à celle des peuplements de la chronoséquence, car l'échantillonnage a été réalisé à la même période (fin de saison des pluies). Les biomasses aériennes totales sont très voisines à l'âge de 6 ans dans les 2 situations (**Figure 18**). Cependant des essais agronomiques ont montré pour l'hybride *E. PFI* que la productivité maximale est obtenue pour des densités de plantation voisines de 700 arbres ha⁻¹ (Hermeline, 1985). L'observation de biomasses légèrement supérieures à Kondi pour tous les compartiments aériens (excepté les branches mortes) malgré une densité de plantation faible (532 vs 666 arbres ha⁻¹) indique que ce site présente des conditions plus favorables pour la croissance des eucalyptus que la zone dans laquelle est située la chronoséquence. La biomasse de feuilles supérieure de près de 50% dans la plantation de Kondi est en particulier révélatrice d'une alimentation hydrique et/ou minérale plus favorable (Kriedemann et Cromer, 1996 ; Beadle, 1997).

Les conditions de croissance des peuplements étudiés dans des chronoséquences ne sont jamais rigoureusement identiques (Cole et Van Miegroet, 1989) et de nombreuses études basées sur cette approche font face à des différences de fonctionnement des sols entre les sites (Marques, 1996 ; Dyck et Cole, 1994). Bien que la plantation de Kondi semble bénéficier de conditions de croissances plus favorables, la chronoséquence fournit des informations pertinentes pour simuler le début de la rotation. En effet, les caractéristiques de ces peuplements restent globalement très voisines : même clone, productivité semblable malgré les différences de densité de plantation, sols ayant une origine géologique et une histoire identique,...

3.2.1.2 Savane

L'accroissement courant de la biomasse aérienne de la savane est rapide après le brûlis, avec un maximum au mois de décembre (**Figure 19 et Article 2**). La biomasse aérienne vivante reste stable tout au long de la saison des pluies autour de 3 Mg ha⁻¹, puis chute en saison sèche jusqu'à 0,2 Mg ha⁻¹ avant le brûlis. Parallèlement, la nécromasse apparaît au milieu de la saison des pluies puis augmente considérablement jusqu'à la fin de la saison sèche. Une dynamique de croissance similaire a été décrite dans les savanes guinéennes en Afrique de l'ouest (Abbadie, 1984 ; Fournier, 1991). La graminée pérenne *Loudetia arundinacea* représente ici environ 80% de la matière sèche aérienne tout au long de l'année. Parmi les autres espèces, seule la légumineuse *Eriosema erici-rosenii* est susceptible d'assurer une entrée d'azote significative dans cet écosystème par fixation symbiotique. Le système racinaire de cette espèce a été observé sur quelques individus : il est nodulé et représente

environ 75% de la matière sèche totale. La biomasse totale de cette espèce peut atteindre environ 0,8 à 1 Mg ha⁻¹ en fin de saison des pluies.

La biomasse souterraine de la savane augmente rapidement en début de saison des pluies puis reste stable autour de 8,5 Mg ha⁻¹ entre novembre et avril (**Figure 20**). Elle chute ensuite dès le mois de mai jusqu'à environ 7 Mg ha⁻¹ pendant toute la saison sèche. Les racines vivantes et mortes ont été distinguées à partir d'observations basées sur leur couleur et leur flexibilité. Les racines mortes étaient exclues des comptages mais leur biomasse est restée faible tout au long de l'année, peut être en raison de la difficulté de distinction par rapport aux racines vivantes. Environ 80% de la biomasse racinaire est située dans l'horizon organo-minéral du sol (0-50 cm) tout au long de l'année. Au delà d'un mètre de profondeur, elle augmente légèrement en fin de saison sèche mais ne représente au maximum que 5% du total. Une biomasse souterraine supérieure à la biomasse aérienne et située essentiellement dans la couche superficielle du sol, a également été mesurée dans des savanes guinéennes en Afrique de l'ouest (Bourlière et Hadley, 1983 ; Fournier, 1991 ; César, 1992).

La biomasse totale de cette savane varie donc entre 7,3 Mg ha⁻¹ au moment du brûlis et 13,9 Mg ha⁻¹ en fin de saison des pluies.

3.2.2 Dynamique d'incorporation des éléments minéraux

La dynamique d'incorporation des éléments minéraux dans la biomasse renseigne sur l'évolution de la nutrition des formations végétales au cours de leur croissance. La rotation de futaie d'eucalyptus a été étudiée ainsi que la savane de Kondi entre 2 brûlis annuels.

3.2.2.1 Plantation d'eucalyptus

L'étude menée entre 0 et 7 ans dans une chronoséquence de peuplements à Kissoko révèle des différences marquées de dynamique d'incorporation entre éléments (**Figure 21***) :

- Le magnésium est incorporé essentiellement durant la croissance juvénile des arbres, 80% des 46 kg ha⁻¹ accumulés dans les arbres à l'âge de 7 ans ont déjà été incorporés à 2 ans.
- Le calcium et le phosphore sont incorporés à un rythme voisin de celui du carbone pendant toute la rotation. A l'âge de 7 ans, 47 kg ha⁻¹ de phosphore et 91 kg ha⁻¹ de calcium étaient accumulés dans la biomasse aérienne.
- Le potassium et l'azote présentent une dynamique intermédiaire. A l'âge de 2 ans, 65% du potassium et 40% de l'azote accumulés dans la partie aérienne des arbres à 7 ans ont déjà été incorporés. L'accumulation dans la biomasse aérienne à 7 ans est de 62 kg ha⁻¹ de potassium et 234 kg ha⁻¹ d'azote.

* L'accumulation d'azote dans les arbres présentée dans la **figure 21** est supérieure aux valeurs indiquées dans l'**article 1**, en raison d'écarts de dosage de l'azote dans le bois entre laboratoires. En effet l'analyse par le laboratoire du CIRAD de l'ensemble des échantillons de bois prélevés dans les peuplements de la chronoséquence de Kissoko a révélé des différences de concentrations en azote significatives par rapport aux dosages du laboratoire IRD de Pointe-Noire. Les différences entre laboratoires pour les autres compartiments des arbres étaient faibles, probablement en raison de concentrations plus élevées dans les tissus. L'analyse en commun d'échantillons végétaux par le laboratoire IRD de Pointe-Noire et d'autres laboratoires (CIRAD, INRA, CNRS) a montré que les dosages effectués par le laboratoire IRD sont précis pour P, K, Ca et Mg ainsi que pour N lorsque les concentrations sont supérieures à 0,3%. Dans les échantillons de bois dont la concentration est très faible ($\approx 0,2\%$), les analyses de ce laboratoire sont insuffisamment précises pour étudier la dynamique dans ce compartiment.

Le même type de dynamique d'incorporation est observé dans la partie souterraine (**Article 1**).

Comme pour d'autres essences forestières, la formation du houppier joue un rôle fondamental dans les besoins nutritifs de ces peuplements (Miller, 1981, 1995 ; Dambrine *et al.*, 1991 ; Le Goaster *et al.*, 1991 ; Ranger *et al.*, 1996). Pour N, K et Mg, l'accumulation dans les houppiers à l'âge de 2 ans représente 30 à 40% de l'incorporation totale dans les arbres de 7 ans. Pour P et Ca, elle est par contre beaucoup plus marginale.

La dynamique d'incorporation du phosphore observée ici est originale par rapport aux caractéristiques de la nutrition en P indiquées dans la littérature pour des peuplements d'eucalyptus. En effet les transferts internes dans les arbres peuvent être intenses pour cet élément et les concentrations dans la biomasse en fin de rotation sont en général beaucoup plus faibles que les valeurs mesurées ici (Attiwill *et al.*, 1996 ; Grove *et al.*, 1996 ; Judd *et al.*, 1996). La disponibilité en phosphore dans les sols de la région de Pointe-Noire est forte par rapport à la plupart des zones de plantation industrielle d'eucalyptus, comme en atteste le peu d'impact de l'apport de P en fertilisation sur la croissance des arbres (Vigneron, 1986 ; Safou Matondo et Bouillet, 1999). La réaction des peuplements d'eucalyptus à ce type d'apport est par contre très marquée dans la plupart des pays où existent de grandes surfaces de plantations industrielles d'eucalyptus (Barros et Novais, 1996 ; Cromer, 1996 ; Herbert, 1996 ; Knight et Nicholas, 1996). Une certaine consommation de luxe de P dans les plantations étudiées ici pourrait être responsable de cette incorporation continue dans la biomasse des arbres.

L'incorporation des éléments minéraux dans la plantation étudiée à Kondi correspond bien à la dynamique observée dans la chronoséquence de peuplements de Kissoko (**Figure 22**). Une incorporation soutenue se poursuit entre 6 et 9 ans pour N, Ca et P en raison d'une production de biomasse qui reste élevée. La forte accumulation d'azote en fin de rotation dans ce peuplement est révélatrice en particulier d'une minéralisation d'azote relativement importante dans le sol de cette plantation. Par contre, l'accumulation de K et Mg dans la partie aérienne des arbres est faible en fin de rotation à Kondi, comme cela avait été observé dans la chronoséquence de Kissoko.

Une synthèse bibliographique des études réalisées au Brésil a montré une bonne corrélation ($R^2 > 0,75$) entre la biomasse courante produite et les minéralomasses de N, K et Ca incorporées dans la partie aérienne des eucalyptus (Gonçalves *et al.*, 1997). La relation était moins étroite pour P, comme dans le cas d'autres espèces forestières en zone tempérée (Augusto *et al.*, 2000). Les valeurs prédites par les régressions établies au Brésil, pour une production de biomasse aérienne correspondant à celle de la plantation de Kondi étaient de 50 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, 3,3 kg ha⁻¹ an⁻¹ de P, 24 kg ha⁻¹ an⁻¹ de K et 38 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Ca. L'incorporation à Kondi est du même ordre que la valeur prédite pour N mais elle est supérieure de 70% pour P et inférieure de 70% pour K et de 60% pour Ca. Ces tendances demeurent lorsque l'on compare l'incorporation minérale dans les plantations d'eucalyptus au Congo avec les valeurs indiquées dans la littérature pour les principales zones de plantations dans le monde. Pour des productions de biomasse aérienne du même ordre, l'incorporation est systématiquement beaucoup plus faible pour P dans les autres pays, alors qu'elle est généralement nettement plus élevée pour K et Ca. Les valeurs d'incorporation de N et Mg

mesurées ici sont par contre classiques. Ces caractéristiques de la nutrition minérale des eucalyptus peuvent être reliées à la très faible disponibilité en K et Ca dans les sols de Pointe-Noire alors que la réserve en P ‘assimilable’ est importante par rapport aux autres zones de plantation industrielle d’eucalyptus. Il a été montré en effet que l’efficacité d’utilisation des éléments minéraux par les eucalyptus est fortement dépendante de leur disponibilité (Morais *et al.*, 1990). Des consommations de luxe de N et P dans des plantations d’*E. globulus* ont en particulier été révélées par une augmentation significative des concentrations de ces éléments dans le bois du tronc, lorsque des quantités importantes sont apportées en fertilisation (Raymond et Muneri, 2000).

3.2.2.2 Savane

Comme dans les plantations d’eucalyptus, des différences marquées de dynamique d’incorporation dans la partie aérienne de la savane existent entre éléments (**Article 2**) :

- L’incorporation de calcium après le brûlis est proportionnelle à l’accumulation de biomasse aérienne totale (vivante + morte), avec un maximum de 11 kg ha⁻¹ en fin de saison des pluies (**Figure 23**).
- Le maximum d’incorporation de potassium est par contre atteint dès le mois de décembre (12 kg ha⁻¹). La dynamique d’incorporation de K est proportionnelle à la biomasse vivante de la savane.
- Pour N, P et Mg, la dynamique est intermédiaire avec un maximum atteint à la fin de la saison des pluies (respectivement de 26, 5 et 9 kg ha⁻¹) mais l’incorporation est faible à partir du mois de décembre.

Dans la partie aérienne d’une savane à *Loudetia simplex* en Côte d’Ivoire, une incorporation régulière de N, P et K a été observée après le brûlis, avec un maximum atteint en fin de saison des pluies (Villecourt *et al.*, 1979). La dynamique d’incorporation de N et P est similaire ici mais le maximum d’accumulation de K est atteint au cours de la première moitié de la saison des pluies (4 mois après le brûlis). La disponibilité inférieure de K dans les sols de Pointe-Noire pourrait être à l’origine de cette dynamique, avec une ‘dilution’ du K dans la biomasse aérienne, des remobilisations importantes lors de la sénescence des feuilles et des pertes par récrétion dans les pluviollessivats.

Dans la partie souterraine, l’accumulation d’azote est très rapide en tout début de saison des pluies, puis elle continue à augmenter plus lentement de novembre à avril. Un maximum de 100 kg ha⁻¹ est atteint en avril puis la minéralomasse de N dans les racines diminue régulièrement jusqu’à 55 kg ha⁻¹ lors du brûlis. L’évolution saisonnière de l’incorporation de P et Ca dans les racines suit la même dynamique mais les minéralomasses sont beaucoup plus faibles. Le maximum atteint en fin de saison des pluies est de 8 kg ha⁻¹ pour P et 9 kg ha⁻¹ pour Ca. Les quantités de K et Mg incorporées dans les racines varient peu au cours de l’année mais le maximum (environ 5 kg ha⁻¹) est mesuré en fin de saison des pluies, comme pour les autres éléments.

L’hypothèse d’un stockage d’éléments minéraux dans le système racinaire des savanes guinéennes en fin de cycle végétatif a été émise pour expliquer la croissance rapide de la

partie aérienne après le brûlis (Menaut, 1983). La remobilisation d'azote dans le système racinaire pendant les premiers jours qui suivent une défoliation sévère a été démontrée à partir de mesures de teneurs en ^{15}N chez des graminées et des légumineuses fourragères pérennes en climat tempéré (Ourry *et al.*, 1989 ; Li *et al.*, 1996 ; Louahlia *et al.*, 1999). Les transferts d'éléments stockés dans les racines ne suffisent cependant pas à satisfaire les besoins minéraux de la savane étudiée ici. En effet, une incorporation importante de N, P et Ca a lieu simultanément dans les parties aériennes et souterraines après le brûlis. L'essentiel des besoins minéraux pour la croissance de la savane après le brûlis provient donc de prélèvements dans le sol. Une dynamique semblable pour N, P et K a d'ailleurs été observée dans une savane guinéenne en Côte d'Ivoire avec une diminution simultanée en saison sèche des minéralomasses dans les parties aériennes et souterraines (Villecourt *et al.*, 1979). Des mesures de teneurs en ^{15}N ont de plus montré dans ces savanes que la minéralisation des racines mortes est la principale source d'azote pour la croissance des graminées après le brûlis (Abbadie *et al.*, 1992). L'essentiel des besoins minéraux de la savane de Kondi après le brûlis pourrait être satisfait par la minéralisation des racines mortes durant la saison sèche ainsi que par le prélèvement d'éléments minéraux disponibles dans le sol et les cendres.

3.2.3 Restitutions solides au sol

Les apports au sol d'éléments minéraux avec les chutes de litières correspondent à un flux majeur du cycle biologique dans les peuplements forestiers (Miller, 1995 ; Attiwill *et al.*, 1996). En effet ce flux : 1) restitue à la surface du sol une masse importante d'éléments provenant de l'ensemble du profil et 2) accumule des éléments en surface sous une forme chimique facile à minéraliser.

Les restitutions solides au sol avec les chutes de litières ont été mesurées au cours de la rotation de futaie d'eucalyptus ainsi que dans la savane de Kondi entre 2 brûlis. Les apports au sol d'éléments minéraux liés au turnover des racines ne seront par contre pas abordés car ils n'ont pas été quantifiés.

3.2.3.1 Production de litière

Futaie d'eucalyptus

Dans la plantation d'eucalyptus de Kondi, les périodes de chutes sont différentes selon les fractions (**Figure 24**) :

- Pour les feuilles, des retombées importantes ont lieu chaque année en début de saison des pluies (octobre-novembre) et en début de saison sèche (mai à juillet). Durant ces périodes, elles peuvent atteindre $500 \text{ à } 800 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$. Les chutes de feuilles en fin d'année 1999 et 2000 étaient cependant inférieures à celles mesurées en 1998 au cours de la même période. Les feuilles initiées sur des arbres de ce clone âgés d'un an ont une durée de vie de 6 mois environ (**Figure 25**). Elle était du même ordre pour les feuilles marquées dans le peuplement étudié à Kondi à l'âge de 8 ans. En outre la chute annuelle de litière de feuilles représente une biomasse environ double de celle des feuilles vivantes sur les

arbres en fin de saison des pluies, ce qui confirme que la durée de vie moyenne des feuilles dans ce peuplement est de 6 mois environ. Il a été montré dans cette plantation que la principale période d'initiation des feuilles correspond chaque année au deux premiers mois de pluies mais que la fin de la saison des pluies représente également une période d'initiation foliaire importante (Mabounou, 2000). La réduction des chutes de litières de feuilles en octobre/novembre à partir de 1999 pourrait donc provenir d'une diminution de l'initiation foliaire à la fin de la saison des pluies précédente, lorsque l'âge des arbres dépasse 7 ans. Durant les 3 années de mesures, le milieu de la saison des pluies (janvier à mars) et la fin de la saison sèche (août et septembre) étaient les périodes de chute minimale de feuilles (100 à 300 kg ha⁻¹ mois⁻¹).

- Les chutes de bois morts ont lieu chaque année principalement au cours de la saison des pluies. En effet elles représentent généralement de 100 à 600 kg ha⁻¹ mois⁻¹ entre octobre et mars alors qu'elles sont inférieures à 50 kg ha⁻¹ mois⁻¹ au cours des autres mois de l'année.
- Les chutes d'écorces les plus importantes ont lieu pendant la première moitié de la saison des pluies (octobre à janvier). Elles représentent 100 à 400 kg ha⁻¹ mois⁻¹ alors qu'elles sont généralement inférieures à 100 kg ha⁻¹ mois⁻¹ au cours des autres mois de l'année.

La variabilité inter annuelle des retombées de litière est faible. La réduction des chutes de feuilles en début de saison des pluies à partir de l'âge de 7 ans est globalement compensée par des retombées plus importantes en fin de saison des pluies. Parmi les différentes fractions, les moyennes mensuelles de biomasses de litières ne sont significativement différentes entre les années ($p < 5\%$) que pour la fraction 'divers' (**Tableau 12**). Les chutes annuelles de feuilles sont de 4,0 à 4,3 Mg ha⁻¹ et représentent 60 à 65 % des retombées de litières totales. Les chutes annuelles de bois morts varient selon les années de 1,1 à 1,6 Mg ha⁻¹ alors que les chutes d'écorces sont stables autour de 1,2 Mg ha⁻¹ an⁻¹. Les autres fractions organiques (essentiellement les fruits) représentent moins de 1% de la matière sèche des chutes de litières totales. La production annuelle de litière totale est comprise entre 6,6 et 7,2 Mg ha⁻¹ entre les âges de 6 et 9 ans dans ce peuplement.

L'évolution de la production de litière au cours de l'ensemble de la rotation de futaie a été étudiée. Les périodes de chutes des différentes fractions dans les peuplement âgés de plus de 2 ans correspondent à celles décrites dans la plantation de Kondi (**Figure 26**). Les retombées de litières débutent à partir du dixième mois de croissance et sont exclusivement constituées de feuilles au cours de la première année de plantation (0,4 Mg ha⁻¹). Les moyennes mensuelles de chutes de feuilles et de litière totale ne sont pas significativement différentes ($p < 5\%$) entre la deuxième et la huitième année de croissance (**Tableau 13**). Les chutes de litières de feuilles représentent 3,5 à 4 Mg ha⁻¹ pendant cette période alors que la biomasse de litière totale varie entre 4 et 5,8 Mg ha⁻¹. Les retombées de bois morts restent très faibles la deuxième année (0,2 Mg ha⁻¹) avant de se stabiliser autour de 1 Mg ha⁻¹ entre la troisième et la huitième année de la rotation. Les chutes d'écorces sont également très limitées la deuxième année de croissance ($< 0,1$ Mg ha⁻¹) puis elles augmentent régulièrement avec l'âge des arbres jusqu'à 0,7 Mg ha⁻¹ au cours de la huitième année.

Les chutes de litières peuvent être comparées dans la plantation de Kondi entre 5 et 6 ans et dans un peuplement de la chronoséquence de Kissoko du même âge, car les récoltes ont été

effectuées pendant la même période (**Tableau 13**). Les biomasses de chutes de feuilles et de bois morts sont supérieures à Kondi de respectivement 10% et 25% par rapport au peuplement de Kissoko du même âge. La biomasse de feuilles vivantes par hectare est pourtant supérieure de près de 50% dans la plantation de Kondi. Les différences limitées de chute de feuilles entre les deux peuplements suggèrent une durée de vie des feuilles supérieure dans la plantation de Kondi.

Des productions de litières de 5 à 7 Mg ha⁻¹ an⁻¹ ont également été mesurées dans d'autres plantations d'eucalyptus en futaie au Congo (**Tableau 14**). Des valeurs atteignant 10 Mg ha⁻¹ an⁻¹ ont été mesurées dans un peuplement du même clone en fin de rotation de taillis (Loumeto et Laclau, 1999). Les productions de litières d'eucalyptus sont très dépendantes du climat dans les forêts naturelles en Australie (Adams, 1996). Elles varient de 1,9 Mg ha⁻¹ an⁻¹ dans une forêt à *E. amygdalina* en Tasmanie à 9,4 Mg ha⁻¹ an⁻¹ dans un peuplement adulte d'*E. regnans* (Attiwill *et al.*, 1996). Les valeurs mesurées dans des plantations d'*E. camaldulensis* au Sénégal, avec une pluviométrie annuelle de 500 mm, ne sont que de 2,9 Mg ha⁻¹ an⁻¹ (Bernhard-Reversat, 1987). Bien que la pluviométrie annuelle ne soit que de 600 mm au Portugal, la production de litière dans des plantations d'*E. globulus* à forte productivité atteint 4,2 Mg ha⁻¹ an⁻¹ (Cortez, 1996). Dans un peuplement d'*E. camaldulensis* situé au Cameroun dans une zone recevant une pluviométrie de 1100 mm, elle est d'environ 4,1 Mg ha⁻¹ an⁻¹ (Harmand, 1998). La forte variabilité des productions de litières provient de conditions de croissance différentes entre les peuplements d'eucalyptus mais également de différences de comportement marquées entre espèces. La durée de vie des feuilles peut varier considérablement selon les espèces et l'alimentation hydrique et minérale des peuplements (Beadle, 1997). Elle est de 3 ans chez *E. globulus* au Portugal (Cannell, 1989 cité par Beadle, 1997) alors qu'elle n'est que d'environ 6 mois pour le clone 1-41 au Congo. Une nutrition azotée plus favorable pour le peuplement de Kondi par rapport à ceux de la chronoséquence de Kissoko pourrait être à l'origine d'une durée de vie supérieure des feuilles. Les analyses chimiques n'indiquent pas de différence claire de concentration minérale foliaire entre les plantations de Kondi et de Kissoko en fin de rotation. Toutefois la biomasse de feuille supérieure de près de 50% dans le peuplement de Kondi est révélatrice d'une alimentation hydrique et/ou minérale plus favorable (Kriedman et Cromer, 1996 ; Beadle, 1997).

Savane

Les chutes de litières sont très limitées dans la savane de Kondi. La nécromasse aérienne des graminées apparaît à partir du mois de décembre, 4 mois après le brûlis annuel. La majorité des feuilles mortes reste sur les touffes jusqu'au brûlis suivant. Les chutes de litières sont de 20 kg ha⁻¹ en décembre puis leur matière sèche reste stable entre 70 et 100 kg ha⁻¹ mois⁻¹ jusqu'au brûlis suivant. La chute de litière totale mesurée pendant l'année était d'environ 700 kg ha⁻¹. Peu d'informations ont été trouvées concernant ce flux dans les savanes guinéennes, probablement en raison des faibles biomasses concernées. Les chutes de litières ont été mesurées dans des savanes en Inde mais la situation n'est pas comparable à celle de Kondi, en raison de l'absence de brûlis annuel (Misra, 1983). Dans une étude des cycles biogéochimiques pour des herbacées pérennes au Cameroun, Harmand (1998) a considéré des valeurs de chutes de litières correspondant à 10-15% de la biomasse épigée maximale, mais

sans les mesurer. Les chutes de litières représentent 13% de la biomasse aérienne maximale de la savane de Kondi.

3.2.3.2 Apports au sol d'éléments minéraux

Les minéralomasses de N, P, K, Ca et Mg ont été quantifiées dans les chutes de litières au niveau (i) de la plantation d'eucalyptus de Kondi, (ii) de l'ensemble de la rotation de futaie dans une chronoséquence de peuplements à Kissoko et (iii) de la savane de Kondi.

Plantation d'eucalyptus de Kondi

Les chutes de litières dans le peuplement d'eucalyptus de Kondi apportent au sol en moyenne entre les âges de 6 et 9 ans : 52,3 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, 3,6 kg ha⁻¹ an⁻¹ de P, 3,8 kg ha⁻¹ an⁻¹ de K, 21,0 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Ca et 18,0 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Mg (**Tableau 15**). Les chutes de feuilles représentent près de 80% des apports au sol d'éléments minéraux dans les litières. Les fractions 'bois morts' et 'écorces' renferment chacune environ 10 % de la minéralomasse totale dans les retombées de litières.

Les apports au sol mensuels moyens de N, P, K, Ca, Mg dans les chutes de litières ne sont pas significativement différents entre les 3 années de suivi ($p < 5\%$). Par contre la variabilité des apports entre les mois est significative au cours de cette période pour N, K, Ca et Mg (**Tableau 15**). Les périodes de fortes chutes de feuilles (début de saison des pluies et de saison sèche) correspondent à des retours au sol importants de tous les éléments (**Figure 27**).

L'ordre de grandeur des apports au sol par les chutes de litière de Na, Cl, S, Fe, Al et Si a été déterminé à partir de l'analyse chimique d'un échantillon composite par fraction. La minéralomasse des retombées de litières est d'environ 12 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Na, 4 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Cl, 5 kg ha⁻¹ an⁻¹ de S, 1 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Al, 1 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Fe et 3 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Si.

Evolution au cours de la rotation de futaie

Les apports au sol mensuels moyens de N, P, K, Ca et Mg dans les chutes de litières ne sont pas significativement différents ($p < 5\%$) entre la deuxième et la huitième année de croissance. Ils diffèrent par contre (au seuil de 1%) des apports au sol pendant la première année de plantation qui représentent 5,1 kg ha⁻¹ de N, 0,1 kg ha⁻¹ de P, 0,5 kg ha⁻¹ de K, 1,7 kg ha⁻¹ de Ca et 1,3 kg ha⁻¹ de Mg (**Figure 28**). Entre 1 et 8 ans, les minéralomasses de N, P, K et Mg dans les retombées de litières sont d'environ 40 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, 3 kg ha⁻¹ an⁻¹ de P et de K et 18 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Mg. Elles atteignent un maximum de 48 kg ha⁻¹ pour N au cours de la troisième année de croissance. Pour Ca, les apports au sol sont d'environ 18 kg ha⁻¹ an⁻¹ dans les peuplements âgés de 1 à 3 ans puis ils augmentent jusqu'à 25 kg ha⁻¹ an⁻¹ dans la plantation de 8 ans. Même si les minéralomasses dans les bois morts et les écorces augmentent avec l'âge des plantations, elles représentent tout au long de la rotation moins de 25% des apports au sol totaux de N, P, K, Ca et Mg dans les chutes de litières.

Les apports au sol de N, P, K, Ca et Mg mesurés à Kondi sont du même ordre que dans les peuplements âgés de la chronoséquence à Kissoko ainsi que dans d'autres peuplements d'eucalyptus au Congo (**Tableau 14**). Par contre des différences importantes existent par rapport à des plantations d'eucalyptus au Sénégal, au Cameroun et au Portugal (Bernhard-Reversat, 1987 ; Cortez, 1996 ; Harmand, 1998). En effet pour une production de litière nettement plus faible (3 à 4 Mg ha⁻¹ an⁻¹ vs 6,8 à Kondi), les apports au sol de K sont de 12 à 27 kg ha⁻¹ an⁻¹ (vs 3 kg ha⁻¹ an⁻¹) et ils sont de 33 à 112 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour Ca (vs 22 kg ha⁻¹ an⁻¹). Une forte efficacité d'utilisation de K et Ca a été relevée chez le clone 1-41 par rapport à d'autres plantations d'eucalyptus dans le monde (**Article 1**). Il est possible que la faible disponibilité en éléments nutritifs dans les sols de la région de Pointe-Noire ait orienté le programme d'amélioration génétique vers la sélection de clones particulièrement efficaces pour l'utilisation de ces éléments. Les très forts retours au sol de Ca avec les chutes de litières observés dans des plantations d'eucalyptus au Nord Cameroun (112 kg ha⁻¹ an⁻¹) suggèrent une consommation 'de luxe' liée à l'absorption passive de cet élément. Le calcium peut s'accumuler fortement sans toxicité chez de nombreuses espèces, en particulier sous forme d'oxalate de calcium dans les vacuoles (Marschner, 1995) Les concentrations en Ca échangeable dans les horizons superficiels du sol étudié au Nord Cameroun étaient en effet 10 fois supérieures aux valeurs mesurées à Pointe-Noire (Harmand, 1998).

Dans certaines forêts naturelles d'eucalyptus en Australie, les retours au sol de Ca avec les litières sont proches des valeurs mesurées ici mais les minéralomasses de K sont toujours supérieures (Attiwill *et al.*, 1996 ; Crockford et Richardson, 1998b ; Polglase et Attiwill, 1992). Les apports au sol de P et Mg dans ces forêts sont par contre inférieurs à ceux déterminés à Kondi, même pour des productions de litières du même ordre. La disponibilité supérieure de P dans les sols de Pointe-Noire est probablement à l'origine d'une faible efficacité d'utilisation de cet élément par les eucalyptus. Les concentrations élevées en P observées dans la biomasse vivante restent fortes dans les retombées de litières. Les apports au sol de Mg avec les chutes de litière sont élevés à Kondi car les remobilisations de cet élément au cours de la sénescence des feuilles sont très limitées. Les concentrations en N dans les chutes de litières sont par contre du même ordre dans les plantations d'eucalyptus du Congo et dans les peuplements étudiés en Australie, au Sénégal, au Cameroun et au Portugal.

Apports au sol dans la savane

Les chutes de litières dans la savane de Kondi apportent au sol environ 2,9 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, 0,7 kg ha⁻¹ an⁻¹ de P et de K, 1,6 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Ca et 1,2 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Mg. Ce flux est rarement quantifié dans les savanes guinéennes car l'essentiel de la nécromasse reste sur les touffes jusqu'au brûlis annuel.

3.2.4 Echanges foliaires

La plantation d'eucalyptus et la savane présentent des échanges foliaires d'éléments minéraux très différents (**Tableau 16**). Alors qu'un prélèvement foliaire important d'azote est observé

en plantation ($\approx 7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) à la fois sous les formes nitrique et ammoniacale, seule la forme nitrique est prélevée en savane ($\approx 2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). De plus, les phénomènes de récréation* de P, K, Ca et Mg sont beaucoup plus marqués en savane qu'en plantation (**Article 5**).

Le potassium est généralement fortement récréé dans les écosystèmes forestiers et en particulier dans les peuplements d'eucalyptus (Turner and Lambert, 1983; Adams et Attiwill, 1991; Crockford et al., 1996; Cortez, 1996; Negi et Sharma, 1996; Harmand, 1998). La très faible disponibilité de cet élément dans le sol de Kondi pourrait être à l'origine des faibles valeurs de récréation de potassium mesurées dans la plantation d'eucalyptus. En effet, les phénomènes de récréation sont dépendants du statut trophique des peuplements forestiers (Parker, 1983). Dans une plantation d'*Eucalyptus grandis* au Brésil, les flux de K^+ mesurés dans les pluviollessivats et les écoulements de tronc étaient légèrement inférieurs aux apports par la pluie pour les plus faibles niveaux de fertilisation, mais un enrichissement marqué en K^+ a été observé dans les traitements recevant de forts apports par fertilisation (Andrade *et al.*, 1995).

Dans la savane, la récréation a représenté en moyenne pendant la période de suivi : $2,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de P, $10,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de K, $4,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de Ca et $7,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de Mg. Un enrichissement important des précipitations en P, K et Mg au cours de la traversée de la partie aérienne d'une savane guinéenne a également été observé en Côte d'Ivoire (Villocourt et Roose, 1978).

3.2.5 Besoins minéraux annuels totaux

Les besoins minéraux annuels ont été quantifiés dans les plantations d'eucalyptus au cours de la rotation de futaie ainsi que dans la savane de Kondi. Le mode de calcul des besoins a été défini dans la partie matériel et méthodes (§ 2.2.2.1), comme pour les termes de prélèvements au sol, immobilisation et transferts internes qui seront abordés au cours de la présentation des résultats.

3.2.5.1 Plantations d'eucalyptus

Dans la chronoséquence de peuplements de Kissoko, les besoins annuels en éléments minéraux atteignent un maximum au cours de la deuxième année de croissance de la plantation (**Figure 29**). Ils représentent à cet âge environ $135 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de N, $17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de P, $55 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de K, $39 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de Ca et $41 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de Mg (turnover de racines fines exclu). Les besoins de N et P restent stables entre les âges de 2 et 7 ans alors qu'ils diminuent de 34% pour K, 17% pour Ca et 34% pour Mg. Une proportion importante de ces besoins correspond à la constitution du houppier des arbres au cours des deux premières années de croissance puis, jusqu'à la fin de la rotation, au renouvellement du feuillage tous les 6 mois environ (**Annexe 9**). En effet quel que soit l'âge du peuplement, le renouvellement du feuillage représente environ 65% des besoins annuels en N et 35 à 55% des besoins en P, K,

Ca et Mg. Bien que la production de bois de tronc représente 50 à 60% de l'accroissement courant en biomasse à partir de la troisième année de croissance, les besoins en éléments nutritifs relatifs à l'accroissement de ce compartiment sont très limités. Ils correspondent en fin de rotation à environ 25% des besoins annuels totaux pour N et K, 35% pour P et 15% pour Ca et Mg. En l'absence de mesures, nous n'avons pas tenu compte ici du turnover de racines fines dans le calcul des besoins. Les besoins réels des peuplements sont donc supérieurs aux valeurs indiquées car ce processus représente des quantités importantes d'éléments minéraux dans les écosystèmes forestiers. Des productions de racines fines de l'ordre de $1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ont été mesurées pour différentes espèces forestières au cours de la troisième année après la plantation aux USA (Fredericksen et Zedaker, 1995). Différents travaux dans des peuplements de douglas ont estimé des productions de racines fines comprises entre $1,4$ à $6,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, les plus fortes productions étant observées dans les sols à faible disponibilité en azote (Hendricks *et al.*, 1993). Une étude a été initiée afin de quantifier ce flux dans les plantations d'eucalyptus du Congo.

Les besoins annuels en N, P, K et Ca au cours de la septième année de croissance de la plantation de Kondi sont supérieurs d'environ 40% à ceux mesurés en fin de rotation dans les peuplements de la chronoséquence de Kissoko. Les écarts sont dus essentiellement à une production courante annuelle de biomasse supérieure à Kondi pour tous les compartiments des arbres. La production de branches et d'écorce était en particulier 2 fois plus importante que dans la chronoséquence de Kissoko entre les âges de 6 et 7 ans. Même si les besoins annuels en éléments minéraux diminuent légèrement en fin de rotation, ils restent élevés jusqu'à la neuvième année de croissance car la production courante de biomasse reste forte. La croissance des peuplements diminue sensiblement au delà de l'âge de 7 ans dans la plupart des parcelles plantées avec ce clone dans le massif industriel, quelle que soit la densité de plantation. La poursuite de fortes productions courantes dans le peuplement de Kondi jusqu'à l'âge de 9 ans est révélatrice de conditions d'alimentation hydrique et/ou minérale particulièrement favorables par rapport à la plupart des zones plantées en eucalyptus dans la région.

Les besoins minéraux courants annuels évoluent en général fortement au cours de la croissance des peuplements forestiers (Miller, 1995). Cette dynamique est difficile à déceler chez les espèces forestières à longue révolution car la longueur des pas de temps de mesure gomme souvent la dynamique instantanée dans les chronoséquences étudiées (Ranger et Colin-Belgrand, 1996 ; Ranger *et al.*, 1997). De fortes variations des besoins annuels ont par exemple été mesurées au cours de la croissance des arbres dans des plantations d'*Eucalyptus tereticornis* en Inde (**Tableau 17**). Cependant les variations au cours de la rotation étaient plus faibles si les besoins annuels des strates arbustives et herbacées étaient pris en compte (Bargali *et al.*, 1992).

La comparaison des besoins minéraux annuels du clone 1-41 par rapport à d'autres peuplements d'eucalyptus dans le monde révèle que (**Tableau 17**) :

- Les besoins en N et P dans les plantations de Pointe-Noire sont élevés. Une très faible efficacité d'utilisation de P a déjà été notée pour ce clone. La courte durée de vie des feuilles au Congo par rapport à d'autres plantations d'eucalyptus (autour de 6 mois vs 3 ans au Portugal) engendre de forts besoins en N tout au long de la rotation pour le

maintien de la biomasse foliaire. Les différences de besoins annuels en N dans le **tableau 17**, entre les plantations du Congo et celles étudiées dans d'autres pays, sont cependant beaucoup plus faibles si les strates herbacées et arbustives sont prises en compte.

- Les besoins annuels en K et Ca du clone 1-41 sont par contre faibles par rapport à ceux mesurés dans d'autres plantations d'eucalyptus. Ils atteignent respectivement 64 et 208 kg ha⁻¹ an⁻¹ dans une plantation d'eucalyptus de 6 ans au Cameroun, alors qu'ils sont d'environ 40 kg ha⁻¹ an⁻¹ dans les peuplements du même âge ici. Les très forts besoins en Ca observés dans certaines plantations d'eucalyptus pourraient cependant traduire une certaine consommation 'de luxe'.
- Les besoins annuels en Mg du clone 1-41 sont du même ordre que ceux mesurés dans d'autres plantations d'eucalyptus.

Les différences de disponibilité en éléments nutritifs (*i.e.* stocks dans les sols et apports atmosphériques) pourraient expliquer une part de la variabilité des besoins minéraux constatée entre les plantations d'eucalyptus de Pointe-Noire et des peuplements étudiés dans d'autres pays. Cependant d'autres facteurs peuvent influencer les besoins minéraux annuels. Des différences inter spécifiques importantes d'efficacité d'utilisation des éléments minéraux ont en particulier été montrées chez les eucalyptus (Morais *et al.*, 1990 ; Gonçalves *et al.*, 1997 ; Safou-Matondo *et al.*, 2001). De plus, l'amplitude des précipitations et leur distribution au cours de l'année influencent la durée de vie des feuilles (Beadle, 1997) et par conséquent les besoins pour le renouvellement du feuillage, très consommateur en éléments nutritifs.

3.2.5.2 Savane

Les besoins annuels de la savane ont été évalués à respectivement 88, 11, 28, 14 et 12 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg. Ces valeurs correspondent à des ordres de grandeur en raison (i) des incertitudes concernant le turnover de racines dans cet écosystème et (ii) du mode de calcul peu précis adopté. Les besoins annuels d'azote ont été estimés à 70 kg ha⁻¹ an⁻¹ dans des savanes à *Hyparrhenia diplandra* en Côte d'Ivoire situées dans des conditions pédo-climatiques voisines de celles de la région de Pointe-Noire (Abbadie, 1984 ; Abbadie *et al.*, 1992). Harmand (1998) évalue à respectivement 53, 9, 81, 29 et 13 kg ha⁻¹ an⁻¹ les besoins annuels dans une jachère non pâturée constituée essentiellement d'*Andropogon gayanus*. Cette jachère était située au nord Cameroun dans une zone de pluviométrie comparable à celle de Pointe-Noire. Les concentrations en K et Ca dans les racines nettement supérieures aux valeurs mesurées à Kondi sont en partie responsable des différences de besoins totaux pour ces éléments.

Une évaluation précise des besoins minéraux annuels de la savane de Kondi nécessiterait une étude beaucoup plus détaillée du compartiment souterrain. Des observations de croissance et de mortalité des racines sur des rhizotrons, des mesures de biomasse dans des carottes de recolonisation et des prélèvements séquentiels pourraient permettre de quantifier plus précisément le turnover de racines de cette savane.

3.2.6 Transferts internes

Les transferts internes d'éléments minéraux dans les tissus végétaux correspondent, à l'échelle de l'écosystème, au cycle biochimique. Le mode de calcul des transferts internes a été défini dans la partie matériel et méthodes (§ 2.2.2.1). Ce processus de recyclage interne à la plante est bien documenté au plan physiologique pour les espèces de grande culture agricole. Par contre les études concernant ce phénomène sont plus rares dans des peuplements forestiers et sont le plus souvent limitées au feuillage (Miller *et al.*, 1979 ; Nambiar et Fife, 1987 ; Millard et Proe, 1992 ; Helmisaari, 1992 ; Mead et Preston, 1994). Les transferts internes permettent pourtant de satisfaire une proportion importante des besoins nutritionnels des forêts après la phase de fermeture de la canopée (Miller, 1995). Ils ont été quantifiés dans les différents compartiments des arbres au cours de la rotation de futaie (système racinaire exclu), dans la chronoséquence de Kissoko ainsi que dans la plantation de Kondi. Des transferts internes existent dans la savane mais ils n'ont pas été quantifiés ici.

□ Transferts internes dans le bois du tronc

Les transferts internes annuels dans le bois de tronc cumulés entre les âges de 1 et 6 ans ont été évalués à 18,5 kg ha⁻¹ de N, 4,2 kg ha⁻¹ de P, 38,8 kg ha⁻¹ de K, 1,5 kg ha⁻¹ de Ca et 3,2 kg ha⁻¹ de Mg. Ils représentent respectivement 11, 18, 121, 6 et 15% de l'immobilisation de N, P, K, Ca et Mg dans le bois de tronc à l'âge de 7 ans (**Article 4**). Une accumulation de N, P, Ca et Mg dans les cernes (*i.e.* des transferts internes négatifs) entre les âges de 6 et 7 ans a par contre été observée. Ce résultat obtenu dans une chronoséquence de peuplements est cohérent avec les mesures effectuées dans le peuplement de Kondi sur 12 arbres échantillonnés à l'âge de 5,5 ans et 10 arbres à 8,5 ans. En effet, une augmentation significative ($p < 10\%$) des concentrations moyennes de N et Ca dans le bois du tronc a également été observée à Kondi entre 5,5 ans et 8,5 ans. Elle pourrait indiquer une amélioration du statut nutritionnel du peuplement et une certaine consommation 'de luxe' de N et de Ca en fin de rotation. Pour l'ensemble de la rotation de 7 ans, les transferts internes dans le bois représentent 11,5 kg ha⁻¹ de N, 1,3 kg ha⁻¹ de P, 43,8 kg ha⁻¹ de K, -2,7 kg ha⁻¹ de Ca et 1,5 kg ha⁻¹ de Mg.

Le potassium est de loin l'élément le plus mobile dans le bois tout au long de la rotation. Les quantités transférées annuellement dans le bois du tronc sont fortes par rapport aux valeurs indiquées dans la littérature pour d'autres peuplements forestiers (**Article 4**).

□ Transferts internes totaux au cours de la rotation

La dynamique des transferts internes dans les arbres au cours de la rotation de futaie est présentée dans la **figure 30**. Ils sont très limités la première année de croissance en raison des faibles chutes de litières dans ces plantations, puis relativement stables pour chaque élément entre la deuxième et la neuvième année de croissance. Les valeurs sont du même ordre dans les peuplements de la chronoséquence de Kissoko et dans la plantation de Kondi. Les transferts internes totaux ont représenté environ respectivement 40, 5, 25, -5 et 2 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg à partir de la deuxième année de croissance.

L'essentiel (> 80%) des remobilisations de N dans les arbres a lieu au cours de la sénescence des feuilles tout au long de la rotation (**Annexe 10**). Les transferts internes de P et K dans les

feuilles représentent aussi une part prépondérante (>85%) des transferts internes dans les arbres pendant les 2 premières années de croissance, mais en fin de rotation les remobilisations de P dans les écorces et de K dans le bois correspondent à 20-40% des transferts internes totaux de ces éléments. Une accumulation de Ca dans les tissus âgés a par contre été observée (transferts internes < 0). Ce phénomène peut être à l'origine de l'incorporation régulière de cet élément dans la biomasse des arbres, tout au long de la rotation (**Figure 21**). Le calcium joue un rôle essentiel de régulation de nombreux processus physiologiques qui influencent à la fois la croissance des plantes et leur réponse à des stress environnementaux. Sa faible mobilité chez les végétaux rend son prélèvement et sa conservation critiques pour la croissance et le développement des plantes dans les milieux où sa disponibilité est limitée (McLaughlin et Wimmer, 1999).

Les transferts internes totaux dans les différents compartiments des arbres ne représentent que 4-8% des besoins en N, P et K au cours de la première année de croissance alors qu'ils couvrent environ 30-50% de ces besoins entre la deuxième année de croissance et la fin de la rotation. Pour Mg, ils ne représentent par contre qu'une faible part des besoins annuels (<20%) tout au long de la rotation et pour Ca les transferts internes négatifs indiquent que le prélèvement au sol de cet élément doit être supérieur à la quantité accumulée dans les tissus produits au cours de l'année.

Les transferts internes dans le système racinaire n'ont pas été pris en compte ici. Malgré l'importance du turnover de racines dans le fonctionnement biogéochimiques des peuplements forestiers, l'intensité des transferts internes associés n'a toujours pas été clairement déterminée en raison de difficultés méthodologiques. Les concentrations similaires de N dans les racines vivantes et mortes de nombreuses essences forestières semblent indiquer des remobilisations limitées mais une augmentation fréquente du ratio de concentrations Ca:N lors de la sénescence souligne la nécessité de recherches complémentaires sur ce sujet (Gordon et Jackson, 2000).

La plupart des travaux abordant les transferts internes d'éléments minéraux chez les eucalyptus concernent la sénescence des feuilles. Les remobilisations au cours de cette phase représentent une proportion importante des transferts internes dans la partie aérienne des arbres du clone 1-41 étudié ici. La quantification de ce phénomène dans les feuilles est de plus relativement aisée alors que des difficultés méthodologiques existent dans les autres compartiments des arbres. Dans des plantations d'*E. globulus* en Australie, Saur *et al.* (2000) ont montré une corrélation positive forte entre les minéralomasses initiales de N, P et K dans les feuilles et les quantités de ces éléments remobilisées lors de la sénescence. En outre, les transferts internes sont d'autant plus importants que la croissance des arbres est forte. Chez des semis de la même espèce âgés de 9 mois, une fertilisation azotée au printemps a eu peu d'influence sur les quantités de N remobilisées dans les feuilles. Il a été montré en outre que l'azote de l'enzyme Rubisco n'intervient pas dans les transferts internes (Wendler *et al.*, 1995). Dans une plantation d'*E. camaldulensis* âgée de 4 à 6 ans au Cameroun, les quantités de N, P, K, Ca et Mg remobilisées annuellement lors de la sénescence des feuilles représentaient respectivement 42, 2, 10, 0 et 2 kg ha⁻¹ an⁻¹. Ces valeurs sont du même ordre que celles mesurées ici. Dans une plantation d'*E. globulus* âgée de 6 à 8 ans au Portugal, les

transferts internes lors de la sénescence des feuilles étaient par contre plus faibles. Ils représentaient respectivement 13, 1, 7, 0 et 0 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg (Cortez, 1996).

3.2.7 Immobilisation dans la biomasse ligneuse

L'immobilisation correspond à la quantité d'éléments susceptible d'être définitivement soustraite du stock disponible dans le sol lors de la récolte de la biomasse (Cf. § 2.2.2.1). L'impact de différents scénarios d'exploitation (de l'écorçage des tiges à l'arbre entier) sur les stocks d'éléments exportés a été quantifié dans une plantation de 7 ans (**Article 1**).

L'immobilisation courante annuelle des éléments minéraux dans la biomasse ligneuse des arbres est maximale à l'âge de 2 ans dans la chronoséquence de peuplements de Kissoko (**Figure 31**). Elle atteint à cet âge 36 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, 6 kg ha⁻¹ an⁻¹ de P, 20 kg ha⁻¹ an⁻¹ de K, 19 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Ca et 15 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Mg. Entre les âges de 2 et 7 ans, l'immobilisation annuelle reste quasiment stable pour N et P mais diminue de 60% pour K, 40% pour Ca et 33% pour Mg. L'immobilisation d'éléments minéraux est forte dans les jeunes peuplements car les transferts internes dans les tissus ligneux ne représentent pas encore des quantités importantes. La diminution régulière de l'immobilisation minérale à partir de l'âge de 2 ans traduit d'une part l'augmentation de la proportion de tissus âgés physiologiquement inactifs et d'autre part l'importance des transferts internes d'éléments minéraux des tissus âgés vers les tissus juvéniles. Ce type de dynamique a été montré dans de nombreux peuplements forestiers (Miller, 1981 ; Dambrine *et al.*, 1991 ; Ranger et Colin-Belgrand, 1996 ; Ranger *et al.*, 1997).

L'immobilisation courante de N et K dans la biomasse ligneuse est nettement supérieure dans le peuplement de Kondi aux valeurs mesurées à l'âge de 7 ans dans la plantation de la chronoséquence de Kissoko (**Figure 31**). Les différences sont dues essentiellement à une production de biomasse ligneuse supérieure en fin de rotation à Kondi ainsi que, dans le cas de l'azote, à des concentrations supérieures de 15% dans le bois de tronc des arbres de Kondi.

L'immobilisation minérale dans les peuplements d'eucalyptus a été largement étudiée dans la plupart des zones de plantations industrielles. L'immobilisation de Mg dans le clone 1-41 à Pointe-Noire est du même ordre que celle mesurée dans d'autres pays pour des productions de biomasse comparables. L'immobilisation de N et P est par contre nettement supérieure chez ce clone et celle de K et Ca sensiblement inférieure (**Tableau 17**).

L'immobilisation dans la biomasse ligneuse ne représente que 20 à 25% des besoins minéraux annuels en N, P, K, Ca, Mg en fin de rotation. Cette faible proportion d'éléments immobilisés traduit le fort recyclage dans cet écosystème, par les chutes de litières, la récréation dans les pluviollessivats et les transferts internes. Les faibles immobilisations minérales dans les forêts sont probablement à l'origine de la légendaire frugalité des arbres forestiers (Ranger *et al.*, 1997). Les besoins totaux au cours de la rotation sont en réalité nettement supérieurs et doivent pouvoir être satisfaits par la disponibilité dans le sol (Miller, 1995 ; Ranger *et al.*, 1997).

3.2.8 Prélèvements au sol

Les prélèvements annuels d'éléments nutritifs dans le sol ont été quantifiés au cours de la rotation de futaie d'eucalyptus ainsi que dans la savane de Kondi entre 2 brûlis annuels. Le mode de calcul a été indiqué dans le paragraphe 2.2.2.1.

3.2.8.1 Plantations d'eucalyptus

Les prélèvements au sol d'éléments minéraux sont importants dès la première année de croissance en raison de la constitution du houppier des arbres (**Figure 32**). Les valeurs maximales sont atteintes au cours de la deuxième année et représentent $83 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de N, $13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de P, $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de K, $44 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de Ca et $39 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de Mg. A cet âge, l'accroissement de la biomasse de feuilles se poursuit et les retours au sol d'éléments minéraux avec les litières deviennent importants, ainsi que l'immobilisation dans la biomasse ligneuse (**Annexe 10**). Les prélèvements au sol diminuent ensuite d'environ 10% pour N et Ca entre les âges de 2 et 7 ans, de 30% pour P et Mg, et de 60% pour K.

Une diminution des prélèvements au sol d'éléments minéraux après la phase de fermeture de la canopée a été montrée dans des peuplements de châtaigniers (Ranger et Colin-Belgrand, 1996), de douglas (Ranger *et al.*, 1997) et d'épicéas (Dambrine *et al.*, 1991). Par contre les prélèvements au sol varient peu après la phase de régénération dans des forêts naturelles d'eucalyptus en Australie (Attiwill, 1980 ; O'Connell et Grove, 1996). En effet dans ces forêts, la diminution de l'incorporation minérale dans la biomasse avec l'âge des peuplements est globalement compensée par une augmentation des retours au sol avec les chutes de litières, les pluviollessivats et les écoulements de troncs. Dans les plantations d'eucalyptus étudiées ici, les rotations sont courtes (7 à 9 ans) afin de maximiser la production de biomasse. L'immobilisation d'éléments minéraux dans la biomasse ligneuse reste élevée en fin de rotation car les peuplements sont exploités avant la chute marquée de l'accroissement courant annuel. Les retours au sol importants d'éléments minéraux avec les chutes de litières (sauf pour K) ainsi que le maintien de fortes immobilisations dans la biomasse ligneuse en fin de rotation sont responsables de valeurs de prélèvements au sol élevées jusqu'à l'âge d'exploitation.

3.2.8.2 Savane

Les prélèvements au sol d'éléments minéraux sont importants au cours des 4 mois qui suivent le brûlis annuel, en raison de la forte accumulation minérale dans les parties aériennes et souterraines de la savane en début de saison des pluies (**Figure 33**). Pendant cette période les prélèvements au sol sont relativement stables pour N et P (respectivement autour de 15 et $1,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$). Ils augmentent régulièrement jusqu'à un maximum le quatrième mois après le brûlis pour K, Ca et Mg, pour atteindre respectivement environ 8, 4 et $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$. Entre le cinquième et le huitième mois après le feu (fin de saison des pluies), les prélèvements au sol sont plus faibles, autour de $6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$ pour N et 1 à $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$ pour P, K, Ca, Mg.

A partir du début de la saison sèche (9 mois après le brûlis), la forte diminution de biomasse racinaire de la savane entraîne une restitution d'azote dans le sol de 10 à 15 kg ha⁻¹ mois⁻¹. Pour les autres éléments, les flux (prélèvement ou restitution au sol) sont très faibles au cours de la saison sèche (< 2 kg ha⁻¹ mois⁻¹).

Les prélèvements au sol nets annuels, calculés en cumulant l'accroissement en minéralomasse entre le brûlis et la fin de saison des pluies et les retours au sol pendant cette période (Cf. § 2.2.2.1), sont de 74 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, 11 kg ha⁻¹ an⁻¹ de P, 18 kg ha⁻¹ an⁻¹ de K, 19 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Ca et 17 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Mg. Les prélèvements au sol calculés pour Ca et Mg sont légèrement supérieurs aux besoins en raison des retours au sol importants de ces éléments par récrétion. Les besoins annuels ont été calculés dans cette savane en adaptant le mode de calcul utilisé en forêt. Cette méthode est probablement trop simple dans le cas de la savane en raison de la dynamique rapide des processus au cours de l'année (prélèvements au sol, transferts internes, ...).

3.2.9 Décomposition de la litière au sol

La décomposition de la litière au sol n'a pas été étudiée dans la savane car ce compartiment représente une biomasse très limitée, en raison du brûlis annuel qui accélère fortement le cycle biologique en minéralisant brutalement des matières organiques. Dans la plantation de Kondi, la comparaison du stock d'éléments dans la litière au sol à un an d'intervalle avec les retombées de litières pendant la même période a permis de quantifier le flux de libération d'éléments minéraux.

La biomasse de litière au sol s'est accrue de 40% entre les âges de 6,5 et 8,5 dans la plantation, à un rythme d'environ 2,5 Mg ha⁻¹ an⁻¹ (**Tableau 18**). Cet accroissement courant en fin de rotation correspond à l'accroissement moyen jusqu'à l'âge de 6 ans. En effet les retombées de litière n'ont commencé qu'en fin de première année de croissance et le stock de litière au sol 5,5 ans plus tard atteignait 11,6 Mg ha⁻¹ an⁻¹. L'absence d'herbes dans cette plantation a permis de distinguer sans ambiguïté les feuilles, les écorces et le bois en cours de décomposition (**Annexe 12**). La fraction 'autres' renferme essentiellement les fruits et représente une très faible biomasse.

La biomasse de branches mortes représente près de 50% de la biomasse de la litière au sol en fin de rotation. L'accumulation annuelle de bois morts est d'environ 1,5 Mg ha⁻¹ an⁻¹. Elle est du même ordre que la chute de branches pendant la même période. Une légère sous-estimation des chutes de branches due au dispositif de collecte pourrait expliquer l'absence de décomposition de la fraction 'bois morts' de la litière au sol pendant la première année de suivi. Même si les cadres de récolte étaient situés à proximité du sol afin que les branches restent en appui sur le cadre en tombant, il est possible que quelques unes aient basculé à l'extérieur. Une surface de récolte des branches plus importante aurait donc été préférable. La biomasse de bois mort dans la litière au sol s'est accrue de 64% entre les âges de 6,5 et 8,5 ans dans ce peuplement et il a été montré dans la chronoséquence de Kissoko que les chutes de branches augmentent fortement en fin de rotation. Une forte proportion de la biomasse de

bois morts mesurée dans la litière au sol en 1998 devait donc être constituée de grosses branches tombées récemment. La vitesse relativement de décomposition décroît dans l'ordre suivant : feuilles \approx fruits > écorces \gg bois mort. Le suivi de la décomposition des rémanents d'exploitation d'une futaie d'eucalyptus du même clone dans une expérimentation mise en place dans le cadre d'un réseau CIFOR (Centre International de Recherche Forestière) a confirmé les rythmes de décomposition des différentes fractions observés ici (Bouillet *et al.*, 2001a). La décomposition complète, 3 ans après l'exploitation, de la quasi totalité des rémanents confirme que les vitesses de décomposition sont très rapides (même pour les branches) par rapport aux valeurs observées en climat tempéré. Les vitesses de décomposition mesurées dans les expérimentations de ce réseau CIFOR installées dans d'autres pays tropicaux (Afrique du Sud, Brésil, Inde, Indonésie, Chine, Australie) sont du même ordre (Nambiar *et al.*, 2000).

Une forte accumulation de N, P, Ca et Mg a été observée dans la litière au sol au cours de la première année de suivi, essentiellement dans les fractions 'feuilles' et 'branches mortes' (**Annexe 11**). Par contre, le stock d'éléments minéraux est resté quasiment stable durant l'année suivante bien que la biomasse de litière au sol ait augmenté. En effet, cet accroissement de biomasse de litière au sol était essentiellement dû à l'accumulation de branches dont les concentrations moyennes en N, Ca et Mg ont diminué. Une différence de stade de décomposition de la fraction 'branches mortes' entre les 2 années de suivi pourrait expliquer les écarts de concentrations. La cohérence des analyses chimiques effectuées chaque année a été vérifiée par spectroscopie NIRS sur l'ensemble des échantillons de litière au sol récoltés en 1998, 1999 et 2000.

Les taux de décomposition (k) indiquent que la libération de N et Ca a eu lieu à un rythme voisin de la perte de poids au cours de la première année de suivi, malgré une colonisation biologique certaine (**Tableau 18**). Pour P, K et Mg, le rythme de libération est plus rapide que celui du carbone. Au cours de l'année suivante, tous les éléments étudiés (N, P, K, Ca et Mg) ont été libérés à un rythme supérieur à la perte de poids. Entre les âges de 6,5 et 8,5 ans la libération de N, P, K, Ca, Mg au cours de la décomposition de la litière au sol a représenté en moyenne respectivement 46, 3, 4, 19 et 17 kg ha⁻¹ an⁻¹. Ce flux d'éléments provenait pour l'essentiel (>80%) de la décomposition des feuilles.

Le coefficient de décomposition (k) de l'ensemble de la litière au sol d'un peuplement de 10 ans de l'hybride *Eucalyptus tereticornis* x *E. grandis* étudié par Bernhard-Reversat (1993) au Congo était identique à la valeur obtenue ici (0,24). Dans une plantation d'*E. camaldulensis* âgée de 4 à 6 ans au Nord Cameroun, le coefficient de décomposition pour l'ensemble de la litière était de 0,39 au cours de la première année de suivi et de 0,13 durant la seconde année (Harmand, 1998). Une rétention importante de N et Ca était observée alors que la libération des autres éléments était plus rapide que la perte de poids. En milieu tempéré, les coefficients de décomposition de la litière au sol sont compris entre 0,2 et 0,4 dans les forêts naturelles d'eucalyptus du sud-est de l'Australie (Attiwill *et al.*, 1996). La libération d'éléments minéraux lors de la décomposition des litières peut varier considérablement entre espèces d'eucalyptus et selon les sites. La décomposition des litières est en particulier largement dépendante du climat, des populations microbiennes du sol et de la composition biochimiques des litières (Bernhard-Reversat, 1993).

Les éléments minéraux (autres que le carbone) libérés lors de la décomposition de la litière au sol peuvent être (i) perdus pour la végétation par lessivage profond, (ii) incorporés aux matières organiques du sol ou adsorbés sur le complexe d'échange, (iii) immobilisés dans les biomasses microbienne et fongique ou (iv) prélevés par la végétation (Zeller *et al.*, 2000). La méthodologie utilisée ici permet de calculer un flux net annuel de libération au niveau de la litière au sol. Le devenir de ces éléments dans le sol minéral n'est cependant pas connu. Une partie évoluera sous forme de fractions grossières de matière organique du sol qui compensera ainsi partiellement la disparition de la matière organique originaire de la savane (Trouvé, 1992 ; Bernhard-Reversat, 1993). Compte tenu des faibles valeurs de matière organique du sol (< 2%, même en surface) et de la vitesse de minéralisation (16 ans de demi-vie pour le carbone originaire de la savane dans l'horion 0-5 cm), une faible proportion des éléments minéraux libérés sera stockée sous forme de matière organique du sol indisponible à court terme pour la nutrition des végétaux.

3.2.10 Dynamique saisonnière

Seule la dynamique saisonnière des principaux flux du cycle biologique dans la plantation d'eucalyptus de Kondi sera abordée ici. L'évolution saisonnière de l'incorporation minérale dans la savane a déjà été présentée (§ 3.2.2). L'établissement de bilans entrées-sorties saisonniers au niveau du sol nécessite en particulier la quantification de l'immobilisation minérale saisonnière dans la plantation d'eucalyptus.

3.2.10.1 Dynamique saisonnière de la production de biomasse

La dynamique saisonnière de l'immobilisation minérale dans la biomasse ligneuse des arbres de Kondi a été étudiée entre les âges de 6 et 9 ans à partir d'un échantillon de 30 arbres équipés de rubans dendromètres (**Annexe 3**).

Croissance en circonférence des arbres

L'accroissement en circonférence du tronc des arbres mesuré à 1,30 m de hauteur (soit $C_{1,30}$) dans le peuplement de Kondi est maximal chaque année en février et mars (0,15 à 0,20 mm j^{-1}). Les arbres ont continué à croître en $C_{1,30}$ pendant la saison sèche en 1998 (autour de 0,05 mm j^{-1}) puis ils ont quasiment arrêté leur croissance de début novembre à mi-décembre (**Figure 34**). L'accroissement en saison sèche a fortement diminué les années suivantes et la forte croissance qui couvrait la période de janvier à mai jusqu'en 1999, a été réduite à février/mars lorsque les arbres ont dépassé l'âge de 8 ans. Les conditions climatiques ayant été semblables, la réduction de la croissance observée au cours de ces 3 années peut probablement être attribuée à l'âge des arbres. Au delà de 8 ans, la croissance fléchit très sensiblement dans toutes les plantations d'eucalyptus de Pointe-Noire. Dans les sites de faible fertilité, la production chute même dès l'âge de 5 à 6 ans.

Une période de quasi arrêt de croissance en $C_{1,30}$ de 15 jours à 1,5 mois a été observée chaque année dans cette plantation, 1 à 2 mois après les premières pluies. Le retard d'un mois de cette période d'arrêt de croissance en 1999, par rapport à 1998 et 2000, semble correspondre au décalage de l'arrivée de la saison des pluies. Les causes de cet arrêt de croissance en $C_{1,30}$ en début de saison des pluies seront discutées au regard de la dynamique foliaire dans ce peuplement.

Production de biomasse ligneuse

La production mensuelle de biomasse du tronc, des branches et des grosses racines a été calculée à partir de tarifs établis dans ce peuplement (**Annexe 3**). Elle varie chaque année entre un maximum de 2 à 2,5 $Mg\ ha^{-1}\ mois^{-1}$ en février/mars et un minimum inférieur à 0,2 $Mg\ ha^{-1}\ mois^{-1}$ en début de saison des pluies (**Figure 35**). Le minimum était atteint au mois de novembre en 1998 et au mois de décembre en 1999 et 2000. Chaque année, la production de biomasse ligneuse augmente brutalement après cette période de quasi arrêt de croissance. La production de bois de tronc représente 75 à 80% de l'accroissement mensuel en biomasse ligneuse tout au long de l'année. Une qualité prévisionnelle moins bonne des tarifs utilisés pour prévoir l'accroissement mensuel des autres compartiments ligneux aura donc peu d'impact sur la prévision de l'accroissement mensuel total de ce peuplement.

Dynamique saisonnière de la biomasse foliaire

La biomasse foliaire est très fortement influencée par les saisons (**Figure 36**). Au niveau des arbres échantillonnés, elle est significativement supérieure ($p < 0,05$) en fin de saison des pluies (de janvier à mai) par rapport aux valeurs mesurées lors de la transition entre la saison sèche et la saison des pluies (septembre à novembre). A l'échelle du peuplement, elle varie entre 1 et 2,5 $Mg\ ha^{-1}$ au cours de l'année. Il a été montré que la biomasse foliaire des eucalyptus est fortement dépendante de la disponibilité en eau (Beadle, 1997). Un stress hydrique marqué au cours de la saison sèche pourrait expliquer la forte variation de biomasse foliaire observée au cours de l'année dans la plantation de Kondi. Le suivi TDR de l'humidité du sol dans ce peuplement a montré qu'elle chute jusqu'à des valeurs proches du point de flétrissement permanent jusqu'à une profondeur de 2 mètres en fin de saison sèche. Un prélèvement hydrique est observé plus profondément mais il est relativement faible.

La production mensuelle de feuilles a été calculée à partir de la dynamique de biomasse foliaire et des chutes de litières de feuilles mesurées dans cette plantation (**Annexe 3**). Elle est maximale en début de saison des pluies et minimale au mois d'août chaque année (**Figure 37**). La période de production maximale de feuille est retardée d'environ 1 mois en 1999 par rapport à 1998 (**Figure 38**). Elle semble liée à l'arrivée des pluies puisque ce décalage correspond à l'arrivée plus tardive d'environ 1 mois des premières pluies en 1999. Un ralentissement net de croissance du tronc est observé chaque année 1 à 2 mois après les premières pluies, au cours de la période de production maximale de feuilles.

Une forte production de feuilles a été observée au cours des 3 mois qui suivent les premières pluies après la saison sèche. L'accroissement du tronc ne débute qu'après la phase de

production maximale de feuilles. Ce comportement suggère une allocation successive des ressources carbonées et minérales, d'abord pour la constitution du feuillage puis pour la production ligneuse. Il diffère de celui de peuplements de *Quercus petraea* en France, où 43% de l'accroissement annuel de $C_{1,30}$ des arbres a lieu avant l'initiation des feuilles au printemps, donc avant la reprise de transpiration et d'assimilation du carbone (Bréda et Granier, 1996).

3.2.10.2 Dynamique saisonnière d'immobilisation dans la biomasse ligneuse

Compte tenu de la méthode de calcul, l'immobilisation mensuelle de N, P, K, Ca et Mg dans les arbres est proportionnelle à la production mensuelle de biomasse ligneuse (**Figure 39**). Lorsque la plantation était âgée de 7 ans (en 1999) l'immobilisation minérale est restée forte durant la seconde moitié de la saison des pluies avec des valeurs d'environ $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$ de N, $0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$ de P, $1,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$ de K, $1,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$ de Ca et $0,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$ de Mg. Elle a chuté d'environ 90% dès le début de la saison sèche (juin 1999) et n'a augmenté fortement que 3 mois après la reprise des pluies (janvier 2000). Comme nous l'avons observé pour la production de biomasse ligneuse, le vieillissement du peuplement entraîne une réduction nette de l'immobilisation minérale au cours de la saison sèche entre les âges de 6 et 9 ans.

3.2.10.3 Dynamique saisonnière des besoins minéraux

Les besoins en N, P, K, Ca et Mg évoluent fortement au cours de l'année dans cette plantation (**Figure 40**). Ils sont très faibles en fin de saison sèche et ils atteignent des valeurs maximales de décembre à avril. Ils sont très dépendants de la dynamique de biomasse foliaire car la production de feuilles varie fortement au cours de l'année (de 0 à $780 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$) et les concentrations minérales sont élevées dans les feuilles. Les concentrations en P, K et Mg sont du même ordre dans les feuilles et dans les écorces (et supérieures dans ces dernières pour Ca) mais la production mensuelle d'écorce reste inférieure à $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ mois}^{-1}$ tout au long de l'année.

En saison des pluies, les besoins minéraux sont environ 3 fois supérieurs à l'immobilisation dans la biomasse ligneuse, en raison essentiellement du renouvellement du feuillage. L'augmentation forte des besoins minéraux après la saison sèche n'a lieu que 1 à 2 mois après les premières pluies, en raison du décalage de 1 à 2 mois de la production de feuilles après la reprise de la saison des pluies. Ces besoins minéraux sont satisfaits par des prélèvements au sol et des transferts internes dans les arbres.

3.2.11 Conclusion partielle concernant les cycles biologiques et biochimiques

Les principaux flux des cycles biologiques et biochimiques ont été quantifiés dans la plantation d'eucalyptus et la savane de Kondi (**Tableau 19**). Les besoins annuels dans la plantation sont 3 à 4 fois supérieurs à l'immobilisation dans la biomasse ligneuse, ce qui traduit l'importance du recyclage des éléments minéraux dans cet écosystème. La proportion relative des prélèvements au sol et des transferts internes dans les arbres varie considérablement selon les éléments :

- les prélèvements au sol de N et P sont environ 3 fois plus importants que les transferts internes,
- les transferts internes de K sont supérieurs aux prélèvements au sol, en raison en particulier de remobilisations intenses de K dans les feuilles et dans le bois,
- pour Mg par contre, les transferts internes sont quasi nuls et l'essentiel des besoins est satisfait par des prélèvements au sol. Pour Ca les transferts internes dans les arbres sont même légèrement négatifs ce qui révèle une accumulation continue au cours du vieillissement des tissus. Le peuplement est donc entièrement dépendant des prélèvements au sol pour sa nutrition en Ca et Mg tout au long de la rotation.

Les apports au sol d'éléments minéraux avec les chutes de litières représentent un flux annuel de N du même ordre que l'immobilisation dans la biomasse ligneuse et environ 2 fois supérieur pour Ca et Mg. Il ne représente par contre que 50% environ de l'immobilisation pour P et K. Compte tenu de la pauvreté chimique des sols, la minéralisation de la couche holorganique joue donc un rôle crucial dans la nutrition des plantations d'eucalyptus et le maintien de la fertilité des sols.

Dans la savane, les besoins annuels en N, P, K et Ca sont environ 3 fois inférieurs à ceux de la plantation et les besoins en Mg sont d'environ la moitié. Les retours au sol aériens d'éléments minéraux ont lieu essentiellement sous forme de récrétion. Le turnover de racines représente un flux important d'éléments (en particulier d'azote) chaque année.

3.3 LE CYCLE GEOCHIMIQUE

Les principaux flux du cycle géochimique (les apports atmosphériques, l'altération des minéraux du sol, les pertes lors du brûlis de la savane et les pertes par drainage profond) ont été quantifiés dans la plantation d'eucalyptus et la savane de Kondi.

3.3.1 Apports atmosphériques

Plusieurs types de capteurs ont été utilisés afin de comparer les apports d'éléments minéraux totaux au dessus de la savane (dépôts secs et humides) avec les dépôts humides seuls (**Annexe 4**).

3.3.1.1 Composition chimique des eaux de pluie

Les concentrations en éléments minéraux dans les échantillons d'eau de pluie récoltés par les différents types de collecteurs ont été comparées (**Figure 41**). Les concentrations en Ca^{2+} , Cl^- , et H^+ sont significativement différentes entre les pluies récoltées par le collecteur de dépôts humides (fermés par un couvercle entre les pluies) et les gouttières en PVC ($p < 0.01$). Par contre les différences ne sont pas significatives selon le type de collecteur pour les autres éléments, excepté pour K^+ et COD (Carbone Organique Dissous) mais l'ordre de grandeur des concentrations est le même. Quel que soit le collecteur, la composition chimique des eaux de pluie est très dépendante de la pluviométrie au cours du mois de récolte (**Article 5**).

Les eaux de pluie récoltées par le collecteur pyramidal en plexiglas ont une composition chimique très proche des dépôts humides. Par contre un enrichissement très net en Ca^{2+} , Cl^- et H^+ dans les eaux récoltées par les gouttières en PVC révèle des dépôts importants d'aérosols dans ce type de collecteur. Les différences importantes de dépôts secs entre collecteurs pourraient être dues en particulier à leur forme qui influence les mouvements d'air tout autour. Les dépôts d'aérosols peuvent de plus être considérablement influencés par la nature et la rugosité des surfaces de collecte (Davidson et Wu, 1990 ; Lacaux, *com. pers.*). Les très faibles dépôts de particules dans le collecteur pyramidal en plexiglas pourraient aussi provenir de sa surface non réactive et lisse qui a pu permettre une reprise par le vent des particules apportées, alors que la surface plus rugueuse des gouttières en PVC pourrait avoir favorisé les dépôts.

La chimie des précipitations a été étudiée intensivement dans la zone de Dimonika située à environ 80 km au nord-est de Kondi, dans la forêt naturelle du Mayombe (Lacaux *et al.*, 1992 a, b ; Lefeuvre, 1993). Les pluies étaient récoltées par un collecteur automatique qui évitait les dépôts d'aérosols avant le début de la pluie. Les principales caractéristiques de la composition chimique des pluies étaient :

- une forte acidité des précipitations provenant à la fois d'acides minéraux (HNO_3 , H_2SO_4) et d'acides organiques (formiques et acétiques),
- une forte influence marine tout au long de l'année,

- une influence de sources biogènes particulièrement marquée pendant la saison sèche. Les fortes concentrations en NH_4^+ , NO_3^- , K^+ et SO_4^{2-} dans les eaux de pluie sont en particulier caractéristiques de l'influence des feux de biomasses.
- de fortes concentrations en calcium dans les eaux de pluies qui proviennent principalement de l'incorporation de poussières de sol provenant des déserts africains (Sahara au nord et Namibien au sud) renfermant de grandes quantités de gypse et de CaCl_2 .
- un lessivage de l'atmosphère au début de la pluie qui conduit à de fortes concentrations de tous les éléments (sauf H^+), puis à une dilution lorsque l'intensité de la pluie augmente.

Les mêmes tendances ont été observées à Kondi et à Dimonika, mais les concentrations de tous les éléments (sauf H^+ dans le collecteur pyramidal) sont supérieures à Kondi. Des dépôts importants d'aérosols marins liés à la proximité de la mer à Kondi (10 km vs 80 km à Dimonika) pourraient expliquer une partie des écarts de concentrations. De grandes surfaces de savanes brûlées chaque année à proximité du massif d'eucalyptus pourraient augmenter les apports liés à la source biogène au cours de la saison sèche. Aucune source anthropique n'était susceptible de modifier la composition des eaux de pluies à proximité de Kondi.

3.3.1.2 Quantification des apports atmosphériques

Les apports d'éléments minéraux dans les eaux de pluie varient peu entre les collecteurs excepté pour Ca^{2+} , H^+ et Cl^- (**Tableau 20**). Pour ces 3 éléments les concentrations mesurées en 1999 et 2000 dans le collecteur pyramidal en plexiglas ont été prises en compte car les dépôts secs dans les gouttières en PVC surévaluent fortement les dépôts au niveau de la canopée (**Article 5**). Des modèles prédictifs de concentration en ces éléments dans les eaux de pluie récoltées par le collecteur pyramidal ont été établis à partir des valeurs mesurées en 1999 et 2000. Les concentrations en Ca^{2+} , H^+ et Cl^- au cours de l'année 1998 ont ainsi pu être estimées chaque mois à partir de la pluviométrie mensuelle. Les concentrations mesurées dans les échantillons d'eau de pluie récoltés par les gouttières en PVC pendant les 3 années de suivi ont été prises en compte pour les autres éléments.

Les apports atmosphériques totaux dans la plantation sont environ 2 fois plus élevés que dans la savane, en raison de dépôts secs importants (**Tableau 21**). Ces valeurs sont dans la gamme de celles indiquées dans la bibliographie pour des peuplements forestiers en Europe et en Afrique (**Tableau 22**). Les apports d'azote dans les écosystèmes forestiers mesurés sur 11 sites en Amérique du Nord indiquent que l'ordre de grandeur des dépôts totaux de N est d'environ 2 fois celui des dépôts humides dans les forêts de basse altitude (Lovett et Lindberg, 1993). Le mode de calcul adopté ici aboutit à une estimation des apports totaux d'azote minéral de $11,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ au cours de l'année alors que les dépôts humides étaient d'environ $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Dans deux bassins versants de forêt naturelle en Côte d'Ivoire, les apports atmosphériques totaux d'azote minéral étaient du même ordre, environ $14 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Servant *et al.*, 1984). Les apports de Na sont élevés dans la plantation d'eucalyptus de Kondi ($17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) en raison de dépôts secs importants dus à la proximité de la mer. Des apports nettement supérieurs de Na et de Cl (respectivement 70 et $135 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) ont été mesurés dans un bassin versant couvert d'eucalyptus situé à moins d'un kilomètre de l'océan en Galice

(Dambrine *et al.*, 2000). Les apports atmosphériques de ces éléments sont très dépendants de la distance à la mer (Delmas et Djouka, 1983).

Plusieurs modes de calculs ont été utilisés dans la bibliographie pour évaluer les apports atmosphériques totaux à partir des concentrations des éléments dans la pluie et dans les pluviolessivats. La méthode d'estimation des dépôts secs de P, K, Ca et Mg utilisée ici, en considérant le sodium comme traceur, est fréquemment utilisée dans les études nécessitant la quantification des apports atmosphériques totaux (Ulrich *et al.*, 1983 ; Draaijers et Erisman, 1995 ; Marques *et al.*, 1997b ; De Vries *et al.*, 1999). Pour les autres éléments, le mode de calcul a été adapté ici au comportement de la plantation d'eucalyptus. La méthodologie proposée par Draaijers et Erisman (1995) n'a pu être utilisée car elle néglige les échanges foliaires de NO_3^- alors qu'un prélèvement net est observé ici dans la canopée. De plus, les seules les solutions filtrées (0,45 μm) ont été analysées, alors qu'un flux de particules insolubles existe certainement dans ces écosystèmes. L'incertitude associée à l'estimation des dépôts atmosphériques totaux aura une influence non négligeable sur l'incertitude des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux à l'échelle de l'écosystème. Cet aspect sera discuté dans le chapitre de discussion générale.

3.3.2 Brûlis annuel de la savane

Le transfert total d'éléments minéraux dans l'atmosphère lors du brûlis a représenté 23,4 kg ha^{-1} de N, 1,5 kg ha^{-1} de P, 2,4 kg ha^{-1} de K, 2,6 kg ha^{-1} de Ca et 2,9 kg ha^{-1} de Mg (**Tableau 23**), soit respectivement 85%, 25%, 39%, 21% et 28% des minéralomasses de N, P, K, Ca et Mg accumulées dans la biomasse aérienne et la litière au sol avant le feu. La volatilisation a représenté 97% du transfert de N dans l'atmosphère lors du brûlis mais seulement respectivement 20%, 58%, 0% et 28% du transfert de P, K, Ca et Mg. Une partie des particules entraînées dans les panaches de fumée retombera au sol à une faible distance et ne sera donc pas totalement perdue par l'écosystème de savane.

La méthodologie choisie ici pour quantifier les pertes lors du brûlis s'apparente aux mesures effectuées en chambre de combustion, où des échantillons de faible biomasse sont brûlés. Il a été montré que ce type de mesures fournit des résultats cohérents avec les mesures effectuées *in situ* lors du brûlis d'une savane en Côte d'Ivoire. L'azote est volatilisé sous différentes formes : NO_x , N_2O et NH_3 principalement, ainsi que N_2 qui peut représenter jusqu'à 50% de l'azote libéré (Delmas *et al.*, 1995). Des pertes d'azote du même ordre (comprises entre 14 et 23 kg ha^{-1}) ont été mesurées lors du brûlis dans divers faciès de savane en Côte d'Ivoire (Delmas, 1982 ; Abbadie, 1984) et au nord de l'Australie (Cook, 1994). Les quantités de P et Ca transférées dans l'atmosphère lors du brûlis de la savane de Kondi ont cependant été environ 5 fois supérieures à celles mesurées dans une savane arborée en Australie alors que le transfert de K a été 6 fois plus faible (Cook, 1994). Bien que des paramètres physiques influencent la combustion (humidité de la savane, température du feu, vent,...) ces écarts peuvent être attribués en particulier aux différences de minéralomasse entre ces savanes. En effet les proportions d'éléments transférées dans l'atmosphère par rapport aux quantités

accumulées dans la partie aérienne de la savane avant le brûlis sont du même ordre dans les deux études.

L'influence des pertes d'éléments minéraux lors du brûlis sur la durabilité de l'écosystème de savane dans la zone côtière du Congo sera discutée au regard des bilans entrées-sorties dans cet écosystème.

3.3.3 Altération des minéraux du sol

L'étude de la composition minéralogique des sols ferrallitiques de Kondi (**Tableau 3**) a révélé une proportion très faible de minéraux susceptibles de libérer des cations basiques par altération (Nzila, 2001). Les minéraux identifiés sont essentiellement des minéraux accessoires qui présentent des cinétiques d'altération particulièrement lentes (Gérard, *com. pers.*) ainsi que le quartz, la kaolinite et la goethite qui ne renferment pas de cations 'basiques'. L'absence d'enrichissement en K, Ca, Mg et Na des solutions du sol prélevées en profondeur par les bougies poreuses montre de plus que la libération de ces éléments par altération est extrêmement limitée. En effet bien que le prélèvement par la végétation soit absent aux profondeurs 3 et 4 m en savane, les solutions 'liées' du sol présentent des concentrations en cations basiques extrêmement faibles (**Article 6**).

Ces résultats pourraient suffire pour négliger le flux d'altération par rapport aux autres flux d'entrées d'éléments minéraux dans les sols : les apports atmosphériques et la fertilisation. En effet l'incertitude de détermination des apports atmosphériques totaux est supérieure à la libération possible d'éléments nutritifs par altération dans ces sols. A titre d'exercice, nous avons néanmoins renseigné le modèle PROFILE (Sverdrup et Warfvinge, 1988 ; Alveteg *et al.*, 1997) dans la plantation d'eucalyptus afin de calculer le flux de libération d'éléments minéraux prévu par le modèle. Les caractéristiques minéralogique du sol de savane étant très voisines, nous considérerons que le flux d'altération dans cet écosystème, pour une profondeur de sol prospectée par les racines de 3 m, correspond à la moitié de l'altération calculée par le modèle jusqu'à 6 m de profondeur dans la plantation.

3.3.3.1 Paramètres du modèle

Le flux d'altération (F_a) peut être exprimé par (Ezz aim, 1997 ; Fichter *et al.*, 1998) :
où q est la teneur en eau moyenne de l'horizon de sol ($m^3 m^{-3}$), z est l'épaisseur de l'horizon (m), r_i est la vitesse d'altération intrinsèque au minéral i ($kmol_c m^{-2} s^{-1}$), A_{exp_i} est la surface de contact effective entre le minéral i et la solution du sol ($m^2 m^{-3}$) et c_i est le pourcentage du minéral i dans la matrice minérale de l'horizon de sol.

Les formules stœchiométriques des minéraux, déterminées dans le sol étudié à partir des analyses chimiques à la micro sonde électronique, ont été renseignées dans le modèle PROFILE, excepté pour la vermiculite (Nzila, 2001). En effet l'étude minéralogique n'a pas permis d'analyser ce minéral par microsonde en raison de quantités trop faibles dans le sol.

En première approche nous avons donc maintenu la composition originale de la vermiculite dans le modèle. Les paramètres cinétiques originaux ont également été maintenus.

Une hypothèse majeure effectuée lors de l'utilisation de ce modèle a concerné les minéraux intervenant dans le flux d'altération. En effet, parmi la liste des minéraux pris en compte par PROFILE, seuls la muscovite, la kaolinite et la vermiculite ont été trouvés dans le sol de Kondi. Les autres minéraux identifiés dans ce sol sont des minéraux primaires accessoires : dravite, staurotide, sillimanite, ulvöspinelle, rutile, ilmenite ainsi qu'un minéral secondaire, la goethite qui ne renferme pas de K, Ca, Mg ou Na. En l'absence d'informations suffisantes pour renseigner le modèle sur les cinétiques d'altération de ces minéraux, nous avons considéré que le flux de K, Ca, Mg, Na qu'ils libèrent est négligeable par rapport aux flux d'altération de muscovite, kaolinite et vermiculite. Ces minéraux sont en outre très peu représentés dans le sol et ils développent peu de surface de contact avec les solutions du sol. Ils renferment des quantités de K₂O, CaO, MgO, Na₂O extrêmement faibles (< 0,5 %), exceptées la dravite et la staurotide qui sont constituées de 2 à 7% de MgO et Na₂O (**Tableau 3**). La présence de ces minéraux primaires dans les sols ferrallitiques du littoral congolais provenant de dépôts continentaux du plio-pleistocène et soumis à des conditions d'altération poussées (forte pluviométrie et température élevée) indique néanmoins que leur vitesse d'altération est extrêmement lente.

Le flux d'altération modélisé est directement proportionnel aux surfaces minérales exposées aux solutions du sol. Le mode de calcul des surfaces minérales a été effectué selon 3 méthodes proposées par Sverdrup et Warfvinge (1990 cité par Ezzaim, 1997) :

- La surface minérale géométrique ($S_{\text{géom}}$) a été calculée dans chaque horizon de sol :

$$S_{\text{géom}} = 2,2 * C_{\text{ar}} + 0,5 * C_{\text{lf}} + 0,05 * C_{\text{lg}} + 0,01 * C_{\text{sf}} \quad (1)$$

où $S_{\text{géom}}$ est la somme des surfaces calculées à partir de la granulométrie ($\text{m}^2 \text{m}^{-3}$), C_{ar} , C_{lf} , C_{lg} et C_{sf} sont respectivement les pourcentages en masse d'argile, de limons fins, de limons grossiers et de sables fins.

- La surface minérale BET (S_{BET}) n'a pas été mesurée. Elle a été calculée à partir de la somme des surfaces géométriques affectées de coefficients de correction (Alveteg *et al.*, 1997). Deux équations utilisées par Ezzaim (1997) pour encadrer les valeurs minimales et maximales de la surface des horizons de sol ont été reprises :

$$S_{\text{BET1}} = 8 * C_{\text{ar}} + 2 * C_{\text{lf}} + 0,2 * C_{\text{lg}} + 0,04 * C_{\text{sf}} \quad (2)$$

$$S_{\text{BET2}} = 8 * C_{\text{ar}} + 2,2 * C_{\text{lf}} + 2,2 * C_{\text{lg}} + 0,3 * C_{\text{sf}} \quad (3)$$

Nous testerons l'influence des 3 modes de calcul de la surface minérale sur (i) la composition chimique des solutions du sol prévue par le modèle et (ii) le flux d'altération prévu. La proportion de chaque minéral dans les différents horizons de sol doit également être introduite dans le modèle. L'impact sur les sorties du modèle d'une approche de minéralogie quantitative pondérale par rapport à une évaluation des proportions des minéraux basée sur les surfaces géométriques sera comparé.

Dans le modèle, l'acidité apportée par les dépôts atmosphériques et le cycle biologique (prélèvement de cations par la végétation, nitrification,...) est d'abord neutralisée par le flux de cations issu de l'altération, puis par mise en solution d'aluminium ionique suivant la réaction théorique :



La constante d'équilibre de cette réaction a été calibrée empiriquement afin d'ajuster les concentrations en Al^{3+} prévues par le modèle dans les eaux de drainage sur les valeurs mesurées pendant 3 ans à Kondi.

Les principaux paramètres fixés dans le modèle sont indiqués dans le **tableau 24**. Les couches de sol prises en compte ont été les mêmes que pour le modèle de transferts hydriques. Les dépôts atmosphériques d'anions et de cations mesurés sur le site ont été renseignés ainsi que pour N, K, Ca, Mg : le prélèvement net par le peuplement, les échanges foliaires, les retours au sol avec les litières et la minéralisation nette de la litière au sol.

L'ajustement entre la composition chimique des eaux de drainage calculée par le modèle et les valeurs moyennes mesurées à 6 mètres de profondeur sur le site a nécessité de :

- fixer une valeur de dépôts atmosphériques de chlore correspondant au flux drainé en profondeur. Les apports atmosphériques ont été en réalité supérieurs mais le modèle considère cet élément comme un traceur non prélevé par la végétation, alors qu'une incorporation importante dans les arbres a été observée à Kondi. La prise en compte des apports atmosphériques réels de chlore conduit à une surestimation du flux de drainage de cet élément par le modèle, qui entraîne une surestimation du drainage de cations afin d'assurer l'électro-neutralité des solutions.
- réduire la concentration moyenne en carbone organique dissous (COD) à la base de chaque horizon pédologique par rapport aux valeurs moyennes mesurées. En effet les balances ioniques des solutions du sol prélevées à Kondi montrent que la charge des COD est faible, alors que la charge anionique affectée aux COD dans le modèle est supérieure. La prise en compte des valeurs de COD mesurées conduirait donc à surestimer la charge anionique totale des solutions et par voie de conséquence à surestimer le drainage de cations pour maintenir l'électro-neutralité des solutions.
- considérer que l'essentiel du prélèvement de cations et d'azote par les arbres a lieu dans l'horizon superficiel. L'étude qualitative de la composition chimique des solutions au cours de leur transfert dans cet écosystème montre en effet que le prélèvement des éléments minéraux a lieu très rapidement, même si un enracinement profond a été observé par ailleurs (**Article 6**).

3.3.3.2 Variables de sortie du modèle

Composition chimique des solutions du sol

Le mode de calcul de la surface minérale a une influence forte sur la composition chimique des solutions du sol calculée par le modèle (**Tableau 25**). A la profondeur de 6 mètres, lorsque le mode de calcul des surfaces minérales dans les différents horizons est basé sur la surface géométrique (Eq. 1) et la minéralogie quantitative pondérale, PROFILE simule avec une précision satisfaisante la composition chimique de la solution du sol. La concentration en

silice est légèrement sous estimée par le modèle et la concentration en Al^{3+} est surestimée mais les ordres de grandeurs sont néanmoins les mêmes.

Dès que la surface minérale prise en compte augmente, les écarts entre les concentrations en K^+ et Si mesurées à la profondeur de 6 mètres et simulées par PROFILE augmentent fortement. L'évaluation de la surface totale des minéraux dans l'horizon par BET (Eq. 2 et 3) aboutit à une surévaluation marquée de la concentration en Si dissoute dans la solution du sol. La prise en compte des surfaces minérales BET et de la minéralogie quantitative basée sur les surfaces géométriques surévalue d'un facteur d'environ 40 les concentrations en Si et en K^+ dans les solutions. La comparaison des valeurs du flux d'altération de Na avec les bilans entrées-sorties dans une plantation de Douglas en France ont également suggéré que les surfaces minérales accessibles aux solutions du sol étaient fortement surestimées par les équations (2) et (3) (Ezzaim, 1997).

Flux d'altération

Le modèle PROFILE ne prend en compte que le flux d'altération provenant de la terre fine, ce qui peut sous-estimer l'altération totale si les éléments grossiers sont abondants dans les sols (Ezzaim, 1997). Cette contrainte n'existe pas dans le sol de Kondi, en raison de l'absence d'éléments grossiers (pas de refus à 2 mm).

Seule la méthode de calcul correspondant à (i) la surface minérale totale géométrique (Eq. 1) et (ii) la minéralogie quantitative pondérale, permet au modèle PROFILE de simuler une composition chimique des solutions du sol cohérente avec les valeurs mesurées. Le flux d'altération prévu est alors extrêmement faible : 0 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Ca, 0,02 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Mg, 0,31 kg ha⁻¹ an⁻¹ de K et 0 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Na (**Tableau 26**). Il est nul pour Ca et Na car les minéraux pris en compte par le modèle à Kondi (muscovite, kaolinite et vermiculite) ne renferment pas ces éléments. Il est possible que ces valeurs soient légèrement sous-évaluées en raison de l'altération très lente des minéraux accessoires non pris en compte par le modèle. Les autres modes de calcul des surfaces minérales testés surévaluent par contre très fortement le flux d'altération, comme en témoignent les concentrations en Si dans les eaux de drainage.

L'étude de minéralogie quantitative doit se poursuivre afin de (i) isoler la vermiculite dans ces sols et mesurer sa composition chimique par microsonde, (ii) déterminer précisément les proportions de chaque minéral dans les différents horizons et (iii) identifier plus précisément la localisation du phosphore dans ces sols. En effet des quantités relativement importantes de phosphore ont été révélées par analyses totales, mais aucun minéral porteur de P n'a été trouvé (Nzila, 2001).

L'intérêt de l'utilisation de ce modèle est en particulier de permettre aisément toutes sortes de simulations. L'influence relative des principaux flux des cycles biogéochimiques sur la composition chimique des solutions gravitaires est en particulier intéressante à tester. Bien que PROFILE n'ait pas été conçu pour des écosystèmes tropicaux, il est intéressant de constater qu'il permet de simuler correctement la composition chimique des solutions du sol dans la plantation d'eucalyptus de Kondi, moyennant la modification de certains flux intervenants dans le maintien de l'électro-neutralité des solutions (prise en compte du prélèvement de Cl par les arbres, de la charge très faible des COD, etc...).

3.3.4 Drainage

Un modèle unidimensionnel de transfert hydrique établi dans la plantation d'eucalyptus et la savane de Kondi a permis d'évaluer le flux de drainage à la base des différents horizons de sol dans les deux écosystèmes (**Annexe 5**). Bien que ce modèle soit basé sur des relations empiriques simples, la correspondance entre les valeurs d'humidité du sol prévues par le modèle et mesurées par des sondes TDR pendant environ 2 ans montre qu'il rend compte correctement de la dynamique des transferts hydriques dans ces sols. Les flux d'éléments minéraux drainés à la base de chaque couche de sol ont été évalués chaque mois en multipliant le flux d'eau calculé par la concentration moyenne dans les solutions du sol récoltées.

3.3.4.1 Types de solutions du sol collectées

Les solutions du sol gravitaires ont été récoltées par des plaques lysimétriques (ZTL) sous la litière et à la profondeur de 15 cm pendant les périodes de forte pluviométrie. Ces lysimètres sans tension n'ont permis de récolter les solutions du sol qu'exceptionnellement à 50 cm de profondeur et aucun échantillon n'a été collecté au delà, pendant les 3 années de suivi du dispositif expérimental. Les lysimètres sans tension ne récoltent généralement qu'une fraction faible du flux d'eau réellement drainé dans les sols, mais la composition chimique de cet aliquote correspond bien à celle des eaux gravitaires (Kohnke *et al.*, 1940 ; Marques *et al.*, 1996). Une surface collectrice importante de ces lysimètres peut néanmoins faciliter le prélèvement d'eau gravitaires (Radulovich et Sollins, 1987 ; Jemison et Fox, 1992). Les ZTL récoltent des eaux gravitaires représentatives des voies de drainage rapide dans la macroporosité du sol alors que les lysimètres avec tension (TL) récoltent plus efficacement les solutions en condition sous saturée (Haines *et al.*, 1982 ; Zabowski, 1989). En effet les ZTL créent un obstacle à la percolation au niveau de l'interface sol/air et l'eau gravitaire a tendance à suivre préférentiellement la voie de moindre résistance autour du lysimètre (Kohnke *et al.*, 1940). A Kondi, même si l'hydrophobicité du sol très marquée en saison sèche peut être responsable de voies de drainage préférentiel en début de saison des pluies (Ritsema, 1998), la dynamique de la teneur en eau du sol au niveau des différentes répétitions de sondes TDR montre que le drainage profond est généralement homogène en saison des pluies.

Un modèle mécaniste de transfert hydrique (basé sur la l'équation de Darcy) a été développé dans le sol de la plantation d'eucalyptus de Kondi, à partir de la détermination des caractéristiques hydrodynamique de ce sol par la méthode de drainage interne (Damman, 2001). Le potentiel matriciel de l'eau dans le sol est simulé par le modèle afin de permettre l'écoulement des volumes d'eau imposés par le régime des pluies en surface. Les résultats des simulations concernant le potentiel matriciel journalier aux profondeurs de 15 cm, 50 cm, 1 m, 2 m, 3 m, 4 m et 5 m entre août 1999 et juin 2000 suggèrent que, du fait de sa conductivité hydraulique élevée, ce sol est en mesure de transmettre les flux sans forcément atteindre ou approcher la saturation (**Annexe 6**). Le modèle ne considère cependant pas les phénomènes d'hystérésis liés à la réhumectation du sol dans ces conditions. Leur influence peut être importante en surface mais elle diminue avec la profondeur par un effet d'amortissement du front d'infiltration. L'absence d'eau à l'état 'libre' dans le sol suggérée par ces simulations

permettrait donc d'expliquer l'absence de collecte d'eau par les plaques lysimétriques sans tension. A la profondeur de 15 cm, des eaux gravitaires ont été récoltées par ces plaques uniquement après les événements pluvieux de très forte intensité (> 50 mm en quelques heures).

3.3.4.2 Composition chimique des solutions du sol

Les compositions chimiques des solutions récoltées par les TL et ZTL ont été comparées dans l'horizon de sol superficiel (**Figure 42**). Dans les deux écosystèmes, les différences de concentrations en K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , H^+ , Al^{3+} et Si sont significatives ($p < 0,01$) entre les solutions gravitaires récoltées sous la litière et les eaux prélevées par TL à la profondeur de 15 cm. Les concentrations dans les eaux gravitaires prélevées par ZTL à 15 cm sont intermédiaires pour la plupart des éléments. Lorsque le temps de résidence des eaux dans le sol augmente, la composition chimique est donc fortement modifiée : une diminution claire des concentrations en éléments nutritifs (P, K, Ca, Mg) est observée alors que les solutions s'enrichissent en Si et en COD. La comparaison de la composition chimique des solutions du sol collectées par des lysimètres avec et sans tension dans de nombreux écosystèmes forestiers a montré que les solutions 'capillaires' prélevées par TL sont généralement davantage en équilibre avec les processus biogéochimiques majeurs, tels que la minéralisation des matières organiques, les échanges ioniques, l'altération des minéraux du sol et les prélèvements par la végétation (Haines *et al.*, 1982 ; Zabowski, 1989 ; Magid et Christensen, 1993). Ces solutions sont en général enrichies par les processus d'altération des minéraux du sol et l'activité des micro-organismes alors que les solutions gravitaires sont fortement affectées par la minéralisation de la matière organique en surface mais subissent ensuite peu de modifications durant leur transfert vertical dans le sol (Zabowski et Ugolini, 1990 ; Ranger *et al.*, 1993 ; Marques *et al.*, 1996). Dans les sols ferrallitiques de Kondi, la libération d'éléments nutritifs par altération des minéraux du sol est extrêmement limitée. Un prélèvement très rapide des éléments nutritifs dans la solution du sol, dû aux forts besoins de la végétation, pourrait expliquer les concentrations extrêmement faibles mesurées dans les solutions prélevées par les TL à 15 cm de profondeur dans les deux écosystèmes. La diminution brutale des concentrations en éléments nutritifs lorsque le temps de résidence des solutions augmente suggère que les apports atmosphériques et la minéralisation de la matière organique ont un rôle crucial pour la nutrition de ces peuplements.

Nous avons cherché à vérifier que la dépression de -60 kPa appliquée aux bougies poreuses permet d'échantillonner correctement les eaux gravitaires en profondeur. Pour cela une nouvelle répétition de bougies poreuses a été installée à différentes profondeurs dans les sols de chaque écosystème en août 1999. Les solutions du sol ont été récoltées en saison des pluies à 3 et 4 m de profondeur, en appliquant une dépression très faible (≈ 10 kPa) afin de récolter essentiellement les eaux gravitaires. Dans chaque écosystème, les concentrations dans les solutions collectées par des bougies poreuses soumises à des dépressions différentes (10 kPa vs 60 kPa) et distantes d'environ 1 mètre ont ainsi été comparées par test t par paires (**Figure 43**). Quelques tendances nettes apparaissent :

- Les concentrations en Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+ sont supérieures dans les solutions prélevées par les bougies à faibles dépressions, dans les 2 écosystèmes. La variabilité est cependant

forte et les différences ne sont significatives ($p < 0,01$) que pour Na^+ dans les 2 peuplements ainsi que pour K^+ dans la savane. Les concentrations en Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+ restent très faibles, même dans les solutions récoltées par les bougies à faible dépression.

- La concentration en N-NH_4^+ est significativement inférieure dans les bougies soumises à une faible dépression.
- Le pH et la concentration en COD sont significativement supérieurs dans les bougies à faible dépression. Les différences sont importantes : environ une unité pH et des écarts de concentration moyenne en COD $> 150 \text{ mg L}^{-1}$ dans les 2 écosystèmes.

En raison de l'absence de répétitions de bougies poreuses soumises à une faible dépression et de l'hétérogénéité spatiale de la composition chimique des solutions du sol, ces comparaisons doivent être interprétées avec prudence. De plus des expérimentations en laboratoire ont montré que des différences de pression partielle en CO_2 entre le sol et l'air ambiant peuvent entraîner un dégazage important de CO_2 dans les solutions récoltées en sols acides et accroître ainsi leur pH. L'augmentation la plus forte a été constaté lorsque l'activité biologique est intense, dans les sols avec de fortes teneurs en C et des pH supérieurs à 5 (Rufyikiri *et al.*, 1999). Les valeurs de pH autour de 5, mesurées dans les solutions du sol récoltées à Kondi, pourraient donc être légèrement surévaluées par rapport au pH des solutions *in situ*, en raison du dégazage de CO_2 lors de la récolte. Il est donc difficile de faire la part entre l'influence de la dépression appliquée dans la bougie poreuse et du dégazage de CO_2 dans les différences de pH des solutions récoltées. Les écarts de concentration en COD sont eux aussi importants entre les 2 types de solutions. Toutefois le suivi des concentrations en COD mesurées dans les TL soumis à une dépression constante de -60 kPa indique une tendance nette de diminution au cours du temps, en plantation comme en savane (**Figure 44**). Le pH des solutions et les concentrations en éléments minéraux ne suivent pas cette tendance. Il est donc possible que les concentrations en COD mesurées dans les solutions collectées par les TL à faible dépression soient surestimées en raison du délai trop faible entre l'installation de ces lysimètres dans le sol et la récolte des solutions.

Bien que la composition chimique des solutions collectées en profondeur par les TL dépende de la dépression appliquée, l'ordre de grandeur des concentrations en éléments minéraux reste proche. Les concentrations mesurées pendant 3 années dans les solutions collectées entre 15 cm et 6 m de profondeur par les TL soumis à une dépression de -60 kPa seront prises en compte pour calculer les flux d'éléments minéraux à la base des différents horizons de sol, ainsi que les pertes par drainage profond. Nous ferons donc l'hypothèse que ces solutions ont la même composition chimique que les eaux gravitaires. Ceci nous conduira probablement à sous-estimer légèrement les flux d'éléments dans les horizons superficiels.

3.3.4.3 Flux hydriques et minéraux

Les flux annuels moyens d'éléments minéraux dans les eaux de drainage des deux écosystèmes étudiés à Kondi sont indiqués en **annexe 12**. L'évolution des flux d'eau et d'éléments minéraux au cours du transfert dans le sol présente les mêmes tendances au cours

des 3 années de suivi. La variabilité inter annuelle des flux est relativement faible dans les deux écosystèmes pour la plupart des éléments minéraux.

Flux hydriques

Les transferts hydriques dans le sol dépendent directement de la pluviométrie annuelle (**Annexe 5**). Le flux d'eau drainé à 50 cm et 1 m de profondeur est supérieur d'environ 10% dans la plantation d'eucalyptus à celui calculé par le modèle dans la savane (**Figure 45**). En effet le prélèvement hydrique est essentiellement superficiel dans la savane (80% de la biomasse de racines dans la couche 0-50 cm) alors qu'il est réparti sur une profondeur de sol plus importante dans la plantation d'eucalyptus.

Au delà d'un mètre de profondeur, le flux d'eau drainé évolue peu en savane alors qu'il diminue très nettement jusqu'à 6 mètres dans la plantation. Le drainage profond représente en moyenne au cours des 3 années de suivi environ 330 mm an⁻¹ dans la plantation et 660 mm an⁻¹ dans la savane.

Flux annuels d'éléments minéraux

L'évolution des flux d'éléments minéraux au cours du transfert des solutions gravitaires dans les différents horizons de sol renseigne en particulier sur la localisation des zones de prélèvement intense par le système racinaire de la végétation.

Transferts dans la litière au sol

Les flux de la plupart des éléments minéraux dissous dans les eaux gravitaires sont peu modifiés au cours de leur transfert dans la litière au sol de la plantation et dans le sol superficiel en savane. (**Figure 46**). Un enrichissement marqué des solutions en Al³⁺ est néanmoins observé dans la plantation et en Ca²⁺ dans la savane (environ 12 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour les 2 éléments). Les flux de S-SO₄²⁻ et Mg²⁺ augmentent plus faiblement au cours du transfert des eaux dans la litière au sol de la plantation ainsi que les flux de S-SO₄²⁻, Na⁺ et Al³⁺ dans la savane (1 à 5 kg ha⁻¹ an⁻¹ selon les éléments).

Le flux de libération moyen d'éléments minéraux au cours des deux années de suivi de la décomposition de la litière au sol de cette plantation d'eucalyptus représentait respectivement 46, 3, 4, 19 et 17 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg. Un mat racinaire dense représentant environ 500 kg ha⁻¹ de matière sèche a été observé dans ce peuplement au dessus du sol minéral, au contact des fragments de litière au sol en cours de décomposition (**Article 2**). Un comportement similaire des racines superficielles a également été observé dans des forêts amazoniennes et il a été montré par marquage isotopique qu'un transfert direct du phosphore a lieu, des feuilles en cours de décomposition vers les racines, par l'intermédiaire d'hyphes fongiques (Herrera *et al.*, 1978 ; St. Jones, 1983). Un prélèvement direct des éléments minéraux libérés au cours de la décomposition de la litière au sol pourrait expliquer les faibles modifications de la composition chimique des eaux gravitaires au cours de leur transfert. Les

flux importants de COD ($650 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en moyenne) suggèrent également qu'une partie des éléments libérés lors de la décomposition des litières ont été transférés sous forme organique dans les eaux gravitaires.

Dans la savane, les eaux superficielles ont été récoltées à la profondeur d'environ 2 cm en raison de l'absence de litière au sol. La principale modification par rapport au flux atteignant le sol avec les pluviollessivats correspond à un enrichissement marqué en Ca^{2+} . Cet élément n'est pas volatilisé lors du brûlis annuel de la savane (Raison *et al.*, 1985) et environ $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sont déposés à la surface du sol sous forme de cendres (**Article 3**). Le transport du calcium renfermé dans les cendres pourrait donc expliquer l'enrichissement des eaux gravitaires observé dans le sol superficiel de la savane.

Drainage dans les horizons superficiels du sol

Le drainage de la plupart des cations diminue fortement dans les 15 cm superficiels du sol des 2 écosystèmes, en raison à la fois d'une baisse des concentrations (**Article 6**) et de la réduction du flux d'eau. Les diminutions les plus fortes concernent Na^+ , Ca^{2+} et K^+ dans la plantation (respectivement 10 , 7 et $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en moyenne) ainsi que Ca^{2+} , K^+ et Mg^{2+} dans la savane (respectivement 21 , 12 et $6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Ce type d'évolution est classique dans les écosystèmes forestiers et est généralement attribué à l'effet combiné de la réduction du flux hydrique, du prélèvement par la végétation et des processus d'adsorption sur les phases minérales et organiques du sol (De Vries *et al.*, 1995 ; Marques *et al.*, 1997b). Bien que le flux hydrique atteigne environ 1200 mm an^{-1} en moyenne à la profondeur de 15 cm dans les 2 écosystèmes, les flux de K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} sont extrêmement limités ($< 2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). La prise en compte des concentrations dans les eaux collectées par les TL à la place des eaux gravitaires conduit néanmoins probablement à sous-estimer ces flux en surface. Les flux extrêmement faibles d'éléments nutritifs drainés à la base de l'horizon A_1 suggèrent un prélèvement intense et très rapide par le système racinaire de la savane et de la plantation.

Alors que le flux de Na^+ est peu affecté au cours du transfert dans la couche supérieure du sol de savane, le drainage de cet élément diminue fortement dans l'horizon superficiel du sol de la plantation. Le sodium et le chlore sont souvent considérés comme des éléments peu prélevés par la végétation dans les écosystèmes forestiers (Johnson et Cole, 1980 ; Tokuchi *et al.*, 1993). La différence de concentration en chlore dans les eaux gravitaires entre la surface du sol et les horizons profonds est d'ailleurs parfois utilisée pour estimer le flux d'eau drainé dans des peuplements forestiers en Europe, en considérant que le prélèvement et les interactions avec le sol sont nuls (De Vries *et al.*, 1995 ; Beier, 1998). Le comportement de la plantation d'eucalyptus de Kondi est différent puisque l'incorporation de Na et Cl dans la biomasse des arbres est supérieure à celle du calcium (**Tableau 11**). De plus, ces éléments retournent au sol avec les chutes de litières (respectivement environ 12 et $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Un prélèvement important de Na^+ et Cl^- dans l'horizon superficiel du sol de la plantation contribue donc à la forte réduction du flux drainé.

L'évolution du flux de Cl^- dans les eaux gravitaires en savane suggère un prélèvement important par les graminées dans les couches supérieures du sol et une récréation intense de cet élément. En effet l'absence de dépôts secs de Na^+ suggère que la forte augmentation du flux

de Cl⁻ au cours du transfert des eaux dans le feuillage de la savane est due à des phénomènes de récrétion. Un fort enrichissement des pluviocessivats en Cl⁻ a également été observé dans des savanes à *Loudetia simplex* et à Andropogonées (*Hyparrhenia* sp.) en Côte d'Ivoire (Villocourt et Roose, 1978).

La minéralisation des matières organiques du sol entraîne une augmentation du flux de N-NH₄⁺ au cours du transfert des eaux de drainage dans l'horizon superficiel du sol des 2 écosystèmes. Ce flux reste néanmoins limité (< 5 à 6 kg ha⁻¹ an⁻¹) à la base de l'horizon A₁ en raison (i) d'un prélèvement rapide par le système racinaire des 2 peuplements et (ii) de la nitrification qui représente environ 75% de la minéralisation nette d'azote dans cette plantation (Nzila *et al.*, 2001a). Le flux de N-NO₃⁻ drainé reste pourtant extrêmement faible quelle que soit la profondeur (< 1 kg ha⁻¹ an⁻¹), probablement en raison d'un prélèvement très rapide par les racines d'eucalyptus. Les mesures *in-situ* de minéralisation d'azote ont par contre révélé des valeurs extrêmement faibles de nitrification dans le sol de savane.

Drainage profond

La stabilité des flux d'éléments minéraux dans la savane entre 1 et 4 m de profondeur traduit les très faibles prélèvements par la végétation en profondeur et l'absence de libération d'éléments par altération des minéraux du sol. Les pertes de Na⁺, Cl⁻ et S-SO₄²⁻ par drainage profond représentent environ 5 kg ha⁻¹ an⁻¹ dans cet écosystème, ce qui correspond pour Na⁺ et S-SO₄²⁻ approximativement aux apports atmosphériques. L'écart entre les apports atmosphériques de Cl⁻ et le flux drainé en profondeur pourrait correspondre à des émissions particulières lors du brûlis annuel de la savane. En effet, un enrichissement de l'air en particules renfermant du chlore a été observé dans des panaches de fumée au dessus des feux de savane en Côte d'Ivoire (Cachier *et al.*, 1995). Les pertes de N-NO₃⁻, P-H₂PO₄⁻, K⁺, Ca²⁺ et Mg²⁺ par drainage profond sont extrêmement limitées dans cet écosystème (< 1 kg ha⁻¹ an⁻¹) ainsi que les pertes de N-NH₄⁺ (environ 2 kg ha⁻¹ an⁻¹). Le drainage a été étudié dans des savanes à *Hyparrhenia* en Côte d'Ivoire à partir de lysimètres renfermant des colonnes de sol reconstituées dans lesquelles des touffes d'Andropogonées ont été plantées (Villocourt et Roose, 1978). Le drainage profond de K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ et Na⁺ a représenté des valeurs légèrement supérieures à celles obtenues ici, comprises entre 1 et 4 kg ha⁻¹ an⁻¹. Il était par contre plus faible pour N-NH₄⁺ (0,2 kg ha⁻¹ an⁻¹) et plus élevé pour P-H₂PO₄⁻ (0,8 vs 0,07 kg ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne à Kondi). La reconstitution des sols en colonne est néanmoins susceptibles de modifier sensiblement les processus biologiques et géochimiques dans les sols (aération du sol, transferts hydriques, minéralisation des matières organiques et croissance des graminées perturbés,...). Les valeurs de drainage ainsi mesurées ne peuvent donc fournir qu'un ordre de grandeur.

Dans la plantation, les flux d'éléments drainés varient peu au delà d'un mètre de profondeur (**Figure 46**). Les pertes des 'cations basiques' K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ par drainage profond sont du même ordre que dans la savane (< 1 kg ha⁻¹ an⁻¹). Bien que légèrement supérieures, les pertes de N-NH₄⁺ et Na⁺ restent très limitées (environ 2 kg ha⁻¹ an⁻¹). Le flux de drainage profond de S-SO₄²⁻ est du même ordre que les apports atmosphériques alors qu'il est nettement inférieur pour Cl⁻, en raison en particulier d'une incorporation importante dans la biomasse du peuplement. Le flux de COD dans les eaux de drainage à 6 m de profondeur a représenté en

moyenne pendant les 3 années de suivi $420 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans cet écosystème. Les fortes concentrations en COD mesurées dans les solutions collectées la première année pourraient néanmoins être un artefact lié à la perturbation du sol lors de l'installation des bougies poreuses. Le flux de COD drainé en profondeur en 1999 et 2000 a représenté en moyenne $310 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

Variabilité saisonnière

Les flux hydriques dans le sol de la plantation d'eucalyptus de Kondi sont extrêmement limités chaque année de juin à septembre en raison de la saison sèche marquée dans la région de Pointe-Noire (**Figure 47**). Le flux d'eau drainé sous la litière est voisin de la pluviométrie (interception par la canopée et ruissellement superficiel déduits) et varie autour de 200 mm mois^{-1} entre octobre et mai. En profondeur, le flux hydrique diminue fortement quelle que soit la période de l'année. Le drainage à 4 m de profondeur est observé avec un décalage de 1 à 2 mois après l'arrivée des premières pluies en septembre/octobre. Il s'est poursuivi en tout début de saison sèche au cours de l'année 2000 en raison du drainage lent observé dans les couches profondes du sol. Quelle que soit la profondeur, le drainage d'éléments minéraux est très dépendant du flux hydrique, que les éléments soient fortement prélevés par la végétation (e.g. K^+) ou non (e.g. Si). Le flux d'éléments drainé en saison sèche est donc extrêmement limité. Il sera néanmoins pris en compte en profondeur pour le calcul des bilans entrées-sorties saisonniers.

Un comportement semblable a été observé dans le sol de la savane.

3.3.5 Conclusion concernant le cycle géochimique

L'évolution de la composition chimique des solutions au cours de leur transfert dans le sol peut être schématisée dans la plantation d'eucalyptus de Kondi (**Figure 48**). Elle se caractérise par des apports de cations 'basiques' relativement limités avec les pluviollessivats et les écoulements de tronc, provenant essentiellement des apports atmosphériques humides et secs. Une libération importante de N, Ca et Mg dans la litière au sol s'accompagne d'un prélèvement très rapide d'éléments nutritifs par un mat racinaire adhérent aux fragments en décomposition. La composition chimique des eaux évolue fortement dans l'horizon A_1 , en raison de la minéralisation des matières organiques et d'un prélèvement racinaire intense. Lorsque le temps de résidence des solutions dans le sol augmente, l'altération des minéraux (Kaolinite et Quartz principalement) pourrait contribuer à l'accroissement du pH et des concentrations de Si et Al. Peu de changements sont observés dans les eaux collectées par les bougies poreuses entre les profondeurs de 15 cm et 6 m. Le transfert des eaux gravitaires en conditions sous saturées et leur temps de résidence important dans le sol en profondeur, conduisent à une composition chimique voisine de celle des solutions 'capillaires'. Les eaux drainées à 6 m de profondeur présentent de très faibles concentrations en éléments nutritifs mais les concentrations en Si et COD sont par contre élevées. Les tendances sont similaires dans la savane même si des différences ont été décrites (**Article 6**) : phénomènes de récrétion importants, absence de litière au sol, concentration en COD plus faibles, etc...

Les pertes par drainage ne représentent qu'un flux du cycle géochimique. Ce cycle renferme des flux d'entrée d'éléments nutritifs dans l'écosystème (*i.e.* les apports atmosphériques et l'altération des minéraux du sol) ainsi que des pertes (*i.e.* le brûlis dans la savane et le drainage profond).

Entrées d'éléments nutritifs

- Les dépôts atmosphériques totaux représentent un apport important d'éléments minéraux : environ 11,5 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, 0,7 kg ha⁻¹ an⁻¹ de P, 6,6 kg ha⁻¹ an⁻¹ de K, 7,8 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Ca et 3,4 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Mg dans la plantation d'eucalyptus de Kondi ainsi que 4,9 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, 0,3 kg ha⁻¹ an⁻¹ de P, 2,8 kg ha⁻¹ an⁻¹ de K, 3,4 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Ca et 1,4 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Mg dans la savane. Les dépôts secs d'aérosols sont nettement supérieurs dans la futaie en raison d'un effet 'filtre' de la canopée. Ces apports atmosphériques ont différentes origines : marine essentiellement pour Na⁺, Cl⁻ et Mg²⁺, biogène (brûlis des savanes principalement) pour K⁺, N-NO₃⁻ et NH₄⁺ et un transport sur de longues distances dans les couches supérieures de l'atmosphère pour Ca²⁺ en particulier, à partir de l'érosion éolienne des déserts africains (Lacaux, 1992a ; Lefeivre, 1993).
- L'altération des minéraux du sol représente par contre un flux d'entrée d'éléments nutritifs extrêmement limité dans les sols ferrallitiques de Kondi. Mis à part le quartz, les seuls minéraux primaires présents dans ces sols sont des minéraux accessoires dont les cinétiques d'altération sont extrêmement lentes.

Sorties d'éléments nutritifs

- Le brûlis annuel de la savane représente une perte de N d'environ 23 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour cet écosystème. Les pertes de P, K, Ca et Mg sont par contre plus limitées (< 3 kg ha⁻¹ an⁻¹).
- Le flux d'eau drainé en profondeur a été 2 fois plus important dans la savane que dans la plantation d'eucalyptus au cours des 3 années de suivi (660 vs 330 mm an⁻¹ en moyenne). Les pertes de cations 'basiques' par drainage profond sont restées néanmoins très faibles dans les 2 écosystèmes (< 1 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour K, Ca et Mg), en raison d'un prélèvement intense par le système racinaire des 2 peuplements dans les horizons superficiels du sol.

3.4 BILANS ENTREES – SORTIES

Les bilans entrées-sorties d'éléments minéraux ont été calculés pendant les 3 années de suivi de la plantation d'eucalyptus et de la savane de Kondi, en distinguant des bilans annuels et des bilans saisonniers. Les bilans entrées-sorties pour l'ensemble de la rotation de futaie ne seront pas présentés ici, car certains flux importants tels que le drainage profond ou les apports atmosphériques totaux n'ont pas été mesurés pendant la phase juvénile du peuplement. Des hypothèses seront établies dans la partie discussion générale afin d'estimer ces bilans pour l'ensemble de la rotation de futaie (Cf. § 4.2).

3.4.1 Bilans courants annuels

La variabilité inter annuelle des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux au niveau des sols de la plantation et de la savane de Kondi est faible (**Tableau 27**). Une tendance nette de réduction du déficit des bilans de N et P dans la plantation apparaît néanmoins au cours des 3 années de suivi, en raison d'une diminution de l'immobilisation de ces éléments dans les troncs, liée à la réduction de la croissance de ce peuplement au delà de l'âge de 7 ans.

Des hypothèses ont été nécessaires pour établir ces bilans.

- Dans la savane :
 - les émissions d'azote dans l'atmosphère lors du brûlis ont été considérées identiques chaque année aux valeurs mesurées en août 1999. Les pertes d'azote par dénitrification ou volatilisation entre deux feux successifs ont été négligées par rapport aux pertes lors du brûlis (Cf. § 2.2.3.2).
 - la fixation biologique d'azote atmosphérique n'a pas été mesurée directement. Elle a été calculée chaque année afin d'équilibrer le bilan entrées-sorties d'azote dans cet écosystème. En effet de nombreuses études indiquent de façon convergente que les savanes occupent la région de Pointe-Noire depuis l'Holocène supérieur (Cf. § 3.1.1.1). La présence de cet écosystème dans la zone littorale du Congo malgré l'arrivée de populations Bantu pratiquant des feux courants depuis au moins 2000 ans (Schwartz, 1992) ne peut s'expliquer que par des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux équilibrés sur le long terme. L'apport d'azote avec les pluies étant très insuffisant pour compenser les pertes importantes lors du brûlis, la fixation biologique d'azote atmosphérique joue un rôle majeur dans le maintien à long terme du stock d'azote dans les sols (**Article 2**). Les mesures d'activité de réduction d'acétylène effectuées en laboratoire sur 4 échantillons composites de sols prélevés en surface dans cette savane ont cependant montré l'absence de fixation non symbiotique, même après enrichissement en glucose (Le Mer et Roger, 2001). La forte variabilité spatiale des processus mise en évidence dans les savanes de Côte d'Ivoire (Lata *et al.*, 2000) suggère cependant que des mesures complémentaires devraient être effectuées en tenant compte de la position des échantillons de sol par rapport aux touffes de graminées. Nous avons considéré que la fixation symbiotique d'azote par *Eriosema erici-rosenii* R.E., Schewed, qui est une espèce légumineuse (Allen et Allen, 1981) nodulée dans le sol de Kondi, permet une entrée d'azote dans les sols compensant les

pertes de l'écosystème sur le long terme. Cette espèce est présente dans l'ensemble des savanes de la zone littorale du Congo.

- Dans la plantation, seule l'incorporation minérale dans le bois de tronc a été prise en compte dans le calcul de l'immobilisation car les troncs sont écorcés à l'intérieur des parcelles et le bois est le principal compartiment des arbres exporté.

Savane

Les bilans annuels de P, K, Ca et Mg sont proches de l'équilibre (déficit $< 2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). En effet le déficit le plus important est observé pour les bilans de P et Mg mais une proportion importante des pertes de ces éléments lors du brûlis a lieu sous forme de particules entraînées dans les panaches de fumées. Lorsque l'étendue de la zone de savane est importante, les pertes d'éléments sous forme de particules sont partiellement compensées par le dépôts de particules provenant du brûlis des savanes situées tout autour. Ces dépôts de particules ont été sous estimés par les apports atmosphériques à Kondi par rapport à la savane originelle, car la zone étudiée est entourée de plantations d'eucalyptus.

Les pertes d'éléments nutritifs par drainage profond sont très limitées dans cet écosystème, en raison d'un prélèvement racinaire intense dans les horizons superficiels du sol. La chute des concentrations en éléments nutritifs au cours du transfert des eaux gravitaires dans les horizons superficiels du sol révèle un prélèvement par les racines très rapide. Des mesures de $\delta^{15}\text{N}$ dans les graminées (*Hyparrhenia smithiana*) d'une savane en Côte d'Ivoire, ont révélé qu'environ 70% de l'azote prélevé annuellement provient de la décomposition des racines (Abbadie *et al.*, 1992). La production d'exsudats racinaires carbonés pourrait activer la décomposition des racines mortes et permettre ainsi un prélèvement très rapide d'azote par le système racinaire de la savane. Un recyclage extrêmement efficace des éléments minéraux dans les écosystèmes de savane africains permet des productions de biomasse importantes malgré l'extrême pauvreté chimique des sols (Abbadie *et al.*, 1996).

Plantation d'eucalyptus

Les bilans entrées-sorties de K, Ca et Mg sont équilibrés dans le sol de cette plantation : les pertes par drainage de ces éléments sont extrêmement limitées ($< 2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et les apports atmosphériques permettent globalement de compenser l'immobilisation dans la biomasse. Comme dans la savane, un prélèvement très rapide des éléments nutritifs dans les solutions du sol est observé. Il est intéressant de noter que ce matériel végétal exotique se révèle très performant pour limiter les pertes d'éléments nutritifs par drainage.

Les bilans sont par contre déséquilibrés pour P en raison d'une forte immobilisation dans la biomasse par rapport aux apports atmosphériques et surtout pour N : respectivement -3,2 et -23,6 $\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, en moyenne pendant les 3 années de suivi. L'importance agronomique de ces déficits sera discutée dans le paragraphe de discussion générale lorsque des bilans intégrant l'ensemble de la rotation (et en particulier les fertilisations au cours de la phase juvénile du peuplement) seront établis et comparés aux stocks d'éléments biodisponibles dans le sol.

Les bilans courants calculés ici concernent la fin de la rotation. Dans les systèmes de productions forestiers extensifs, cette période correspond généralement à des bilans entrées-sorties positifs en raison d'une faible immobilisation minérale dans la biomasse, due à une croissance ralentie des arbres et à des transferts internes intenses (Marques *et al.*, 1997b ; Ranger et Turpault, 1999). Les apports atmosphériques et l'altération des minéraux du sol permettent alors une recharge du stock d'éléments nutritifs dans le sol. La sylviculture en courte rotation pratiquée ici, avec pour objectif de maximiser la production de biomasse, ne permet pas une reconstitution des stocks d'éléments nutritifs dans les sols en fin de rotation. En effet la rentabilité de ce système de production impose l'exploitation des peuplements avant que la production courante ne baisse sensiblement. La durabilité de ce système de production est donc basée sur un raisonnement des fertilisations permettant de maintenir les stocks d'éléments nutritifs dans les sols, en ajustant les apports aux besoins des peuplements.

3.4.2 Bilans courants saisonniers

Les bilans entrées-sorties saisonniers fournissent des informations qualitatives intéressantes concernant les processus gouvernant les flux d'éléments minéraux dans les écosystèmes forestiers en milieu tempéré (Bonneau *et al.*, 1991). L'arrêt de croissance des arbres en hiver permet en particulier de déceler l'influence des prélèvements par le peuplement sur les bilans entrées-sorties.

Bien que la croissance des plantations d'eucalyptus se poursuive tout au long de l'année dans la région de Pointe-Noire, une saison sèche marquée conduit à de fortes modifications de certains flux d'éléments nutritifs au sein de l'écosystème. Les bilans saisonniers ont été établis en considérant deux saisons : (1) une saison des pluies entre octobre et mai inclus et (2) une saison sèche de juin à septembre. Des hypothèses ont été nécessaires pour établir ces bilans :

- Nous avons évalué la fixation symbiotique d'azote en considérant que les bilans entrées-sorties annuels sont équilibrés sur le long terme.
- Le suivi d'humidité du sol par les sondes TDR a montré une chute rapide de la teneur en eau dans les horizons superficiel du sol en savane (0-50 cm), dès le mois de mai. La fixation symbiotique d'azote étant fortement dépendante de la disponibilité en eau dans le sol (Sellstedt *et al.*, 1993), nous avons considéré que 90% de l'entrée d'azote dans le système par fixation symbiotique a lieu au cours de la saison des pluies.
- Le flux de libération d'éléments nutritifs par altération des minéraux est extrêmement limité dans ces sols. Nous l'avons réparti au prorata de la durée de chaque saison.

Les bilans saisonniers se révèlent très différents dans les deux formations végétales (**Tableau 28**) :

- Dans la savane, la saison sèche correspond à une période de forte perte d'éléments nutritifs par l'écosystème, causée par le brûlis. Bien que la pluviométrie soit très limitée pendant cette période, les apports atmosphériques d'éléments minéraux ne sont pas négligeables par rapport aux bilans saisonniers. En effet les concentrations minérales dans les pluies décroissent exponentiellement avec la pluviométrie mensuelle (**Article 5**). La

saison des pluies permet une reconstitution des stocks d'éléments minéraux dans cet écosystème. La fixation symbiotique par l'espèce *Eriosema erici-rosenii* a lieu principalement au cours de cette saison et assure une entrée importante d'azote dans le système. Pour les autres éléments, les apports atmosphériques permettent de compenser les pertes très faibles par drainage en saison des pluies, ainsi que les transferts dans l'atmosphère lors du brûlis en saison sèche.

- Dans la plantation d'eucalyptus en fin de rotation, les bilans sont par contre peu déséquilibrés en saison sèche. L'immobilisation dans le bois de tronc représente un flux majeur pour les éléments minéraux considérés, au cours des deux saisons. Le fort ralentissement de la croissance des arbres observé en saison sèche à partir de l'âge de 7 ans conduit à des valeurs d'immobilisation minérale dans le bois de tronc relativement faibles au cours de cette saison. Les bilans de N et P sont cependant légèrement négatifs (respectivement $-4,5$ et $-0,6$ kg ha⁻¹) alors que les bilans de K, Ca et Mg sont pratiquement équilibrés. Au cours de la saison des pluies, les apports atmosphériques ne suffisent pas à compenser la forte immobilisation dans le bois de N et P. Ils permettent par contre d'équilibrer les bilans saisonniers de K, Ca et Mg, car l'immobilisation dans le bois et les pertes par drainage sont très limitées pour ces éléments.

Les bilans entrées-sorties saisonniers confirment donc le rôle fondamental du brûlis en saison sèche sur le fonctionnement biogéochimique de la savane. La saison des pluies permet une reconstitution des stocks d'éléments nutritifs dans cet écosystème, par fixation symbiotique d'azote et apports atmosphériques. Dans la plantation, les flux d'éléments nutritifs sont très limités en saison sèche. Le ralentissement de croissance du peuplement ne se traduit pas par des pertes importantes comme au cours de l'hiver dans certains écosystèmes forestiers en milieu tempéré (Marques *et al.*, 1997b ; Bonneau *et al.*, 1991), où l'arrêt du prélèvement par la végétation conduit à des pertes par drainage élevées. Le déficit des bilans de N et P dans la plantation d'eucalyptus de Kondi est dû principalement à une forte immobilisation dans le bois de tronc au cours de la saison des pluies.

4 DISCUSSION GENERALE

Les principaux flux des cycles biogéochimiques ont été quantifiés individuellement dans une futaie d'eucalyptus et dans l'écosystème originel de savane (chapitre 3). Les valeurs de ces flux ont été comparées aux informations disponibles dans la bibliographie pour des systèmes comparables. Au cours de cette discussion générale, les principaux flux d'éléments nutritifs seront présentés synthétiquement dans les deux écosystèmes étudiés. Des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux intégrant l'ensemble de la rotation de futaie seront ensuite calculés, afin de quantifier l'impact de la plantation sur les stocks d'éléments biodisponibles dans les sols. Les incertitudes liées à l'établissement de ces bilans seront discutées. Les conséquences appliquées de ces travaux pour l'amélioration des systèmes de cultures seront ensuite abordées, avec pour objectifs (i) d'assurer une production soutenue et durable de bois d'eucalyptus sur le littoral congolais, et (ii) de maintenir voire d'améliorer la qualité intrinsèque des sols. Enfin, des axes de recherches permettant de compléter les résultats acquis dans le domaine de la durabilité des plantations d'eucalyptus seront identifiés.

4.1 PRINCIPAUX FLUX DES CYCLES BIOGEOCHIMIQUES

La comparaison des flux d'éléments minéraux en plantation d'eucalyptus et en savane permet (i) de préciser leur importance relative dans le fonctionnement minéral de chaque écosystème et (ii) de quantifier les principales modifications des cycles biogéochimiques induites par la plantation.

4.1.1 Flux hydriques et minéraux en savane et en fin de rotation de futaie d'eucalyptus

L'impact des plantations industrielles d'eucalyptus sur les ressources hydriques dans la région de Pointe-Noire mérite d'être abordé en raison de la réputation de forte consommation hydrique de ces essences (Poore et Fries, 1986 ; Abbasi et Vinithan, 1997). Les flux de N, P, K, Ca et Mg seront ensuite comparés aux stocks dans les principaux compartiments de chaque écosystème étudié à Kondi (**Figures 49 à 53**). Ces cinq éléments ont été choisis car ils ont un rôle physiologique majeur chez les végétaux supérieurs (Marschner, 1995). Les différences entre les éléments seront soulignées pour les principaux flux dans chaque écosystème.

4.1.1.1 Flux hydriques

La comparaison de bassins versants reboisés et témoins en Afrique du Sud et au Brésil a montré que les plantations d'eucalyptus ont généralement des besoins hydriques plus élevés que la végétation d'origine (Scott et Smith, 1997 ; Lima *et al.*, 1996). La plantation de grandes surfaces d'eucalyptus peut donc réduire le débit des rivières et limiter les ressources hydriques dans certaines situations.

Les transferts hydriques ont été quantifiés à Kondi pendant 3 années dans la savane et en fin de rotation de futaie (**Annexe 5**). Le flux d'eau drainé en profondeur calculé par le modèle de transfert hydrique était environ deux fois plus faible dans la plantation d'eucalyptus en fin de rotation que dans la savane originelle. Les valeurs de drainage calculées à 6 m de profondeur étaient en moyenne de 330 mm an^{-1} au cours des 3 années de suivi, ce qui montre qu'une recharge des nappes phréatiques peut avoir lieu sous eucalyptus dans les plantations du Congo. La pluviométrie de la période d'observation a cependant été supérieure à la pluviométrie moyenne à Pointe-Noire depuis 50 ans et il serait intéressant de simuler les flux de drainage profond sur une longue période afin d'évaluer la variabilité inter annuelle.

L'analyse de la composition chimique des solutions du sol a révélé une forte similitude sous les deux formations végétales. La plantation d'eucalyptus n'induit donc pas de pollution particulière des nappes phréatiques dans ces conditions. Les 42000 hectares du massif d'eucalyptus sont en outre morcelés dans le paysage car les forêts naturelles et certaines zones de savane autour des villages n'ont pas été plantées. Compte tenu de la pluviométrie annuelle élevée dans cette zone, le massif d'eucalyptus autour de la ville de Pointe-Noire ne présente donc pas de risque important de dégradation de la ressource hydrique.

4.1.1.2 Cycle biogéochimique de l'azote

Plantation d'eucalyptus

L'incorporation d'azote dans la biomasse du peuplement atteint 245 kg ha^{-1} à l'âge de 6 ans (**Figure 49**). Elle est 4 à 6 fois supérieure à celle de P, K, Ca et Mg. A cet âge la biomasse totale de ce peuplement représente 90 Mg ha^{-1} de matière sèche. Les besoins annuels d'azote en fin de rotation sont aussi nettement supérieurs à ceux des autres éléments (160 vs 19 à $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Ils sont satisfaits par des prélèvements au sol et foliaire (à partir des apports atmosphériques), ainsi que par des transferts internes des organes âgés vers les organes en croissance. La somme des transferts internes, de l'absorption foliaire et des prélèvements au sol indiqués dans la **figure 49** diffèrent d'environ $17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ des besoins annuels car ces flux ont été calculés de façon indépendante. Cet écart pourrait provenir en partie du faible nombre d'analyses chimiques réalisé dans les tissus juvéniles pour l'évaluation des besoins annuels.

Les transferts internes d'azote sont plus élevés que ceux des autres éléments (39 vs -6 à $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Cependant ils ne représentent que 20% environ des besoins annuels, alors qu'ils atteignent 60% pour K. L'essentiel de la demande annuelle est donc prélevé dans le sol ($98 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), l'absorption foliaire de NO_3^- et NH_4^+ représentant des quantités limitées ($7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Les retours au sol d'azote avec les chutes de litière correspondent à un flux important dans cet écosystème, équivalent à l'immobilisation dans la biomasse ligneuse ($\approx 50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$).

La minéralisation de la litière au sol libère une quantité d'azote légèrement inférieure aux apports avec les chutes de litière ($46 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), ce qui est cohérent avec l'accroissement du stock d'azote dans la litière au sol observé au cours de la rotation de futaie (de 0 kg ha^{-1} lors du reboisement de la savane à 81 kg ha^{-1} dans la plantation de 6 ans). L'absence

d'enrichissement des eaux gravitaires en NO_3^- et NH_4^+ au cours de leur transfert dans la litière au sol suggère qu'une partie de l'azote libéré est entraîné sous forme organique (non dosé dans les solutions), mais aussi que cet élément est prélevé très rapidement par le système racinaire des eucalyptus adhérent à la matière organique en cours de décomposition.

Même si la prise en compte de la composition chimique des solutions du sol 'capillaires' à la place des eaux gravitaires a pu conduire à une légère sous-estimation des transferts par drainage dans les horizons de sol superficiels (**Article 6**), les pertes par drainage profond sont très limitées ($\approx 2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Les apports atmosphériques d'azote ($11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) ne sont pas négligeables dans cet écosystème puisqu'ils représentent près de 25% de l'immobilisation annuelle dans la biomasse ligneuse et sont nettement supérieurs aux pertes par drainage profond.

Le cycle biogéochimique de l'azote est donc relativement conservatoire, avec un recyclage modéré par transferts internes dans les arbres, de fortes restitutions au sol avec les litières, une absorption au niveau des houppiers et des pertes par drainage profond très limitées. L'accumulation d'azote dans le bois en fin de rotation (**Article 4**) conduit néanmoins à une immobilisation importante par rapport aux stocks de cet élément susceptibles d'être minéralisés dans le sol. En effet des études isotopiques ont révélé qu'une proportion importante du stock d'azote total présent dans le sol est résistant à la dégradation (Trouvé, 1992). L'essentiel de l'azote pouvant intervenir à moyen terme dans la nutrition des arbres correspond au stock d'azote organique originaire de la savane dans l'horizon A_1 (0-50 cm), qui peut être estimé à environ 1500 kg ha^{-1} (Cf. § 3.1.1).

Savane

Le cycle biogéochimique de l'azote dans la savane est beaucoup plus ouvert sur l'extérieur que dans la plantation, en raison de pertes importantes lors du brûlis annuel ($23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). La présence de cette savane depuis environ 3000 ans sur le littoral congolais (Schwartz *et al.*, 1995) ne peut s'expliquer que par une stabilité des bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs sur le long terme. En l'absence de fixation non symbiotique (Le Mer et Roger, 2001), la fixation symbiotique d'azote par l'espèce légumineuse *Eriosema erici-rosenii*, présente dans toutes les savanes de la zone, a été estimée à environ $21 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour équilibrer le bilan entrées-sorties. Les apports atmosphériques ($5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) représentent une autre entrée importante d'azote dans cet écosystème.

Comme dans le peuplement d'eucalyptus, les quantités d'azote minéral perdues par drainage profond sont très faibles dans cette savane ($2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Le prélèvement racinaire dans les horizons superficiels du sol est aussi très rapide (**Article 6**). Le flux de drainage de N est en effet très faible ($< 5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dès la base de l'horizon A_1 . A la différence de la plantation, les retours épigés de N au sol sont limités en savane : les chutes de litières ne représentent que $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (vs $53 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en plantation) et un faible prélèvement foliaire est observé ($1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Les retours au sol de N lors du brûlis annuel avec les cendres représentent $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. De forts retours au sol de N ont par contre lieu dans le sol avec le turnover de racines de la savane, mais ils n'ont pas été quantifiés précisément (la différence entre les

minéralomasses de N hypogées maximale et minimale au cours de l'année représente environ 55 kg ha⁻¹).

La minéralomasse de N incorporée dans la savane est environ la moitié de celle de la plantation à l'âge de 6 ans (**Figure 49**). Le stock d'azote total dans le sol est légèrement inférieur à celui mesuré dans la plantation. L'échantillonnage pratiqué lors du prélèvement des sols et les analyses chimiques, à la limite des seuils de détection pour l'azote dans les horizons profonds, pourraient expliquer les différences de stocks calculées entre les deux écosystèmes. Comme nous l'avons souligné pour la plantation, des études isotopiques ont montré qu'une proportion importante de l'azote organique présent dans ces sols n'est pas disponible pour la nutrition de la savane (Trouvé, 1992).

4.1.1.3 Cycle biogéochimique du phosphore

Plantation d'eucalyptus

Bien que la minéralomasse de P incorporée dans la plantation de 6 ans soit faible par rapport à celle d'azote (37 vs 245 kg ha⁻¹ an⁻¹), elle est élevée par rapport aux valeurs indiquées dans la littérature pour des plantations d'eucalyptus de production comparable (Barros et Novais, 1996 ; Cromer, 1996 ; Herbert, 1996 ; Knight et Nicholas, 1996). Chez un grand nombre d'essences forestières, le phosphore est en effet beaucoup moins abondant que N, K, Ca et Mg dans la biomasse des arbres. Les besoins annuels totaux (19 kg ha⁻¹ an⁻¹) sont satisfaits essentiellement par des prélèvements au sol (12 kg ha⁻¹ an⁻¹), les transferts internes dans les arbres ne représentant que 20% environ des besoins, comme dans le cas de l'azote (**Figure 50**). Ces besoins annuels en phosphore sont très élevés par rapport aux valeurs indiquées dans la bibliographie pour d'autres forêts d'eucalyptus (**Tableau 17**).

L'immobilisation dans la biomasse ligneuse (8 kg ha⁻¹ an⁻¹), incluant le bois de tronc mais également les branches et les écorces, représente 40% des besoins annuels totaux de P. L'immobilisation dans le seul bois de tronc représente 20% environ des besoins annuels de P. Cette proportion est du même ordre que pour les autres éléments nutritifs dans cette plantation (10 à 20%). Les retours au sol de P sous forme de récrétion sont faibles par rapport aux chutes de litières (0,5 vs 3,6 kg ha⁻¹ an⁻¹). Comme dans le cas des autres éléments, une accumulation dans la litière au sol est observée au cours de la rotation. Le stock de P dans ce compartiment ne représente cependant que 4 kg ha⁻¹ dans la plantation de 6 ans et la libération de P lors de la décomposition des litières est d'environ 3 kg ha⁻¹ an⁻¹. Les pertes de phosphore par drainage profond sont extrêmement limitées (0,1 kg ha⁻¹ an⁻¹), ce qui est très classique dans les écosystèmes forestiers. Les apports atmosphériques de P sont eux aussi très faibles (0,7 kg ha⁻¹ an⁻¹).

Le cycle biogéochimique du phosphore est donc très peu ouvert sur l'extérieur avec des apports atmosphériques, une libération par altération des minéraux du sol et des pertes par drainage profond très limitées. Les flux intervenant dans ce cycle sont faibles en comparaison avec les stocks de P 'assimilable' dans le sol qui représentent environ 2700 kg ha⁻¹ jusqu'à une profondeur de 6 mètres. Une partie de ces stocks est néanmoins difficilement accessible par les arbres, en raison de la faible prospection racinaire au delà de 3 m de profondeur.

Savane

Comme dans la plantation, le cycle du phosphore en savane est très peu ouvert sur l'extérieur. Les apports atmosphériques et les pertes par drainage sont en effet extrêmement limités ($< 0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), ainsi que le transfert dans l'atmosphère lors du brûlis ($1,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Les retours au sol de P sous forme de récrétion sont plus importants que dans la plantation ($2,7 \text{ vs } 0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et correspondent à environ 25% des besoins annuels (**Figure 50**). Les chutes de litières représentent par contre des apports au sol de P très limités ($0,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), en raison du brûlis de la nécromasse sur les touffes de graminées au cours de chaque saison sèche. Les retours au sol de P avec les cendres lors du brûlis annuels de la savane sont importants ($4,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) puisqu'ils représentent environ 40% des besoins annuels.

Ce cycle est donc extrêmement conservatoire. Les flux de P dans cet écosystème sont très faibles par rapport au stock de P 'assimilable' dans le sol qui représente environ 960 kg ha^{-1} jusqu'à la profondeur maximale de prospection des racines (3 m).

4.1.1.4 Cycles biogéochimiques du potassium, du calcium et du magnésium

Plantation d'eucalyptus

Les minéralomasses de K, Ca et Mg dans la plantation à l'âge de 6 ans (respectivement $69, 61$ et 47 kg ha^{-1}) sont très faibles par rapport à d'autres peuplements d'eucalyptus du même âge ayant une croissance comparable dans d'autres pays (Cortez, 1996 ; Harmand, 1998 ; Gonçalves *et al.*, 1997). L'importance des transferts internes dans la biomasse des arbres pour la satisfaction des besoins minéraux annuels est très différente pour ces trois éléments :

- Les besoins de K ($40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) sont satisfaits majoritairement par des transferts internes ($25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). L'importance de ce phénomène révèle une faible dépendance du peuplement vis à vis de la disponibilité de K dans le sol en fin de rotation. Les prélèvements au sol de K ne représentent en effet que $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (**Figure 51**).
- Des transferts internes négatifs de Ca dans les arbres ($\approx -6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) indiquent une légère accumulation de cet élément au cours de la sénescence des tissus. La croissance du peuplement est donc entièrement dépendante des prélèvements de Ca dans le sol tout au long de la rotation (**Figure 52**).
- Les besoins annuels de Mg sont intermédiaires entre ceux de K et Ca ($29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et sont satisfaits exclusivement par des prélèvements au sol (**Figure 53**). En effet les transferts internes de Mg sont très limités ($\approx 1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Comme dans le cas du Ca, la croissance de cette plantation est donc entièrement dépendante de la disponibilité du Mg dans le sol au cours de la rotation.

Les phénomènes de récrétion de K, Ca et Mg sont très limités dans cette plantation ($< 3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), alors que K est classiquement l'élément plus récréé dans les peuplements forestiers (Parker, 1983). La faible disponibilité du K dans le sol et les faibles concentrations foliaires de cet élément pourraient être à l'origine de ces valeurs de récrétion exceptionnellement faibles (Parker, 1983 ; Andrade *et al.*, 1995). Les retours au sol avec les chutes de litières sont supérieurs à la récrétion pour ces trois éléments. Ils sont néanmoins beaucoup plus faibles

pour K ($4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) que pour Ca ($21 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et Mg ($18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Les stocks de K, Ca et Mg dans la litière au sol du peuplement de 6 ans (respectivement 6, 33 et $18 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) représentent 40 à 90% des prélèvements au sols annuels. Lors de la décomposition des litières, environ $4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de K sont libérés, $19 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de Ca et $17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de Mg. Les très faibles valeurs d'enrichissement des eaux gravitaires au cours de leur transfert dans la litière au sol suggèrent un prélèvement très rapide par les racines des arbres (et la microflore du sol) dans la matière organique en cours de décomposition. Les pertes par drainage profond de ces 3 éléments sont très limitées ($\approx 1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Les apports atmosphériques de K, Ca et Mg sont relativement importants (respectivement 7, 8 et $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) si on les compare à l'immobilisation dans la biomasse ligneuse (respectivement 10, 12 et $8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$).

Les cycles biogéochimiques de K, Ca et Mg sont donc très conservatoires, avec des flux d'immobilisation dans la biomasse ligneuse des arbres très faibles par rapport aux valeurs indiquées dans la littérature pour des plantations industrielles d'eucalyptus et des pertes par drainage profond très limitées. Les stocks de K, Ca et Mg biodisponibles dans les sols sont très limités puisqu'ils ne représentent que respectivement environ 450, 1500 et 270 kg ha^{-1} environ jusqu'à la profondeur de 6 m. Une partie de ces stocks est en outre difficilement accessible par le peuplement, en raison de la faible prospection racinaire en profondeur. De plus, l'altération des minéraux du sol n'est pas susceptible d'augmenter sensiblement la biodisponibilité à long terme de ces éléments. Les besoins annuels élevés de K et Mg par rapport aux stocks biodisponibles dans le sol ($\approx 10\%$) témoignent de l'importance du recyclage interne à l'écosystème pour la croissance de cette plantation. Ce recyclage a lieu majoritairement sous forme de transferts internes dans la biomasse des arbres pour K, alors que pour Ca et Mg, les restitutions au sol de avec les chutes de litières et la minéralisation des matières organiques jouent un rôle fondamental dans la nutrition des plantations.

Savane

Les besoins annuels de K, Ca et Mg sont plus faibles en savane qu'en plantation (11 à 28 vs 29 à $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et l'accumulation dans la biomasse est faible (11 à 14 kg ha^{-1} en milieu de saison des pluies). L'incorporation de ces éléments est en particulier limitée dans les racines, comme en témoignent les concentrations inférieures à celles d'autres peuplements de savane en Afrique (Abbadie, 1984 ; Harmand, 1998). Les restitutions au sol de K, Ca et Mg ont lieu essentiellement sous forme de récréation (respectivement 10, 5 et $7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et de cendres lors du brûlis annuel (respectivement 4, 10 et $7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Les retours au sol avec les chutes de litières sont par contre très limités pour ces éléments ($< 2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Les transferts internes dans la biomasse n'ont pas été évalués dans la savane. Les fortes variations de concentration en N dans la biomasse aérienne de la savane au cours de l'année (ainsi que dans une moindre mesure en P et Mg) suggèrent néanmoins des transferts internes importants (**Article 2**).

Les pertes par drainage profond sont très faibles ($< 1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), comme pour l'ensemble des éléments nutritifs dans les deux écosystèmes. Les transferts dans l'atmosphère au cours du brûlis sont du même ordre que les apports atmosphériques (2 à $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Ces cycles sont donc extrêmement conservatoires dans la savane. Les stocks limités de K, Ca et Mg biodisponibles dans le sol (respectivement environ 360, 610 et 130 kg ha^{-1} jusqu'à une

profondeur de 3 m) sont ainsi maintenus. Bien que le stock de Ca soit plus important que celui de K et Mg, les teneurs en Ca échangeable sont très faibles dans ce sol ($< 0,1 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ au delà de 5 cm de profondeur). Comme dans la plantation d'eucalyptus, les cycles biogéochimiques sont caractérisés par une circulation intense de ces éléments à l'intérieur de l'écosystème de savane.

Cette quantification des principaux flux de N, P, K, Ca et Mg dans l'écosystème originel de savane et la futaie d'eucalyptus en fin de rotation permet d'identifier quelques caractéristiques dominantes du fonctionnement minéral de ces écosystèmes (**Figure 54**). La dynamique de ces flux après le reboisement doit être abordée pour établir des bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs sur l'ensemble de la rotation de futaie.

4.1.2 Dynamique des flux au cours de la rotation de futaie

Les transferts d'éléments minéraux sous forme dissoute en plantation d'eucalyptus n'ont été étudiés qu'en fin de rotation (à Kondi). D'autres flux importants des cycles biogéochimiques (incorporation dans la biomasse, restitutions au sol sous forme solide, transferts internes dans le bois) ont par contre été quantifiés au cours de l'ensemble de la rotation de futaie, à partir d'une approche de type chronologique.

4.1.2.1 Limites de l'approche utilisée

Les études basées sur des chronoséquences considèrent que seul l'âge varie entre les peuplements échantillonnés. Ceci sous entend que le matériel végétal est le même pour tous et qu'ils ont bénéficié de conditions de croissance rigoureusement identiques, ce qui n'est jamais complètement vérifié. Les chronoséquences sont néanmoins très largement utilisées en foresterie (pour l'établissement de tables de production par exemple) car, compte tenu de la longueur des révolutions, il n'y a souvent pas d'autre alternative pour étudier la dynamique des forêts. La fiabilité des résultats fournis par ce type d'approche sera donc étroitement dépendante du choix des peuplements. Un nombre important de peuplements échantillonnés et une bonne répartition des âges couvrant l'ensemble de la révolution sont en particulier recommandés (Cole et Van Miegroet, 1989). En général, plus la révolution est longue, plus l'approche chronologique risque d'être biaisée (changements climatiques, modification des aménagements,...).

Bien que les rotations au Congo soient exceptionnellement courtes pour des plantations forestières, il n'était pas possible dans le cadre de ce travail de mener l'ensemble des expérimentations dans une même plantation suivie pendant 7 années. L'option choisie a donc été d'étudier précisément un peuplement pendant 3 ans (à Kondi) et d'appréhender la dynamique au cours de la rotation à partir d'études de chronoséquences (à Kissoko). Nous avons néanmoins veillé à ce que les peuplements sélectionnés dans ces chronoséquences aient bénéficié de conditions de croissance les plus semblables possibles. En particulier :

- Tous les peuplements sélectionnés étaient situés en zone plane et distants de moins de 500 mètres les uns des autres.
- Le sol de cette zone présente des caractéristiques physico-chimiques relativement homogènes, une origine géologique et une histoire communes. Avant le reboisement, il était couvert d'une savane très homogène, présentant une composition floristique et une biomasse semblables à celles de la savane étudiée à Kondi.
- Il n'y a pas eu de variation importante des conditions climatiques pendant la période de croissance de ces plantations.
- Seuls des peuplements monoclonaux, du même clone d'eucalyptus (1-41), ont été sélectionnés. Le matériel végétal est donc rigoureusement identique. Ces peuplements ont bénéficié de la même sylviculture et n'ont subi aucune attaque parasitaire grave.

Une première validation de la chronoséquence peut être obtenue en comparant les relations circonférence/âge des peuplements sélectionnés. La dynamique de croissance très homogène des plantations échantillonnées montre qu'elles représentent correctement les différents stades de développement d'un peuplement de ce clone (**Figure 55**). Les conditions d'application de ce type d'approche ont donc été particulièrement favorables, ce qui a permis d'appréhender de façon satisfaisante la dynamique des flux d'éléments minéraux au cours de la rotation. Les biais possibles liés à un comportement particulier de certains peuplements ont été discutés (**Articles 1 et 4**).

4.1.2.2 Dynamique des flux d'éléments minéraux

Seuls les principaux flux annuels des cycles biologiques et biochimiques quantifiés au cours de la rotation seront abordés : l'incorporation dans les peuplements, les besoins totaux, les prélèvements au sol, l'immobilisation dans la biomasse ligneuse, les transferts internes dans les arbres et les retours au sol avec les litières.

Parmi les trois phases de croissance identifiées dans des forêts naturelles d'*Eucalyptus obliqua* en Australie par Attiwill (1979), seules les deux premières concernent les plantations d'eucalyptus du Congo. La phase I est caractérisée par un fort accroissement de la biomasse vivante alors qu'au cours de la phase II, l'essentiel de la production primaire est destiné à la formation de bois de cœur. La sylviculture en courtes rotations pratiquée pour maximiser la production de biomasse impose l'exploitation des peuplements avant la phase III correspondant au stade de maintien, où l'essentiel de la production primaire retourne au sol sous forme de chutes de litières.

L'accroissement courant annuel en biomasse aérienne et en minéralomasse au cours de la rotation a été schématisé (**Figure 56**). Alors que la production de biomasse atteint un maximum entre 4 et 5 ans après la plantation, la vitesse d'incorporation des éléments minéraux dans les arbres diminue au cours de la rotation. Le rythme varie cependant fortement selon les éléments :

- pour N et K, la vitesse d'incorporation dans la partie aérienne des arbres chute au cours des 2 premières années puis évolue plus lentement jusqu'à la fin de la rotation. La légère augmentation observée entre 5 et 7 ans pourrait être due à un stockage de N dans le bois

(transferts internes < 0) en fin de rotation (**Article 4**). Pour K, cette augmentation en fin de rotation est par contre probablement un artefact lié à la chronoséquence. En effet le suivi diachronique du peuplement de Kondi (12 arbres échantillonnés à 5,5 ans et 10 arbres échantillonnés à 8,5 ans) a montré une augmentation des concentrations dans le bois en fin de rotation pour N mais pas pour K.

- pour P et Ca, le rythme d'incorporation décroît de façon quasiment linéaire au cours de la rotation. Cette décroissance est néanmoins beaucoup plus rapide pour Ca que pour P ;
- pour Mg, la vitesse d'incorporation dans les arbres chute au cours des 2 premières années, comme pour N et K, mais cette évolution se poursuit jusqu'à la fin de la rotation. La minéralomasse aérienne de Mg reste quasiment stable entre 5 et 7 ans.

Les principaux flux d'éléments minéraux évoluent donc fortement au cours du développement des plantations du clone 1-41 au Congo ; cette évolution peut être rapprochée des phases de croissance définies par Attiwill (1979) ou Miller (1981).

Phase juvénile : fort accroissement de la biomasse vivante et constitution du houppier.

La durée de cette phase de croissance des plantations est d'environ 2 ans (**Article 1**). L'allocation du carbone principalement vers le houppier et le système racinaire génère de forts besoins en éléments nutritifs. La biomasse foliaire atteint en effet 2,0 Mg ha⁻¹ après une année de croissance et 2,9 Mg ha⁻¹ à l'âge de deux ans. Les besoins en éléments nutritifs sont satisfaits presque exclusivement par des prélèvements au sol durant la première année de croissance. En effet les chutes de litière ne débutent que 10 mois environ après la plantation et les remobilisations d'éléments minéraux durant la sénescence des feuilles restent donc très limitées au cours de la première année. Dès la deuxième année de croissance, les retours au sol d'éléments minéraux avec les chutes de litières augmentent fortement pour atteindre des valeurs du même ordre que celles mesurées en fin de rotation (**Figure 28**). Cet accroissement brutal génère des transferts internes d'éléments minéraux élevés durant la sénescence des feuilles (**Figure 30**). Même si les remobilisations dans les autres compartiments aériens des arbres (bois, branches, écorces) restent très limitées, les transferts internes aériens totaux au cours de la deuxième année de croissance sont proches des valeurs obtenues en fin de rotation (**Annexe 9**).

Parallèlement à la constitution du houppier, cette phase juvénile se caractérise par une croissance rapide des racines, comme en témoignent les observations d'impacts racinaires effectuées dans une chronoséquence de peuplements du même clone (Bouillet *et al.*, 2001b). Des racines d'eucalyptus ont été observées jusqu'à 1 mètre de profondeur, 3 mois après la plantation en savane, et respectivement 2 et 3 mètres de profondeur lorsque les arbres étaient âgés de 6 mois et 1 an. La densité de racines fines (diamètre < 1 mm) jusqu'à 3 mètres de profondeur augmente fortement entre les âges de 1 et 2 ans. Elle reste ensuite du même ordre dans une plantation de 6 ans, puis diminue dans un peuplement de 9 ans (**Figure 57**). Le réseau de racines fines est donc bien installé dès l'âge de 2 ans. Malgré cette croissance rapide du système racinaire, plusieurs facteurs suggèrent des pertes par drainage élevées durant la première année de croissance, en particulier pour l'azote. En effet, jusqu'à l'âge d'un an (i) le réseau de racines fines reste peu dense, (ii) les prélèvements au sol d'éléments nutritifs sont

inférieurs d'environ 30 % à ceux mesurés en deuxième année de croissance (sauf pour K), et (iii) la destruction de la savane lors de la plantation est susceptible de libérer une quantité importante d'azote (et dans une moindre mesure des autres éléments minéraux), lors de la décomposition de la biomasse des graminées. Des observations qualitatives ont en effet montré que les racines de savane sont totalement décomposées une année après le reboisement. La dynamique des facteurs indiqués ci-dessus suggère néanmoins que ces pertes par drainage devraient être réduites fortement dès la deuxième année de croissance (la suite du projet confirmera ou non cette hypothèse).

Phase adulte : forte production de bois.

Attiwill (1979) fait débiter la deuxième phase de croissance de forêts naturelles d'eucalyptus lorsque la production de bois de coeur devient importante. La formation de duramen débute chez le clone 1-41 au Congo entre les âges de 3 et 4 ans (Ognouabi, *com. pers.*), lorsque la production courante de bois est maximale. Une évolution nette des flux d'éléments minéraux dans cet écosystème apparaît néanmoins plus précocement, lors de la fermeture du couvert qui a lieu environ 2 ans après la plantation. Miller (1981) considère d'ailleurs que le changement de fonctionnement minéral au cours du développement des plantations forestières est davantage lié à la fermeture du couvert qu'à la formation de duramen.

Les besoins annuels restent élevés entre les âges de 2 et 9 ans (**Figure 29**), en raison en particulier du renouvellement semestriel du feuillage des arbres, très consommateur en éléments nutritifs. Les fortes chutes de feuilles en début de saison sèche suggèrent qu'un stress hydrique marqué dans cette région pourrait être une des causes de ce renouvellement rapide de la biomasse foliaire des arbres. Les chutes importantes de feuilles observées en début de saison des pluies (novembre et décembre) montrent cependant que la disponibilité hydrique n'est pas le seul facteur à l'origine de ce processus. D'autres facteurs pourraient être impliqués : un contrôle génétique, un stress nutritionnel lié à l'initiation d'une biomasse de feuilles importante après les premières pluies, une action mécanique des pluies violentes, etc... Les besoins des arbres sont satisfaits différemment selon les éléments minéraux :

- Pour K, les transferts internes dans les arbres représentent environ la moitié des besoins annuels, ce qui permet de limiter fortement la dépendance du peuplement vis à vis de la disponibilité en cet élément dans le sol.
- Pour N et P, les remobilisations dans les arbres représentent 20 à 30% des besoins annuels entre 2 et 9 ans. Les prélèvements au sol restent donc importants jusqu'à la fin de la rotation pour la satisfaction des besoins.
- Pour Ca et Mg, les transferts internes pratiquement nuls dans les arbres indiquent que le peuplement est entièrement dépendant de la disponibilité de ces éléments dans le sol tout au long de la rotation.

A partir de l'âge de 2 ans, le réseau de racines fines est très bien installé et les prélèvements au sol d'éléments minéraux par le peuplement évoluent peu. Les pertes par drainage profond devraient donc être du même ordre que celles mesurées en fin de rotation.

Cette phase de croissance est caractérisée par un recyclage très important d'éléments minéraux au sein de l'écosystème, par l'intermédiaire de transferts internes dans les arbres (pour K, N et P), ainsi que de restitutions au sol et décomposition de matière organique (pour N, Ca et Mg principalement). Les cycles biogéochimiques de N, P, K, Ca et Mg sont peu ouverts sur l'extérieur et le recyclage interne à l'écosystème joue un rôle fondamental pour la satisfaction des besoins de ces plantations. Même si une légère diminution des besoins minéraux est observée entre les âges de 6 et 9 ans dans la plantation de Kondi, la forte production de bois confirme que les plantations sont exploitées au Congo bien avant le stade III 'de maintien' défini par Attiwill (1979).

4.1.3 Influence du reboisement sur les cycles biogéochimiques

La quantification des principaux flux révèle que les grands principes de circulation des éléments nutritifs dans l'écosystème originel de savane sont maintenus après la plantation d'eucalyptus. En effet les cycles biogéochimiques de N, P, K, Ca et Mg restent très conservatoires des stocks d'éléments biodisponibles dans les sols avec :

- un prélèvement très rapide dans les horizons superficiels, conduisant à des pertes par drainage extrêmement limitées,
- un recyclage intense des éléments nutritifs par les cycles biologique et biochimique,
- une incorporation limitée dans la biomasse par rapport aux besoins annuels. Elle est nettement supérieure aux valeurs mesurées dans la savane car la production primaire nette est plus élevée, mais l'efficacité d'utilisation de K, Ca et Mg pour la production de bois est remarquablement élevée chez ce clone par rapport aux valeurs indiquées dans la littérature pour d'autres plantations d'eucalyptus.

Dans le détail, les mécanismes mis en œuvre varient néanmoins fortement entre les deux écosystèmes (**Figure 58**). Les principales évolutions après le reboisement proviennent (i) des pratiques sylvicoles et (ii) du mode de croissance propre aux plantations d'eucalyptus.

4.1.3.1 Influence des pratiques sylvicoles

Les principales interventions sylvicoles influençant significativement les cycles biogéochimiques après la plantation concernent :

- **La protection des peuplements contre les incendies.** L'arrêt des brûlis après la plantation a une influence majeure sur le fonctionnement du cycle biogéochimique de l'azote. En effet, la perte d'environ 23 kg ha⁻¹ an⁻¹ d'azote dans l'écosystème de savane est ainsi évitée. Les restitutions d'éléments minéraux au sol sous forme de cendres au cours du brûlis sont supprimées. Ces restitutions ont lieu différemment dans les plantations d'eucalyptus, essentiellement avec les retombées de litières.
- **Les entretiens** réalisés les deux premières années après la plantation afin de supprimer la concurrence herbacée pour les ressources en eau et en éléments minéraux. Ils sont indispensables pour assurer une croissance juvénile soutenue des plantations et peuvent être effectués chimiquement, manuellement ou à l'aide de charrues à disques. Le passage de charrues aère en particulier le sol et accélère ainsi la minéralisation des matières organiques

de savane. Ces entretiens entraînent cependant la disparition de l'espèce légumineuse assurant une entrée d'azote importante dans l'écosystème de savane.

- **Les fertilisations** constituent une entrée d'éléments minéraux dans l'écosystème. Des apports d'engrais N:P:K (13-13-21) à faible dose (150 g plant⁻¹) ont été généralement pratiqués lors des plantations en savane. Une fertilisation complémentaire au cours de la deuxième année de croissance (200 kg ha⁻¹ de N:P:K 13-13-21) a également été apportée dans certaines parcelles.

4.1.3.2 Particularités de la croissance des plantations

Dès leur première année de croissance, les plantations présentent des besoins en éléments nutritifs très nettement supérieurs à ceux de la savane, satisfaits essentiellement par des prélèvements au sol. Au cours de cette période, la plantation bénéficie d'un 'effet jachère', la décomposition des matières organiques de savane jouant le rôle d'une fertilisation starter. Par la suite, la croissance des eucalyptus influence fortement les flux d'éléments minéraux dans cette écosystème, avec :

- **Un enracinement profond très rapide**, qui permet aux arbres de disposer d'un stock d'éléments minéraux dans le sol suffisant au cours de leur croissance juvénile. Ce type d'enracinement permet en outre une alimentation hydrique dans les horizons profonds en saison sèche. Il est intéressant de noter que la densité de racines fines évolue fortement au cours de la rotation. En effet, alors que les racines fines sont réparties de façon relativement homogène sur une profondeur de sol de 3 mètres à l'âge de 1 an, une tendance très nette de regroupement dans les horizons supérieurs du sol est observée en fin de rotation (Bouillet *et al.*, 2001b). Cette dynamique racinaire pourrait traduire le rôle important du recyclage des éléments nutritifs lors de la décomposition des matières organiques à partir de l'âge de 2 ans et une alimentation minérale de ces plantations essentiellement dans les horizons supérieurs du sol en fin de rotation.
- **Une modification des retours au sol d'éléments nutritifs :**
 - Sous forme dissoute, avec une diminution forte des retours au sol de K et dans une moindre mesure de P, Ca et Mg par rapport à la savane. Les phénomènes de récrétion sont en effet beaucoup plus limités en plantation qu'en savane. Une hétérogénéité spatiale apparaît en outre en plantation avec des écoulements de tronc plus riches en P, K, Ca et Mg que les pluviollessivats (**Article 5**). Les écoulements de troncs ne représentent néanmoins que 4 à 11% des apports au sol de ces éléments sous forme de pluviollessivats.
 - Sous forme solide, les retours au sol limités dans la savane avec les chutes de litières et les cendres lors du brûlis augmentent considérablement après la première année de plantation. La minéralisation des litières au sol a un rôle déterminant dans la satisfaction des besoins en N, Ca et Mg à partir de l'âge de 2 ans, compte tenu de la faible disponibilité dans le sol de ces éléments et des restitutions importantes avec les chutes de litières. L'absence de transferts internes de Ca et Mg dans les arbres indique en outre que ces peuplements sont entièrement dépendants des prélèvements racinaires pour la satisfaction de leurs besoins. La capacité des termites et des populations de micro-organismes intervenant dans la décomposition des matières organiques à

s'adapter au changement brutal de matériel végétal est remarquable. Bien que l'eucalyptus soit une essence exotique réputée pour produire des matières organiques difficilement dégradables en raison en particulier de la présence de tanins et de polyphénols (Bernhard-Reversat, 1999), les flux de N, Ca et Mg libérés lors de la décomposition des litières au sol représentent autour de 50% des prélèvements annuels de ces éléments.

- **Un 'effet filtre' du feuillage des eucalyptus qui assure des dépôts atmosphériques secs importants.** Les apports atmosphériques ont un rôle important dans le maintien de la fertilité des sols pour les systèmes de cultures forestiers extensifs (Ulrich, 1983 ; Miller 1995 ; Ranger et Turpault, 1999). Bien que les besoins annuels soient élevés dans les plantations conduites en sylviculture intensive à courtes rotations, les apports atmosphériques représentent respectivement environ 25%, 10%, 60%, 60% et 45% de l'immobilisation annuelle de N, P, K, Ca et Mg en fin de rotation. L'augmentation forte des dépôts secs après la plantation permet donc une entrée de N, K, Ca et Mg significative pour le maintien à long terme de la fertilité, compte tenu de l'extrême pauvreté minérale des sols.
- **Une modification de la minéralisation d'azote dans le sol.** Elle a été quantifiée pendant 1,5 ans dans les sols de la savane et de la plantation d'eucalyptus de Kondi, où les cycles biologiques ont été étudiés. Une méthode de minéralisation *in situ* a été utilisée, avec des incubations successives pendant 2 semaines dans des tubes de 15 cm de profondeur équipés à la base de résines cationiques et anioniques (Nzila *et al.*, 2001a). Les valeurs de minéralisation nette d'azote dans l'horizon de sol superficiel (0-13 cm) de la plantation sont supérieures à celles mesurées dans la savane (33 vs 21 kg ha⁻¹ an⁻¹). Une modification forte de la nitrification est en outre observée. En effet, alors que le taux de nitrification n'a représenté que 5% de la production nette d'azote minéral en savane pendant la période d'étude, il a atteint 77% en plantation. Bien que la production d'azote nitrique sous plantation soit relativement élevée en fin de rotation, l'analyse des solutions du sol a montré que les pertes par drainage sont très faibles, probablement en raison du prélèvement racinaire intense des eucalyptus. L'étude de la minéralisation *in situ* d'azote sous des monocultures de 6 graminées et 5 dicotylédones a clairement démontré l'influence des espèces végétales sur la minéralisation nette d'azote et le taux de nitrification nette (Van der Krift et Berendse, 2001). Il a de plus été montré dans la savane de Lamto (Côte d'Ivoire) dominée par *Hyparrhenia diplandra* (80% du couvert), qu'une forte hétérogénéité de la nitrification peut exister de façon stable dans les sols, sous la même espèce végétale (Lata *et al.*, 1999).
- **Le développement d'une forte hydrophobicité à la surface du sol** après le reboisement est susceptible de contribuer à l'alimentation minérale des arbres en saison sèche. Au cours des événements pluvieux de très faible intensité, l'hydrophobicité du sol permet la stagnation des eaux dans des micro dépressions à la surface du sol. Elle favorise ainsi le prélèvement des éléments minéraux par le mat de racines présent dans la litière au sol en cours de décomposition. Il a été montré au Portugal que la décomposition des litières d'eucalyptus et des exsudats racinaires peuvent accroître l'hydrophobicité du sol (Doerr *et al.*, 1998).

Les modifications des cycles biogéochimiques induites par le reboisement renseignent sur la stratégie de nutrition adoptée par ce clone d'eucalyptus, mais également sur l'adaptation des organismes vivants dans ce sol de savane à l'introduction d'une essence exotique. La capacité des populations de micro-organismes, intervenant dans la minéralisation des matières organiques, à s'adapter au changement brutal de matériel végétal est en particulier susceptible d'avoir un rôle déterminant sur le fonctionnement des cycles biogéochimiques. De nombreuses études ont été menées afin d'évaluer l'impact de la plantation d'eucalyptus sur la faune et les communautés microbiennes du sol. Il a été montré en particulier que la proportion de biomasse fongique dans la biomasse microbienne totale est supérieure sous eucalyptus à celle mesurée sous des albizzia (Garcia-Montiel et Binkley, 1998) et sous des chênes (Velasco et Lozano, 1979). La proportion de biomasse bactérienne et la minéralisation d'azote dans le sol sont par contre supérieures sous albizzia. La colonisation de l'horizon holorganique (arthropodes et biomasse fongique) suit le lessivage et la stabilisation de leur teneur en polyphénols (Pereira *et al.*, 1998). En laboratoire, le dépôt de feuilles d'*Eucalyptus globulus* à la surface de sols de prairie et de forêt naturelle d'eucalyptus entraîne une diminution de la minéralisation d'azote dans le sol, due principalement à l'immobilisation de N dans les tissus microbiens (Aggangan *et al.*, 1999). Des études ont été menées autour de Pointe-Noire concernant l'évolution de la faune du sol après reboisement en eucalyptus de la savane (Mboukou-Kimbatsa *et al.*, 1998; Loubana et Bernhard-Reversat, 2001) et la dynamique de la matière organique dans les plantations (Trouvé, 1992 ; Bernhard-Reversat, 1993, 1996, 1999 ; Loumeto et Bernhard-Reversat, 2001).

Le suivi de la décomposition des litières dans la plantation d'eucalyptus de Kondi a révélé une libération rapide d'éléments minéraux, comme cela avait été observé dans des études antérieures (Bernhard-Reversat, 1993, 1996). Dans les sols de savane autour de Pointe-Noire, les populations microbiennes paraissent donc s'adapter rapidement au changement brutal de matériel végétal lors de la plantation d'eucalyptus. La dynamique microbienne après le reboisement n'a cependant jamais été abordée. L'étude des populations de micro-organismes intervenant dans les processus de minéralisation d'azote serait intéressante pour mieux caractériser l'influence du reboisement sur le fonctionnement minéral de cet écosystème.

4.2 BILANS ENTREES-SORTIES D'ELEMENTS MINERAUX AU COURS DE LA ROTATION DE FUTAIE

Les principaux flux d'éléments minéraux intervenant dans les bilans entrées-sorties à l'échelle du sol et n'ayant pas été mesurés en début de rotation concernent les transferts sous forme dissoute. Des hypothèses ont été formulées au regard des valeurs mesurées en savane et en fin de rotation (Cf. § 1.1.3.2). Seules les mesures en cours permettront néanmoins de s'assurer de la validité de ces hypothèses. La sensibilité des bilans entrées-sorties aux valeurs de drainage et d'apports atmosphériques prises en compte en début de rotation sera abordée lors de la discussion des résultats de ces bilans (Cf. § 4.2.2).

4.2.1 Incertitude de détermination des flux d'éléments minéraux entrant et sortant de l'écosystème

Il n'a pas été possible d'utiliser une démarche statistique pour quantifier la plupart des valeurs d'incertitude de détermination des flux d'éléments minéraux intervenant dans les bilans entrées-sorties. En effet le mode de calcul des flux est le plus souvent dépendant d'hypothèses difficiles à vérifier directement. Des écarts types ont néanmoins été fixés de façon conservatoire pour tous les flux annuels intervenant dans les bilans, à partir des informations disponibles dans la littérature et des observations effectuées à Kondi (**Tableau 29**). Les principales observations ayant conduit aux valeurs d'incertitudes indiquées dans le **tableau 29** sont indiquées ci dessous.

- Dépôts humides : l'utilisation d'un capteur de dépôts humides à ouverture automatique au cours du deuxième semestre 2000 a confirmé les valeurs obtenues pendant 2 années avec un capteur à ouverture manuelle. L'évaluation de ce flux devrait donc être relativement précise (écart type fixé à 10% de la valeur moyenne annuelle mesurée).
- Dépôts secs : ces apports sous forme d'aérosols ou de gaz sont très difficiles à estimer dans les écosystèmes forestiers (Lindberg *et al.*, 1986 ; Davidson et Wu, 1990). L'absorption foliaire d'azote dans la plantation d'eucalyptus de Kondi rend particulièrement difficile l'évaluation des dépôts secs de cet élément. Les valeurs calculées sont néanmoins du même ordre que celles indiquées dans la bibliographie pour des forêts en Afrique intertropicale. Nous avons considéré un écart type d'évaluation de ce flux élevé, de 50% de la valeur annuelle moyenne calculée.
- Fertilisation : des analyses chimiques ont permis de vérifier la composition chimique de cet engrais qui est donc connue précisément (écart type fixé à 5% de l'apport théorique).
- Altération des minéraux du sol. L'approche utilisée a pour seule ambition de fournir un ordre de grandeur du flux de libération d'éléments nutritifs par altération des minéraux du sol. L'écart type fixé est fort en valeur relative pour K (100% de la valeur calculée avec le modèle Profile) mais la variabilité du flux est très faible en valeur absolue. Pour P, Ca et Mg nous considérerons que les flux d'altération et les écarts types sont nuls. En effet les concentrations de ces éléments dans les eaux capillaires n'augmentent pas en profondeur dans la savane malgré l'absence de prélèvement racinaire.
- Ruissellement superficiel. Les collecteurs utilisés ont une surface trop faible pour mesurer ce flux avec précision. Une valeur d'incertitude de 50% du flux annuel moyen mesuré a été prise en compte.

- Drainage profond en fin de rotation. L'ajustement satisfaisant des valeurs d'humidité du sol prédites par le modèle hydrique avec les valeurs mesurées par les sondes TDR suggère que les flux hydriques pris en compte diffèrent peu du flux réel. Les faibles différences de composition chimique des solutions du sol récoltées en profondeur par des bougies poreuses soumises à différentes dépressions suggèrent également que l'incertitude de détermination des pertes par drainage profond est relativement faible en fin de rotation. L'écart type a été fixé à 50% de la valeur moyenne annuelle calculée, ce qui représente une amplitude limitée en valeur absolue, compte tenu des faibles valeurs des flux.
- Drainage profond en début de rotation. Ce flux n'a pas été mesuré. Des valeurs ont été prises en compte au regard des flux mesurés en savane et en fin de rotation ainsi que des observations effectuées après le reboisement : dynamique de prospection racinaire, dynamique des besoins minéraux de la plantation, décomposition de la biomasse de savane, etc... L'écart type a été fixé à 50% du flux annuel, ce qui couvre une amplitude importante en valeur absolue.
- Exploitation des eucalyptus. Les exportations minérales lors de l'exploitation ont été calculées en appliquant des tarifs de minéralomasse à l'inventaire du peuplement. Les intervalles de confiance correspondant ($p = 0,95$) ont été calculés (Cailliez, 1980). Le mode d'exploitation classiquement adopté au Congo (écorçage du bois de pâte en parcelle et exportation des branches de diamètre > 2 cm pour la production de charbon) a été considéré. Pour chaque élément, des tarifs ont été établis à Kondi dans un peuplement de 7 ans du clone 1-41 ayant bénéficié de la fertilisation starter classique (NPK 13:13:21, 150 g plant⁻¹) et d'une fertilisation complémentaire au cours de la troisième année de croissance (NPK 13:13:21, 200 kg ha⁻¹). L'échantillonnage de 12 arbres a permis d'établir des tarifs du type :

$$M = a + b D^2,$$
 où M représente la minéralomasse totale exportée à l'exploitation, D le diamètre à 1,30 m des arbres, a et b les paramètres de chaque modèle.

4.2.2 Bilans quantitatifs pour la rotation de futaie

Les valeurs absolues des bilans entrées-sorties doivent être relativisées au regard des stocks d'éléments biodisponibles dans les sols et des flux dans l'écosystème (Ranger et Turpault, 1999). Il est également important de tenir compte des incertitudes de détermination des flux pour interpréter la signification agronomique de ces bilans.

4.2.2.1 Comparaison des bilans avec les stocks d'éléments biodisponibles dans les sols

Les bilans entrées-sorties cumulés pour les 7 années de la rotation de futaie représentent : -166 kg ha⁻¹ pour N, -11 kg ha⁻¹ pour P, 10 kg ha⁻¹ pour K, 5 kg ha⁻¹ pour Ca et -14 kg ha⁻¹ pour Mg (**Tableau 30**). Ces bilans sont donc très peu déséquilibrés pour P, K, Ca et Mg, si on les compare aux stocks biodisponibles dans le sol. En effet ces valeurs ne représentent qu'environ 4% des stocks de K et Mg échangeables dans le sol jusqu'à 6 mètres de profondeur et moins de 1% des quantités de P 'assimilable' et Ca échangeable.

Par contre, le bilan de N est très fortement négatif si on le compare au stock dans le sol susceptible d'intervenir dans la nutrition des eucalyptus. En effet, ce stock est essentiellement contenu dans les matières organiques originaires de la savane présentes dans l'horizon A₁ (0-50 cm) et représente environ 1500 kg ha⁻¹ de N lors du reboisement. Le déficit du bilan de N correspond donc à environ 10% de ce stock, ce qui est considérable. Une évolution défavorable qualitative s'ajoute à ce déficit quantitatif : les matières organiques de savane sont progressivement remplacées par des matières organiques d'eucalyptus (Trouvé, 1992 ; Bernhard-Reversat, 1996), plus pauvres en azote et dont la minéralisation sera plus lente. De plus, l'effet de fertilisation starter dû à la décomposition des feuilles et des racines de savane lors du reboisement n'existera plus au cours des rotations ultérieures.

Ces bilans suggèrent donc que la plantation d'eucalyptus croît au cours de la rotation de futaie en profitant d'un capital d'azote dans le sol hérité de la savane, qui se comporte donc comme une jachère. Ce capital est entamé dès la première rotation d'eucalyptus puisque le déficit du bilan entrées-sorties est supérieur à la minéralomasse d'azote dans la savane détruite lors du reboisement. Il est important de noter en outre que ces bilans n'intègrent pas les pertes par drainage au cours de la période entre l'exploitation et l'installation du système racinaire de la nouvelle rotation. Ce flux correspond généralement à une sortie significative d'éléments nutritifs dans les écosystèmes forestiers (Dyck et Cole, 1994).

4.2.2.2 Intervalles de confiance des bilans

Le principe de la démarche adoptée ici est de calculer par simulation des intervalles de confiance des bilans (i) à partir des écarts types fixés pour les différents flux annuels d'éléments minéraux et (ii) en se fixant une matrice de corrélation entre les flux, afin de tenir compte du fait qu'ils ne sont pas indépendants. Les corrélations ont été fixées arbitrairement, mais les valeurs sont néanmoins vraisemblables. La matrice utilisée est :

	D.h.	D.s.	Fert.	Alt.	Ruis.	Drain.	Expl.
D.h.	1	0,5	0	0	0	0	0
D.s.	0,5	1	0	0	0	0	0
Fert.	0	0	1	0	0,5	0,5	0,5
Alt.	0	0	0	1	0	0	0
Ruis.	0	0	0,5	0	1	0,8	-0,5
Drain.	0	0	0,5	0	0,8	1	-0,8
Expl.	0	0	0,5	0	-0,5	-0,8	1

avec D.h. représentant les dépôts humides, D.s. les dépôts secs, Fert. les fertilisations, Alt. l'altération des minéraux du sol, Ruis. le ruissellement superficiel, Drain. le drainage profond et Exp. les exportations à la récolte.

Une 'macro Excel' a ensuite été développée afin de simuler 1000 bilans entrées-sorties de N, P, K, Ca et Mg entre le reboisement et l'exploitation (à l'âge de 7 ans). Les flux annuels intervenant dans les bilans ont été simulés au cours de chaque année de croissance (de la

première à la septième année) à partir de leur écart type et des corrélations fixées. Tout en conservant la distribution de chaque flux (moyenne et variance inchangés), le programme tient compte des corrélations fixées entre les variables. Même si cette approche est critiquable en raison du caractère arbitraire de la détermination des écarts types de la plupart des flux et des corrélations entre flux, l'objectif est de calculer les écarts types des bilans dans des conditions relativement conservatoires d'incertitude de détermination des flux (**Tableau 30**).

L'écart type des bilans obtenu par simulation varie peu, que les flux soient considérés indépendants ou que la matrice de corrélation choisie soit prise en compte (**Figure 59**). Ces simulations indiquent en particulier la forte probabilité que les bilans entrées-sorties de N et Mg soient déficitaires et dans une moindre mesure le bilan de P. Le déséquilibre des bilans de P et Mg est cependant relativement faible par rapport aux stocks de ces éléments biodisponibles dans le sol. Les flux annuels influençant le plus la précision de détermination de ces bilans sont : les exportations à l'exploitation, les pertes par drainage profond en début de rotation et les apports atmosphériques.

Les tarifs de minéralomasse sont généralement moins précis que les tarifs de biomasse car la variabilité de concentration minérale dans les différents compartiments des arbres est cumulée à la variabilité de biomasse. Bien que nous ayons travaillé dans un peuplement monoclonal et que le nombre d'arbres échantillonnés ici soit du même ordre que dans la plupart des études du même type, les intervalles de confiance des minéralomasses prédites sont larges. L'ajustement des tarifs est pourtant acceptable (R^2 compris entre 0,83 et 0,96 selon les éléments). Il a été montré en outre qu'entre 12 et 30 arbres échantillonnés le gain de précision sur les intervalles de confiance est relativement limité (**Annexe 1**). L'importance de ce flux dans les bilans entrées-sorties montre qu'il est utile d'investir sur un échantillonnage intense, afin d'améliorer au maximum la précision de détermination des exportations. La validation de tarifs de minéralomasse établis à partir de 12 arbres du même clone échantillonnés à l'âge de 7 ans a néanmoins montré une qualité prédictive satisfaisante (Laclau, 1997). Les écarts entre les minéralomasses aériennes de N, P et Ca prévues par les tarifs pour 18 arbres n'ayant pas servi à leur élaboration et les valeurs mesurées dans les différents compartiments des arbres étaient inférieurs à 10% (sauf pour les branches mortes qui renferment des quantités très faibles d'éléments minéraux). Des écarts supérieurs ont été observés dans certains compartiments pour K et Mg mais les différences entre valeurs prédites et mesurées n'étaient en général pas significatives ($p < 0,05$).

Les pertes par drainage correspondent à un autre flux influençant fortement la précision des bilans. De nombreuses études ont montré la difficulté de détermination des pertes minérales par drainage dans les sols forestiers, en raison de l'existence de voies de drainage préférentiel, de l'impact du type de lysimètre sur la composition chimique des solutions récoltées, de la variabilité spatiale, etc... (Biggar et Nielsen, 1976 ; Manderscheid et Matzner, 1995 ; Beier, 1998). De fortes valeurs d'incertitude ont été prises en compte ici car ce flux n'a pas été mesuré pendant le début de la rotation, alors que les pertes par drainage sont élevées. Une erreur de 50% d'estimation de la perte d'azote par drainage profond au cours de la première année de croissance de la plantation conduirait en effet à des bilans entrées-sorties d'azote pour la rotation variant d'environ -130 kg ha^{-1} à -200 kg ha^{-1} .

Les apports atmosphériques représentent un flux important de N, K et Ca. Les dépôts secs sont en particulier estimés peu précisément à Kondi. En effet, l'absorption foliaire de NO_3^- et NH_4^+ rend difficile la quantification des dépôts de cet élément dans les houppiers sous forme de gaz et de particules. Compte tenu de l'importance des apports atmosphériques dans les bilans entrées-sorties de N, K et Ca, des études complémentaires plus précises devraient être menées. Un appui du laboratoire d'aérodologie de l'université de Toulouse, fortement impliqué dans l'étude des apports atmosphériques en Afrique, est envisagé.

La détermination de bilans entrées-sorties plus précis nécessite d'améliorer :

- La détermination des pertes minérales par drainage en début de rotation. Les mesures ont débuté au cours de l'année 2001, après plantation de la savane étudiée à Kondi avec le même clone d'eucalyptus. La précision de détermination de ce flux devrait donc pouvoir être bientôt améliorée.
- La détermination des exportations minérales avec la biomasse. La sensibilité des bilans à la précision de détermination de ce flux montre qu'il est important d'établir des tarifs de minéralomasse précis. Même si ces tarifs ont déjà été déterminés relativement précisément pour le clone 1-41, la prise en compte d'un nombre important d'individus pour l'établissement des tarifs sera nécessaire (15 à 20 si possible). Un échantillonnage rigoureux permettant de constituer des échantillons composites les plus représentatifs possible des différents compartiments des arbres, ainsi que des analyses chimiques précises sont indispensables pour limiter au maximum l'intervalle de confiance des tarifs de minéralomasse.
- La détermination des apports atmosphériques. En raison de la difficulté à estimer les dépôts secs dans les couverts forestiers, une amélioration de la détermination de ce flux nécessitera probablement l'appui d'un laboratoire spécialisé dans ce domaine.

4.2.3 Influence du mode d'exploitation sur les bilans entrées-sorties

Le mode d'exploitation a une influence majeure sur les bilans entrées-sorties d'éléments minéraux dans les plantations forestières (Nambiar, 1996 ; Marques *et al.*, 1997b ; Ranger et Turpault, 1999). Les bilans calculés ici correspondent à la sylviculture couramment appliquée dans les futaies d'eucalyptus plantées en savane au Congo. L'évaluation de la minéralomasse des différents compartiments des arbres permet de quantifier l'influence du mode d'exploitation sur les bilans entrées-sorties d'éléments minéraux dans l'écosystème.

L'exploitation des plantations d'eucalyptus pratiquée au Congo depuis l'origine du massif est coûteuse : les billons de bois sont écorcés manuellement jusqu'à la découpe de 7 cm et les branches de diamètre supérieur à 2 cm sont regroupées dans les parcelles. Les billons sont exportés en Europe pour la production de pâte à papier principalement et les branches sont vendues localement sous forme de bois énergie (Hamel et Laclau, 1996). La mécanisation des opérations d'abattage et d'écorçage des bois a été tentée à plusieurs reprises, mais son coût reste élevé dans les conditions du Congo.

Ce mode d'exploitation est régulièrement remis en question afin de réduire les coûts de production de l'entreprise qui gère les plantations. Dans ce contexte, il est important de quantifier l'impact des principaux modes d'exploitation envisageables sur les stocks d'éléments nutritifs dans les sols. L'influence de cinq scénarios d'exploitation sur les bilans entrées-sorties de N, P, K, Ca et Mg a été quantifiée :

- Scénario 1 : le bois de pâte est écorcé sur place. Seul le bois jusqu'à la découpe de 7 cm est exporté des parcelles.
- Scénario 2 : le bois de pâte n'est pas écorcé. Les billons de bois et l'écorce jusqu'à la découpe 7 cm sont exportés des parcelles.
- Scénario 3 : le bois de pâte est écorcé sur place et les grosses branches sont regroupées. Le bois écorcé jusqu'à la découpe 7 cm et les branches de diamètre > 2 cm sont exportés. Ce mode d'exploitation a été pratiqué jusqu'à présent au Congo.
- Scénario 4 : le tronc entier des arbres (bois et écorce) est débardé et les branches de diamètre supérieur à 2 cm sont commercialisées.
- Scénario 5 : les arbres entiers sont débardés (avec l'ensemble du houppier), pour un ébranchage et un écorçage mécanisés en bordure de parcelle.

Le mode d'exploitation a une influence considérable sur les bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs au cours de la rotation de futaie (**Figure 60**). L'amplitude des variations entre le mode d'exploitation le plus conservatoire (scénario 1) et le plus coûteux en éléments minéraux (scénario 5) représente environ 180 kg ha⁻¹ pour N, 25 kg ha⁻¹ pour P, 50 kg ha⁻¹ pour K et Ca, et 30 kg ha⁻¹ pour Mg. Dans le cas du bilan de N, le scénario 1 aboutirait à un déficit qui ne représenterait que 40% du déficit associé au scénario 5. L'écorçage du bois de pâte dans les parcelles permet de laisser à la surface du sol 31 kg ha⁻¹ de N, 9 kg ha⁻¹ de P, 21 kg ha⁻¹ de K, 28 kg ha⁻¹ de Ca et 16 kg ha⁻¹ de Mg. Ces valeurs représentent environ 10% de la quantité de N accumulée dans la partie aérienne des arbres lors de la récolte, 20% de celles de P et K, ainsi que 35% de celles de Ca et Mg. L'écorçage des bois en parcelle paraît donc indispensable dans ces plantations, compte tenu de l'extrême pauvreté chimique des sols et des faibles différences de coût par rapport à des interventions mécanisées hors parcelle. L'épandage d'engrais pour compenser ces pertes aurait un coût nettement supérieur. Le mode d'exploitation classiquement pratiqué au Congo (scénario 3) génère une perte supplémentaire de 50 kg ha⁻¹ de N, 8 kg ha⁻¹ de P, 20 kg ha⁻¹ de K, 9 kg ha⁻¹ de Ca et 7 kg ha⁻¹ de Mg par rapport au scénario le plus conservatoire où seul le bois de pâte est exporté. Il paraît néanmoins difficilement envisageable d'arrêter de commercialiser les résidus d'exploitation car la demande en bois énergie de la ville de Pointe-Noire est considérable. Une telle décision conduirait probablement à une production de charbon de bois dans les parcelles complètement incontrôlée et à une dégradation rapide du massif. Bien que cette commercialisation de bois énergie ait un coût dans les bilans globaux d'éléments nutritifs, les bénéfices générés par les ventes reviennent à l'entreprise qui gère les plantations.

Les modes d'exploitation conduisant à la sortie des parcelles du tronc non écorcé et du bois de feu (scénario 4) ou de l'arbre entier (scénario 5) sont à proscrire. Le débardage des arbres entiers entraînerait en effet une exportation de 130 kg ha⁻¹ d'azote supplémentaire par rapport à la méthode utilisée actuellement. Compte tenu du coût important des apports d'azote en fertilisation en début de rotation, la réduction au maximum des exportations de cet élément lors de l'exploitation est indispensable.

Le mode d'exploitation a également un impact important sur le bilan de carbone dans cet écosystème. Nous avons peu abordé ici cet élément car les flux de carbone sont étudiés plus précisément dans un autre peuplement du même clone au Congo, en combinant différentes méthodes : corrélations turbulentes, respiration du sol, suivis de croissance racinaire et aérienne, ... (Roupsard *et al.*, 2001). Les différents scénarios d'exploitation choisis ici ont une influence forte sur les stocks de carbone du sol. En effet, en considérant que la biomasse est constituée d'environ 50% de carbone, l'exportation de cet élément lors de la récolte varie de 46 Mg ha⁻¹ (scénario 5) à 60 Mg ha⁻¹ (scénario 1). Le mode d'exploitation pratiqué dans le massif industriel d'eucalyptus (scénario 3) permet de laisser la litière accumulée au cours de la rotation (environ 7 Mg ha⁻¹ de carbone à 7 ans) à la surface du sol, ainsi que les rémanents d'exploitation (environ 8 Mg ha⁻¹ de carbone). La matière organique du sol a un rôle important dans le maintien de la capacité des sols sableux de la région de Pointe-Noire à assurer une production soutenue et durable de bois d'eucalyptus. La kaolinite étant la seule argile bien représentée dans ces sols, la matière organique a un rôle particulièrement important dans le maintien de la structure du sol et de la capacité de rétention de l'eau et des éléments nutritifs. Elle a en outre un rôle essentiel de source d'éléments nutritifs et de support d'activité biologique. Une expérimentation incluse dans un réseau du CIFOR (Centre International de Recherche Forestière) a été implanté à cet effet à Kondi lors de l'exploitation d'une parcelle du clone 1-41. Cet essai permet de tester l'influence de différentes quantités de matières organiques laissées dans les parcelles à l'exploitation, sur la croissance des arbres replantés. Les résultats après deux années de suivi montrent le rôle déterminant du stock de matière organique laissé à la surface du sol lors de l'exploitation, sur la croissance de la plantation suivante (Nzila *et al.*, 2002).

4.3 CONSEQUENCES POUR LE PILOTAGE DE LA SYLVICULTURE DES PARCELLES INDUSTRIELLES

Le massif industriel d'eucalyptus au Congo est constitué de plus de 100 clones des hybrides naturels *E. PF1* et *E. HS2*. Même si la diversité des situations rend difficile une généralisation à l'ensemble du massif des résultats acquis à Kondi, nous situerons le système étudié par rapport aux systèmes de cultures en vigueur et nous vérifierons la cohérence des bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs avec les résultats acquis dans des essais de fertilisation. Les implications en termes d'orientation des expérimentations en sylviculture et d'études complémentaires en modélisation seront présentées.

4.3.1 Représentativité du peuplement étudié à Kondi

Les mesures effectuées dans le cadre de cette thèse ont porté sur le clone 1-41, qui représente environ 15% de la surface en production dans le massif. Seule la futaie plantée sur savane a été étudiée. Plusieurs rotations sont actuellement en production : des futaies après reboisement de la savane, des premières et deuxième rotations de taillis et des peuplements replantés après exploitation des eucalyptus et dévitalisation des souches (Cf. § 1.4).

Le peuplement étudié à Kondi présente une forte croissance par rapport aux autres parcelles du même clone en production dans le massif industriel (**Figure 61**). Les besoins minéraux annuels, les prélèvements au sol et l'immobilisation dans les arbres mesurés en fin de rotation à Kondi devraient donc représenter des valeurs proches du maximum pour ce clone dans le massif industriel. Les tests clonaux et les inventaires effectués dans les plantations industrielles montrent en outre qu'il s'agit de l'un des clones les plus productifs sélectionnés parmi les hybrides naturels. La variabilité inter clonale des concentrations en éléments minéraux dans les différents compartiments des arbres n'a pas été étudiée chez les hybrides naturels *E. PF1* et *E. HS2*. Les mesures de minéralomasse effectuées par Loumeto (1986) à partir de trois arbres d'un autre clone de l'hybride *E. PF1* suggèrent néanmoins que l'efficacité d'utilisation des éléments nutritifs pour la production du bois varie peu entre les deux clones de cet hybride (**Article 1**). L'incorporation d'éléments minéraux dans la biomasse quantifiée en fin de rotation à Kondi pourrait donc représenter des valeurs proches du maximum pour l'ensemble des peuplements de cet hybride naturel.

De fortes différences de concentration en éléments minéraux dans les différents compartiments des arbres ont par contre été mesurées dans un test clonal, entre le clone 1-41 et quatre clones de l'hybride artificiel *E. urophylla* x *E. grandis* (Safou-Matondo *et al.*, 2001). Cet hybride, développé par le programme d'amélioration génétique de l'UR2PI, devrait remplacer à moyen terme les hybrides naturels *E. PF1* et *E. HS2* dans le massif industriel du Congo. Les 4 clones étudiés chez cet hybride ont des efficacités d'utilisation des éléments minéraux pour la production de bois de tronc (= biomasse de bois de tronc : minéralomasse aérienne) supérieures à celle du clone 1-41, de 5% en moyenne pour N, 70% pour P, 6% pour K, 48% pour Ca et 14% pour Mg. Des études complémentaires seront donc nécessaires afin d'ajuster aux clones de cet hybride les dynamiques des flux d'éléments nutritifs dans l'écosystème mesurées pour le clone 1-41. Une généralisation des résultats à l'ensemble du

massif nécessitera également de situer les principaux flux d'éléments minéraux au cours des rotations de taillis et de replantations par rapport aux valeurs mesurées en futaie.

4.3.2 Cohérence des bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs avec les expérimentations en fertilisation

De nombreuses expérimentations en fertilisation ont été mises en place au Congo depuis plusieurs dizaines d'années (Safou-Matondo et Bouillet, 1997). L'évolution de la réponse des arbres à l'apport de N, P et K au cours des rotations successives est intéressante à comparer car la variabilité entre les essais est faible au niveau du matériel végétal (clones du même hybride), du milieu (propriétés des sols et climat) et de la sylviculture (préparation des terrains, densité de plantation et entretien de la végétation herbacée). Les résultats de tous ces essais sont cohérents et indiquent (Bouillet *et al.*, 2001c) :

- Une nécessité d'augmenter les doses d'azote à apporter en fertilisation au cours des rotations successives. Cette tendance apparaît très clairement en comparant les expérimentations en fertilisation mises en place à différents âges après le reboisement de la savane : lors de la plantation, en première et deuxième génération de taillis ainsi qu'en replantation après dévitalisation du taillis.
- Des effets principaux de l'apport de P et K généralement non significatifs ($p < 0,05$) lors de la plantation des eucalyptus en savane. La plus forte croissance est néanmoins obtenue lorsqu'une fertilisation N-P-K est appliquée, en raison d'interactions entre ces éléments. Le comportement des arbres vis à vis du phosphore semble différent lors de la replantation après exploitation et dévitalisation de peuplements de taillis. Un essai factoriel N-P-K 3^3 lors de la replantation d'une parcelle, après 18 ans de production d'eucalyptus, a révélé un effet significativement dépressif de l'apport de P sur la croissance des arbres ($p < 0,05$), alors qu'aucun effet significatif de l'apport de K n'était observé. Un autre essai factoriel N-P-K 3^3 installé dans un peuplement âgé de 1,5 ans replanté après deux rotations d'eucalyptus (16 ans après le reboisement de la savane) a confirmé l'absence d'influence de la fertilisation potassique sur la croissance des arbres. L'effet dépressif de l'apport de P identifié lors de la replantation n'a par contre plus été observé pour cette fertilisation en cours de rotation.

Les bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs établis pour la rotation de futaie d'eucalyptus apportent un éclairage nouveau aux résultats de ces expérimentations de terrain :

- Le déficit du bilan d'azote est cohérent avec les besoins croissants de fertilisation au cours des révolutions successives d'eucalyptus. L'importance du déficit suggère en outre que des apports d'azote en fin de rotation pourraient devenir nécessaires après plusieurs révolutions d'eucalyptus, alors que ce n'était pas le cas à la fin de la première rotation de futaie (Safou-Matondo et Bouillet, 1997).
- L'absence d'augmentation marquée de la réponse des arbres à la fertilisation en P et K au cours des rotations successives est cohérente avec les bilans entrées-sorties relativement équilibrés pour ces éléments.
 - L'effet dépressif d'un apport de P lors de la régénération d'eucalyptus dans des parcelles exploitées a déjà été observé en Australie (Adams et Attiwill, 1991). En présence d'une forte disponibilité de carbone (rémanents d'exploitation), l'apport de

P pourrait favoriser l'organisation microbienne et limiter ainsi la disponibilité de N pour les arbres. Des valeurs inférieures de minéralisation d'azote ont en effet été mesurées *in-situ* dans cette forêt d'eucalyptus australienne lorsqu'un apport de P était pratiqué. Au Congo, l'effet dépressif du P sur la croissance des arbres n'a été mis en évidence que dans un seul essai. Il serait intéressant de vérifier dans d'autres expérimentations de fertilisation en replantation si cette influence se confirme et si l'organisation d'azote dans la biomasse microbienne peut en être la cause (mesures de minéralisation *in situ* d'azote, de dynamique de la biomasse microbienne, d'azote organique microbien,...).

- L'absence de réponse des arbres à l'apport de K peut paraître surprenant compte tenu (i) des très faibles stocks de K échangeable dans les sols et (ii) de la forte efficacité d'utilisation de cet élément chez ce clone, par rapport aux valeurs mesurées dans les plantations d'eucalyptus dans d'autres pays (Morais *et al.*, 1990 ; Herbert, 1996 ; Negi et Sharma, 1996). Les transferts internes intenses de K mis en évidence dans les arbres du clone 1-41 ont probablement un rôle important dans la satisfaction des besoins (**Article 4**). De plus, des études physiologiques ont révélé qu'une substitution partielle de K par Na est possible dans le métabolisme de certains végétaux supérieurs, sans perturbation de la croissance (Marschner, 1995). Aucune référence n'a été trouvée sur ce sujet pour des forêts d'eucalyptus, mais il a été constaté au Brésil (Gava, *com. pers.*) et en Afrique du Sud (Du Toit, *com. pers.*) que la réponse des eucalyptus à l'apport de K est beaucoup plus marquée à l'intérieur du pays qu'à proximité de la mer. Alors que le prélèvement de Na par les arbres est souvent négligé dans les écosystèmes forestiers, l'accumulation de cet élément dans la biomasse des eucalyptus au Congo est du même ordre que celle de K et Ca (**Tableau 11**). Il serait intéressant d'aborder le rôle physiologiques du Na chez les eucalyptus, afin de déterminer si des apports atmosphériques élevés de cet élément sont susceptibles d'expliquer l'absence de réponse des arbres à l'apport de K.

4.3.3 Conséquences sylvicoles

Cette étude des cycles biogéochimiques permet de mieux appréhender la dynamique des besoins nutritifs et du carbone au cours de la croissance des plantations d'eucalyptus au Congo. Des orientations opérationnelles en matière de sylviculture des plantations peuvent être proposées.

4.3.3.1 Expérimentations de terrain en fertilisation.

En complément des résultats acquis dans des essais de fertilisation, cette étude contribue à orienter les futures expérimentations de terrain:

- **Apport d'azote et de potassium.** Les bilans entrées-sorties indiquent clairement que les apports de N devront augmenter au cours des rotations successives. Alors qu'une fertilisation N-P-K était classiquement pratiquée lors du reboisement de la savane, l'apport de N seul (sous forme 'ammonitrate') est recommandé lors des replantations après exploitation d'eucalyptus. En effet (i) aucun effet positif de l'apport de P et K n'a été

observé sur la croissance des arbres et (ii) le coût de l'apport d'ammonitrate est inférieur d'environ 20% à celui d'un engrais ternaire dans les conditions du Congo. Même si le bilan de K est légèrement positif au cours de la rotation de futaie (**Tableau 30**), ce bilan a été établi en considérant qu'une fertilisation N-P-K apportant 47 kg ha⁻¹ de K était pratiquée. Les pertes par drainage entre l'exploitation et l'installation du système racinaire de la plantation suivante n'ont en outre pas été prises en compte dans ce bilan. Le passage d'une fertilisation systématique N-P-K à une fertilisation de type ammonitrate rendra donc les bilans entrées-sorties de K fortement négatifs au cours des rotations de replantations. Même si l'apport de K n'a pas eu d'influence marquée sur la croissance des arbres dans les essais factoriels N-P-K 3³ mis en place jusqu'à présent, les très faibles disponibilités de cet élément dans le sol (stocks de K échangeable et flux d'altération des minéraux) suggèrent de poursuivre l'évaluation de l'apport de K dans des essais de fertilisation en replantation. Il est en particulier important de s'assurer que K ne devient pas un facteur limitant de la croissance des arbres si une carence minérale autre que N et P est levée (disponibilité en Ca ou Mg par exemple).

Des expérimentations prioritaires visant à raisonner l'apport d'azote ont été mises en place au cours des dernières années ou sont en cours d'installation (UR2PI, 2001):

- **Courbes de réponse en croissance des arbres à différents niveaux de fertilisation azotée**, pour différents stades de développement : à la plantation ainsi que 1 an et 2 ans après. Le comportement du clone 1-41 utilisé dans l'étude des cycles biogéochimiques est comparé à celui des nouveaux clones de l'hybride *E. urophylla* x *E. grandis* développés par le programme d'amélioration génétique de l'UR2PI.
 - **Essais de fractionnement**. L'étude des cycles biogéochimiques a révélé que les besoins de N restent élevés jusqu'à la fin de la rotation et que la minéralisation des matières organiques (hors horizon holorganique) produit près de 50% de l'azote prélevé par la plantation en fin de rotation de futaie. Après plusieurs rotations d'eucalyptus, la matière organique de savane dans le sol est progressivement remplacée par une matière organique d'eucalyptus qui présente un ratio C:N plus élevé (Trouvé, 1992). Il sera nécessaire de vérifier que ce processus n'entraîne pas une diminution de la minéralisation annuelle d'azote, limitant la croissance des plantations en fin de rotation. Les essais mis en place sont du type factoriel en blocs, avec 4 facteurs croisés correspondant à 4 dates d'apport d'ammonitrate, réparties entre la plantation et la troisième année de croissance.
 - **Interactions densité de plantation x fertilisation x fertilité du site**. Un essai de type split-plot a été implanté dans deux sites de fertilité très tranchée, en croisant 5 niveaux de densité de plantation avec 2 modalités de fertilisation azotée. Le comportement du clone 1-41 est comparé avec celui des nouveaux clones de l'hybride *E. urophylla* x *E. grandis*.
- **Apport de Ca et Mg**. Aucun impact de l'apport de Ca et Mg sur la croissance des arbres n'a été observé lors de la plantation d'eucalyptus en savane (Lee, 1996). Les bilans entrées-sorties sont relativement équilibrés pour ces éléments au cours de la rotation de futaie mais des pertes significatives par drainage profond ont lieu après l'exploitation (Nzila *et al.*, 2001b). Les stocks très limités de Ca et Mg échangeables dans les sols ainsi que l'efficacité forte d'utilisation de ces éléments au Congo (**Article 1**) suggèrent qu'ils pourraient devenir

des facteurs limitant la croissance des arbres après plusieurs rotations d'eucalyptus. Il serait donc intéressant de mettre en place des expérimentations de terrain afin de tester l'impact de ce type d'apport en replantation, après une vingtaine d'années de production d'eucalyptus. Un essai de ce type devrait être installé en priorité en cours de rotation car la décomposition des rémanents d'exploitation libère environ 55 kg ha⁻¹ de Ca et 35 kg ha⁻¹ de Mg au cours des 14 premiers mois après la coupe rase (Nzila *et al.*, 2001b). Les prélèvements au sol de ces éléments par les arbres sont d'environ 25 kg ha⁻¹ au cours de la première année de croissance mais ils restent soutenus jusqu'à la fin de la rotation (environ 40 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Ca et 30 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Mg). L'apport de calcium a en outre un impact positif sur la structure du sol, l'activité biologique et il favoriserait la fixation du carbone dans le sol.

- **Apport d'oligo-éléments.** Des expérimentations en conditions contrôlées pour une 'plante test' (riz) ont suggéré un carence possible en oligo-éléments sur les pentes (Bouillet *et al.*, 2000b). Il serait donc intéressant d'installer un essai avec les nouveaux clones d'eucalyptus, afin de vérifier si les exportations minérales après plusieurs rotations d'eucalyptus induisent (ou non) une carence en oligo-éléments chez les eucalyptus. Des apports atmosphériques de Mn et Fe ont été mesurés mais les concentrations des autres oligo-éléments dans les pluies étaient trop faibles pour être détectées.

4.3.3.2 Mode de plantation

Le travail du sol et la densité de plantation peuvent en particulier influencer notablement les bilans entrées-sorties.

- Un travail du sol minimal est généralement recommandé lors de la plantation afin de limiter les pertes minérales par érosion et dans certains cas limiter les voies de drainage préférentiel dans le sol (Beets *et al.*, 1994 ; Nambiar, 1996).
- Une densité de plantation forte assure une prospection racinaire rapide du sol et limite ainsi les pertes par drainage au cours de la croissance juvénile des plantations. La taille individuelle des arbres diminue néanmoins lorsque la densité de plantation augmente, ce qui peut accroître les coûts d'exploitation. Des expérimentations de terrain permettent de définir le meilleur compromis entre la biomasse totale produite et la taille des arbres pour les principaux clones plantés au Congo.

4.3.3.3 Impact du mode d'exploitation

Les exportations minérales ont été quantifiées pour différents scénarios d'exploitation. L'étude des cycles biogéochimique a souligné le rôle fondamental du recyclage des éléments nutritifs par les restitutions au sol de matière organique, pour la satisfaction des besoins nutritifs des plantations. L'impact considérable du mode de gestion des résidus d'exploitation sur la croissance des replantations d'eucalyptus a été démontré à Kondi par une expérimentation de terrain (Nzila *et al.*, 2001b). Les quantités d'éléments nutritifs et de carbone laissés à la surface du sol avec les rémanents d'exploitation sont relativement importantes par rapport aux stocks dans les horizons superficiels du sol. Dans les conditions

de Pointe-Noire, le maintien des stocks de matières organiques du sol au cours des rotations successives est donc particulièrement important.

Le mode d'exploitation pratiqué depuis la création du massif industriel au Congo paraît satisfaisant car il permet de limiter au maximum les exportations minérales (seul le bois de pâte écorcé et les grosses branches sont exportés). La conservation des grosses branches dans les parcelles paraît en effet difficilement envisageable dans ce massif, en raison de la très forte demande en bois énergie au niveau de la ville de Pointe-Noire. Les bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs confirment que le débardage d'arbres entiers ou même de troncs non écorcés est à proscrire dans ce massif compte tenu de la pauvreté des sols.

4.3.3.4 Impact des feux

Plusieurs milliers d'hectares de plantation d'eucalyptus subissent chaque année des feux courants, n'entraînant généralement pas de mortalité dans le peuplement. Ces incendies peuvent avoir pour origine le brûlis des savanes environnantes, lorsque les pare feux ont été mal préparés, ou parfois des actes de malveillance. L'impact négatif d'un brûlis des rémanents d'exploitation sur la croissance des arbres replantés a été démontré dans plusieurs expérimentations au Congo (Nzila *et al.*, 1998 ; Nzila *et al.*, 2001b). L'étude des cycles biogéochimiques souligne les risques majeurs de carence en azote dans ce système. Les pertes minérales dans la couche holorganique du sol lors de brûlis de différentes intensités sont en cours de quantification dans une replantation du même clone, mais de fortes pertes d'azote par volatilisation sont attendues. En effet le stock d'azote dans la litière au sol de la futaie étudiée à Kondi était d'environ 80 kg ha⁻¹ à l'âge de 6 ans. La surveillance du massif destinée à limiter au maximum les incendies accidentels dans les parcelles industrielles a donc un rôle important dans le maintien de la disponibilité en azote de ce système. Même dans le cas de feux courants n'affectant pas directement les arbres, les pertes d'azote par volatilisation devront être compensées par des apports en fertilisation.

4.3.3.5 Contrôle de la végétation adventice

Il a été montré dans des plantations de pins que la présence d'une végétation herbacée est susceptible d'induire un stress à la fois hydrique et minéral chez les arbres (Nambiar et Sands, 1993). Dans cette étude, la longueur de racines des herbacées dans l'horizon superficiel de sol (0-10 cm) était 50 à 100 fois supérieure à celle des pins. La présence de mycorhizes peut contribuer à la nutrition des arbres mais leur importance dans ce type de compétition n'est pas claire (Nambiar, 1990).

Dans le cas des plantations d'eucalyptus du Congo, un délai de 2 à 3 mois est nécessaire entre l'exploitation et la replantation du nouveau peuplement, afin d'assurer un séchage du bois jusqu'à une humidité d'environ 30% et permettre la commercialisation du bois énergie. Pour des raisons d'organisation des chantiers ou de trésorerie, la replantation a souvent eu lieu plus de 6 mois après l'exploitation au cours des dernières années. Afin de limiter les pertes d'éléments nutritifs par drainage au cours de cette période il est recommandé :

- de réduire au maximum ce délai,

- de conserver la végétation adventice dans les parcelles après exploitation. En termes de bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs, la végétation herbacée peut en effet assurer un stockage temporaire d'éléments minéraux et limiter ainsi les pertes par drainage lorsque le système racinaire de la plantation n'est pas encore installé. Le contrôle de la végétation herbacée est généralement pratiqué au Congo soit en bandes, sur la ligne de plantation uniquement, soit sur la totalité du terrain. Un contrôle de la végétation herbacée en bandes, pendant les premiers mois de croissance, peut représenter un bon compromis entre la concurrence avec les plants et la limitation des pertes minérales par drainage (Nambiar et Sands, 1993). Il faudra néanmoins supprimer par la suite les herbacées présentes dans les interlignes car elles entrent en compétition avec les arbres. De nombreuses expérimentations de terrain ont montré l'influence déterminante du contrôle de la végétation herbacée sur la croissance des arbres au Congo. Dans le cas de plantations de pins en Australie, une compétition forte pour l'accès à l'azote minéral produit dans le sol a été montrée lorsque seule la ligne de plantation était désherbée (Nambiar, 1990).

Le contrôle de la végétation adventice a été classiquement pratiqué par des passages de charrues à disques depuis l'origine des plantations. Des entretiens herbicides (au glyphosate) se sont généralisés depuis quelques années mais les passages de charrues à disques restent très fréquents dans les parcelles les plus enherbées. L'étude des cycles biogéochimiques a souligné l'importance du recyclage des éléments nutritifs par minéralisation des matières organiques pour la nutrition des plantations à partir de l'âge de 2 ans. L'évolution de la composition chimique des solutions au cours de leur transfert dans cet écosystème a en particulier révélé un prélèvement très rapide d'éléments nutritifs par un réseau dense de racines, dans la litière en cours de décomposition et dans la couche supérieure du sol (0-15 cm). Il a été de plus montré que la densité de racines fines chute en profondeur dans les peuplements âgés (Bouillet *et al.*, 2001b). Les passages de charrues à disques sont moins coûteux que les entretiens herbicides mais ils entraînent la destruction du système racinaire des arbres dans l'interligne, jusqu'à une profondeur de 10 à 20 cm. Les risques de pertes d'éléments nutritifs par drainage et de diminution de croissance conduisent donc à recommander d'éviter de ce type d'entretien dans des peuplements âgés de plus d'un an. Les opérations culturales combinant un contrôle des adventices par charrue à disque et une fertilisation minérale en saison des pluies, couramment pratiquées dans le passé, sont en particulier à proscrire.

4.4 ETUDES COMPLEMENTAIRES PROPOSEES

L'étude des cycles biogéochimiques dans une futaie d'eucalyptus âgée de 6 à 9 ans et une savane originelle a permis d'identifier les principales modifications des flux d'éléments minéraux induites par le reboisement. Les bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs restent néanmoins peu précis, en raison en particulier de l'absence de mesure des pertes par drainage profond en début de rotation. Ces résultats ouvrent de nouvelles perspectives de recherches visant à optimiser la sylviculture des plantations, dans une optique de gestion durables. Quelques axes prioritaires peuvent être proposés.

1. **Compléter l'étude des cycles biogéochimiques au cours de la rotation de futaie**, pour le clone 1-41. La futaie étudiée à Kondi a été exploitée en février 2001, selon la méthode classiquement utilisée au Congo. Cette parcelle a ensuite été replantée en mai 2001, en même temps que la savane étudiée pendant 3 ans. La quantification des principaux flux d'éléments minéraux pendant plusieurs années supplémentaires dans ce système permettra une caractérisation précise de la dynamique des cycles biogéochimiques, entre la savane, l'ensemble de la rotation de futaie du clone 1-41 et le début de la rotation suivante. L'installation de 3 répétitions de plaques lysimétriques avec tension faible (type 'Cole'), à 3 profondeurs dans chaque écosystème, devrait permettre en particulier de récolter les eaux gravitaires et de quantifier ainsi correctement les pertes par drainage. Une nouvelle approche méthodologique, intégrant des capteurs de particules et des modèles de déposition dans les houppiers, serait également souhaitable afin d'améliorer la détermination des dépôts atmosphériques secs. Ce flux représente en effet des apports non négligeables d'éléments nutritifs dans ces plantations.

Les pertes d'azote par dénitrification dans la plantation d'eucalyptus et la savane ont été considérées ici négligeables par rapport aux autres flux mesurés dans ces écosystèmes. Il serait néanmoins nécessaire de les quantifier (au moins en conditions potentielles) afin d'évaluer la validité de cette hypothèse. En raison de l'augmentation forte de la nitrification après le reboisement, il pourrait être nécessaire d'intégrer les pertes d'azote par dénitrification dans les bilans entrées-sorties établis dans les plantations d'eucalyptus.

Compte tenu des surfaces importantes de plantation subissant un incendie chaque année, il serait intéressant d'intégrer les pertes d'éléments minéraux liées à cet événement dans les bilans. Une expérimentation est en cours afin de quantifier les pertes de N, P, K, Ca et Mg pour deux intensités de brûlis : un feu courant pratiqué à 6 heures du matin et un feu intense à midi. L'impact de ces incendies sur la croissance du peuplement et l'incorporation minérale sera quantifié.

Les flux d'éléments minéraux liés au turnover des racines n'ont pas été pris en compte dans la plantation d'eucalyptus. Une thèse a débuté récemment afin de modéliser le développement architectural du système racinaire du clone 1-41 au cours de la rotation de futaie. La dynamique du turnover de racines fines sera également étudiée. Il serait intéressant d'évaluer parallèlement les besoins minéraux et les transferts internes liés à ce processus. Les principaux flux d'éléments minéraux au cours de la croissance des arbres seraient ainsi quantifiés de façon plus complète.

2. **Développer des modèles de simulations de bilans entrées-sorties.** Le développement de modèles déterministes aptes à prévoir les valeurs des flux d'éléments nutritifs intervenant dans les bilans pourrait permettre de généraliser à l'ensemble du massif les résultats acquis pour le clone 1-41 à Kondi. Ces modèles devraient être établis à partir de variables d'entrées simples, quantifiables pour chaque parcelle du massif industriel. L'objectif à terme pourrait être d'intégrer ces modèles dans un système expert de pilotage de la fertilisation au niveau du massif industriel, à partir des bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs. Une base de données et un Système d'Information Géographique sont en effet opérationnels et gèrent les informations de base concernant le parcellaire et l'historique de la sylviculture appliquée à chaque parcelle. Les apports par fertilisation, qui constituent un flux important dans les bilans entrées-sorties, sont en particulier connus précisément à l'échelle de la parcelle.

La modélisation des autres flux intervenant dans les bilans entrées-sorties nécessite d'appréhender :

- ***La variabilité de l'immobilisation minérale en fonction du système de culture propre à chaque parcelle.*** La précision des bilans est très sensible à la détermination de ce flux. Les clones, la production des peuplements, le nombre de rotations d'eucalyptus dans la parcelle et la sylviculture appliquée sont susceptibles d'influencer notablement l'immobilisation minérale dans la biomasse. Des modèles de croissance des principaux clones plantés dans le massif industriel sont en cours d'élaboration (Saint-André, *com. pers.*). Une première étude a également été menée dans un test clonal, afin de caractériser la variabilité inter clonale de l'immobilisation minérale, en comparant le clone 1-41 avec quatre clones de l'hybride *E. urophylla* x *E. grandis* (Safou-Matondo *et al.*, 2001). Le recueil d'informations concernant l'incorporation minérale dans des situations contrastées de production et de conduite sylvicole est nécessaire avant d'envisager de développer des modèles prévisionnels.
- ***La variabilité des pertes par ruissellement superficiel.*** Ce flux représente une perte minime d'éléments nutritifs dans la plantation étudiée à Kondi, car elle est située en zone plane. Des eucalyptus ont cependant été plantés dans des pentes atteignant 10%, et il existe des risques importants de pertes par ruissellement dans ces zones en début de saison des pluies, en raison de la forte hydrophobicité des sols. La topographie est bien caractérisée à l'échelle de la parcelle, à partir du Système d'Information Géographique. La mise en place d'un dispositif spécifique d'étude des pertes d'éléments nutritifs par ruissellement superficiel dans des situations de pentes contrastées pourrait permettre de modéliser ce flux en fonction de la pluviométrie et de la pente. Ces variables d'entrées peuvent être renseignées à l'échelle de la parcelle dans le massif industriel.
- ***La variabilité des apports atmosphériques.*** Une forte influence de la distance à la mer sur les apports atmosphériques de Na^+ et Cl^- a été montrée en Côte d'Ivoire (Delmas et Djouka, 1983) et au Cameroun (Modi *et al.*, 1995). Des différences notables entre les dépôts humides mesurés à Kondi et à Dimonika, situé à environ 80 km au Nord Est, ont en outre été observées. Il serait intéressant d'évaluer pendant quelques mois la variabilité des apports atmosphériques entre quelques

situations extrêmes dans le massif (proximité de la mer vs proximité de la chaîne de montagne du Mayombe).

- **La variabilité des pertes par drainage profond.** Il a été montré que ce flux représente une quantité faible d'éléments nutritifs en fin de rotation d'eucalyptus. Sa quantification précise dans deux situations contrastées de croissance juvénile des plantations à Kondi (après destruction de la savane avec des herbicides et après exploitation d'une futaie) devrait fournir de premiers éléments concernant son amplitude de variation en début de rotation. Le suivi de la décomposition des rémanents d'exploitation, de l'incorporation minérale dans les arbres et des caractéristiques physico-chimiques du sol est également en cours dans une expérimentation concernant plusieurs niveaux de matières organiques laissés à la surface du sol lors de l'exploitation (Nzila *et al.*, 2001b). Cette étude devrait fournir des informations complémentaires pour évaluer les pertes par drainage dans des situations contrastées.
- **Les pertes d'éléments nutritifs lors des feux accidentels.** Les incendies sont répertoriés à l'échelle de la parcelle dans la base de données, en fonction de leur intensité (3 niveaux sont distingués). L'expérimentation en cours visant à quantifier les transferts dans l'atmosphère d'éléments minéraux lors de brûlis de faible et forte intensités constitue une première approche pour l'évaluation de ce flux.

Les bilans entrées-sorties d'éléments minéraux n'ont pas une valeur absolue permettant de prévoir la production de la rotation forestière suivante. Ils doivent en particulier être relativisés en fonction des stocks d'éléments biodisponibles dans les sols (Ranger et Turpault, 1999). Une typologie de stations sera donc nécessaire dans le massif d'eucalyptus de Pointe-Noire, afin que les bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs puissent être interprétés au regard des caractéristiques des sols dans chaque situation. Des courbes de réponse agronomiques à l'apport d'éléments nutritifs, adaptées à chaque hybride et aux principales situations rencontrées dans le massif (rotation, type de station, etc...) sont un préalable indispensable pour raisonner la fertilisation.

3. **Modifications des systèmes de cultures.** Une réduction de la disponibilité en azote dans le sol au cours des rotations successives d'eucalyptus a été mise en évidence. Le déficit élevé du bilan entrées-sorties d'azote en plantation est dû en particulier à la suppression de la fixation symbiotique qui assure une entrée d'azote importante dans la savane. Cette évolution pourrait devenir une contrainte majeure pour la rentabilité du massif industriel de Pointe-Noire, en imposant un recours massif à des fertilisations azotées dont le coût de revient est important. D'autres alternatives doivent donc être recherchées afin de limiter au maximum les apports d'engrais minéraux. Trois essais de terrain concernant l'introduction d'espèce fixatrices d'azote en sous-étage dans les plantations d'eucalyptus ont été implantés en 2001. L'objectif dans un premier temps est d'identifier des espèces herbacées ou ligneuses susceptibles de croître sous eucalyptus dans les conditions locales. Ces espèces doivent pouvoir être conduites afin d'assurer une entrée d'azote significative dans le système, tout en limitant la concurrence avec les eucalyptus pour l'accès aux ressources (lumière, eau, éléments nutritifs). Différents scénarios de taille de formation

d'un sous-étage d'acacia sont en particulier en cours de test, afin de limiter sa transpiration en saison sèche et donc la concurrence hydrique vis à vis des eucalyptus. La mise au point d'itinéraires techniques associant un peuplement principal d'eucalyptus et une formation fixatrice d'azote devrait être recherchée. Des successions culturales permettant aux eucalyptus de bénéficier de l'effet précédent d'une espèce fixatrice d'azote pourraient également s'avérer intéressantes. Toutefois, il n'y a pas pour l'instant de débouché commercial pour les espèces ligneuses fixatrices d'azote au Congo.

5. CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Les objectifs de ce travail étaient principalement (i) d'étudier la dynamique du fonctionnement minéral d'une plantation d'eucalyptus sur savane au cours de la première rotation, (ii) de comparer pour les principaux compartiments (dont le sol) les bilans entrées-sorties d'éléments minéraux dans une plantation d'eucalyptus et une savane ainsi que (iii) de contribuer à évaluer l'impact de la plantation d'eucalyptus sur l'écosystème originel, au niveau de l'évolution de la fertilité minérale des sols, ainsi que de la quantité et de la qualité des eaux superficielles.

La comparaison des flux d'éléments minéraux dans une savane et une futaie d'eucalyptus a montré que les cycles biogéochimiques sont sensiblement modifiés par la plantation. En effet :

- L'enracinement profond des arbres leur permet d'accéder à des stocks d'éléments minéraux biodisponibles dans le sol supérieurs à ceux mobilisables par la savane.
- Le feuillage des arbres intercepte davantage d'aérosols et de gaz que celui de la savane et permet ainsi des apports atmosphériques d'éléments nutritifs plus importants.
- Un recyclage intense des éléments minéraux a été observé dans les deux systèmes, mais sous des formes différentes : alors que les restitutions au sol ont lieu essentiellement sous forme de récréation* et de cendres dans la savane, les chutes de litières représentent un processus majeur de recyclage de N, P, Ca et Mg dans la plantation. Des transferts internes importants de N, P et K au cours du vieillissement des tissus permettent aussi de limiter la dépendance des arbres vis à vis du sol pour la satisfaction de leurs besoins, au delà de l'âge de deux ans.
- La sylviculture modifie profondément le cycle biogéochimique de l'azote après la plantation. En effet ce cycle est largement ouvert sur l'extérieur dans la savane, en raison de pertes importantes par volatilisation au cours des brûlis annuels, globalement compensées sur le long terme par la fixation symbiotique d'une espèce légumineuse. La protection des peuplements contre les incendies et les entretiens effectués dans les parcelles pour contrôler la concurrence herbacée suppriment ces flux.
- Le flux d'eau drainé en profondeur est environ deux fois plus faible dans la plantation d'eucalyptus en fin de rotation à Kondi que dans la savane. Une recharge des nappes phréatiques a cependant eu lieu sous les eucalyptus au cours des 3 années de suivi puisque le drainage annuel moyen à 6 m de profondeur a été estimé à 330 mm an⁻¹ par le modèle hydrique.
- La production de fortes quantités de biomasse génère une immobilisation importante d'éléments minéraux dans le bois, qui seront exportés lors de l'exploitation. L'efficacité d'utilisation de K, Ca et Mg pour la production de bois est cependant très élevée pour le clone étudié. L'index d'efficacité calculé en fin de rotation (ratio 'Biomasse aérienne : minéralomasse aérienne') est supérieur d'environ 30% pour K aux plus fortes valeurs trouvées dans la littérature pour des plantations d'eucalyptus du même âge (**Article 1**). Pour Ca et Mg, cet index est du même ordre que les valeurs les plus élevées indiquées dans la littérature pour ce type de plantation.

* Récréation : éléments mis en solution à partir des tissus foliaires, lors de la traversée du feuillage par les précipitations.

Même si des changements importants de flux d'éléments minéraux s'opèrent dans cet écosystème après le reboisement, les eucalyptus se révèlent globalement bien adaptés. En effet des prélèvements très rapides d'éléments nutritifs dans les solutions du sol gravitaires permettent aux arbres de limiter considérablement les pertes par drainage profond lorsque le système racinaire est installé. La dégradation rapide des matières organiques suggère que la faune et les populations microbiennes du sol s'adaptent rapidement au changement de matériel végétal. Les bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs établis au cours de la rotation de futaie sont peu déséquilibrés pour P, K, Ca, Mg mais les pertes par drainage après l'exploitation n'ont pas été prises en compte. Un fort déficit du bilan de N indique par contre clairement que la plantation se développe au dépend du stock d'azote du sol hérité de la savane. Ce comportement 'de jachère' de l'écosystème originel montre que les apports d'azote dans ce système devront augmenter au cours des rotations successives pour maintenir la production de bois. Les résultats de ces bilans sont d'ailleurs cohérents avec les essais de fertilisation qui indiquent des besoins croissants d'apports azotés au cours des rotations successives d'eucalyptus. Pour K, Ca et Mg, les bilans entrées-sorties pourraient être négatifs si les pertes par drainage profond après l'exploitation sont prises en compte (mesures en cours). Des apports de ces éléments par fertilisation pourraient s'avérer nécessaires après plusieurs rotations d'eucalyptus.

Le massif d'eucalyptus de Pointe-Noire présente des caractéristiques particulièrement intéressantes pour mener des études concernant la nutrition des arbres et l'évolution des sols. En effet le système est simple (plantations monoclonales, sol pauvre relativement homogène, chronoséquences disponibles pour le clone 1-41 pendant 20 ans après la plantation de la savane,...) et la sylviculture intensive en courtes rotations conduit à de fortes exportations de biomasse. Des perspectives scientifiques ont été dégagées par cette thèse :

- L'étude des cycles biogéochimiques sur le site de Kondi mérite d'être poursuivie après plantation de la savane et exploitation de la futaie puis replantation. Ce travail a débuté en 2001. Il permettra d'améliorer la précision des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux et d'étudier, sur le même site, la dynamique des principaux flux d'éléments minéraux au sein de l'écosystème entre la savane, l'ensemble de la rotation de futaie et le début de la rotation suivante.
- Ces résultats devront être intégrés dans l'approche de modélisation menée par l'UR2PI et le CIRAD dans les plantations d'eucalyptus de Pointe-Noire. Le couplage de modèles écophysiologiques en cours de développement pour le même clone (1-41), de modèles de croissance et de modèles décrivant les cycles biogéochimiques dans cet écosystème est un objectif à moyen terme. Dans un premier temps, des modèles déterministes simples pourraient être intégrés dans le système d'information géographique utilisé pour gérer le massif, afin d'établir des bilans entrées-sorties d'éléments nutritifs à l'échelle de la parcelle.
- Le fort déficit du bilan entrée-sortie d'azote au cours de la rotation de futaie milite pour le développement de nouveaux systèmes de cultures. En particulier, un vaste champ de recherches concernant les plantations mélangées 'eucalyptus - espèces ligneuses fixatrices d'azote' pourrait être abordé. De premiers essais exploratoires ont été mis en place en ce sens en 2001. Les principales études dans ce domaine en milieu tropical ont été menées dans des sols volcaniques à Hawaï (Binkley *et al.*, 1992 ; Binkley *et al.*, 2000) mais peu d'informations existent dans des sols pauvres (Khanna, 1998 ; Parotta, 1999). Le même

type de question se pose en Afrique du Sud et au Brésil (Gonçalves et Du Toit, 2001) car la foresterie intensive à courtes rotations impose de forts apports azotés, qui représentent une part importante du coût de la sylviculture.

L'étude des cycles biogéochimiques s'intègre dans une démarche plus vaste visant à déterminer des systèmes permettant une production durable de bois d'eucalyptus dans cette zone. Les rôles attribués aux forêts sont très divers et n'ont pas la même importance selon les modes de gestion. Les plantations forestières gérées en courtes rotations présentent généralement une fonction principale de production de biomasse, qui génère de fortes contraintes sur la fertilité minérale des sols et nécessite des fertilisations adaptées (**Figure 62**). Dans le contexte des plantations d'eucalyptus à croissance rapide de Pointe-Noire, la gestion durable impose en premier lieu la prise en compte de deux rôles majeurs du massif : la production de bois et l'intégration socio-économiques des populations. Les contraintes liées à la rentabilité économique du massif sont très élevées dans ce système car (i) la productivité des peuplements est limitée par la pauvreté chimique des sols et (ii) les coûts de transport du bois vers les usines de pâte à papier (situées principalement en Europe) sont forts. Le rôle socio-économique de ces plantations est lui aussi très important localement, par le nombre d'emploi direct généré (entre 3000 et 5000), l'entrée de devises dans le pays, l'entretien d'un réseau routier dense desservant de nombreux villages et la fourniture de bois énergie. La demande en bois de feu et en charbon de bois de la population de Pointe-Noire est très élevée. La production de bois énergie à faible coût doit impérativement être assurée dans les plantations, afin d'éviter la dégradation du massif par les populations riveraines. Dans ce contexte, la prise en compte des fonctions écologiques et environnementales de ces plantations aura une importance moins déterminante sur leur durabilité. En effet le site ne présente pas des caractéristiques écologiques exceptionnelles car les plantations ont été réalisées dans des savanes incultes représentant de grandes surfaces dans la région et les forêts naturelles incluses dans le périmètre reboisé ont été conservées. Ce travail a de plus montré que le boisement n'entraîne pas de dégradation importante des ressources hydriques et des caractéristiques intrinsèques des sols. La fourniture de grandes quantités de bois énergie à partir des résidus d'exploitation de ce massif a en outre une incidence écologique positive car elle permet de réduire sensiblement la pression des populations sur les forêts naturelles autour de Pointe-Noire.

Une sylviculture à courtes rotations n'est pas le seul scénario de gestion durable envisageable. Une sylviculture à rotations plus longues (une vingtaine d'années) pourrait être menée afin de produire du bois d'œuvre. La conduite de certains peuplements d'eucalyptus en longues rotations dans le massif actuel permettrait de diversifier les produits et réduirait ainsi la dépendance de l'entreprise vis à vis du marché du bois de pâte à papier. Elle répondrait en outre à un besoin local et national en bois d'œuvre (déroulage, sciage) de moyenne qualité à prix réduit. Ce type de plantation présenterait des aspects positifs en termes de biodiversité. Un effet catalytique des peuplements d'eucalyptus, favorisant l'installation en sous-étage d'espèces de forêts naturelles, a été démontré dans cette zone (Loumeto et Huttel, 1997). Cette évolution est d'autant plus marquée que les plantations sont âgées et peu entretenues. Un système de culture de ce type poserait cependant des questions spécifiques de recherches concernant en particulier (i) l'identification de clones ou d'espèces favorables à la production de bois d'œuvre, et (ii) la détermination d'une sylviculture adaptée à ce type de production.

La mise au point d'itinéraires sylvicoles permettant une conduite optimale du sous étage dans ces plantations serait en particulier nécessaire. Plusieurs options seraient possibles (recru 'naturel' issu des forêts denses environnantes ou plantation de légumineuses ligneuses), mais ce sous étage devrait pouvoir être exploité afin de satisfaire les besoins en bois énergie de la ville de Pointe-Noire. Une sylviculture destinée à la production de bois d'œuvre imposerait des contraintes moins fortes sur la fertilité minérale des sols que la sylviculture intensive menée actuellement pour la production de biomasse, en raison d'une immobilisation annuelle plus faible dans le bois et de pertes par drainage après l'exploitation moins fréquentes.

LISTE DES ARTICLES

Article 1 - LACLAU, Jean-Paul, BOUILLET, Jean-Pierre, RANGER, Jacques, 2000. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of *Eucalyptus* in Congo. *Forest Ecology and Management*, 128, 181-196.

Article 2 - LACLAU, Jean-Paul, SAMA-POUMBA, Wildfrid, NZILA, Jean de Dieu, BOUILLET, Jean-Pierre, RANGER, Jacques, 2001. Biomass and nutrient dynamics in a littoral savanna subjected to annual fires in Congo. *Acta Oecologica*, in press.

Article 3 - LACLAU, Jean-Paul, ARNAUD, Michel, BOUILLET, Jean-Pierre, RANGER, Jacques, 2001. Spatial localization of *Eucalyptus* roots in a deep sandy soil in the Congo. Relationships with the ability of the stand to uptake water and nutrients. *Tree Physiology*, 21, 129-136.

Article 4 - LACLAU, Jean-Paul, BOUILLET, Jean-Pierre, RANGER, Jacques, JOFFRE, Richard, GOUMA, Raphaël, SAYA Aubin, 2001. Dynamics of nutrient translocation in stemwood across an age series of *Eucalyptus* hybrid. *Annals of Botany*, in press.

Article 5 - LACLAU, Jean-Paul, RANGER, Jacques, BOUILLET, Jean-Pierre, NZILA, Jean de Dieu, DELEPORTE, Philippe, 2001. Nutrient cycling in a clonal stand of Eucalyptus and an adjacent savanna ecosystem in Congo. 1. Chemical composition of rainfall, throughfall and stemflow solutions. *Forest Ecology and Management*, accepted.

Article 6 – LACLAU, Jean-Paul, RANGER, Jacques, NZILA, Jean de Dieu, BOUILLET, Jean-Pierre, DELEPORTE, Philippe, 2001. Nutrient cycling in a clonal stand of Eucalyptus and an adjacent savanna ecosystem in Congo. 2. Chemical composition of soil solutions. *Forest Ecology and Management*, submitted.

BIBLIOGRAPHIE (Hors articles)

A

- Abbadie L., 1984.** Evolution saisonnière du stock d'azote dans la strate herbacée d'une savane soumise au feu en Côte-d'Ivoire. *Acta Oecologica, Oecol. Plant.*, Vol. 5 (19), 4, 321-334.
- Abbadie L. et Lensi R., 1990.** Carbon and nitrogen mineralization and denitrification in a humid savanna of West Africa (Lamto, Côte d'Ivoire). *Acta Oecologica*, 11 (5), 717-728.
- Abbadie L., Mariotti A., Menaut J.C., 1992.** Independence of savanna grasses from soil organic matter for their nitrogen supply. *Ecology*, 73, 608-613.
- Abbadie L., Lepage M., Menaut J.-C., 1996.** Paradoxes d'une savane africaine. Comment des sols apparemment pauvres entretiennent une végétation abondante. *La Recherche*, 287, 36-38.
- Abbasi S.A. et Vinithan S., 1997.** Ecological impacts of eucalypts – Myths and realities. *Indian Forester*, August 1997, 710-739.
- Adams M.A. et Attiwill P.M., 1991.** Nutrient balance in forest of northern Tasmania. 1. Atmospheric inputs and within-stand cycles. *Forest Ecology and Management*, 44, 93-113.
- Adams M.A., 1996.** Distribution of eucalypts in Australian landscape : landforms, soils, fire and nutrition. In : *Nutrition of eucalypts*, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 61-76.
- Adams M.A. et Attiwill P.M., 1991.** Nutrient balances in forests of northern Tasmania. 2. Alteration of nutrient availability and soil chemistry as a result of logging, slash-burning and fertilizer application. *Forest Ecology and Management*, 44, 115-131.
- Aggangan R.T., O'Connell A.M., McGrath J.F., Dell B., 1999.** The effects of *Eucalyptus globulus* Labill. Leaf litter on C and N mineralization in soils from pasture and native forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 31, 1481-1487.
- Allen O.N. et Allen E.K., 1981.** The leguminosae. A source book of characteristics, uses, and nodulation. The University of Wisconsin Press, Madison, 272-273.
- Alveteg M., Warfvinge P., Sverdrup H., 1997.** Profile 4.0. User's guidance for the Apple Macintosh version, Draft version. Department of chemical engineering II, Chemical center, Sweden, 44 p.
- Andrade G.C., Da Silva H.D., Ferreira C.A., Bellote A.F.J., Moro L., 1995.** Contribución del agua de lluvia en la oferta de nutrientes minerales para *Eucalyptus grandis*. *Bosque*, 16 (1), 47-51.
- Attiwill P.M., 1979.** Nutrient cycling in a *Eucalyptus obliqua* (L'Hérit.) forest. III Growth, biomass, and net primary production. *Aust. J. Bot.*, 27, 439-458.
- Attiwill P.M., 1980.** Nutrient cycling in a *Eucalyptus obliqua* (L'Hérit.) forest. IV Nutrient uptake and nutrient return. *Aust. J. Bot.*, 28, 199-222.
- Attiwill P.M., Polglase P.J., Weston P.J., Adams M.A., 1996.** Nutrient cycling in forests of south-eastern Australia. In : *Nutrition of eucalypts*, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 191-227.
- Augusto L., Ranger J., Ponette Q., Rapp M., 2000.** Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. *Ann. For. Sci.*, 57, 313-324.

Aussenac G., 1975. Couverts forestiers et facteurs du climats : leurs interactions, conséquences écophysiologicals chez quelques résineux. Thèse de l'université de Nancy, 234 p.

Aussenac G., 1981. L'interception des précipitations par les peuplements forestiers. La Houille Blanche, 7/8, 531-536.

B

Bagnouls F. et Gausson H., 1957. Les climats biologiques et leur classification. Ann. Géogr., LXXVI, 355, 193-220.

Baker T.G. et Attiwill P.M., 1985. Above ground nutrient distribution and cycling in *Pinus radiata* D. Don and *Eucalyptus obliqua* L'Herit. forests in southeastern Australia. Forest Ecology and Management, 13, 41-52.

Bandzouzi J. et Schwartz D., 1997. Modes de prélèvement, variabilité spatiale des sols et optimisation de l'échantillonnage (échelle de l'are et de la parcelle) sous plantation d'eucalyptus (Pointe-Noire, Congo). L'échantillonnage : du prélèvement à l'analyse. Journées laboratoires, 25-27 octobre 1994, Eds. D. Rambaud, ORSTOM, 53-60.

Bargali, S.S., Singh R.P., Singh S.P., 1992. Structure and function of an age series of eucalypt plantations in central himalaya. II. Nutrient dynamics. Annals of Botany, 69, 413-421.

Barros N.F. et Novais R.F., 1996. Eucalypt nutrition and fertilizer regimes in Brazil. In : Nutrition of eucalypts, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 335-355.

Barthès B., 1995. Caractérisation morphologique et physico-chimique des sols sur colline de la parcelle d'eucalyptus 84-26 (Hinda, Congo). Orstom, Montpellier, France, 35 p.

Battaglia M. et Sands P., 1997. Modelling site productivity of *Eucalyptus globulus* in response to climatic and site factors. Aust. J. Plant. Physiol., 24, 831-850.

Beadle C.L., 1997. Dynamics of leaf and canopy development. In : Management of soil, nutrients and water in tropical plantations forests. Eds E.K.S. Nambiar et A.G. Brown, ACIAR Monograph N° 43, 169-212.

Beets P.N., Terry T.A., Manz J., 1994. Management systems for sustainable productivity. In : Impacts of forest harvesting on long-term site productivity, Eds. W.J. Dyck, D.W. Cole and N.B. Comerford, Chapman et Hall, London, 219-246.

Beier C., 1998. Water and element fluxes calculated in a sandy forest soil taking spatial variability into account. Forest Ecology and Management, 101, 269-280.

Bernhard-Reversat F., 1982. Measuring litter decomposition in a tropical forest ecosystem : comparison of some methods. Int. J. Ecol. Environ. Sci., 8, 63-71.

Bernhard-Reversat F., 1987. Les cycles des éléments minéraux dans un peuplement à *Acacia seyal* et leur modification en plantation d'*Eucalyptus* au Sénégal. Acta Oecologica, Oecol. Gener., Vol. 8, 1, 3-16.

Bernhard-Reversat F., 1993. Dynamics of litter and organic matter at the soil-litter interface in fast-growing tree plantations on sandy ferrallitic soils (Congo). Acta Oecologica, 14 (2), 179-195.

Bernhard-Reversat F., 1996. Nutrient cycling in tree plantations grown on a poor sandy savanna soil in Congo. Applied Soil Ecology, 4, 161-172.

Bernhard-Reversat F., 1999. The leaching of Eucalyptus hybrids and *Acacia auriculiformis* leaf litter : laboratory experiments on early decomposition and ecological implications in conglolose tree plantations. Applied Soil Ecology, 12, 251-261.

- Bertaux P, 2001.** Note technique fertilisation “urophylla x grandis”. Synthèse des résultats disponibles et éléments de décision. Note interne ECO sa, Pointe-Noire, 18 p.
- Biggar J.W. et Nielsen D.R., 1976.** Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil. *Water Resources Research*, 12 (1), 78-84.
- Bijay-Singh, Ryden J.C., Whitehead D.C., 1989.** Denitrification potential and actual rates of denitrification in soils under long-term grassland and arable cropping. *Soil Biol. Biochem.*, 21, 897-901.
- Binkley D., Dunkin K.A., DeBell D., Ryan M.G., 1992.** Production and nutrient cycling in mixed plantations of Eucalyptus and Albizia in Hawaii. *For. Sci.*, 38, 393-408.
- Binkley D., O’Connell A.M., Sankaran K.V., 1997.** Stand development and productivity. Management of soil, nutrients and water in tropical plantations forests. Eds E.K.S. Nambiar et A.G. Brown, ACIAR Monograph N° 43, 419-442.
- Binkley D., Giardina C., Bashkin M.A., 2000.** Soil phosphorus pools and supply under the influence of *Eucalyptus saligna* and nitrogen-fixing *Albizia falcataria*. *Forest Ecology and Management*, 128, 241-247.
- Bonneau M., Dambrine E., Nys C., Ranger J., 1991.** Apports acides et cycles des cations dans les pessières du Nord-Est. Intérêt de bilans saisonniers. *Sciences du sol*, Vol. 29, 2, 125-145.
- Bouillet J.P., Arnaud M., Laclau J.P., Thongo A., 2000a.** Changes with age in the spatial localization of roots of an *Eucalyptus* clone in the Congo. Impact on water uptake ability. Actes du congrès ‘managing forest soils for sustainable productivity’, Vila Real, Portugal, 18-22 septembre 2000, 57-58.
- Bouillet J.P., Safou-Matondo R., Nzila J.D., 2000b.** Site classification of commercial eucalypt plantation in the Congo. Use of layers depth and microelements deficiencies as productivity indices. Actes du congrès ‘managing forest soils for sustainable productivity’, Vila Real, Portugal, 18-22 septembre 2000, 133-134.
- Bouillet J.P., Nzila J.D., Laclau J.P., Ranger J., 2001a.** Slash management effects on tree growth and nutrient cycling in young Eucalyptus replanted sites in the Congo. Actes du workshop ‘Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests’, Pointe-Noire, Congo, 11-14 juillet 2001, 11 p.
- Bouillet J.P., Laclau J.P., Arnaud M., Thongo A., 2001b.** Changes with age in the spatial localization of roots of an *Eucalyptus* clone in the Congo. Impact on water uptake ability. *Forest Ecology and Management*, accepté.
- Bouillet J.P., Safou-Matondo R., Laclau J.P., Ranger J., 2001c.** Changes in N-P-K fertilisation over successive rotations in Eucalypt plantations in the Congo. Actes du congrès IUFRO ‘Developing the eucalypt of the future’, Valdivia, Chili, 11-15 septembre 2001, 10 p.
- Bourlière F. and Hadley M., 1983.** Present-day savannas: an overview. *Ecosystems of the world*. 13. Tropical savannas. Eds F. Bourlière, Elsevier, 1-17.
- Bouvet J.M., 1991.** Analyse des tests clonaux d’eucalyptus hybrides. Réflexions sur la méthodologie de sélection. Mémoire de DEA ‘Ressources génétiques et amélioration des plantes’, INA PG, 32-73.
- Bouvet J.M., 1995.** Evolution de la variabilité avec l’âge et corrélation juvénile-adulte dans des populations d’eucalyptus – 236p. Th : INA PG, Vol.1 : Paris : 1995.
- Bouvet J.M., 1999.** Les plantations d’eucalyptus. Evolutions récentes et perspectives. *Le Flamboyant*, 49, 4-14.

- Bourlière F. et Hadley M., 1983.** Present-day savannas : an overview. Eds Bourlière F., Ecosystems of the world 13, Tropical savannas, Elsevier, Amsterdam, 1-17.
- Bréda N. et Granier A., 1996.** Intra- and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of sessile oak stand (*quercus patraeae*). *Annal. Sci. For.*, 53, 521-536.
- Brown A.G., Nambiar E.K.S., Cossalter C., 1999.** Plantations in the tropics –their role, extent and nature. In : Management of soil, nutrient and water in tropical plantations forests. Eds E.K.S. Nambiar et A.G. Brown, ACIAR Monograph No 43, 1-19.

C

- Cachier H., Liousse C., Buat-Menard P., Gaudichet A., 1995.** Particulate content of savanna fire emissions. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 22, 123-148.
- Cailliez F., 1980.** Forest volume estimation and yield prediction. Vol. 1. Etude FAO : Forêts, 22/1, 98 p.
- Campinhos E., 1999.** Sustainable plantations of high-yield *Eucalyptus* trees for production of fiber : the Aracruz case. *New Forests*, 17, 129-143.
- Cannell M.G.R., 1989.** Physiological basis of wood production. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 4, 459-490.
- Carlyle J.C., 1993.** Organic carbon in forested sandy soils : properties, processes, and the impact of forest management. *New Zealand Journal of Forest Science*, 23 (3), 390-402.
- Casenave et Valentin, 1989.** Les états de surface de la zone sahélienne. Influence sur l'infiltration. Editions de l'ORSTOM, 229 p.
- César J., 1992.** La production biologique des savanes de Côte d'Ivoire et son utilisation par l'homme, CIRAD-Emvt, Paris, 671 p.
- Cohen Y., Adar E., Dody A., Schiller G., 1997.** Underground water use by *Eucalyptus* trees in an arid climate. *Trees*, 11, 356-362.
- Cole D.W. et Van Miegroet H., 1989.** Chronosequences : a technique to assess ecosystem dynamics. Research strategies for long-term site productivity. Proceedings IAE/BE A3 Workshop, Seattle, WA, August 1988. *FRI Bull.*, 152, 5-24.
- Cook G.D., 1994.** The fate of nutrients during fires in a tropical savanna. *Australian Journal of Ecology*, 19, 359-365.
- Cossalter C., Vigneron P., Brooker M.I.H., 1999.** *Eucalyptus* d'Australie. Habitats naturels et dynamique d'évolution. *Le Flamboyant*, 49, 15-20.
- Cortez N.R.D.S., 1996.** Compartimentos e ciclos de nutrientes em plantações de *Eucalyptus globulus* Labill. Ssp. *Globulus* e *Pinus pinaster* Aiton – 317p. Th : Agronomie : Lisboa.
- Crockford R.H., Richardson D.P., Sageman R., 1996.** Chemistry of rainfall, throughfall and stemflow in a eucalypt forest and a pine plantation in south-eastern Australia. 2. Throughfall. *Hydrological Processes*, 10, 13-24.
- Crockford R.H. et Richardson D.P., 1998a.** Litterfall, litter and associated chemistry in a dry sclerophyll eucalypt forest and a pine plantation in South-Eastern Australia : 1. Litterfall and litter. *Hydrol. Process.*, 12, 365-384.
- Crockford R.H. et Richardson D.P., 1998b.** Litterfall, litter and associated chemistry in a dry sclerophyll eucalypt forest and a pine plantation in South-Eastern Australia : 2. Nutrient recycling by litter, throughfall and stemflow. *Hydrol. Process.*, 12, 385-400.
- Cromer R.N., 1996.** Silviculture of *Eucalypt* plantations in Australia. In : Nutrition of eucalypts, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 259-273.

D

- Dadet P., 1969.** Notice explicative de la carte géologique de la république populaire du Congo (1/500 000) (de latitude 2°S à 5°S). Mémoire No. 70, BRGM, Orléans, 140 p.
- Dambrine E., Le Goaster S., Ranger J., 1991.** Croissance et nutrition minérale d'un peuplement d'épicéa sur sol pauvre. II Prélèvement racinaire et translocation d'éléments minéraux au cours de la croissance. *Acta Oecologica*, 12 (6), 791-808.
- Dambrine E., Vega J.A., Taboada T., Rodriguez L., Fernandez C., Macias F., Gras J.M., 2000.** Bilans d'éléments minéraux dans de petits bassins versants forestiers en Galice (NW Espagne). *Ann. For. Sci.*, 57, 23-38.
- Damman G., 2001.** Etude et modélisation du fonctionnement hydrique de plantations d'eucalyptus au Congo. DAA 'Physique des surfaces naturelles et génie hydrologique', ENSA Rennes, 45 p.
- David T.S., Ferreira M.I., David J.S., Pereira J.S., 1997.** Transpiration from a mature Eucalyptus globulus plantation in Portugal during a spring-summer period of progressively higher water deficit. *Oecologia*, 110, 153-159.
- Davidson C.I. et Wu Y.-L., 1990.** Dry deposition of particles and vapors. In: Lindberg, S.E., Page, A.L., Norton S.A. (Eds.), *Advances in Environmental Sciences, Acid Precipitation, Vol. 3: Sources, Depositions and Canopy interactions*. Springer Verlag, New-York, 104-216.
- Delmas R., 1982.** On the emission of carbon, nitrogen and sulfur in the atmosphere during bushfires in intertropical savannah zones. *Geophysical Research Letters*, 9, 761-764.
- Delmas R. et Djouka A., 1983.** Etude des apports atmosphériques de chlore aux sols en Basse Côte d'Ivoire. *Oléagineux*, 38 (7), 429-437.
- Delmas R. et Servant J., 1987.** Echanges biosphère-atmosphère d'azote et de soufre en zone intertropicale : transferts entre les écosystèmes forêt et savane en Afrique de l'ouest. *Atmospheric Research*, 21, 53-74.
- Delmas R., Lacaux J.P., Menaut J.C., Abbadie L., Le Roux X., Helas G., Lobert J., 1995.** Nitrogen compound emission from biomass burning in tropical African savanna FOS/DECAFE 1991 Experiment (Lamto, Ivory Coast). *Journal of Atmospheric Chemistry*, 22, 175-193.
- Delwaulle J.C., 1988.** Plantations clonales au Congo. Point des recherches sur le choix des clones dix ans après les premières plantations. Actes du congrès IUFRO 'Amélioration génétique des arbres tropicaux', Pattaya, Thaïlande, 4 p.
- Deprès A. et Normandin D., 1996.** Les services d'environnement fournis par la forêt : évaluation et régulation. *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 41, 61-91.
- DERF, 1994.** La gestion durable des forêts françaises. Ministère de l'agriculture et de la forêt. France, 76 p.
- DERF, 1995.** Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises. Ministère de l'agriculture et de la forêt. France, 49 p.
- De Vries W., Van Grinsven J.J.M., Van Breemen N., Leeters E.E.J.M., Jansen P.C., 1995.** Impacts of acid deposition on concentrations and fluxes of solutes in acid sandy soils in the Netherlands. *Geoderma*, 67, 17-43.
- De Vries W., Reinds G.J., Deelstra H.D., Klap J.M., Vel E.M., 1999.** Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical report 1999. EC, UN/ECE 1999, Brussels, Genova, 160 p.

- Doerr S.H., Shakesby R.A., Walsh R.P.D., 1998.** Spatial variability of soil hydrophobicity in fire-prone *Eucalyptus* and pine forests, Portugal. *Soil Science*, 163 (4), 313-324.
- Draaijers G.P.J. et Erisman J.W., 1995.** A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 2253-2258.
- Driscoll C.T., Likens G.E., Hedin L.O., Eaton J.S., Bormann F.H., 1989.** Changes in the chemistry of surface waters : 25-year results at the Hubbard Brook experimental forest, N.H. *Envir. Sci. & Tech.*, 23, 137-142.
- Duchaufour P., Bonneau M., 1959.** Une nouvelle méthode de dosage du phosphore assimilable dans les sols forestiers. *Bull. AFES*, 4, 193-198.
- Ducousso M. et Safou-Matondo R., 2000.** Principales caractéristiques des champignons ectomycorhiziens récoltés dans les plantations forestières industrielles de la région de Pointe-Noire, Congo. Rapport interne CIRAD-Forêt, 14 p.
- Duvigneaud P., 1985.** La synthèse écologique : populations, communautés, écosystèmes, biosphères, noosphères. Doin, Paris, 296 p.
- Dyck W.J. et Cole D.W., 1994.** Strategies for determining consequences of harvesting and associated practices on long-term productivity. Eds Dyck, Cole D.W. et Comerford N.B., Chapman et Hall, London, UK, 13-40.
- Dye P.J., 1996.** Climate, forest and streamflow relationships in South African afforested catchments. *Commonwealth Forestry Review*, 75 (1), 31-38.

E

- Eriksson H.M. et Rosen K., 1994.** Nutrient distribution in a Swedish tree species experiment. *Plant and Soil*, 164, 51-59.
- Eldridge K., Davidson J., Harwood C., Van Wyck G., 1993.** *Eucalypt domestication and breeding*. Clarendon Press, Oxford, 288 p.
- Ezzaim A., 1997.** Intérêt de la mesure de flux d'éléments issu de l'altération des minéraux des sols dans le calcul des bilans minéraux d'un écosystème forestier. Le cas des plantations de Douglas dans le Beaujolais (France) – 181p. Th : Sciences de la terre : Université Nancy 1.

F

- FAO, 1982.** Les Eucalyptus dans les reboisements. Collection FAO : Forêts, 11, 753 p.
- FAO, 1995.** Evaluation des ressources forestières 1990-Pays tropicaux. Etude F.A.O. Forêt 112, Rome, 103 p.
- FAO, 1997.** State of the World's Forests-1997. F.A.O., Rome, 200 p.
- FAO, 1998.** FAO, 1998. World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports, 84, 88 p.
- Fichter J., Dambrine E., Turpault M.P., Ranger J., 1998.** Base cation supply in spruce and beech ecosystems of the Strengbach catchment (Vosges Mountains, N-E France). *Water, Air, and Soil pollution*, 104, 125-148.
- Fons J., Sauras T., Romanyà J., Vallejo V.R., 1997.** Sampling strategies in forest soils. *Ann. Sci. For.*, 54, 493-499.
- Fournier A., 1991.** Phénologie, croissance et production végétales dans quelques savanes d'Afrique de l'Ouest. Variation selon un gradient climatique. Thèse de doctorat d'état, Université Paris VI, 312 p.

- Fredericksen T.S. et Zedaker S.M., 1995.** Fine root biomass, distribution, and production in young pine-hardwood stands. *New Forests*, 10, 99-110.
- Freydier R., 1997.** Chimie des précipitations en Afrique intertropicale : cations et anions majeurs, éléments traces et acides organiques – 198p. Th : Physico-chimie de l'atmosphère : Toulouse : 1997 ; 2897.

G

- Garcia-Montiel D.C. et Binkley D., 1998.** Effect of *Eucalyptus saligna* and *Albizia falcataria* on soil processes and nitrogen supply in Hawaii. *Oecologia*, 113, 547-556.
- Garten C.T., Bondietti E.A., Lomax R.D., 1988.** Contribution of foliar leaching and dry deposition to sulfate in net throughfall below deciduous trees. *Atmospheric Environment*, 22 (7), 1425-1432.
- Gérard J., 1994.** Contraintes de croissances, variations internes de densité et de module d'élasticité longitudinal, et déformation de sciage chez les eucalyptus de plantation – 160p. Th : Sciences du bois : Bordeaux I .
- Gonçalves J.L.M., Barros N.F., Nambiar E.K.S., Novais R.F., 1997.** Soil and stand management for short-rotation plantations. In : Management of soil, nutrients and water in tropical plantations forests. Eds E.K.S. Nambiar et A.G. Brown, ACIAR Monograph N° 43, 379-417.
- Gonçalves J.L.M. et Du Toit B., 2001.** Nitrogen fixing species in mixed plantations with Eucalyptus species. A proposal. In : Proceedings 4th workshop CIFOR network 'Site management and productivity in tropical plantation forests', 9-12 July 2001, Pointe-Noire, Congo.
- Gordon W.S. et Jackson R.B., 2000.** Nutrient concentrations in fine roots. *Ecology*, 81 (1), 275-280.
- Grace J.C. and Madgwick H.A.I., 1987.** Sampling procedures for estimating forest biomass in the Puruki watershed. *New Zealand Journal of Forestry Science* 17 (2/3), 272-282.
- Grandeau L., 1879.** Cours d'agriculture de l'école forestière. I- Nutrition de la plante. Imprimé Bergé-Levrault, Nancy, 624 p.
- Granier A., Bréda N., Biron P., Villette S., 1999.** A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological Modelling*, 116, 269-283.
- Grove T.S., Thomson B.D., Malajczuk N., 1996.** Nutritional physiology of eucalypts : uptake, distribution and utilization. In : Nutrition of eucalypts, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 77-108.

H

- Haines B.L., Waide J.B., Todd R.L., 1982.** Soil solution nutrient concentrations sampled with tension and zero-tension lysimeters : report of discrepancies. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46, 658-661.
- Hamel O. et Laclau J.P., 1996.** Création d'une filière bois-énergie à Pointe-Noire. Ou comment utiliser les résidus d'exploitation en provenance des plantations industrielles d'eucalyptus du Congo. *Bois et Forêts des Tropiques*, 250, 47-58.
- Hansen K., 1994.** Throughfall and canopy interactions in spruce forest. *Forskningsserien*, 8, Danish Forest and Landscape Research Institute, Lyngby, Denmark, p. 145.

- Harmand J.M., 1998.** Rôle des espèces ligneuses à croissance rapide dans le fonctionnement biogéochimique de la jachère. Effets sur la restauration de la fertilité des sols ferrugineux tropicaux. (Bassin de la Bénoué au Nord Cameroun) – 213p. Th : Biologie et écologie végétales tropicales : Paris 6, Vol.1 : Paris.
- Helmisaari H.S., 1992.** Nutrient retranslocation within the foliage of *Pinus sylvestris*. *Tree Physiology*, 10, 45-58.
- Hendrick R.L. et Pregitzer K.S., 1996.** Temporal and depth-related patterns of fine-root dynamics in northern hardwood forests. *Journal of Ecology*, 84, 167-176.
- Hendricks J.J., Nadelhoffer K.J., Aber J.D., 1993.** Assessing the role of fine roots in carbon and nutrient cycling. *Tree*, Vol. 8, No. 5, 174-178.
- Henry E., 1908.** Les sols forestiers. Editions Bergé-Levrault, Nancy, 429 p.
- Herbert M.A., 1996.** Fertilizers and eucalypt plantations in South Africa. In : Nutrition of eucalypts, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 303-325.
- Hermeline, 1985.** Essai écartement Marynen 81-29. Mensurations à 41 mois. Document interne CTFT-Congo, 19 p.
- Herrera R., Merida T., Stark N., Jordan C.F., 1978.** Direct phosphorus transfer from leaf litter to roots. *Naturwissenschaften*, 65, 208-209.

J

- Jamet R., 1967.** Etude pédologique d'une zone témoin dans la région de Loango. Orstom, Côte MC 143, centre de Brazzaville, 85 p.
- Jamet R., 1975.** Evolution des principales caractéristiques des sols des reboisements de Pointe-Noire. ORSTOM, Cote MC 189. Centre de Brazzaville, 35 p.
- Jamet R. et Rieffel J.M., 1976.** Carte pédologique du Congo au 1/200000. Orstom, Notice explicative, 65, 167 p.
- Jemison J.M. et Fox R.H., 1992.** Estimation of zero-tension pan lysimeter collection efficiency. *Soil Science*, 154, 2, 85-94.
- Johnson D.W. et Cole D.W., 1980.** Anion mobility in soils : relevance to nutrient transport from forest ecosystems. *Environment International*, Vol. 3, 79-80.
- Judd T.S., 1996.** Simulated nutrient losses due to timber harvesting in highly productive eucalypt forests and plantations. In : Nutrition of eucalypts, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 249-258.
- Judd T.S., Attiwill P.M., Adams M.A., 1996.** Nutrient concentrations in *Eucalyptus* : a synthesis in relation to differences between taxa, sites and components. In : Nutrition of eucalypts, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 123-153.
- Juste C., 1988.** Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments traces du sol. *Sciences du Sol*, 26 (2), 103-112.

K

- Keith H., 1997.** Nutrient cycling in eucalypt ecosystems. In *Eucalypt ecology, Individuals to ecosystems*. Edited by Williams J.E. et Woinarsky J.C.Z., Cambridge University Press, 197-226.
- Khanna P.K., 1998.** Nutrient cycling under mixed-species tree systems in southeast Asia. *Agroforestry Systems*, 38, 99-120.
- Kimmins J.P., 1994.** Identifying key processes affecting long-term site productivity. Eds Dyck, Cole D.W. et Comerford N.B., Chapman et Hall, London, UK, 119-150.

- Knight P.J. et Nicholas I.D., 1996.** Eucalypt nutrition : New Zealand experience. In : Nutrition of eucalypts, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 275-302.
- Koch A.S. et Matzner E., 1993.** Heterogeneity of soil and soil solution chemistry under Norway spruce (*Picea abies* Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) as influenced by distance from the stem basis. Plant and Soil, 151, 227-237.
- Kohnke H., Dreibelbis F.R., Davidson J.M., 1940.** A survey and discussion of lysimeters and a bibliography on their construction and performance. United States Department of Agriculture. Miscellaneous publication, 372, 12-30.
- Kriedemann P.E. et Cromer R.N., 1996.** The nutritional physiology of the eucalypts. In : Nutrition of eucalypts, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 109-121.

L

- Lacaux, J.P., Delmas, R., Kouadio, G., Cros, B., Andreae, M.O., 1992a.** Precipitation chemistry in the Mayombé forest of equatorial africa. Journal of Geophysical Research 97 (10), 6195-6206.
- Lacaux J.P., Loemba-Ndembi J., Lefeivre B., Cros B., Delmas R., 1992b.** Biogenic emissions and biomass burning influences on the chemistry of the fogwater and stratiform precipitations in the african equatorial forest. Atmospheric Environment, Vol. 26A, n° 4, 541-551.
- Laclau J.P., 1994.** Première approche de modélisation de la croissance en volume des clones d'eucalyptus à l'UAIC. Prévision des volumes récoltés à l'exploitation. Document interne CIRAD-Forêt, 21 p.
- Laclau J.P., 1997.** Dynamique d'incorporation des éléments minéraux majeurs (N, P, K, Ca, Mg) dans une plantation d'eucalyptus au Congo. Mémoire de DEA Biologie Diversité et Adaptation des Plantes Cultivées, INA PG, 25 p.
- Lamotte M. et Bourlière F., 1983.** Energy flow and nutrient cycling in tropical savannas. In : Ecosystems of the world - 13 - Tropical savannas, Eds Bourlière F., Elsevier Amsterdam, 583-603.
- Landman et Bonneau M., 1995.** Forest decline and atmospheric deposition effects in the french montains. Springer-Verlag, Berlin, 461 p.
- Lata J.C., Durand J., Lensi R., Abbadie L., 1999.** Stable coexistence of contrasted nitrification statuses in a wet tropical savanna ecosystem. Functional Ecology, 13, 762-768.
- Lata, J.C., Guillaume, K., Degrange, V., Abbadie, L., Lensi, R., 2000.** Relationships between root density of the African grass *Hyparrhenia diplandra* and nitrification at the decimetric scale : an inhibition/stimulation balance hypothesis. Proceedings of the Royal Society, B, 267, 595-600.
- Lee P, 1995.** Nutrition of *Eucalyptus* in the Kouilou region. Review of knowledge 1995. CDF, Division Nutrition, Pointe-Noire, 39 p.
- Lefeivre B., 1993.** Etude expérimentale et par modélisation des caractéristiques physiques et chimiques des précipitations collectées en forêt équatoriale africaine – 308p. Th : Physique et chimie de l'atmosphère : Toulouse : 1993, 1448
- Le Goaster S., Dambrine E., Ranger J., 1991.** Croissance et nutrition minérale d'un peuplement d'épicéa sur sol pauvre. I Evolution de la biomasse et dynamique d'incorporation d'éléments minéraux. Acta Oecologica, 12 (6), 771-789.

- Le Mer J. et Roger P., 2001.** N₂ fixation assessment in soil and litter samples from Congolese savanna and eucalypt plantations under various managements. In: Bernhard-Reversat, F., (Eds.), Effect of exotic tree plantations on plant diversity and biological soil fertility in Congo savanna: a reference to eucalypts, CIFOR Occasional Paper, Bogor, Indonésie, sous presse.
- Li R., Volenec J.J., Joern B.C., Cunningham S.M., 1996.** Seasonal changes in nonstructural carbohydrates, protein, and macronutrients in roots of alfalfa, red clover, sweetclover, and birdsfoot trefoil. *Crop Sci.*, 36, 617-623.
- Lima W.P., Scardua R.M., Masetto A.V., 1996.** The hydrology of a small catchment covered with 50-year-old eucalyptus plantation in the Itatinga forest experimental station, State of São Paulo. *Scientia Forestalis*, 50, 11-19.
- Lindberg, S.E., Lovett, G.M., 1985.** Field measurements of particle dry deposition rates to foliage and inert surfaces in a forest canopy. *Environ. Sci. Technol.*, 19 (3), 238-244.
- Lindberg, S.E., Lovett, G.M., Richter, D.D., Johnson, D.W., 1986.** Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest. *Science*, 231, 141-145.
- Louahlia S., Macduff J.H., Ourry A., Humphreys M., Boucaud J., 1999.** Nitrogen reserve status affects the dynamics of nitrogen remobilization and mineral nitrogen uptake during recovery of contrasting cultivars of *Lolium perenne* from defoliation. *New Phytol.*, 142, 451-462.
- Loubana P.M. et Reversat G., 2001.** Invertebrate soil microfauna : nematodes. In: Bernhard-Reversat, F., (Eds.), Effect of exotic tree plantations on plant diversity and biological soil fertility in Congo savanna: a reference to eucalypts, CIFOR Occasional Paper, Bogor, Indonésie, sous presse.
- Loubelo E., 1990.** Etude comparative de quelques éléments du fonctionnement de deux peuplements d'eucalyptus au Congo – 150p. Th : Sciences biologiques : Rennes 1, Vol.1 ; N° 485.
- Loumeto J.J., 1986.** Contribution à l'étude de la distribution minérale dans les eucalyptus du Congo – 134p. Th : Ecologie : Rennes 1, Vol.1 : 1986 ; N° 962.
- Loumeto J.J. et Bernhard-Reversat F., 1997.** La biodiversité dans les plantations d'arbres à croissance rapide au Congo. *Bois et Forêts des Tropiques*, 253 (3), 57-61.
- Loumeto J.J. et Huttel C., 1997.** Understorey vegetation in fast-growing tree plantations on savanna soils in Congo. *Forest Ecology and Management*, 99, 65-81.
- Loumeto J.J. et Laclau J.P., 1999.** Organic matter and nutrients in seasonal and annual litterfall. IRD/UR2PI/CIFOR Agreement Report I Scientific part, IRD, Bondy, France, 7 p.
- Loumeto J.J. et Bernhard-Reversat F., 2001.** Soil organic matter. In: Bernhard-Reversat, F., (Eds.), Effect of exotic tree plantations on plant diversity and biological soil fertility in Congo savanna: a reference to eucalypts, CIFOR Occasional Paper, Bogor, Indonésie, sous presse.
- Lovett G.M. et Lindberg S.E., 1993.** Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests. *Can. J. For. Res.*, 23, 1603-1616.

M

- Mabounou F.M., 2000.** Accroissement saisonnier des principaux compartiments des arbres d'un peuplement adulte d'*Eucalyptus PFI*. Mémoire IDR, Brazzaville, 52 p.
- Magid J. et Christensen N., 1993.** Soil solution sampled with and without tension in arable and heathland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 1463-1469.

- Maini J.S. et Ullsten O., 1993.** Conservation and sustainable development of forests globally : issues and opportunities. In : World forests for the future. Their use and conservation. Eds Ramakrishna K. et Woodwell G., Yate University Press, 111-119.
- Mäkelä A., Landsberg J., Ek A.R., Burk T.E., Ter-Mikaelian M., Ågren G.I., Oliver C.D., Puttonen P., 2000.** Process-based models for forest ecosystem management : current state of the art and challenges for practical implementation. *Tree Physiology*, 20, 289-298.
- Malvos C. et Ranger J., 1983.** Mission d'appui à l'unité d'Afforestation Industrielle du Congo. Note interne CTFT. Nogent sur Marne, p. 85.
- Manderscheid B. et Matzner E., 1995.** Spatial heterogeneity of soil solution chemistry in a mature norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 1185-1190.
- Maraux F., 1994.** Modélisation mécaniste et fonctionnelle du bilan hydrique des cultures. Le cas des sols volcaniques du Nicaragua. – 268p. Th : Biologie et écologie végétales tropicales : INA PG.
- Marschner H., 1995.** Mineral nutrition of higher plants, Second Edition, Academic Press, London, UK, 889 p.
- Marques R., 1996.** Dynamique du fonctionnement minéral d'une plantation de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) dans les Monts du Beaujolais (France). – 240p. Th : Sciences forestières : ENGREF : Nancy.
- Marques R., Ranger J., Gelhaye D., Pollier B., Ponette Q., Goedert O., 1996.** Comparison of chemical composition of soil solutions collected by zero-tension plate lysimeters with those from ceramic-cup lysimeters in a forest soil. *European Journal of Soil Science*, 47 (3), 407-417.
- Marques R. et Ranger J., 1997a.** Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France). 1- Qualitative approach. *Forest Ecology and Management*, 91, 255-277.
- Marques R., Ranger J., Villette S., Granier A., 1997b.** Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France). 2-Quantitative approach. *Forest Ecology and Management*, 92, 167-197.
- Mboukou-Kimbatsa I.M.C., Bernhard-Reversat F., Loumeto J.J., 1998.** Change in soil macrofauna and vegetation when fast-growing trees are planted on savanna soils. *Forest Ecology and Management*, 110, 1-12.
- McLaughlin M.J., 1996.** Phosphorus in australian forest soils. In : Nutrition of eucalypts, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 1-30.
- McLaughlin S.B. et Wimmer R., 1999.** Transley review No. 104. Calcium physiology and terrestrial ecosystem processes. *New Phytol.*, 142, 373-417.
- Mead D.J. et Preston C.M., 1994.** Distribution and retranslocation of ¹⁵N in lodegepole pine stand. 2. The patterns of transfer and the effects of nitrogen availability. *Forestry*, 59, 1-16.
- Menaut J.C., 1983.** The vegetation of african savannas. *Ecosystems of the world*. 13. Tropical savannas. Eds F. Bourlière, Elsevier, 109-149.
- Millard P. et Proe M.F., 1992.** Storage and internal cycling of nitrogen in relation to seasonal growth of Sitka spruce. *Tree Physiology*, 10, 33-43.
- Miller H.G., Cooper J.M., Miller J.D., Pauline O.J.L., 1979.** Nutrient cycles in pine and their adaptation to poor soils. *Canadian Journal of Forest Research*, 9, 19-26.

- Miller H.G., 1981.** Nutrient cycles in forest plantations, their change with age and the consequence for fertilizer practice. In : Proceedings of the ' Australian Forest Nutrition Workshop ' : Productivity in Perpetuity, Camberra, Australia, 10-14 Août 1981, 187-199.
- Miller H.G., 1984.** Deposition-plant-soil interactions. Phil. Trans. R. Soc. Lond., B 305, 339-352.
- Miller H.G., 1995.** The influence of stand development on nutrient demand, growth and allocation. Plant and soil, 168-169, 225-232.
- Misra R., 1983.** Indian savannas. In : Ecosystems of the world - 13 - Tropical savannas, Eds Bourlière F., Elsevier Amsterdam, 151-166.
- Modi A.I., Lacaux J.P., Labroue L., Baudet J.R.G., 1995.** Chimie des aérosols et des pluies dans la savane semi-aride du Niger pendant la saison humide 1989. Sécheresse, 6, 331-335.
- Morais E.J., Barros N.F., Novais R.F., Brandi R.M., 1990.** Biomassa e eficiência nutricional de espécies de eucalipto em duas regioes bioclimaticas de Minas Gerais. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 14, 353-362.
- Mouvondy W., 2000.** Comparaison de l'évapotranspiration réelle d'une savane et d'une plantation d'eucalyptus obtenue par la méthode de l'équation de Penman-Monteith, de l'équation du bilan hydrique et par la méthode du rapport de Bowen (bassin du Kouilou, Congo). Mémoire de fin d'étude IDR, Brazzaville, 54 p.

N

- Nambiar E.K.S. et Fife D.N., 1987.** Growth and nutrient translocation in needles of radiata pine in relation to nitrogen supply. Annals of Botany, 60, 147-156.
- Nambiar E.K.S., 1990.** Interplay between nutrients, water, root growth and productivity in young plantations. Forest Ecology and Management, 30, 213-232.
- Nambiar E.K.S. et Sands R., 1993.** Competition for water and nutrients in forests. Can. J. For. Res., 23, 1955-1968.
- Nambiar E.K.S., 1996.** Sustained productivity of forests is a continuing challenge to soil science. Soil Sci. Soc. Am. J., 60, 1629-1642.
- Nambiar E.K.S. et Brown A.G., 1997.** Towards sustained productivity fo tropical plantations : sciences and practices. In : Nambiar E.K. Sadanandan, Brown Alan G. (Eds.), Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests. ACIAR Monograph No 43, Canberra, Australia, 527-557.
- Nambiar E.K.S., Tiarks A., Cossalter C., Ranger J., 2000.** Site management and productivity in tropical plantation forests : a progress report. CIFOR, Bogor, Indonesia, 112 p.
- Neary D.G. et Hornbeck J.W., 1994.** Impacts of harvesting and associated practices on off-site environmental quality. Eds Dyck, Cole D.W. et Comerford N.B., Chapman et Hall, London, UK, 81-118.
- Negi J.D.S. et Sharma S.C., 1996.** Mineral nutrition and resource conservation in Eucalyptus plantations and other forest covers in India. In : Attiwill Peter M., Adams Mark A. (Eds.), Nutrition of eucalypts. CSIRO, Australia, 399-416.
- Neiryneck J., Maddelein D., Keersmaecker L., Lust N., Muys, B., 1998.** Biomass and nutrient cycling of a highly productive Corsican pine stand on former heathland in northern Belgium. Ann. Sci. For., 55, 389-405.

- Nizinski J. et Saugier B., 1989.** A model of transpiration and soil-water balance for a mature oak forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 47, 1-17.
- Nizinski J., Morand D., Fournier C., 1994.** Actual evapotranspiration of a thorn scrub with *Acacia tortilis* and *Balanites aegyptiaca* (North Senegal). *Agricultural and Forest Meteorology*, 72, 93-111.
- Nouvellon Y., Rambal S., Lo Seen D., Moran M.S., Lhomme J.P., Bégué A., Chehbouni A.G., Kerr Y., 2000.** Modelling of daily fluxes of water and carbon from shortgrass steppes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 100, 137-153.
- Nzila J.D., 1996.** Caractérisation des sols du Congo et problèmes d'aménagement des sols. Fascicule de cours, ENS, Brazzaville, 70 p.
- Nzila J.D., Bouillet J.P., Hamel O., 1998.** Effects of litter and soil preparation on the fertility of sandy soils under *Eucalyptus* replantation in the Congo. Actes du '16^{ème} Congrès Mondial de Sciences du Sol', Montpellier, France, 20-26/08/1998, 8 p.
- Nzila J.D., Bouillet J.P., Laclau J.P., Ranger J., 2000.** Slash management effects on tree growth and nutrient cycling in young *Eucalyptus* replanted sites in the Congo. Actes du congrès 'managing forest soils for sustainable productivity', Vila Real, Portugal, 18-22 septembre 2000, 133-134.
- Nzila J.D., 2001.** Caractérisation minéralogique des sols ferrallitiques sableux sous plantation d'*Eucalyptus* et sous savane naturelle de la région de Pointe-Noire (Congo). Rapport interne UR2PI, 51 p.
- Nzila J.D., Bouillet J.P., Laclau J.P., Ranger J., 2001a.** Changes in nitrogen mineralization over successive rotations in clonal *Eucalyptus* plantations in Congo. Actes du congrès 'Developing the eucalypt of the future', Valdivia, Chili, 11-15 septembre 2001, 10 p.
- Nzila J.D., Bouillet J.P., Laclau J.P., Ranger J., 2001b.** The effect of slash management on nutrient cycling and tree growth in *Eucalypt* plantations in the Congo. *Forest Ecology and Management*, accepté.

O

- O'Connell A.M. et Grove T.S., 1996.** Biomass production, nutrient uptake and nutrient cycling in the Jarrah (*Eucalyptus marginata*) and Karri (*Eucalyptus diversicolor*) forests of South-Western Australia. In : Nutrition of eucalypts, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 155-189.
- OIBT, 1993.** Directives de l'OIBT pour la création et l'aménagement durable des forêts artificielles tropicales. Série OIBT : politiques forestières n° 4, 41 p.
- Orange, D., Gac, J.Y., Probst, J.L., Tanre, D., 1990.** Mesure du dépôt au sol de particules désertiques. Une méthode simple de prélèvement : le capteur 'pyramidal'. C. R. Acad. Sci. Paris, t. 311, Série II, 167-172.
- Ourry A., Bigot J., Boucaud J., 1989.** Protein mobilization from stubble and roots, and proteolytic activities during post-clipping re-growth of perennial ryegrass. *J. Plant Physiol.*, 134, 298-303.

P

- Page G., 1968.** Some effects of conifer crops on soil properties. *Common. For. Rev.*, 47, 52-62.
- Pandey, 1997.** Hardwood plantations in the tropics and subtropics. Tropical forest plantations area 1995. Rapport interne FAO, Rome, 76 p.

- Parker, G.G., 1983.** Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. *Adv. Ecol. Res.*, 13, 57-120.
- Parresol B.R., 1999.** Assessing tree and stand biomass : a review with exemples and critical comparisons. *Forest Science*, 45 (4), 573-593.
- Parrotta J.A., 1999.** Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena Leucocephala* in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 124, 45-77.
- Pereira A.P., Graça M.A.S., Molles M., 1998.** Leaf litter decomposition in relation to litter physico-chemical properties, fungal biomass, arthropod colonization, and geographical origin of plant species. *Pedobiologia*, 42, 316-327.
- Polglase P.J. et Attiwill P.M., 1992.** Nitrogen and phosphorus cycling in relation to stand age of *Eucalyptus regnans* F. Muell. I return from plant to soil in litterfall. *Plant and soil*, 142, 157-166.
- Ponette Q., Ulrich E., Brethes A., Bonneau M., Lanier M., 1997.** Chimie des sols dans les 102 peuplements du réseau. Campagnes de mesures 1993/95. Office National des Forêts, 427 p.
- Poore M.E.D. et Fries C., 1986.** Les effets écologiques des eucalyptus. Etude FAO Forêts N° 59, 118 p.
- Powers R.F. et Morrison I.K., 1996.** Soil and sustainable forest productivity : a preamble. *Soil Science Society of America Journal*, 60, 6, 1613.
- Prinsloo F.W. et Scott D.F., 1999.** Streamflow responses to clearing of alien invasive trees from riparian zones of three sites in the Western Cape Province. *Southern African Forestry Journal*, N° 185, 1-7.
- Proe M.F., Rauscher H.M., Yarie J., 1994.** Computer simulation models and expert systems for predicting productivity decline. Eds Dyck, Cole D.W. et Comerford N.B., Chapman et Hall, London, UK, 151-186.

R

- Radulovich R. et Sollins P., 1987.** Improved performance of zero-tension lysimeters. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51, 1386-1388.
- Raison R.J., Khanna P.K., Woods P.V., 1985.** Mechanisms of element transfer to the atmosphere during vegetation fires. *Can. J. For. Res.*, 15, 132-140.
- Ranger J. et Bonneau M., 1984.** Effets prévisibles de l'intensification de la production et des récoltes sur la fertilité des sols de forêts. *Le cycle biologique en forêt*. R.F.F., Vol. XXXVIII, 2, 93-111.
- Ranger J., Barneoud C., Nys C., 1988.** Production ligneuse et rétention d'éléments nutritifs par des taillis à courte rotation de peuplier 'Rochester' : effet de la densité d'ensouchement. *Acta Oecologica, Oecol. Plant.*, 1988, Vol. 9, 3, 245-269.
- Ranger J., Cuirin G., Bouchon J., Colin-Belgrand M., Gelhaye D., Mohamed A.D., 1992.** Biomasse et minéralomasse d'une plantation d'Épicéa commun (*Picea abies* Karst.) de forte production dans les Vosges (France). *Annales des sciences forestières*, 49, 651-668.
- Ranger, J., Discours, D., Ahamed, M.D., Moares, C., Dambrine, E., Merlet, D., Rouiller, J., 1993.** Comparaison des eaux liées et des eaux libres des sols de 3 peuplements d'épicéa (*Picea abies* Karst) des Vosges. Application à l'étude du fonctionnement actuel des sols et conséquences pour l'état sanitaire des peuplements. *Ann. Sci. For.*, 50, 425-444.

- Ranger J., Marques R., Colin-Belgrand M., Flammang N., Gelhaye D., 1995.** The dynamics of biomass and nutrient accumulation in a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) stand using a chronosequence approach. *For. Ecol. Manage.* 72, 167-183.
- Ranger J. et Colin-Belgrand M., 1996.** Nutrient dynamics of chestnut tree (*Castanea sativa* Mill.) coppice stands. *Forest Ecology and Management*, 86, 259-277.
- Ranger J., Marques R., Colin-Belgrand M., Flammang N., Gelhaye D., 1996.** La dynamique d'incorporation d'éléments minéraux dans un peuplement de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* Franco). Conséquences pour la gestion sylvicole. *Rev. For. Fr.*, XLVIII, 3, 217-230.
- Ranger J., Marques R., Colin-Belgrand M., 1997.** Nutrient dynamics during the development of a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Mirb.) stand. *Acta Oecologica*, 18, 73-90.
- Ranger J., 1998.** Le cycle biogéochimique des éléments nutritifs dans les écosystèmes forestiers. Effets des pratiques sylvicoles. Document interne INRA, 133 p.
- Ranger J. et Turpault M.-P., 1999.** Input-Output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. *Forest Ecology and Management*, 122, 139-154.
- Rapp M. et Leonardi S., 1988.** Evolution de la litière au sol au cours d'une année dans un taillis de chêne vert (*Quercus ilex*). *Pedobiologia*, 32, 177-185.
- Raymond C.A et Muneri A., 2000.** Effect of fertilizer on wood properties of *Eucalyptus globulus*. *Can. J. For. Res.*, 30, 136-144.
- Reis M.G.F., Kimmins J.P., Rezende G.C., Barros N.F., 1985.** Acúmulo de biomass em uma sequência de idade de *Eucalyptus grandis* plantado no cerrado em duas áreas com diferentes produtividades. *Revista Árvore*, 9, 149-162.
- Ressler D.E., Horton R., Kaspar T.C., Baker J.L., 1998.** Localized soil management in fertilizer injection zone to reduce nitrate leaching. *Agron. J.*, 90, 747-752.
- Richardson B., Skinner M.F., West G., 1999.** The role of forest productivity in defining the sustainability of plantation forests in New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 122, 125-137.
- Ritsema C.J., 1998.** Flow and transport in water repellent sandy soil. PhD thesis, Wageningen Agricultural University, The Netherlands, 215 p.
- Roupsard O., Nouvellon Y., Hamel O., Bonnefond J.-M., Epron D., Joffre R., Jourdan C., Saint-André L., Mouvondy W., Mabilia A., Thongo A., Laclau J.-P., Bouillet J.-P., 2001.** Carbon Flux and Sequestration by Eucalypt Chronosequence in Congo. Actes du congrès 'CARBO-EUROFLUX annual meeting', Hyytiala, Finland, 10-12 January, 2001.
- Ruess R.W., Van Cleve K., Yarie J., Viereck L.A., 1996.** Contributions of fine root production and turnover to the carbon and nitrogen cycling in taiga forests of the Alaskan interior. *Can. J. For. Res.*, 26, 1326-1336.
- Rufyikiri G., Dufey J.E., Hennebert P.A., 1999.** Interpreting pH and nitrate concentration in solutions drained from acid soils. Possible artefacts of lysimeters. *Soil Use and Management*, 15, 208-212.
- Rytter R.M., 1999.** Fine-root production and turnover in a willow plantation estimated by different calculation methods. *Scan. J. For. Res.*, 14, 526-537.

S

- Safou-Matondo R. et Bouillet J.P., 1997.** Synthèse bibliographique des essais fertilisation des eucalyptus réalisés au CTFT-Congo. Note interne UR2PI, 27 p.

- Safou-Matondo R. et Bouillet J.P., 1999.** Essai factoriel NPK 3³ sur replantation. Parcelle R97-8. Mensurations à 9, 13 et 18 mois. Note interne UR2PI, 12 p.
- Safou-Matondo R., Deleporte P., Laclau J.P., Bouillet J.P., 2001.** Hybrid and clonal variability of nutrient content and nutrient use efficiency in eucalypt stands in Congo. Actes du congrès IUFRO 'Developing the eucalypt of the future', Valdivia, Chili, 11-15 septembre 2001, 11 p.
- Sana X.R., 1997.** Flux de sève et transpiration d'un peuplement d'eucalyptus du littoral congolais. DEA d'écologie, Université Paris VI, 35 p.
- Santa Regina I. et Tarazona T., 1999.** Organic matter dynamics in beech and pine stands of mountainous Mediterranean climate area. *Am. For. Sci.* 56, 667-677.
- SAS Institute, 1988.** SAS/STAT User's guide, Release 6.03 Edition. Cary, NC, SAS Institute Inc., 2018 p.
- Satoo T. et Madgwick H.A.I., 1982.** Forestry Sciences. Forest Biomass. Eds. Nijhoff M. et Junk W., The Hague, 15-89.
- Saur E., Nambiar E.K.S., Fife D.N., 2000.** Foliar nutrient retranslocation in *Eucalyptus globulus*. *Tree Physiology*, 20, 1105-1112.
- Schwartz D., 1992.** Assèchement climatique vers 3000 B.P. et expansion Bantu en Afrique centrale atlantique : quelques réflexions. *Bull. Soc. Géol. France*, 163 (3), 353-361.
- Schwartz D., Dechamps R., Elenga H., Lanfranchi R., Mariotti A., Vincens A., 1995.** Les savanes du Congo : une végétation spécifique de l'Holocène supérieur. In : 2^e symposium de palynologie africaine, Tervuren, Belgique. Pub. Occas. CIFEG, 1995/31, Orléans, CIFEG, 99-108.
- Schwartz D., de Foresta H., Mariotti A., Balesdent J., Massimba J.P., Girardin C., 1996.** Present dynamics of the savanna-forest boundary in the Congolese Mayombe : a pedological, botanical and isotopic (¹³C and ¹⁴C) study. *Oecologia*, 106, 516-524.
- Schwartz D., Vincens A., Bertaux J., et al., 1997.** Réponses des végétations d'Afrique Centrale atlantique (Congo, Cameroun) aux changements climatiques depuis l'Holocène moyen : pas de temps, variabilité spatiale. Journées du programme Environnement, Vies et Sociétés. Les temps de l'environnement, Toulouse, 5-7 novembre 1997, 6 p.
- Scott D.F. et Smith R.E., 1997.** Preliminary empirical models to predict reductions in total and low flows resulting from afforestation. *Water SA*, 23, 2, 135-140.
- Sellstedt A., Ståhl L., Mattson U., Jonsson K., Högborg P., 1993.** Can the ¹⁵N dilution technique be used to study N₂ fixation in tropical tree symbioses as affected by water deficit ? *Journal of Experimental Botany*, 44 (269), 1749-1755.
- Servant J., Delmas R., Rancher J., Rodriguez M., 1984.** Aspects of the cycle of inorganic nitrogen compounds in the tropical rain forest of the Ivory Coast. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 1, 391-401.
- Smethurst P.J. et Nambiar E.K.S., 1990.** Effects of slash and litter management on fluxes of nitrogen and tree growth in a young *Pinus radiata* plantation. *Can. J. For. Res.*, Vol. 20, 1498-1507.
- Specht R.L., 1996.** Influence of soils on the evolution of the eucalypts. In : Nutrition of eucalypts, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 31-60.
- St John T.V., 1983.** Response of tree roots to decomposing organic matter in two lowland amazonian rain forests. *Can. J. For. Res.*, Vol. 13, 346-349.
- Stoorvogel J.J., Van Breemen N., Janssen B.H., 1997.** The nutrient input by Harmattan dust to a forest ecosystem in Côte d'Ivoire, Africa. *Biogeochemistry*, 37, 145-157.

Sverdrup et Warfvinge, 1988. Weathering of primary silicate minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model. *Water, Air, and Soil Pollution*, 38 : 387-408.

Sverdrup et Warfvinge, 1990. The role of weathering and forestry in determining the acidity of lakes in Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 52 : 71-78.

Switzer G.L. et Nelson L.E., 1972. Nutrient accumulation and cycling in Loblolly Pine (*Pinus taeda* L.) plantations ecosystems : the first twenty years. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, Vol. 36, 143-147.

T

Tokuchi N., Takeda H., Iwatsubo G., 1993. Vertical changes in soil solution chemistry in soil profiles under coniferous forest. *Geoderma*, 59, 57-73.

Trettin C.C., Johnson D.W., Todd Jr. D.E., 1999. Forest nutrient and carbon pools at Walker Branch Watershed : changes during a 21-year period. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63 : 1436-1448.

Trouve C., 1992. Apport de la géochimie isotopique ($\delta^{13}\text{C}$) à l'étude du renouvellement des matières organiques et des sucres neutres dans les sols tropicaux soumis à des changements d'écosystèmes. Cas des aménagements forestiers sur les savanes de Pointe-Noire au Congo – 112p. Th. : Orléans.

Trouve C., Mariotti A., Schwartz D., 1994. Soil organic carbon dynamics under Eucalyptus and Pinus planted on savannas in the Congo. *Soil. Biol. Biochem.*, Vol. 26, No. 2, 287-295.

Turner J. et Lambert M.J., 1983. Nutrient cycling within a 27-year-old *Eucalyptus grandis* plantation in New South Wales. *Forest Ecology and Management*, 6, 155-168.

Turner J. et Lambert M.J., 1996. Nutrient cycling and forest management. In : *Nutrition of eucalypts*, Eds. P.M. Attiwill and M.A. Adams, CSIRO Australie, 229-248.

U

Ulrich B., 1973. Influence de la fertilisation sur le cycle des éléments nutritifs dans les écosystèmes forestiers. C. R. Congrès Paris 1973, IUFRO/FAO, 23-34.

Ulrich B., 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents : alkali and earth alkali cations and chloride. In : Ulrich B., Pankrath J. (Eds.). *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*, Reidel, Dordrecht, 33-45.

Ulrich E., Lanier M., Combes D., 1998. Dépôts atmosphériques, concentrations dans les brouillards et dans les solutions du sol (sous réseau CATAENAT), rapport scientifique sur les années 1993 à 1996. Office National des Forêts, 135 p.

UR2PI, 2001. Document préparatoire à la sixième réunion du conseil Scientifique. Pointe-Noire, 30 mai au 1^{er} juin 2001, 33 p.

V

Van Breemen N., 1993. Soils as biotic constructs favoring net primary productivity. *Geoderma*, 57, 183-211.

Van der Krift T.A.J. et Berendse F., 2001. The effect of plant species on soil nitrogen mineralization. *Journal of Ecology*, 89, 555-561.

- Van der Zel D.W., 1997.** Sustainable industrial afforestation in South Africa under water and other environmental pressures. Actes du symposium S1 de Rabat, Avril 1997. LAHS Publ. N° 240, 217-225.
- Velasco de Pedro F. et Lozano Calle J.M., 1979.** Cambios sinecologicos de la microflora telurica asociados a las repoblaciones forestales con especies exoticas. *Annales de edafologia y agrobiologia*, XXXVIII (5-6), 871-879.
- Vigneron P., 1986.** Essai factoriel NPK sur *Eucalyptus* PF1. Parcelle 81-28 LJLI. Mensurations à 54 mois. Note interne CTFT, 11 p.
- Vigneron P. et Bouvet J.M., 1997.** Amélioration des plantes tropicales ; les eucalyptus. Editions CIRAD, 265-288.
- Villecourt P. et Roose E., 1978.** Charge en azote et en éléments minéraux majeurs des eaux de pluie, de pluviollessivage et de drainage dans la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 15 (1), 1-20.
- Villecourt P., Schmidt W., César J., 1979.** Recherches sur la composition chimique (N, P, K) de la strate herbacée de la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 16, 9-15.
- Villette S., 1994.** Etablissement d'un bilan hydrique sur une chronoséquence de peuplements de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) du Beaujolais. Essai de modélisation. Mémoire de fin d'études, ENITA, Dijon, 50 p.

W

- Wendler R., Carvalho P.O., Pereira J.S., Millard P., 1995.** Role of nitrogen remobilization from old leaves for new leaf growth of *Eucalyptus globulus* seedlings. *Tree Physiology*, 15, 679-683.

Y

- Yoka J., 1997.** Description de la savane expérimentale de l'ORSTOM. Pointe-Noire Congo. Rapport d'étude, Laboratoire d'écologie végétale, ORSTOM Pointe-Noire, 17 p.

Z

- Zabowski D., 1989.** Lysimeters and centrifuge soil solutions : a comparison of methods and objectives. In : *Research Strategies for Long-term Site Productivity*. Eds W.J. Dyck and C.A. Mees, Forest Research Institute of New Zealand Bulletin, Rotorua, 52, 139-148.
- Zabowski D. et Ugolini F.C., 1990.** Lysimeters and centrifuge soil solutions : seasonal differences between methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 1130-1135.
- Zeller B., Colin-Belgrand M., Dambrine E., Martin F., Bottner P., 2000.** Decomposition of ¹⁵N-labelled beech litter and fate of nitrogen derived from litter in a beech forest. *Oecologia*, 123, 550-559.

ANNEXES

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 - Influence du nombre d'arbres échantillonnés sur les intervalles de confiance des tarifs de biomasse et minéralomasse.

Annexe 2 - Modèles de biomasse et minéralomasse établis dans la plantation de Kondi à partir de l'échantillonnage de 12 arbres à l'âge de 5,5 ans et de 10 arbres à 8,5 ans.

Annexe 3 - Méthodologie utilisée pour évaluer l'influence des saisons sur les principaux flux du cycle biologique.

Annexe 4 - Méthodologie utilisée pour évaluer les apports atmosphériques.

Annexe 5 - Modélisation des transferts hydriques dans la plantation et la savane de Kondi.

Annexe 6 - Potentiel matriciel simulé par le modèle Hydrus 1D dans le sol de la plantation d'eucalyptus de Kondi.

Annexe 7 - Influence du délais de séjour des solutions dans les collecteurs (à Kondi) sur leur composition chimique.

Annexe 8 - Analyses de sols détaillées dans la plantation et la savane étudiées à Kondi.

Annexe 9 - Besoins minéraux pour l'accroissement courant annuel des différents compartiments des arbres de la chronoséquence de Kissoko.

Annexe 10 - Transferts internes courants dans les principaux compartiments des arbres de la chronoséquence de Kissoko.

Annexe 11 - Prélèvements au sol annuels d'éléments minéraux par les arbres de la chronoséquence de Kissoko.

Annexe 12 - Stocks et flux de matière organique et d'éléments minéraux dans les différentes fractions de litière au sol de la plantation d'eucalyptus de Kondi.

Annexe 13 - Flux de drainage à la base des différentes couches de sol identifiées dans la plantation et la savane de Kondi.

Influence du nombre d'arbres échantillonnés sur les intervalles de confiance des tarifs de biomasse et minéralomasse.

L'objectif est d'estimer l'impact du nombre d'arbres échantillonnés dans un peuplement clonal d'eucalyptus sur l'intervalle de confiance des valeurs prédites par les tarifs de biomasse et minéralomasse. Les mesures effectuées sur 30 arbres du clone 1-41 échantillonnés dans un peuplement de 7 ans ont été utilisées. Après un inventaire du peuplement (500 arbres), 6 classes d'égale amplitude de surface terrière ont été constituées entre les valeurs extrêmes mesurées et 5 arbres ont été échantillonnés aléatoirement dans chaque classe (Laclau, 1997). Nous cherchons à déterminer les intervalles de confiances des tarifs établis avec 6, 12, 18, 24 et 30 arbres échantillonnés en considérant que 1, 2, 3, 4 ou 5 arbres respectivement sont prélevés dans chaque classe de surface terrière.

Méthode de calcul des intervalles de confiance

Pour un tarif de la forme $a_0 + a_1 X$, la variance de la valeur prédite est

$$\text{var}(\hat{a}_0 + \hat{a}_1 \times x) = \gamma \times \left(\frac{1}{N} + \frac{(x - \bar{x})^2}{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2} \right), \quad (1)$$

avec x la circonférence des arbres à 1,30 m de hauteur ($C_{1,3}$), \hat{a}_0 et \hat{a}_1 les valeurs estimées des paramètres a_0 et a_1 , N le nombre d'arbres échantillonnés et γ un estimateur non biaisé de la variance résiduelle du modèle (Tomassone *et al.*, 1983).

L'intervalle de confiance est alors

$$\hat{a}_0 + \hat{a}_1 \times x \pm \sqrt{2 f(2, N-2, \alpha) \text{var}(\hat{a}_0 + \hat{a}_1 \times x)}, \quad (2)$$

où $f(2, N-2, \alpha)$ est la valeur de la table de Fisher Snedecor pour (2, N-2) degrés de libertés et le seuil de probabilité α .

L'équation (1) montre que $\text{var}(\hat{a}_0 + \hat{a}_1 x)$ est fonction de N par l'intermédiaire de $1/N$ et de $\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2$.

A partir de l'échantillonnage pratiqué, on peut calculer pour $N=30$:

$$\sum_{i=1}^{30} (x_i - \bar{x})^2 = 29 \times (1109.01)^2$$

De plus, compte tenu du mode d'échantillonnage pratiqué, on peut faire l'hypothèse que les x_i (l'échantillon de $C_{1,3}$ associé à $N = 6, 12, 18, 24$ ou 30) ont été choisis de façon telle que leur répartition soit semblable à celle effectuée pour $N=30$. On a alors

$$\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2 \approx \frac{N}{30} \times \sum_{i=1}^{30} (x_i - \bar{x})^2 = \frac{N}{30} \times (1109.01)^2$$

Sur cette base, les valeurs de l'intervalle de confiance (équation 2) peuvent être calculés pour des valeurs de $N = 6, 12, 18, 24$ et 30 (Bergonzini, com. pers.).

Intervalles de confiances (IC) des valeurs prédites par les tarifs, en fonction du nombre d'individus échantillonnés

Les IC ont été calculés pour tous les tarifs de biomasse et minéralomasse établis dans tous les compartiments aériens des arbres. Les IC (à $p=0,95$) des tarifs établis pour la biomasse de bois jusqu'à la découpe 7 cm (Figure 1) sont indiqués ci-dessous. L'évolution des IC en fonction du nombre d'arbres échantillonnés dans ce tarif est représentative des résultats obtenus pour l'ensemble des tarifs de biomasse et minéralomasse.

Les pourcentages d'écart entre les valeurs limites des IC (à $p=0,95$) et les valeurs prédites par les tarifs sont également représentés graphiquement pour le même compartiment (Figure 2).

Ces résultats montrent que dans cette plantation clonale d'eucalyptus, la précision des prédictions par les tarifs augmente très sensiblement entre 6 et 12 arbres échantillonnés. Au delà de 12 arbres, les intervalles de confiance évoluent peu, sauf pour les arbres dominés qui représentent des biomasses et minéralomasses faibles dans ces plantations. L'échantillonnage de 12 arbres par peuplement correspond donc à un bon compromis entre la difficulté des mesures (temps nécessaire + coût) et la qualité prédictive des tarifs obtenus.

Modèles de biomasse et minéralomasse établis dans la plantation de Kondi à partir de l'échantillonnage de 12 arbres à l'âge de 5,5 ans et de 10 arbres à 8,5 ans.

Compartiments	Modèles	R ²
Bois de tronc	Biomasse = $-46.885 + 2.0946xC + 0.00004515 \times \text{age} \times C^3$	0,97
	N = $-12.236 + 0.013665 \times \text{age} \times C^2$	0,90
	P = $5.556 + 0.0013213 \times \text{age} \times C^2$	0,93
	K = $13.636 + 0.00002409 \times C^4/\text{age}$	0,85
	Ca = $2.069 + 0.001488 \times \text{age} \times C^2$	0,88
	Mg = $-5.597 + 0.3140 \times C + 0.00000902 \times \text{age} \times C^3$	0,95
Ecorces du tronc	Biomasse = $-2.905 + 0.1304 \times C + 0.00019098 \times \text{age} \times C^2$	0,94
	N = $-10.206 + 0.5399 \times C + 0.001044 \times \text{age} \times C^2$	0,96
	P = $4.309 + 0.04751 \times \text{age} \times C$	0,86
	K = $10.677 + 0.00000019 \times \text{age} \times C^4$	0,91
	Ca = $13.7595 + 0.00000005 \times C^5$	0,92
	Mg = $10.011456 + 0.00011612 \times C^3$	0,86
Feuilles	Biomasse = $-2.6789 + 0.12552 \times C$	0,87
	N = $45.868 + 0.00002861 \times C^4/\text{age}$	0,82
	P = $3.009 + 0.00000218 \times C^4/\text{age}$	0,81
	K = $9.890 + 0.00000632 \times C^4/\text{age}$	0,77
	Ca = $4.146 + 0.0004763 \times \text{age} \times C^2$	0,83
	Mg = $-8.462 + 0.40372 \times C$	0,82
Branches vivantes	Biomasse = $1.157 + 0.00040086 \times \text{age} \times C^2$	0,74
	N = $6.848 + 0.00139 \times \text{age} \times C^2$	0,73
	P = $-8.573 + 0.29983 \times C$	0,58
	K = $5.638 + 0.00000552 \times \text{age} \times C^3$	0,62
	Ca = $1.548 + 0.00046402 \times \text{age} \times C^2$	0,77
	Mg = $2.377 + 0.00033015 \times \text{age} \times C^2$	0,68
Branches mortes	Biomasse = $0.523 + 0.0036401 \times C^2/\text{age}$	0,22
	N = $1.060 + 0.010922 \times C^2/\text{age}$	0,25
	P = $0.206 + 0.0092446 \times \text{age} \times C^2$	0,21
	K = $0.152 + 0.00000093 \times \text{age}^2 \times C^2$	0,40
	Ca = $1.059 + 0.00036779 \times C^3/\text{age}^2$	0,25
	Mg = $0.103 + 0.00143573 \times C^2/\text{age}$	0,68
Matière sèche aérienne totale	Biomasse = $-60.858 + 2.7067 \times C + 0.00004893 \times \text{age} \times C^3$	0,98
	N = $-192.0 + 8.3742 \times C + 0.00014704 \times \text{age} \times C^3$	0,93
	P = $3.452 + 0.0045885 \times \text{age} \times C^2 - 0.00000329 \times \text{age}^2 \times C^3$	0,96
	K = $26.803 + 0.00046687 \times C^3$	0,90
	Ca = $28.517 + 0.00006358 \times \text{age} \times C^3$	0,95
	Mg = $-3.259 + 0.0261056 \times C^2$	0,94

Bois et écorce du tronc jusqu'au diamètre de 2 cm, âge (age) exprimé en années, circonférence à 1,30 m (C) en centimètres, biomasse en kg de matière sèche par arbre et minéralomasses en grammes d'élément par arbre.

Méthodologie utilisée pour évaluer l'influence des saisons sur les principaux flux du cycle biologique.

Cette étude a été effectuée avec l'aide d'une stagiaire de l'Institut de Développement Rural de Brazzaville (Mabounou, 2000). En raison de la croissance « continue » tout au long de l'année des eucalyptus de Pointe-Noire et de leur caractère sempervirent, un échantillonnage spécifique a dû être mis en œuvre pour quantifier la dynamique saisonnière des biomasses et minéralomasses des différents compartiments des arbres.

1. Production de biomasse

Pour la partie aérienne des arbres, cette étude est basée sur des tarifs de biomasse établis dans le peuplement de Kondi à partir de 12 arbres échantillonnés à l'âge de 5,5 ans et de 10 arbres prélevés à 8,5 ans. Des tarifs avec pour seule variable d'entrée la circonférence des arbres à 1,30 m de hauteur (C130) ont été utilisés pour prévoir l'accumulation de biomasse dans le tronc et les branches. Les tarifs établis dans la chronoséquence de peuplements de Kissoko pour les grosses racines ont été utilisés ici pour estimer leur accroissement mensuel (Laclau, 1997). Pour la biomasse de feuilles un échantillonnage spécifique a été pratiqué. La dynamique de racines fines ne sera pas abordée.

Accroissement mensuel en biomasse du tronc, des branches et des grosses racines

Des rubans dendromètres (lecture de C130 avec une précision de 0,2 mm) ont été installés en mars 1998 autour de 30 arbres. A partir de l'inventaire du peuplement, 6 classes d'égale amplitude de surface terrière ont été constituées et les rubans dendromètres ont été installés sur 5 arbres dans chaque classe. Les lectures ont été réalisées tous les 15 jours entre avril 1998 et décembre 2000 afin de mesurer l'évolution saisonnière de la croissance des arbres en C130.

Les modèles prévisionnels de biomasse ont été appliqués chaque mois aux caractéristiques de C130 et d'âge de 560 arbres inventoriés chaque année dans le peuplement. Ces 560 arbres ont été répartis dans les 6 classes de surface terrière définies lors de l'installation des rubans dendromètres. Les accroissements moyens mesurés chaque mois sur les 5 individus de chaque classe équipés d'un ruban dendromètres ont été appliqués à l'ensemble des arbres de la même classe dans la population inventoriée. Cette démarche a ainsi permis de prévoir au début de chaque mois la C130 des 560 arbres, à partir de l'inventaire effectué en février 1999 et des accroissements mensuels relevés par les rubans dendromètres entre avril 1998 et janvier 2001. La biomasse des

différents compartiments des arbres a ensuite été prédite par les tarifs de biomasse établis.

Les accroissements mensuels ont été calculés sur ces 560 arbres par différence entre les biomasses calculées pour 2 mois successifs. Ils ont été rapportés à l'hectare à partir de la densité d'arbres vivants dans le peuplement. Cette démarche devrait être bien adaptée à la prévision de l'accroissement mensuel du tronc, car l'accumulation de biomasse dans le tronc est bien caractérisée par l'accroissement en C130 des arbres. La biomasse de ce compartiment est en effet étroitement corrélée à la C130 des arbres (tarifs avec $R^2 > 0,92$). Pour les branches et les grosses racines, il est possible qu'il y ait un décalage entre la production de biomasse dans ces compartiments et l'accroissement en C130 du tronc. Nous n'avons pas trouvé de référence bibliographique sur le sujet. Ces compartiments présentent cependant des biomasses et des minéralomasses limitées par rapport au tronc. Une erreur sur leur période de croissance devrait donc peu affecter les résultats concernant la variabilité saisonnière des principaux flux du cycle biologique dans ce peuplement. La validité de ces hypothèses sera discutée au regard de l'évolution saisonnière de la biomasse foliaire et de l'accroissement en C130 des arbres.

Biomasse du feuillage

Un échantillonnage complémentaire a été pratiqué afin d'évaluer l'accroissement saisonnier du feuillage des arbres. En effet, dans les peuplements forestiers l'initiation de feuilles est généralement décalée par rapport à la production de bois. Les feuilles sont initiées au printemps en milieu tempéré alors que le bois est formé pendant toute la saison de végétation.

Echantillonnage

Dans le peuplement de Kondi, 48 arbres de surface terrière correspondant à la moyenne du peuplement ont été identifiés au début du mois d'avril 1999. Afin de tenir compte de la légère pente (environ 2%), 3 blocs ont été définis (perpendiculairement à la pente) et 16 arbres ont été identifiés dans chaque bloc. Seuls des arbres droits, sans grosse branche basse et sans individu manquant à proximité ont été sélectionnés afin de disposer d'un échantillon initial le plus homogène possible.

Tous les 2 mois, 6 arbres ont été abattus (2 arbres choisis aléatoirement dans chaque bloc). Toutes les feuilles ont été prélevées, pesées et un échantillon représentatif a été constitué pour séchage à l'étuve à 65°C, puis broyage. Ce prélèvement a été effectué tous les mois entre septembre 1999 et janvier 2000, afin d'étudier plus précisément la reconstitution de la biomasse foliaire en début de saison des pluies.

Passage à l'échelle du peuplement

Le tarif de biomasse de feuilles établi dans ce peuplement à partir de l'échantillonnage de 12 arbres en avril 1997 et de 10 arbres en avril 2000 a été appliqué à la C130 de 560

arbres inventoriés afin d'estimer la biomasse de feuilles sur pied par hectare en avril 1999 (**Annexe 2**).

A partir de l'évolution saisonnière de la biomasse de feuilles observée sur les 48 arbres de surface terrière moyenne, un modèle prévisionnel de biomasse mensuelle de feuilles a été établi.

Entre mai 1999 et mars 2000, la biomasse de feuilles de chacun des 560 arbres inventoriés a été calculée à partir de (i) sa biomasse foliaire au mois d'avril 1999 et (ii) du modèle d'évolution mensuelle de la biomasse de feuilles établi sur les 48 arbres échantillonnés. Chaque mois, le pourcentage de biomasse de feuilles observé sur les 48 arbres échantillonnés par rapport à leur biomasse du mois d'avril, a été appliqué aux 560 arbres inventoriés.

Nous faisons ici l'hypothèse que les variations mensuelles observées sur les arbres de surface terrière moyenne restent identiques (en pourcentage de la biomasse foliaire de l'arbre en avril) quelle que soit la C130 des arbres. Cette hypothèse correspond bien aux observations qualitatives dans ce peuplement. Nous avons préféré cette procédure à l'échantillonnage à chaque date de 6 arbres couvrant l'ensemble des C130 du peuplement car cet échantillon d'arbres très homogène permet de caractériser plus précisément l'impact des saisons sur la biomasse de feuille sur pied.

Production mensuelle de feuilles

La production mensuelle de feuilles entre le début du mois i et le début du mois $i+1$ ($Pf_{[i,i+1]}$) a été calculée par l'équation

où Bf_i et Bf_{i+1} représentent la biomasse de feuilles sur pied par hectare au début des mois i et $i+1$ respectivement, L_i la biomasse de chute de litière de feuilles au cours du mois i et le coefficient 1,05 la différence de masse surfacique entre les feuilles sur pied et les feuilles mortes récoltées dans les chutes de litière.

2. Dynamique saisonnière d'immobilisation minérale

L'immobilisation minérale dans le tronc, les branches et les grosses racines a été évaluée en multipliant la production mensuelle de biomasse ligneuse par la concentration stabilisée en élément minéral dans chaque compartiment. Les concentrations stabilisées prises en compte correspondent aux concentrations moyennes mesurées à l'âge de 8,5 ans sur 10 arbres dans ce peuplement. Les concentrations stabilisées dans les branches ont été assimilées aux concentrations mesurées dans les grosses branches (diamètre > 2 cm).

3. Dynamique saisonnière des besoins en éléments minéraux

La dynamique des besoins minéraux dans la plantation d'eucalyptus a été évaluée au cours de la période où la biomasse foliaire a été mesurée (avril 1999 - mars 2000).

Tronc, branches et grosses racines

Les besoins minéraux pour l'accroissement mensuel de ces compartiments ont été évalués en multipliant les biomasses produites par les concentrations minérales dans les tissus juvéniles.

Pour le bois et l'écorce, les concentrations en N, P, K, Ca et Mg ont été mesurées en fin de saison des pluies 1999 sur 3 arbres de surface terrière correspondant à la moyenne du peuplement. Un échantillon composite a été constitué par arbre à partir de rondelles prélevées tous les 5 mètres, de la base au sommet du tronc :

- Pour le bois, la partie externe des rondelles a été prélevée à chaque niveau afin de représenter approximativement l'accroissement au cours des 2 derniers mois. Pour cela, l'accroissement en C130 mesuré par les rubans dendromètres a été pris en compte et nous avons considéré que l'accroissement le long du tronc suivait la loi de Pressler.
- Pour l'écorce, l'échantillon composite par arbre a été constitué en cumulant la partie interne de l'écorce (environ la moitié de l'épaisseur d'écorce) sur toutes les rondelles prélevées.

Pour le compartiment « branches », nous avons pris en compte les concentrations moyennes des branches fines (diamètre < 2 cm) mesurées sur 10 arbres de ce peuplement à l'âge de 8 ans. Les concentrations dans les tissus juvéniles du compartiment « grosses racines » ont été considérées identiques à celles du bois juvénile.

Feuilles

Un échantillon représentatif du feuillage d'un arbre de chaque bloc a été analysé lors de chaque prélèvement. La minéralomasse de feuilles de chacun des 560 arbres inventoriés a ainsi été calculée chaque mois en multipliant sa biomasse de feuille par la moyenne des concentrations mesurées dans les feuilles des 3 arbres échantillonnés lors de la date de prélèvement la plus proche.

Méthodologie utilisée pour évaluer les apports atmosphériques

Plusieurs types de collecteurs ont été utilisés hors couvert :

- deux gouttières en PVC de surface de collecte 0,23 m² ont permis de récolter les précipitations brutes (dépôts humides + dépôts secs) au dessus de la savane, de janvier 1998 à décembre 2000,
- un collecteur de forme pyramidale en plexiglas, de 40 cm de profondeur et 0,25 m² de surface de collecte, a été installé en janvier 1999 au dessus de la savane. Ce type de collecteur a été conçu en Afrique de l'ouest pour évaluer les dépôts totaux d'éléments minéraux (Orange et al., 1990). Les pluies et les dépôts de poussières ont été récoltés jusqu'en décembre 2000, dans une bouteille collectrice située au dessous du capteur en plexiglas.
- un collecteur en polyéthylène de surface de collecte 855 cm² a permis de récolter les dépôts humides au dessus de la savane entre octobre 1999 et décembre 2000. Ce collecteur était ouvert manuellement dès les premières gouttes de pluie par une personne surveillant 24 h / 24 le site expérimental. Il était refermé dès la fin des pluies.

Les modifications de la composition chimique des eaux de pluie au cours de leur transfert à travers le feuillage des 2 peuplements a été évaluée à partir de collecteurs de pluiolessivats installés sous le couvert :

- Dans la plantation d'eucalyptus, 3 répétitions de 3 gouttières (identiques à celles utilisées pour évaluer les précipitations brutes hors couvert) ont été disposées afin d'intégrer l'hétérogénéité de la canopée. Elles ont permis de récolter les pluiolessivats de janvier 1998 à décembre 2000. Un collecteur de forme pyramidale en plexiglas (identique à celui installé hors couvert) a de plus permis de collecter les pluiolessivats sous la canopée d'eucalyptus de mai à décembre 2000.
- Dans la savane, les pluiolessivats ont été récoltés de janvier 1998 à décembre 2000 par 4 répétitions de 2 collecteurs en polypropylène (70 cm x 8 cm) installés au ras du sol.

Les échantillons d'eau de pluie collectés par les gouttières PVC et les collecteurs de pluiolessivats en savane étaient récoltés hebdomadairement, comme l'ensemble des solutions prélevées au niveau du dispositif expérimental de Kondi. Les échantillons collectés par les autres capteurs de dépôts atmosphériques étaient récoltés au cours de l'heure qui suivait les pluies pendant la journée et avec un délai moyen de 6 h lorsque les pluies avaient lieu la nuit (**Article 5**).

La difficulté à évaluer les dépôts d'aérosols dans des collecteurs inertes rend difficile l'estimation des apports atmosphériques totaux dans les écosystèmes forestiers (Lindberg *et al.*, 1986 ; Draaijers et Erisman, 1995). La méthodologie la plus rigoureuse serait i) de mesurer la concentration des aérosols dans l'air, ii) d'établir un modèle de dispersion des masses d'air et iii) d'établir un modèle de dépôt correspondant aux caractéristiques de la canopée (Davidson et Wu, 1990). Ce type de méthode est cependant difficile à mettre en oeuvre et les apports atmosphériques totaux dans la plupart des études de cycles biogéochimiques sont généralement estimés en comparant la composition chimique des eaux récoltées hors couverts et sous couvert (Ulrich, 1983 ; Draaijers et Erisman, 1995 ; Marques *et al.*, 1997; Neiryneck et al., 1998).

Les modifications de la composition chimique des eaux de pluie au cours de leur transfert à travers la canopée proviennent de plusieurs processus : i) l'entraînement par les eaux de pluie des aérosols déposés sur le feuillage, ii) les échanges foliaires d'éléments minéraux, iii) l'interception d'eau par le feuillage qui conduit à une augmentation des concentrations minérales et iv) les interactions avec la flore épiphyte (Parker, 1983). Les deux derniers phénomènes ont une importance mineure dans les 2 écosystèmes étudiés à Kondi. L'interception par le feuillage représente en effet en moyenne seulement 8% des précipitations annuelles dans la plantation et 12% dans la savane (**Annexe 5**).

La principale difficulté pour quantifier les apports atmosphériques totaux réside donc dans l'estimation de la part entre les dépôts secs sur le feuillage et les échanges foliaires, dans la modification des concentrations des eaux de pluie au cours du transfert dans la canopée. Les dépôts secs d'éléments minéraux sur le feuillage peuvent donc être calculés à partir de l'équation (Ulrich, 1983)

où DS_X , PS_X , E_X , et P_X représentent respectivement les dépôts secs de l'élément X et les flux de cet élément dans les pluviollessivats, les échanges foliaires et les dépôts humides.

La proportion de dépôts secs dans l'enrichissement total des eaux au contact du feuillage est souvent estimée à partir d'éléments traceurs, pour lesquels les échanges foliaires sont très faibles (Ulrich, 1983 ; Marques *et al.*, 1997; Neiryneck *et al.*, 1998).

Le sodium peut être considéré comme un traceur dans les zones côtières car les échanges foliaires sont négligeables par rapport aux apports de sels marins (Parker, 1983 ; Hansen, 1994). Les différences de flux de sodium dans les eaux hors couvert et sous la canopée permettent donc de quantifier les dépôts secs de cet élément sur le feuillage. L'étude qualitative de la composition chimique des eaux de pluie et des pluviollessivats révèle peu d'échanges foliaires au cours du transfert des eaux de pluie dans la canopée de la plantation (**Article 5**). Les coefficients de corrélation élevés entre le sodium et les autres éléments dans les précipitations brutes et les pluviollessivats suggèrent que les dépôts secs ont lieu simultanément. Dans la plantation d'eucalyptus, les dépôts secs ont donc été estimés pour les éléments $N-NO_3^-$, $N-NH_4^+$, $P-H_2PO_4^-$, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} à partir de l'équation où D_X représente les dépôts totaux (humides + secs) de l'élément X pendant la période considérée, PS_{Na}^+ , Ec_{Na}^+ et Pi_{Na}^+ sont respectivement les concentrations en sodium dans les pluviollessivats, les écoulements de tronc et dans les pluies (dépôts humides), et Pi_X représente la concentration de l'élément X dans les eaux de pluie.

Pour $S-SO_4^{2-}$, il a été montré dans d'autres peuplements forestiers que les échanges foliaires sont très limités (Miller, 1984 ; Garten *et al.*, 1988). Les apports atmosphériques de silice ont une origine terrigène (Freydier, 1997) et les échanges foliaires de cet élément ont été négligés par rapport aux dépôts secs. Les dépôts secs de $S-SO_4^{2-}$ et Si ont donc été calculés par l'équation :

où Y représente l'élément considéré.

Dans la savane, les concentrations en sodium ne sont pas significativement différentes ($p < 0,05$) dans les pluviollessivats et dans les eaux de pluie. Nous avons donc considéré que la composition chimique des eaux de pluies récoltées dans le collecteur pyramidal pour Ca^{2+} , H^+ et Cl^- et dans les gouttières en PVC pour les autres éléments est représentative des apports totaux dans cet écosystème. En raison de sa hauteur faible, l'effet 'filtre' du feuillage de la savane sur les aérosols est beaucoup plus faible que celui de la plantation d'eucalyptus. Ces

observations sont cohérentes avec la faible contribution des dépôts secs de NO_3^- et NH_4^+ par rapport au dépôt humide, montrée dans une savane semi aride au Niger (Modi *et al.*, 1995).

Seule la composition chimique des eaux filtrées ($0,45 \mu\text{m}$) a été analysée dans cette étude. Les apports éléments nutritifs dans des particules insolubles n'ont pas été quantifiés. A l'avenir il serait intéressant d'utiliser de nouveaux types de capteur (un système de filtration de l'air en particulier) afin d'évaluer la composition de l'air en particules et sa variabilité au cours de l'année. Un appui du laboratoire d'aérodologie de Toulouse, fortement impliqué dans les mesures d'apports atmosphériques en Afrique, pourrait permettre d'améliorer la détermination des dépôts atmosphériques. Ce flux a un rôle important pour la nutrition des formations végétales du littoral congolais en raison de la pauvreté chimique des sols.

Modélisation des transferts hydriques dans la plantation d'eucalyptus et la savane herbacée de Kondi

Parmi les nombreux types de modèles de transferts hydriques dans les sols existant dans la littérature, deux grandes catégories peuvent être distinguées : (i) des modèles mécanistes basés sur des lois physiques de transfert hydrique dans le sol (en particulier la loi de Darcy) et (ii) des modèles à compartiments et à flux, moins explicatif des flux de transfert, mais basés sur des paramètres généralement beaucoup plus simples à mesurer. Ce dernier type de modèle est largement utilisé, soit pour des évaluations à une échelle régionale des transferts hydriques dans les sols, soit localement lorsqu'ils ont été validés par des mesures régulières d'humidité du sol (Marques *et al.*, 1997b ; Granier *et al.* 1999).

Des modèles à compartiments et à flux ont été établis ici avec pour objectif d'évaluer, à partir de relations empiriques simples, le flux de drainage à la base des différents horizons de sol identifiés dans la plantation d'eucalyptus et la savane de Kondi.

1 Présentation du modèle

1.1 Liste des symboles et abréviations

Les flux hydriques et les teneurs en eau du sol sont exprimés en mm d'eau (1 mm correspondant à $10^{-3} \text{ m}^3 \text{ H}_2\text{O m}^{-2} \text{ sol}$). Les humidités du sol sont exprimées en pourcentage pondéral du sol ($10^{-2} \text{ g H}_2\text{O g}^{-1} \text{ sol}$). Les densités apparentes mesurées dans chaque couche de sol permettent de convertir les humidités pondérales en humidités volumiques.

P	Pluviométrie
Ps	Pluviollessivats
Ec	Ecoulements de tronc
In	Interception des pluies = $P - (Ps + Ec)$
Ru	Ruissellement superficiel
T	Transpiration du peuplement
Tmax	Transpiration maximale du peuplement
Es	Evaporation du sol
ETP	Evapotranspiration potentielle (Equation de Penman)
ETR	Evapotranspiration réelle = $T + In + Es$
r	Ratio Tmax / ETP
Dapp _i	Densité apparente de la couche de sol i (Mg m^{-3})
Ep _i	Epaisseur de la couche de sol i (m)
Ri	Proportion de racines fines dans la couche de sol i.
H _{i(j)}	Humidité pondérale de la couche de sol i (exprimée en %) le jour j
Hf _i	Humidité pondérale minimale de la couche i (<i>i.e.</i> limite inférieure d'humidité atteinte par la couche)
Hcc _i	Humidité pondérale à la capacité au champ de la couche i

S_i	Seuil d'humidité pondérale au delà duquel un drainage lent a lieu à la base de la couche i
$EW_{i(j)}$	Eau du sol extractible de la couche i (exprimée en mm) le jour j $= (H_{i(j)} - Hf_i) \times Dapp_i \times Ep_i \times 10$
EWm_i	Maximum d'eau du sol extractible dans la couche i (exprimée en mm) $= (Hcc_i - Hf_i) \times Dapp_i \times Ep_i \times 10$
$W_{(j)}$	Quantité d'eau du sol (exprimée en mm) le jour j , sur une profondeur de 3 m en savane et de 6 m en plantation $= \sum_i H_{i(j)} \times Dapp_i \times Ep_i \times 10$
$EW_{(j)}$	Eau du sol extractible le jour j sur la profondeur de sol totale considérée (3 m en savane et 6 m en plantation) $= \sum_i EW_i$
EWm	Maximum d'eau du sol extractible sur la profondeur de sol totale considérée $= \sum_i (Hcc_i - Hf_i) \times Dapp_i \times Ep_i \times 10$
$REW_{(j)}$	Proportion d'eau du sol extractible le jour $j = \frac{EW_{(j)}}{EWm}$
$REWc$	Seuil de REW à partir duquel le peuplement régule sa transpiration
$D_{i(j)}$	Drainage à la base de la couche de sol i le jour j
$D_{(j)}$	Drainage à 6 m de profondeur dans la plantation et 3 m dans la savane le jour j

1.2 Equation du bilan hydrique

Les variations de teneur en eau du sol sont calculées quotidiennement à partir de l'équation du bilan hydrique :

$$\Delta W = P - In - Ru - T - Es - D \quad (1)$$

où ΔW est le changement de teneur en eau du sol entre 2 jours consécutifs. Ici la transpiration (T) ne concerne que le peuplement dominant (plantation d'eucalyptus ou savane). En effet les entretiens chimiques réalisés dans la plantation ont éliminé le sous-étage. En l'absence de mesure de transpiration pendant une durée suffisante en saison des pluies dans la plantation d'eucalyptus et dans la savane, nous n'avons pas pu distinguer dans le modèle l'évaporation du sol et la transpiration des peuplements végétaux. Les valeurs de transpiration (T) indiquées ci-dessous incluront donc l'évaporation du sol. Cette approximation devrait cependant avoir un impact limité sur la modélisation des transferts hydriques dans le sol car l'évaporation du sol n'est susceptible de représenter une part significative de l'ETR que lorsque le stock d'eau dans les horizons superficiels du sol est important. Les prélèvements hydriques dus à la transpiration et l'évaporation du sol s'exercent alors principalement dans les couches superficielles du sol. En effet les 50 premiers centimètres de sol renferment 80% de la biomasse racinaire de la savane et 40% des racines fines observées jusqu'à 5 m de profondeur dans la plantation d'eucalyptus (**Articles 2 et 3**). Au début de la saison sèche, le sol se dessèche très rapidement en surface. L'évaporation du sol est ensuite négligeable par rapport à la transpiration jusqu'à la fin de la saison sèche. En effet la transpiration mesurée par flux de sève dans la plantation d'eucalyptus de Kondi est très proche de l'ETR évaluée par différence de stock hydrique dans le sol (Sana, 1997).

La profondeur de sol prise en compte ici a été de 6 mètres dans la plantation et de 3 m dans la savane. Il a été montré dans ce peuplement, par des mesures de flux de sève et d'humidité du sol, que le prélèvement hydrique au delà de 5 m de profondeur est très limité, même en saison sèche (Sana, 1997). Dans la savane, des racines ont été observées jusqu'à 2,5 mètres de profondeur mais leur densité est très faible au delà d'un mètre.

1.3. Description du modèle

Les termes du bilan hydrique ont été modélisés à partir du suivi du dispositif expérimental en 1998 et 1999. Les résultats de la troisième année de mesure ont été utilisés pour valider les modèles établis.

1.3.1 Principe de fonctionnement

Le fonctionnement du modèle est présenté dans la **figure A5-1**. Chaque strate de l'écosystème est assimilée à un réservoir d'eau. Compte tenu des données météorologiques disponibles et de la précision recherchée, un pas de temps journalier a été choisi. Les variations de teneur en eau du sol sont calculées quotidiennement à partir de l'équation du bilan hydrique. Les hypothèses formulées pour le calcul de chaque flux intervenant dans le modèle seront présentées successivement (§ 1.3.3).

Flux hydriques au dessus du sol

Des équations permettant de prévoir à un pas de temps journalier les valeurs de P_s , E_c , I_n , R_u , T , ETR dans chaque peuplement ont été établies, à partir des mesures effectuées hebdomadairement sur le site en 1998 et 1999.

Couche supérieure de sol

Le jour j , le modèle calcule un stock d'eau extractible dans la couche de sol supérieure (0-15 cm) en considérant qu'il n'y a pas de drainage :

$$EW_{0-15(j)} = P_s + E_c - R_u - R_{0-15} \times T$$

Le drainage à la base de la couche est ensuite calculé en distinguant : (i) un drainage rapide lorsque la capacité au champ est atteinte et (ii) un drainage lent au dessous de la capacité au champ, lorsque l'humidité de la couche est supérieure à un seuil :

- Si $EW_{0-15(j)} > EW_{m0-15}$, la valeur du drainage à 15 cm de profondeur calculée est $DR_{15(j)} = EW_{0-15(j)} - EW_{m0-15}$

- Si $EW_{0-15(j)} < EW_{m0-15}$ et $H_{0-15(j-1)} > S_{0-15}$, $DR_{15(j)} = \alpha \times H_{0-15(j-1)} + \beta$

où α et β sont des paramètres déterminés pour chaque couche de sol dans les 2 écosystèmes étudiés à Kondi et S_{0-15} est le seuil de drainage fixé pour la couche 0-15.

- Si $EW_{0-15(j)} < EW_{m0-15}$ et $H_{0-15(j-1)} < S_{0-15}$,
 $DR_{15} = 0$.

L'humidité de la couche de sol est ensuite calculée :

- Si $EW_{0-15(j)} > EW_{m0-15}$, $H_{0-15(j)} = H_{cc0-15(j)}$
- Si $EW_{0-15(j)} > EW_{m0-15}$, $H_{0-15(j)} = H_{f0-15} + \frac{EW_{0-15(j)} - DR_{15(j)}}{Ep_{15} \times Dapp_{15} \times 10}$

Couches inférieures de sol

Le mode de calcul est identique à celui décrit pour la couche supérieure de sol. L'apport journalier d'eau dans chaque couche correspond ici au drainage de la couche supérieure. Le prélèvement hydrique correspondant à la transpiration est affecté dans les différentes couches de sol où de l'eau extractible est disponible, au prorata de la densité de racines fines.

Variables et paramètres du modèle

Les variables d'entrées sont :

- la pluviométrie journalière sur le site,
- l'ETP (Penman) journalière à Pointe-Noire.

Les paramètres du modèle sont :

- les caractéristiques du sol
 - Les couches de sol identifiées dans chaque écosystème ont été déterminées par une description pédologique. Les profondeurs d'installation des sondes TDR (§ 2.2.3.1) correspondent à la base de chaque couche prise en compte par le modèle. La densité apparente de chaque couche de sol a été mesurée par 10 à 15 prélèvements au cylindre.
 - La capacité au champ (H_{cc_i}) et l'humidité minimale (H_{f_i}) atteinte par chaque couche de sol (en fin de saison sèche) ont été déduites des mesures *in situ* par des sondes TDR en 1998 et 1999. La valeur de EW_m a ainsi pu être calculée.
 - Les relations entre l'humidité et le drainage à la base de chaque couche de sol ont été modélisées à partir d'une expérimentation de drainage interne.
- les caractéristiques du peuplement
 - Des modèles prévisionnels de l'intensité des pluviollessivats et de l'interception par le feuillage ont été établis dans chaque peuplement à partir de la comparaison de la pluviométrie et des pluviollessivats en 1998 et 1999.
 - La densité de racines fines dans chaque couche de sol a été évaluée par des mesures d'impacts racinaires dans la plantation d'eucalyptus (**Article 3**) et de biomasses dans la savane (**Article 2**).
 - La transpiration journalière de chaque peuplement a été modélisée en fonction de REW et I_n .

Les variables de sorties correspondent aux différentes composantes du bilan hydrique qui sont calculées quotidiennement par le modèle : I_n , ΔW , T et D . Les valeurs de P_s , E_c et REW sont également calculées quotidiennement par le modèle ainsi que H_i , EW_i et D_i pour chaque couche de sol. Les variables de sorties qui nous intéressent principalement pour quantifier les flux d'éléments minéraux dans les 2 écosystèmes correspondent au drainage journalier à la base de chaque couche de sol (D_i). En effet les valeurs mesurées sur le site seront prises en compte pour quantifier les autres flux hydriques intervenant dans les bilans entrées-sorties.

Le modèle sera validé en comparant les dynamiques d'humidité du sol prévue par le modèle dans chaque couche et mesurée par des sondes TDR.

1.3.2 Méthodes de mesure

1.3.2.1. Teneur en eau du sol

Un système TDR (Trase 6050 X1) a été installé dans la plantation d'eucalyptus en juillet 1998. Cinq répétitions de sondes ont été enterrées horizontalement aux profondeurs de 15 cm, 50 cm, 1 m et 3 répétitions aux profondeurs de 2 m, 3 m, 4 m et 5 m. Les sondes ont été positionnées afin d'échantillonner différentes distances par rapport à la base des arbres. Les mesures ont été réalisées en continu toutes les 3 heures du 27/07/98 au 31/12/00. Dans la savane, 3 répétitions de sondes ont été installées horizontalement en décembre 1998, aux profondeurs de 15 cm, 50 cm, 1 m, 2 m et 3 m. Les mesures d'humidité ont été réalisées ponctuellement lors des déplacements sur le site, en général deux fois par semaine. La distance entre les répétitions de sondes était de 5 à 10 mètres dans les deux peuplements.

1.3.2.2 Pluviométrie (P)

La pluviométrie a été mesurée quotidiennement sur le site pendant 3 années à partir de 3 pluviomètres à lecture directe. Elle a également été récoltée hebdomadairement par 2 gouttières PVC (1,90 m x 0,16 m) situées à 1,50 m au dessus du sol dans la savane.

1.3.2.3 Pluviollessivats (Ps)

Dans la plantation d'eucalyptus, 9 gouttières PVC (identiques à celles utilisées au dessus de la savane) ont été positionnées afin de tenir compte des discontinuités dans la canopée. Dans la savane, 4 répétitions de 2 collecteurs (70 cm x 6 cm) ont été disposées entre les touffes de savane. Les pluviollessivats ont été récoltés hebdomadairement.

1.3.2.4 Ecoulements de tronc (Ec)

Des colliers en polyéthylène ont été disposés à la base du tronc de 10 arbres représentant les différentes classes de circonférence du peuplement. Les écoulements de tronc ont été recueillis hebdomadairement. La corrélation entre le flux d'écoulements de tronc et les caractéristiques dendrométriques des arbres (C130 et H) n'est pas

significative ($p < 0,05$) pendant la période expérimentale. Le flux hebdomadaire a donc été calculé en rapportant à l'hectare la moyenne des valeurs mesurées sur les 10 arbres échantillonnés, à partir de la densité d'arbres vivants.

1.3.2.5 Ruissellement superficiel (Ru)

Dans chaque peuplement, 5 cadres de 1 m² ont été enfoncés dans le sol d'environ 5 cm. La face aval du cadre était percée au ras du sol et munie d'un canal collecteur qui permet de recueillir le ruissellement superficiel dans un récipient situé en aval (Casenave et Valentin, 1989). Les cadres ont été positionnés afin d'échantillonner différentes distances par rapport à la ligne de plantation dans la parcelle d'eucalyptus.

1.3.2.6 Evapotranspiration potentielle (ETP)

L'évapotranspiration potentielle a été calculée quotidiennement par l'équation de Penman à partir des mesures effectuées par le service météorologique de Pointe-Noire, situé à environ 40 km du site d'étude. Il s'agit ici d'un index d'évapotranspiration plutôt que d'un modèle prévisionnel car cette équation ne prend pas en compte la résistance de surface de la végétation et la résistance aérodynamique est calculée indépendamment de la structure de la canopée. Cette équation a été choisie car les données météorologiques étaient disponibles à l'aéroport de Pointe-Noire sur une longue période. Le mode de calcul de l'ETP aura cependant peu d'impact sur les variables de sorties du modèle. En effet la transpiration du peuplement est calibrée à partir du ratio T:ETP en fonction de REW, et elle est calculée chaque jour par le modèle en multipliant la valeur de ce ratio par ETP (Cf. 1.3.3.1).

1.3.3 Paramètres du modèle

1.3.3.1 Pluiolessivats

Les pluiolessivats ont été modélisés en fonction de la pluviométrie dans les 2 peuplements de Kondi, à partir d'une équation utilisée pour des peuplements de douglas (Villette, 1994) :

$$\frac{P_s}{P} = \frac{A_0 \times (P - Se)^B}{A_1 + (P - Se)^B}, \quad (2)$$

où Se représente le seuil d'intensité de pluie (exprimé en mm) au delà duquel un égouttement est mesuré sous la canopée et A₀, A₁, B sont des paramètres ajustés pour chaque peuplement végétal.

Ce modèle a été ajusté par régression non linéaire sur les mesures hebdomadaires de pluviométrie et de pluiolessivats effectuées en 1998 et 1999 dans la plantation d'eucalyptus et la savane de Kondi. Il s'est révélé bien adapté pour décrire les relations entre les pluiolessivats et la pluviométrie dans les 2 peuplements végétaux (**Figures A5-2 et A5-3**). Lorsque le modèle (équation 2) est appliqué aux valeurs de pluviométrie mesurées en 2000, la moyenne des résidus est voisine de 0 et leur écart type est du même

ordre que celui obtenu à partir des mesures effectuées en 1998 et 1999 sur lesquelles le modèle a été ajusté (0,11 vs 0,15 respectivement).

Dans la savane, l'interception des pluies par le feuillage est étroitement dépendante du rythme de production de biomasse aérienne après le brûlis annuel. Les pluviollessivats ont donc été modélisés en tenant compte du nombre de mois après le brûlis (**Tableau A5-1**).

Tableau A5-1 : Modèles prévisionnels de l'intensité des pluviollessivats (exprimée en pourcentage de la pluviométrie) dans la plantation d'eucalyptus et la savane.

Peuplement	P < 0,5 mm	P > 0,5 mm	e. r.
Eucalyptus	0	$\frac{P_s}{P} = \frac{1,00 \times (P - 0,5)^{0,569}}{0,51 + (P - 0,5)^{0,569}}$	0,15
Savane			
0-3 mois après brûlis	0	$\frac{P_s}{P} = \frac{0,99 \times (P - 0,5)^{1,95}}{1,77 + (P - 0,5)^{1,95}}$	0,026
4-8 mois après brûlis	0	$\frac{P_s}{P} = \frac{0,97 \times (P - 0,5)^{1,04}}{1,96 + (P - 0,5)^{1,04}}$	0,075
9-12 mois après brûlis	0	$\frac{P_s}{P} = \frac{0,97 \times (P - 0,5)^{1,04}}{1,96 + (P - 0,5)^{1,04}}$	-

Au delà de 8 mois après le brûlis annuel, la chute du ratio Ps:P dans la savane suggérerait une augmentation brutale de l'interception des précipitations (**Figure A5-3**). Cependant, les valeurs d'interception très importantes (> 20%) mesurées pour des événements pluvieux de forte intensité (> 50 mm) sont incompatibles avec la faible évolution de la biomasse aérienne de ce peuplement entre 6 et 12 mois après le brûlis (**Article 3**). Une surestimation systématique des valeurs d'interception mesurées en fin de saison des pluies pourrait provenir de modifications de la structure épigée de la savane. En effet la forte augmentation de la nécromasse des touffes de graminées semble induire un écoulement préférentiel des eaux de pluies vers la base des feuilles. Les collecteurs de pluviollessivats échantillonnent correctement l'égouttement sous le feuillage de la savane mais une partie des pluviollessivats correspondant à l'écoulement à la base des touffes n'est pas prélevé, ce qui conduit à une surestimation de l'interception. Nous avons donc considéré que le modèle établi à partir des mesures de pluviollessivats et de pluviométrie entre 4 et 8 mois après le brûlis annuel pouvait également être appliqué jusqu'au brûlis suivant.

En cohérence avec cette approche, les flux d'éléments minéraux dans les pluviollessivats de l'écosystème de savane ont été calculés à partir des valeurs de pluviollessivats mesurées sur le site au cours des 8 premiers mois après le brûlis, mais les flux d'eau prédits par le modèle ont été pris en compte au delà, jusqu'au brûlis suivant. Les concentrations minérales mesurées dans les échantillons de pluviollessivats récoltés ont par contre été prises en compte tout au long de l'année.

Afin de valider les modèles, nous avons vérifié que les écarts entre les valeurs de pluviollessivats prédites et mesurées en 2000 étaient faibles (**Figure A5-3**). L'interception

a cependant été fortement surestimée par les mesures de pluviolessivats en fin de saison des pluies 2000, mais ces valeurs ne sont pas prises en compte par le modèle de transfert hydrique.

1.3.3.2 Ecoulements de tronc

L'intensité des écoulements de tronc a été modélisée en ajustant le même type d'équation que pour les pluviolessivats aux mesures effectuées hebdomadairement en 1998 et 1999. Le seuil de pluviométrie au delà duquel un écoulement de tronc est observé est de 1 mm (**Tableau A5-2**).

Tableau A5-2 : modélisation des écoulements de tronc en fonction de la pluviométrie.

Peuplement	P < 1 mm	P > 1 mm	e. r.
Eucalyptus	0	$\frac{Ec}{P} = \frac{0,0169 \times (P-1)^{1,857}}{219,4 + (P-1)^{1,857}}$	0,004

La variabilité du ratio Ec:P est importante au cours des 3 années de mesure (**Figure A5-2**). Ce ratio dépend en particulier du nombre et de l'intensité des événements pluvieux au cours de la semaine de récolte. Le modèle établi à partir des mesures effectuées en 1998 et 1999 se révèle globalement bien adapté pour prédire les écoulements de tronc en 2000, même si l'écart type des résidus augmente, en raison de quelques valeurs exceptionnellement élevées. Les écoulements de tronc représentent un flux hydrique très limité dans cette plantation (< 4% de P).

1.3.3.3 Ruissellement superficiel (Ru)

Les valeurs de ruissellement superficiel dans les 2 écosystèmes sont très faibles en raison de la très faible déclivité du site (**Figure A5-4**). Aucun ruissellement n'a été observé pendant les 3 années de suivi dans la savane pour des pluviométries inférieures à 30 mm. Même si la variabilité du ruissellement est importante pour des pluviométries supérieures, ce flux reste très faible par rapport aux pluviolessivats. Dans la plantation d'eucalyptus, le ruissellement superficiel représentait généralement moins de 2% de la pluviométrie même si quelques valeurs supérieures à 5% ont été observées. En raison de leur surface limitée (1 m²), ces collecteurs caractérisent bien la phase initiale du phénomène (déclenchement) mais il n'en est peut être pas de même des phases suivantes (transmission,...). Il a été montré en zone sahélienne que le type de collecteur utilisé ici a tendance à surévaluer le ruissellement pour des couvertures végétales du sol importantes (Casenave et Valentin, 1989).

Il a été en particulier vérifié que malgré l'hydrophobicité très marquée à la surface du sol dans la plantation d'eucalyptus en saison sèche, le ruissellement superficiel représente un flux hydrique très limité. Ce flux sera néanmoins calculé quotidiennement par le modèle à partir des équations déterminées dans les 2 écosystèmes (**Tableau A5-3**).

Tableau A5-3 : modélisation du ruissellement en fonction de la pluviométrie à partir des mesures effectuées en 1998 et 1999.

Peuplement	P < 30 mm	P > 30 mm
Savane	0	$Ru = 0.014 \times P - 0.5$
Eucalyptus	$Ru = 0.0162 \times Pi$	

1.3.3.4 Transpiration du peuplement (T)

La transpiration des deux peuplements a été évaluée par la méthode du bilan hydrique (Nizinski *et al.*, 1994). Des mesures complémentaires de flux de sève dans la même plantation d'eucalyptus et micro météorologiques (rapport de Bowen) dans une savane adjacente ont été effectuées en saison sèche (Sana, 1997 ; Mouvondy, 2000). Ces résultats ont permis de confirmer en saison sèche les valeurs de transpiration calculées par la méthode du bilan hydrique.

Méthode d'évaluation de T

Quand la teneur en eau de la couche la plus profonde du sol (H) dépasse le seuil de drainage lent (S), la méthode du bilan hydrique considère que le drainage a lieu et que l'évapotranspiration réelle (ETR) atteint sa plus forte valeur ($ETR = ETR_{max}$). Quand la teneur en eau du sol est inférieure à ce seuil, le drainage est considéré nul, ce qui permet de calculer la transpiration du peuplement (équation 1). L'évapotranspiration réelle a été exprimée quantitativement comme suit :

- Si $H \geq S$

alors $ETR = ETR_{max} = r \times ETP$

et $T = ETR_{max} - In$

(Es et T non distinguées)

Il a été montré dans des plantations d'eucalyptus (Cohen *et al.*, 1997) ainsi que dans d'autres types de forêts (Granier *et al.*, 1999) que la transpiration des arbres est fortement dépendante de l'évapotranspiration potentielle (ETP).

Les ratios $r (= ETR_{max} : ETP)$ ont été fixés à :

$r = 0.8$ dans la plantation d'Eucalyptus,

$r = 0.55$ dans la savane.

Ces valeurs de r correspondent aux évaluations de ETR par la méthode de Penman-Monteith en saison des pluies dans cette plantation d'eucalyptus ainsi que dans une savane adjacente protégée du feu (Mouvondy, 2000). Elles représentent des valeurs de ETR en saison des pluies d'environ 4 mm jour^{-1} dans la plantation, ce qui correspond aux valeurs mesurées par Eddy corrélation dans un autre peuplement du même clone âgé de 2,5 ans, situé à environ 20 km (Nouvellon, *com. pers.*). Elles sont également cohérentes avec les valeurs d'ETR de plantations d'eucalyptus relevées dans la littérature : (i) Beadle *et al.* (1995) ont mesuré des valeurs d'ETR voisines de l'évaporation en bac dans des plantations d'*Eucalyptus globulus* irriguées, ce qui correspond ici à un ratio $ETR_{max} : ETP$ (évalué avec la formule de Penman) voisin de 0,8 ; (ii) Dye (1996) a mesuré des valeurs d'ETR de $4 \text{ à } 5 \text{ mm jour}^{-1}$ dans des plantations d'eucalyptus en Afrique du sud, dans des conditions climatiques et de croissance des

peuplements comparables et (iii) dans des plantations d'*Eucalyptus globulus* au Portugal, David *et al.* (1997) ont mesuré par la méthode des flux de sève des transpirations au printemps et en été comprises entre 0,5 et 3,6 mm jour⁻¹.

La cohérence de ces valeurs de ETR_{max} sera vérifiée *a posteriori* en comparant les valeurs d'humidités du sol prévues par le modèle à celles mesurées par des sondes TDR pour différentes valeurs de ETR_{max} .

□ Si $H < S$

alors $D = 0$

et $ETR = P - \Delta W - Ru$ (3)

La présence de sondes TDR jusqu'à 3 mètres de profondeur en savane et 5 mètres en plantation a permis de vérifier l'absence de drainage lors des périodes où cette hypothèse était nécessaire pour évaluer ETR. Le grand nombre de sondes TDR dans le sol (27 en plantation et 15 en savane) a permis une évaluation précise du stock hydrique à chaque date de mesure et donc de l'ETR par l'équation 3.

Modèles prévisionnels établis

La méthode du bilan hydrique a permis d'estimer la transpiration des deux peuplements en 1998 et 1999 pendant la période de suivi TDR (de juillet 1998 à décembre 1999 dans la plantation d'eucalyptus et de décembre 1998 à décembre 1999 dans la savane). Les relations entre T et REW ont été évaluées mensuellement dans la plantation d'eucalyptus et hebdomadairement pendant la période d'absence de drainage profond dans la savane (**Figure A5-5**). Les valeurs de T calculées par Mouvondy (2000) à partir de l'équation de Penman-Monteith dans cette plantation et dans une savane adjacente protégée du feu entre août 1998 et juin 1999 ont été indiquées dans la **figure A5-5**.

La relation entre TR : ETP et REW obtenue dans la plantation d'eucalyptus est semblable à celle indiquée par Granier *et al.* (1999) pour d'autres peuplements forestiers, avec en particulier un seuil identique de disponibilité en eau dans le sol ($REW_c = 0,4$) à partir duquel le peuplement régule la transpiration (**Tableau A5-4**). Dans des plantations d'*Eucalyptus globulus* irriguées ou alimentées par les pluies, un seuil de régulation de la transpiration du même ordre ($REW_c \approx 0,4$ à $0,5$) a été observé. Le ratio ETR : ETP a été modélisé en fonction de la disponibilité en eau dans le sol (REW) à partir d'une fonction de type sigmoïde (Battaglia et Sands, 1997). Le remplacement du mode de calcul de la transpiration choisi ici (**Tableau A5-4**) par une fonction du type de celle utilisée par Battaglia et Sands (1997) a été testé, mais il modifie très peu les sorties du modèle.

Il a été montré dans d'autres plantations forestières que la transpiration du peuplement est réduite lorsque le feuillage est humide. Nous avons considéré que sur un pas de temps de 24 heures, la réduction de la transpiration les jours de pluie représente 20% de l'interception (Aussenac, 1981 cité par Villette, 1994). Compte tenu des faibles valeurs d'interception dans les deux peuplements végétaux étudiés à Kondi, cette hypothèse a peu d'impact sur les variables de sortie du modèle.

Tableau A5-4 : Modélisation de la transpiration des peuplements (T) en fonction de la réserve en eau du sol (REW).

Peuplement	REW _c	REW < REW _c	REW ≥ REW _c
Eucalyptus	0,4	$T = (0,75 \times REW \times ETP / 0,4) - 0,2 \times I_n$	$T = 0,75 \times ETP - 0,2 \times I_n$
Savane	0,35	$T = (0,55 \times REW \times ETP / 0,35) - 0,2 \times I_n$	$T = 0,55 \times ETP - 0,2 \times I_n$

1.3.3.5 Prélèvement hydrique dans le sol

Le prélèvement hydrique correspondant à la transpiration du peuplement (incluant l'évaporation du sol) est affecté par le modèle dans chaque couche de sol, proportionnellement à la densité de racines fines. En période sèche, lorsque l'humidité d'une couche atteint la valeur minimale (H_{m_i}), la proportion de racines dans les couches de sol renfermant de l'eau extractible par la végétation est recalculée. Le prélèvement hydrique est ainsi réparti au prorata de la densité de racines dans les couches de sol où de l'eau extractible est disponible.

Ce mode de calcul des prélèvements hydriques est fréquemment utilisé dans des modèles simples de transferts hydriques dans les sols (Villette, 1994, Marques *et al.*, 1997b, Granier *et al.*, 1999). Lorsque des modèles plus mécanistes sont élaborés, l'affectation du prélèvement hydrique dans les différentes couches de sol tient généralement compte du potentiel matriciel de l'eau dans chaque couche (Nizinski et Saugier, 1989 ; Nouvellon *et al.*, 2000). Ce mode de calcul nécessite cependant la modélisation de la dynamique du potentiel foliaire du peuplement. L'impact de la méthode de calcul simple adoptée ici sur la prédiction de l'humidité dans chaque couche de sol sera discuté, en comparant les valeurs prédites par le modèle et les valeurs mesurées par les sondes TDR.

1.3.3.6 Drainage à la base de chaque couche de sol

Une expérimentation de drainage interne a été réalisée afin de préciser le fonctionnement hydrologique de ces sols. L'objectif était de modéliser le drainage journalier à la base de chaque couche de sol en fonction de l'humidité de la couche. Dans chaque peuplement, un anneau métallique a été enfoncé dans le sol de 0.10 m afin de délimiter une zone de 1 m² au-dessus d'une répétition de sondes TDR. Cet anneau était entouré d'un deuxième anneau délimitant une surface de 8 m² et 3 m³ d'eau ont été déversés dans la zone de sol délimitée par ces deux anneaux, afin d'assurer des transferts hydriques homogènes autour des sondes (Maraux, 1994). L'humidité du sol a été mesurée toutes les 3 heures aux profondeurs de 15 cm, 50 cm, 1 m et 2 m dans les 2 écosystèmes ainsi qu'à 3 m en savane. L'expérimentation a été menée juste après le brûlis de la savane (saison sèche) dans un site bâché, ce qui a permis d'éviter les pertes d'eau par évapotranspiration dans ce peuplement. Par contre dans la plantation, des prélèvements d'eau par les racines ont eu lieu pendant la période de suivi de l'humidité du sol. Des corrections d'humidité du sol ont donc été effectuées afin de compenser le prélèvement par le peuplement, sur la base d'une transpiration journalière égale à T_{max} et répartie dans les différentes couches de sol au prorata de la proportion de la densité de racines. Le drainage lent journalier à la base de chaque couche de sol a ensuite été modélisé dans chaque écosystème, à partir de l'humidité de la couche de sol le jour précédent (**Tableau A5-5**).

Tableau A5-5 : modélisation du drainage à la base de chaque couche de sol le jour j ($DR_{(j)}$) à partir de l'humidité pondérale (exprimée en %) de la couche le jour précédent $H_{(j-1)}$. Le flux de drainage est exprimé en mm d'eau.

	Seuil de drainage	Modèle	R ²
Eucalyptus			
Couche 0-15 cm	6%	$DR_{15(j)} = 0,837 \times H_{(j-1)} - 4,17$	0,71
Couche 15-50cm	5,5%	$DR_{50(j)} = 1,931 \times H_{(j-1)} - 9,75$	0,91
Couche 50-100 cm	5,5%	$DR_{100(j)} = 2,128 \times H_{(j-1)} - 10,58$	0,81
Couche 100-200 cm	6,6%	$DR_{200(j)} = 4,829 \times H_{(j-1)} - 32,01$	0,91
Couche 200-300 cm (*)	8,3%	$DR_{300(j)} = 5,329 \times H_{(j-1)} - 44,38$	-
Couche 300-400 cm (*)	9%	$DR_{400(j)} = 5,329 \times H_{(j-1)} - 44,38$	-
Couche 400-500 cm (*)	9%	$DR_{500(j)} = 5,329 \times H_{(j-1)} - 44,38$	-
Couche 500-600 cm (*)	9%	$DR_{600(j)} = 5,329 \times H_{(j-1)} - 44,38$	-
Savane			
Couche 0-15 cm	6%	$DR_{15(j)} = 0,454 \times H_{(j-1)} - 2,54$	0,87
Couche 15-50cm	6,5%	$DR_{50(j)} = 1,435 \times H_{(j-1)} - 9,14$	0,84
Couche 50-100 cm	7,8%	$DR_{100(j)} = 2,224 \times H_{(j-1)} - 17,20$	0,94
Couche 100-200 cm	9%	$DR_{200(j)} = 4,473 \times H_{(j-1)} - 37,01$	0,92
Couche 200-300 cm	9,5%	$DR_{300(j)} = 5,329 \times H_{(j-1)} - 44,38$	0,93

(*) La relation établie entre 2 et 3 m de profondeur dans la savane a été utilisée au delà de 3 m de profondeur dans la plantation. Les caractéristiques physiques du sol sont en effet semblables en profondeur sous savane et sous plantation.

2. Comparaison de l'humidité du sol simulée par le modèle avec les valeurs mesurées par les sondes TDR

L'humidité de chaque couche de sol est calculée quotidiennement par le modèle. La comparaison des humidités mesurées par les sondes TDR et calculées par le modèle permet d'évaluer sa qualité prévisionnelle. En particulier, les mesures du bilan hydrique au cours de l'année 2000 sur le site n'ont pas été utilisées pour élaborer le modèle : seules les variables d'entrée (P et ETP) ont été renseignées. L'ajustement des valeurs d'humidité mesurées et calculées en 2000 permet donc de valider dans de bonnes conditions le modèle.

Dans la plantation d'eucalyptus, la qualité prévisionnelle du modèle est satisfaisante pour les couches superficielles de sol (**Figure A5-6**). Au delà de 2 mètres de profondeur, les écarts entre valeurs d'humidités calculées et mesurées augmentent au cours de certaines périodes. Deux principaux types de biais sont observés :

- L'humidité calculée par le modèle a été surestimée en profondeur au début de l'année 1999. Ceci provient d'un comportement des couches profondes de sol au cours de cette période différent de celui observé le reste du temps. En effet un drainage profond a eu lieu au premier semestre 1999 sans que l'humidité des couches de sol n'atteigne la valeur de capacité au champ. Au cours de cette période, une variabilité importante d'humidité du sol a été mesurée par les 3 répétitions de sondes TDR installées à 2 et 3 mètres de profondeur. La dynamique de l'humidité du sol au niveau de ces sondes révèle un drainage préférentiel en profondeur dans certaines zones du sol alors que le drainage profond était beaucoup plus homogène pendant les autres périodes de suivi. Le modèle ne rend pas compte de ces phénomènes de drainage préférentiel en profondeur, observés au premier semestre 1999.

- Le prélèvement hydrique au delà de 3 mètres de profondeur est sous-estimé en période sèche, principalement au cours des 2 premières années de suivi. Ce biais provient de la méthode de calcul des prélèvements hydriques dans chaque couche de sol par le modèle, qui ne tient pas compte du potentiel matriciel de l'eau dans le sol. En début de saison sèche, le prélèvement hydrique a lieu principalement dans les couches superficielles de sol où la densité de racines est la plus élevée. La proportion de prélèvement hydrique en profondeur n'augmente sensiblement dans le modèle que lorsqu'il n'y a plus d'eau extractible dans les couches superficielles. Le comportement de la plantation d'eucalyptus est quelque peu différent : lorsque le stock d'eau extractible diminue fortement dans les couches superficielles de sol, l'eau devient plus facilement accessible par les arbres en profondeur. Le prélèvement hydrique en profondeur est donc supérieur aux valeurs calculées par le modèle au prorata de la densité de racines. La prise en compte du potentiel de l'eau dans les différentes couches de sol serait intéressante pour améliorer ce modèle. Elle pourrait en effet permettre de tenir compte de la disponibilité en eau dans la pondération du prélèvement hydrique entre les couches de sol.

Une dégradation en profondeur de la qualité prévisionnelle des modèles à compartiments et à flux de transferts hydriques dans les sols est classique (Marques, 1997b). En effet les apports d'eau dans chaque couche calculés par le modèle, correspondent au drainage de la couche supérieure. Les erreurs dans la détermination du drainage à la base de chaque couche ont donc tendance à se cumuler en profondeur. Malgré le nombre important de couches de sol prises en compte ici, nous observons une très bonne correspondance entre les périodes de réhumectation prévues par le modèle et mesurées par les sondes TDR. Ce comportement révèle que, même si des écarts entre humidités du sol calculées et mesurées existent au cours de certaines périodes en profondeur, le modèle rend globalement bien compte des caractéristiques du drainage dans le sol. L'ordre de grandeur des flux d'eau drainés à chaque profondeur qui seront pris en compte pour le calcul des flux d'éléments minéraux dans le sol paraît donc satisfaisant.

Dans la savane, les écarts entre les valeurs d'humidité du sol prévues par le modèle et mesurées ont tendance à augmenter en profondeur, comme pour le modèle en plantation (**Figure A5-7**). La qualité prévisionnelle du modèle est cependant globalement satisfaisante, même au cours de l'année 2000 où les mesures sur le site n'ont pas été utilisées pour paramétrer le modèle. Quelques valeurs d'humidité nettement au dessus de la capacité au champ ont été mesurées dans les couches supérieures. Ceci vient du fait que les mesures étaient réalisées ponctuellement une ou deux fois par semaine. Si la mesure avait lieu peu de temps après une pluie importante, la teneur en eau du sol était très élevée. Une journée après la pluie, l'humidité mesurée était beaucoup plus proche de la valeur de capacité au champ fixée dans le modèle.

D'autres modèles de transfert hydriques sont en cours d'établissement sur le site de Kondi : (i) un modèle mécaniste de transfert hydrique dans les sols (Hydrus 1D) a fait l'objet d'un stage de fin d'étude d'un étudiant de l'ENSA de Rennes et (ii) un modèle écophysiological développé par Nouvellon (2000) pour une végétation de steppes en Arizona est en cours d'adaptation pour la plantation d'eucalyptus et la savane de Kondi. Les valeurs de drainage calculées par le modèle simple développé ici ont été comparées pendant deux années avec celles du modèle basé sur la loi de Darcy (Hydrus 1D)

développé dans la même plantation d'eucalyptus. Les valeurs de drainage à 5 m de profondeur calculées par les deux modèles étaient très voisines à l'échelle de l'année. Au cours des deux années comparées, les écarts étaient en effet inférieurs à 3% du flux annuel calculé par le modèle à compartiment (Damman, 2001). Des différences plus importantes ont été observées à l'échelle mensuelle, l'évolution du drainage profond calculé par le modèle Hydrus étant plus régulière que celle du modèle à compartiment. Ces modèles mécanistes seront plus explicatifs des flux d'eau dans ces écosystèmes que le modèle à compartiment présenté ici.

3. Principaux flux du bilan hydrique

Les principaux flux du bilan hydrique calculés par le modèle au cours des 3 années de suivi du dispositif expérimental de Kondi sont indiqués dans le **tableau A5-6**. La transpiration annuelle (incluant l'évaporation du sol) dans la plantation est supérieure d'environ 60% à la valeur calculée dans la savane. L'interception par le feuillage représente 8% des précipitations incidentes dans la plantation et 11% dans la savane. Les écoulements le long des troncs des eucalyptus correspondent à 1% environ de la pluviométrie annuelle. Les ruissellements superficiels sont également très faibles dans la plantation et la savane : respectivement 1,6% et 0,3% de la pluviométrie.

Le flux d'eau drainé dans l'horizon superficiel du sol est du même ordre dans les deux écosystèmes. Il diminue cependant plus rapidement avec la profondeur en savane qu'en plantation, en raison d'une proportion supérieure de racines dans la couche de sol 0-50 cm. En effet aux profondeurs de 50 cm et 1 m, le drainage dans la plantation est supérieur d'environ 10% aux valeurs calculées par le modèle dans la savane. Plus profondément par contre, le flux d'eau drainé continue à décroître sensiblement en plantation alors qu'il évolue peu sous savane. Le flux de drainage profond moyen calculé au cours des 3 années par le modèle est d'environ 330 mm an⁻¹ dans l'écosystème d'eucalyptus et 660 mm an⁻¹ dans la savane.

Tableau A5-6 : principaux flux du bilan hydrique évalués par le modèle dans la plantation d'eucalyptus et la savane de Kondi (exprimés en mm).

	P	Ps	Ec	Ru	T	D₀	D₁₅	D₅₀	D₁₀₀	D₂₀₀	D₃₀₀	D₄₀₀	D₆₀₀
Eucalyptus													
Total 1998	1680	1531	16	27	1067	1547	1314	1178	1039	784	633	549	475
Total 1999	1406	1273	13	23	1097	1286	1062	924	785	532	369	278	222
Total 2000	1469	1335	13	24	967	1348	1122	988	845	617	461	351	309
Moyenne annuelle	1518	1380	14	25	1044	1394	1166	1030	890	644	488	393	335
Savane													
Total 1998	1691	1510	-	6	667	1510	1359	1084	929	842	773	773	773
Total 1999	1435	1260	-	5	664	1260	1108	852	689	629	615	615	615
Total 2000	1470	1294	-	5	596	1294	1157	892	737	653	597	597	597
Moyenne annuelle	1532	1355	-	5	642	1355	1208	943	785	708	662	662	662
Ratio $\frac{\text{Eucalyptus}}{\text{Savane}}$	0,99	1,02		5,0	1,63	1,03	0,97	1,09	1,13	0,91	0,74	0,59	0,51

Dans une plantation d'*Eucalyptus camaldulensis* au Nord Cameroun, des valeurs d'interception par le houppier identiques à celles obtenues à Kondi ont été mesurées pendant 3 années: 8% en moyenne des précipitations (Harmand, 1997). L'interception par le feuillage n'a représenté par contre que 4% des précipitations dans des plantations d'*Eucalyptus grandis* en Afrique du sud (Dye, 1996). Au Portugal, l'interception par le houppier d'une plantation d'*Eucalyptus globulus* âgée de 7 à 9 ans était en moyenne de 12% (Cortez, 1996). Dans 5 forêts naturelles d'eucalyptus en Australie, l'interception par la canopée a représenté 13 à 17% de la pluviométrie (Adams et Attiwill, 1991). Des valeurs d'interception importantes ont également été mesurées dans d'autres écosystèmes forestiers : 23% par exemple dans des plantations de Douglas en France (Marques *et al.*, 1997b) et 29% dans une futaie de chênes de 120 ans (Nizinski et Saugier, 1988). L'interception des précipitations par le houppier est très dépendante de la surface foliaire (Nizinski et Saugier, 1988), mais aussi du régime pluviométrique (fréquence et intensité des pluies) sur le site (Dye, 1996).

Les écoulements le long des troncs représentent un flux hydrique très faible (1% de P) dans la plantation de Kondi, en raison en particulier de la faible densité du peuplement. Ce flux a représenté 2% des précipitations dans la plantation d'*Eucalyptus globulus* étudiée par Cortez (1996) au Portugal. Des valeurs du même ordre (2% de P) ont été mesurées dans des plantations de Douglas en France (Marques *et al.*, 1997b). Les écoulements de troncs sont généralement beaucoup plus importants dans les forêts de hêtre en Europe où ils peuvent représenter 14 à 20% des précipitations totales atteignant le sol (Koch et Matzner, 1993). Ils dépendent de nombreux critères tels que le port de l'arbre (fustigé ou pleureur), du rhytidome (lisse ou squameux), de la hauteur relative du houppier, etc...

Les ruissellements superficiels sont très faibles dans les 2 écosystèmes de Kondi, malgré l'hydrophobicité marquée du sol sous la plantation en saison sèche. Des valeurs du même ordre ont été mesurées dans une plantation d'*Eucalyptus camaldulensis* au Nord Cameroun (Harmand, 1997). Ce flux est fréquemment négligé dans les modèles de transferts hydriques établis en zone plane (Nizinski et Saugier, 1989 ; Marques *et al.*, 1997b ; Granier *et al.*, 1999 ; Nouvellon *et al.*, 2000).

En Afrique du Sud, l'évapotranspiration des plantations forestières a été étudiée depuis les années 1930 en comparant le débit des rivières à l'exutoire de couples de bassins versants couverts de la végétation d'origine et de plantations forestières. Dans 2 bassins versants recevant des pluviométries annuelles voisines de celle de Kondi (1610 et 1135 mm) et couvert par des plantations d'*Eucalyptus grandis*, le débit des rivières a représenté 34 et 21% respectivement de la pluviométrie incidente (Dye, 1996). Des valeurs d'évapotranspiration du même ordre ont été mesurées dans un bassin versant planté en *Eucalyptus saligna* au Brésil. Le débit à l'exutoire a représenté en effet 33% des 1635 mm de pluviométrie moyenne annuelle (Lima *et al.*, 1996). Le flux de drainage profond calculé par le modèle dans la plantation d'eucalyptus de Kondi est du même ordre puisqu'il représentait en moyenne 22% de la pluviométrie sur le site pendant les 3 années de suivi. Les mesures effectuées dans les couples de bassins versants en Afrique du Sud ont en outre montré que la plantation d'eucalyptus et de pins réduit rapidement le débit des rivières à l'exutoire par rapport à la végétation d'origine de prairie ou d'arbustes (Dye, 1996 ; Scott et Smith, 1997). Pour une pluviométrie annuelle de 1135 mm, le reboisement en *Eucalyptus grandis* d'une végétation naturelle de prairies a en particulier

entraîné une réduction du flux d'eau à la sortie du bassin versant d'environ 300 mm an^{-1} , lorsque les plantations étaient âgées de 6 à 10 ans (Scott et Smith, 1997). La différence de drainage profond entre la plantation de Kondi et la savane est du même ordre pour une pluviométrie annuelle légèrement supérieure. Les valeurs de ETR_{max} prises en compte dans le modèle conduisent donc à des flux de drainage profond cohérents avec les valeurs indiquées dans la littérature.

Influence du délai de séjour des solutions dans les collecteurs (à Kondi) sur leur composition chimique.

Durée sur le site	Type de solution	N° Ech	S mg L ⁻¹	P mg L ⁻¹	Fe mg L ⁻¹	Si mg L ⁻¹	Mn mg L ⁻¹	Mg mg L ⁻¹	Ca mg L ⁻¹	Al mg L ⁻¹	Na mg L ⁻¹	K mg L ⁻¹	N (NO3) mg L ⁻¹	N (NH4) mg L ⁻¹	Cl mg L ⁻¹	pH
0 jour	pluiolessivats plantation	1	1.026	0.590	0.052	0.074	0.027	0.546	2.271	0.051	3.208	1.291	0.05	0.06	7.1	5.32
4 jours	pluiolessivats plantation	1	0.990	0.528	0.030	0.032	0.027	0.537	2.210	0.050	3.076	1.139	0.07	0.02	7.2	5.51
1 semaine	pluiolessivats plantation	1	0.900	0.608	0.032	0.053	0.027	0.533	2.205	0.052	3.021	1.243	0.04	0.06	7.4	5.41
2 semaines	pluiolessivats plantation	1	1.029	0.550	0.032	0.103	0.025	0.514	2.111	0.050	3.304	1.261	0.02	0.05	7.6	5.78
1 mois	pluiolessivats plantation	1	1.208	0.641	0.033	0.326	0.024	0.504	2.136	0.038	3.240	1.213	0.05	0.05	7.3	5.76
0 jour	pluie	12	0.569	0.000	0.117	0.081	0.011	0.131	1.924	0.026	1.882	1.034	0.31	0.09	6.9	4.62
4 jours	pluie	12	0.696	0.000	0.018	0.053	0.004	0.117	1.820	0.016	0.721	0.165	0.18	0.05	4.4	5.01
1 semaine	pluie	12	0.526	0.000	0.017	0.093	0.001	0.087	1.898	0.019	0.443	0.176	0.24	0.04	4.4	4.65
2 semaines	pluie	12	0.769	0.008	0.021	0.117	0.000	0.090	1.934	0.023	0.587	0.265	0.26	0.05	4.7	4.57
1 mois	pluie	12	0.547	0.000	0.011	0.274	0.000	0.081	1.859	0.019	0.422	0.209	0.23	0.04	4.7	4.67
0 jour	écoulement de tronc	22	2.400	0.166	0.045	0.232	0.094	1.283	2.262	0.059	5.876	2.225	0.02	0.06	6	5.52
4 jours	écoulement de tronc	22	2.272	0.382	0.063	0.198	0.106	1.344	2.151	0.061	5.930	2.056	0.02	0.04	5.9	5.61
1 semaine	écoulement de tronc	22	2.300	0.363	0.069	0.240	0.105	1.344	2.153	0.051	6.089	2.086	0.02	0.06	6	5.75
2 semaines	écoulement de tronc	22	2.596	0.401	0.068	0.315	0.102	1.299	2.129	0.048	5.990	2.037	0.02	0.07	6.1	5.73
1 mois	écoulement de tronc	22	1.843	0.000	0.054	0.331	0.099	1.311	2.114	0.056	5.494	2.083	0.02	0.07	6	5.94
0 jour	eaux gravitaires plantation	49	abs	abs	abs	abs	abs	abs	abs	abs	abs	abs	abs	abs	abs	Abs
4 jours	eaux gravitaires plantation	49	1.472	4.131	0.304	1.235	0.045	0.606	1.372	0.485	2.097	1.043	0.02	0.05	2.9	3.86
1 semaine	eaux gravitaires plantation	49	1.655	4.234	0.175	1.253	0.014	0.498	0.942	0.518	2.185	1.061	0.02	0.06	3	3.87
2 semaines	eaux gravitaires plantation	49	1.625	4.298	0.164	1.277	0.013	0.491	0.930	0.507	2.165	0.991	0.02	0.05	2.9	3.87
1 mois	eaux gravitaires plantation	49	1.623	4.227	0.158	1.364	0.014	0.493	0.942	0.488	2.304	1.071	0.02	0.06	3.2	3.87
0 jour	bougies savane	107	6.768	0.313	0.005	1.795	0.067	0.090	0.423	0.012	0.998	0.015	0.09	0.18	1.7	5.51
4 jours	bougies savane	107	7.139	0.307	0.007	1.804	0.009	0.090	0.271	0.011	1.086	0.004	0.12	0.35	1.7	4.70
1 semaine	bougies savane	107	7.088	0.000	0.004	1.888	0.001	0.066	0.169	0.019	0.870	0.080	0.11	0.53	1.6	5.14
2 semaines	bougies savane	107	7.115	0.000	0.007	1.931	0.000	0.066	0.149	0.016	0.841	0.077	0.1	0.6	1.6	5.06
1 mois	bougies savane	107	7.128	0.000	0.011	2.063	0.000	0.064	0.152	0.025	0.786	0.105	0.1	0.65	1.7	5.15

Besoins minéraux pour l'accroissement courant annuel ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) des différents compartiments des arbres de la chronoséquence de Kissoko. La biomasse annuelle courante produite de chaque compartiment (Cf. § 2.2.2.1) est indiquée (b).

Age du peuplement	Compartiment	b		N		P		K		Ca		Mg	
		$\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$	kg/ha/an	(%)	kg/ha/an	(%)	kg/ha/an	(%)	kg/ha/an	(%)	kg/ha/an	(%)	
1 an	Feuilles	2463	46,1	72	4,5	55	13,3	45	12,6	50	12,1	49	
	Branches	1618	6,0	9	1,8	22	7,0	23	4,5	18	2,9	12	
	Bois de tronc	2241	6,4	10	0,6	7	5,3	18	1,3	5	2,1	9	
	Ecorce de tronc	503	1,8	3	0,7	8	2,1	7	3,9	15	3,6	15	
	Souche + racines	1493	4,0	6	0,6	7	2,0	7	3,0	12	4,0	16	
	Total	8318	64,4	100	8,2	100	29,7	100	25,3	100	24,7	100	
2 ans	Feuilles	4820	91,6	68	8,3	49	22,2	40	16,4	42	22,6	56	
	Branches	2656	9,8	7	3,0	18	11,4	21	7,4	19	4,8	12	
	Bois de tronc	9595	22,9	17	2,8	17	15,2	27	3,3	8	2,4	6	
	Ecorce de tronc	1120	4,5	3	2,0	12	3,8	7	9,3	24	7,5	18	
	Souche + racines	3206	6,5	5	0,7	4	2,7	5	2,7	7	3,3	8	
	Total	21397	135,3	100	16,9	100	55,3	100	39,1	100	40,6	100	
4 ans	Feuilles	3460	72,7	60	5,7	38	13,8	35	13,5	38	15,2	51	
	Branches	1469	5,4	4	1,6	11	6,3	16	4,1	12	2,6	9	
	Bois de tronc	13724	33,5	27	3,8	26	14,3	37	4,5	13	4,4	15	
	Ecorce de tronc	1058	4,8	4	3,2	21	3,2	8	11,5	32	6,3	21	
	Souche + racines	2620	5,8	5	0,5	4	1,3	3	1,8	5	1,2	4	
	Total	22331	122,2	100	14,9	100	39,0	100	35,5	100	29,7	100	
5 ans	Feuilles	3453	68,4	58	5,7	37	13,8	37	14,2	41	15,2	56	
	Branches	1426	5,3	5	1,6	10	6,1	16	4,0	11	2,6	9	
	Bois de tronc	13635	34,1	29	4,5	29	13,5	36	4,2	12	3,1	12	
	Ecorce de tronc	1022	4,6	4	3,3	21	2,9	8	10,9	31	5,5	20	
	Souche + racines	2256	4,8	4	0,5	3	0,9	3	1,6	5	0,9	3	
	Total	21793	117,2	100	15,6	100	37,3	100	34,8	100	27,3	100	
7 ans	Feuilles	3996	85,1	62	6,1	34	16,8	46	14,0	43	13,2	50	
	Branches	1484	5,5	4	1,7	9	6,4	18	4,2	13	2,7	10	
	Bois de tronc	14049	35,8	26	6,0	35	9,3	25	3,9	12	4,8	18	
	Ecorce de tronc	1172	5,1	4	3,2	18	3,0	8	9,0	27	5,0	19	
	Souche + racines	2683	5,2	4	0,6	4	1,0	3	1,5	5	1,1	4	
	Total	23384	136,8	100	17,6	100	36,4	100	32,6	100	26,7	100	

Transferts internes courants dans les principaux compartiments des arbres de la chronoséquence de Kissoko ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$).

Age du peuplement	Compartiments	N	P	K	Ca	Mg
1 an	Feuilles	5,7	0,4	1,6	-0,5	0,6
	Branches	0	0	0	0	0
	Bois de tronc	0	0	0	0	0
	Ecorce de tronc	0	0	0	0	0
	Total	5,7	0,4	1,6	-0,5	0,6
2 ans	Feuilles	46,2	3,2	14,2	-7,7	0,9
	Branches	0	0,1	0,3	0,1	0,1
	Bois de tronc	1,3	0,4	2,1	0,3	1,1
	Ecorce de tronc	0	0,1	0,1	0,2	0,2
	Total	47,5	3,8	16,8	-7,2	2,3
4 ans	Feuilles	49,1	3,1	12,3	-4,0	2,0
	Branches	0,3	0,6	0,9	0,5	1,1
	Bois de tronc	8,1	3,2	4,5	-1,2	-0,4
	Ecorce de tronc	-0,1	0,8	0,6	2,0	1,2
	Total	57,5	7,7	18,2	-2,7	3,9
5 ans	Feuilles	41,4	3,2	12,1	-4,0	0,9
	Branches	0,5	0,8	1,6	0,5	0,8
	Bois de tronc	3,3	-0,3	12,6	1,8	3,2
	Ecorce de tronc	0,0	1,3	1,1	3,0	1,3
	Total	45,2	4,9	27,3	1,3	6,2
7 ans	Feuilles	48,1	3,2	13,5	-8,1	-4,3
	Branches	0,0	0,5	1,2	-0,4	0,2
	Bois de tronc	-7,0	-2,9	4,0	-4,2	-1,6
	Ecorce de tronc	0,0	1,6	1,2	2,5	1,4
	Total	41,1	2,5	19,8	-10,2	-4,2

Prélèvements au sol annuels d'éléments minéraux par les arbres de la chronoséquence de Kissoko ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$).

Age du peuplement	Compartiment	N	P	K	Ca	Mg
1 an	Immobilisation	17,0	4,2	17,1	13,0	13,1
	Chutes de litières	5,1	0,1	0,7	1,7	1,3
	Récrétion	-2,8	0,2	0,2	1,0	0,2
	Variations feuillage	38,1	3,7	11,0	10,4	10,4
	Prélèvement au sol	57,4	8,3	28,8	26,1	24,5
2 ans	Immobilisation	36,9	7,8	22,1	19,8	16,4
	Chutes de litières	36,0	3,2	3,4	18,9	18,4
	Récrétion	-6,8	0,5	0,6	2,5	0,4
	Variations feuillage	17,1	1,6	4,1	3,1	4,2
	Prélèvement au sol	83,3	13,1	30,2	44,2	39,4
4 ans	Immobilisation	37,6	7,7	13,3	16,4	9,6
	Chutes de litières	46,1	3,4	3,6	19,4	16,4
	Récrétion	-6,5	0,5	0,6	2,5	0,5
	Variations feuillage	-11,4	-0,9	-2,2	-2,1	-2,4
	Prélèvement au sol	65,8	10,7	15,3	36,2	24,1
5 ans	Immobilisation	36,9	7,8	11,2	15,3	8,3
	Chutes de litières	43,8	3,3	3,3	20,6	17,2
	Récrétion	-4,6	0,4	0,6	-1,4	0,4
	Variations feuillage	-7,0	-0,6	-1,4	1,9	-1,5
	Prélèvement au sol	69,2	10,9	13,7	36,4	24,3
7 ans	Immobilisation	34,9	6,5	8,5	11,2	6,4
	Chutes de litières	45,4	3,1	3,2	23,8	19,0
	Récrétion	-4,3	0,4	0,6	1,9	0,5
	Variations feuillage	1,8	0,1	0,3	0,3	0,3
	Prélèvement au sol	77,8	10,1	12,7	37,2	26,1

Stocks (kg ha⁻¹) et flux (kg ha⁻¹ an⁻¹) de matière organique et d'éléments minéraux dans les différentes fractions de litière au sol de la plantation d'eucalyptus de Kondi.

	Année 1998-1999					Année 1999-2000				
	Feuille	Ecorce	Bois	Autre	Total	Feuille	Ecorce	Bois	Autre	Total
Biomasse										
L ₁ : stock au sol initial	5223	1400	4942	64	11628	5754	1768	6703	37	14262
L ₂ : stock au sol final	5754	1768	6703	37	14262	5847	2259	8092	27	16226
A (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	4773	1308	1297	9	7386	4232	1109	1706	12	7058
Xd (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	4242	940	-464	36	4752	4139	618	317	22	5094
k (%)	42	35	-7	49	25	41	21	4	45	24
N										
L ₁ : stock au sol initial	58.9	6.8	17.5	0.5	83.7	68.6	10.1	29.9	0.3	108.8
L ₂ : stock au sol final	68.6	10.1	29.9	0.3	108.8	70.1	12.5	26.4	0.0	109.0
A (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	48.1	7.0	4.6	0.0	59.7	43.5	7.0	6.5	0.2	57.2
Xd (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	38.4	3.7	-7.8	0.2	34.6	42.0	4.6	10.0	0.5	57.0
k (%)	36	27	-	40	24	37	27	27	100	34
P										
L ₁ : stock au sol initial	2.6	0.3	0.8	0.0	3.7	2.9	0.4	1.2	0.0	4.5
L ₂ : stock au sol final	2.9	0.4	1.2	0.0	4.5	3.0	0.4	1.6	0.0	5.0
A (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	3.1	0.3	0.4	0.0	3.8	2.9	0.3	0.7	0.0	3.9
Xd (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	2.8	0.2	0.0	0.0	3.0	2.8	0.3	0.3	0.0	3.4
k (%)	49	33	0	0	40	48	43	16	-	40
K										
L ₁ : stock au sol initial	3.4	0.7	1.8	0.1	6.0	3.3	0.5	1.9	0.0	5.7
L ₂ : stock au sol final	3.3	0.5	1.9	0.0	5.7	2.7	0.6	1.8	0.0	5.1
A (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	2.8	0.3	0.3	0.0	3.4	3.0	0.4	0.2	0.0	3.6
Xd (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	2.9	0.5	0.2	0.1	3.7	3.6	0.3	0.3	0.0	4.2
k (%)	47	50	10	100	40	57	33	14	-	45
Ca										
L ₁ : stock au sol initial	21.5	3.7	9.3	0.2	34.6	26.3	4.6	11.9	0.1	42.8
L ₂ : stock au sol final	26.3	4.6	11.9	0.1	42.8	24.1	5.3	11.0	0.0	40.3
A (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	21.1	2.4	1.8	0.0	25.4	15.1	1.9	1.7	0.0	18.6
Xd (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	16.3	1.5	-0.8	0.1	17.2	17.3	1.2	2.6	0.1	21.1
k (%)	38	25	-	50	29	42	18	19	100	34
Mg										
L ₁ : stock au sol initial	12.5	2.1	3.2	0.2	18.4	16.4	3.0	6.4	0.1	26.0
L ₂ : stock au sol final	16.4	3.0	6.4	0.1	26.0	14.0	3.3	6.5	0.0	23.8
A (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	17.5	1.5	0.9	0.0	19.9	17.2	1.3	1.1	0.0	19.6
Xd (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	13.6	0.6	-2.3	0.1	12.3	19.6	1.0	1.0	0.1	21.8
k (%)	45	17	-	50	32	58	23	13	100	48

A : Apports au sol par les chutes de litières.

$Xd = L_1 + A - L_2$

$$k = \frac{Xd}{L_1 + A}$$

Flux de drainage à la base des différentes couches de sols identifiées dans la plantation et la savane de Kondi (exprimé en kg ha⁻¹ an⁻¹, sauf pour le flux d'eau qui est exprimé en mm an⁻¹).

Profondeurs	Flux d'eau	N-NH₄	N-NO₃	P-H₂PO₄	K	Ca	Mg	Na	H	Al	Fe	S-SO₄	Cl	Si	DOC*
Eucalyptus															
1998															
P - Litière	1547	1.36	1.41	3.11	5.70	10.42	5.77	27.82	1.51	5.18	7.80	11.49	32.00	11.37	769.6
P - 15 cm	1314	1.61	1.75	0.39	1.87	1.75	2.92	20.00	0.46	2.82	0.75	7.20	45.50	66.40	3780.9
P - 50 cm	1178	4.97	1.07	0.16	1.24	1.21	1.50	12.83	0.30	2.47	0.77	7.34	31.67	42.21	3343.9
P - 100 cm	1039	0.68	0.81	0.11	0.59	0.92	1.79	5.93	0.27	0.70	0.43	2.78	20.80	26.01	1836.1
P - 200 cm	784	0.29	0.32	0.12	0.91	0.94	1.06	6.82	0.15	1.92	0.34	2.12	25.86	21.11	1655.0
P - 300 cm	633	2.46	0.21	0.46	0.56	0.50	0.61	4.17	0.44	1.11	0.17	4.99	15.49	13.34	463.9
P - 400 cm	549	2.74	0.19	0.09	0.73	0.91	0.50	2.50	0.12	0.49	0.21	4.04	8.27	17.79	537.8
P - 600 cm	475	0.50	0.05	0.10	0.67	0.95	0.65	1.81	0.08	0.30	0.13	2.44	4.87	19.21	637.9
1999															
P - Litière	1286	2.11	1.18	4.48	5.09	6.08	3.32	28.36	1.03	4.90	3.25	10.05	30.04	8.44	579.9
P - 15 cm	1062	8.12	0.64	0.58	2.45	0.93	1.05	24.90	0.38	1.65	0.30	14.40	36.40	43.90	2776.7
P - 50 cm	924	5.64	0.72	0.20	1.51	1.03	0.87	11.08	0.12	2.08	0.21	12.17	18.55	31.95	2570.4
P - 100 cm	785	4.45	0.33	0.17	1.66	0.74	0.77	5.57	0.06	0.57	0.11	9.49	20.95	19.17	1389.2
P - 200 cm	532	0.98	0.16	0.05	0.62	0.49	0.38	4.03	0.03	1.11	0.10	3.03	13.24	9.22	848.1
P - 300 cm	369	2.45	0.11	0.04	0.43	0.29	0.57	3.65	0.12	1.00	0.06	6.23	13.99	8.31	216.9
P - 400 cm	278	2.24	0.07	0.03	0.68	0.27	0.16	1.45	0.07	0.44	0.01	6.45	5.11	9.38	185.1
P - 600 cm	222	2.63	0.04	0.13	2.09	0.31	0.48	2.78	0.06	0.27	0.00	3.78	4.36	13.49	266.9
2000															
P - Litière	1348	1.81	0.12	3.57	6.75	7.51	4.89	33.16	0.93	4.44	2.24	6.29	42.30	7.69	587.8
P - 15 cm	1122	5.81	0.26	0.25	1.20	0.66	0.58	14.51	0.24	1.85	0.08	19.91	23.41	35.03	2357.9
P - 50 cm	988	7.29	1.06	0.11	1.27	0.41	0.42	7.40	0.61	2.31	0.08	13.10	16.13	23.93	1951.2
P - 100 cm	845	5.34	0.22	0.16	0.99	0.25	0.64	5.93	0.14	1.41	0.05	8.87	13.67	16.36	1054.3
P - 200 cm	617	1.84	0.14	0.09	0.94	0.18	0.38	2.72	0.09	1.74	0.03	4.32	12.69	10.35	657.0
P - 300 cm	461	3.26	0.07	0.08	0.67	0.19	0.82	3.93	0.09	1.93	0.03	6.68	18.69	10.75	221.7
P - 400 cm	351	1.85	0.07	0.05	0.38	0.19	0.18	2.13	0.06	0.42	0.02	4.19	5.47	8.42	160.3
P - 600 cm	309	3.74	0.06	0.21	0.62	0.97	1.55	1.49	0.04	0.64	0.02	5.37	10.18	10.68	358.5
Savane															
1998															
P - 0 cm	1510	1.29	0.51	5.54	13.67	30.07	9.90	11.40	4.45	3.55	5.33	10.90	24.14	27.44	1542.0
P - 15 cm	1359	2.80	0.32	0.32	1.38	2.40	1.66	11.25	0.15	1.16	0.67	6.31	17.78	35.14	1584.7
P - 50 cm	1084	3.94	0.46	0.22	1.62	1.76	0.77	6.98	0.14	1.17	0.43	7.29	9.75	29.18	1254.9
P - 100 cm	929	0.75	0.29	0.15	0.68	1.25	0.34	4.85	0.04	0.48	0.40	3.19	6.77	16.02	1211.5
P - 200 cm	842	1.96	0.63	0.14	0.87	0.69	0.33	6.05	0.06	0.89	0.57	2.76	7.30	19.36	1774.0
P - 300 cm	773	1.57	0.97	0.06	0.73	1.00	0.51	7.59	0.21	0.57	0.34	5.93	6.33	15.02	254.4
P - 400 cm	773	1.59	1.10	0.05	0.62	0.51	0.26	7.77	0.22	0.55	0.32	4.80	5.63	16.34	276.9
1999															
P - 0 cm	1260	1.96	0.98	4.77	15.53	25.41	7.61	10.80	1.64	3.72	2.48	9.13	21.27	19.43	1726.0
P - 15 cm	1108	4.83	0.25	0.28	1.54	1.75	1.30	10.01	0.10	1.13	1.27	11.97	11.96	23.23	1136.3
P - 50 cm	852	4.24	0.24	0.27	2.99	1.30	0.39	8.78	0.08	0.74	0.38	7.06	7.05	20.93	1178.4
P - 100 cm	689	1.64	0.21	0.06	0.92	0.71	0.10	5.39	0.06	1.23	0.12	7.60	1.76	12.09	854.4
P - 200 cm	629	2.05	0.82	0.05	2.09	0.58	0.10	4.90	0.05	1.32	0.62	6.95	2.86	12.88	1213.4
P - 300 cm	615	2.15	0.75	0.04	0.79	0.78	0.22	3.41	0.13	0.74	0.22	9.09	1.68	10.10	175.9
P - 400 cm	615	3.37	1.27	0.08	0.78	0.44	0.21	3.15	0.18	0.97	0.22	5.98	1.88	11.96	240.5
2000															
P - 0 cm	1294	2.76	3.43	3.36	14.54	14.77	6.62	9.27	0.26	1.67	0.56	6.49	18.43	9.51	631.9
P - 15 cm	1157	7.30	0.19	0.27	1.78	0.93	0.88	8.93	0.03	0.67	0.06	8.00	14.72	19.68	816.3
P - 50 cm	892	4.28	0.08	0.16	1.52	0.69	0.30	5.14	0.02	0.46	0.05	4.56	6.28	14.77	757.7
P - 100 cm	737	2.06	0.41	0.08	0.69	0.30	0.08	3.74	0.04	1.45	0.03	4.35	2.76	12.54	681.4
P - 200 cm	653	1.83	1.52	0.06	0.89	0.20	0.06	4.28	0.03	2.23	0.02	6.52	3.00	11.90	912.7
P - 300 cm	597	1.21	0.47	0.06	0.48	0.26	0.09	2.90	0.05	0.33	0.08	3.32	2.03	8.13	75.5
P - 400 cm	597	1.34	0.62	0.09	0.55	0.48	0.21	3.87	0.04	0.46	0.04	4.07	3.68	9.79	119.1

* La concentration en DOC a été estimée de janvier à mai 1998 à partir des valeurs mesurées pendant la même période en 1999 et 2000, ainsi que du flux d'eau drainé.